MODELO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS NO BRASIL

.

Marcelo Guimarães Araújo

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientador(es): Alessandra Magrini
Claudio Fernando Mahler

Rio de Janeiro
Março de 2013

MODELO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS NO BRASIL

Marcelo Guimarães Araújo

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Examinada por:

_____
Profa. Alessandra Magrini, D.Sc.

_____
Prof. Cláudio Fernando Mahler, D.Sc.

_____
Prof. Amaro Olímpio Pereira Jr., D.Sc

_____
Profa. Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco, D.Sc.

_____
Prof. Júlio Carlos Afonso, D.Sc.

_____
Prof. Marcelo Motta Veiga, PhD.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
MARÇO DE 2013

Araújo, Marcelo Guimarães

Modelo de avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil. / Marcelo Guimarães Araújo - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2013.

XV, 217 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadora: Alessandra Magrini

Claudio Fernando Mahler

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2013.

Referências Bibliográficas: p. 191-213.

1. Gestão ambiental 2. Gestão de Resíduos. 3. Avaliação do Ciclo de Vida. I. Magrini, Alessandra. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

A História da Psique

Uma mulher sonhou com uma floresta num dia quente de verão. Sufocada pelo calor, corre em busca de alívio. Encontra numa clareira um lago de água fresca. Depressa tira a roupa mas, quando ia se jogar na água, apareceu um homem. Com medo, fugiu para as árvores. Mas, quanto mais corria, mais se sentia perseguida. Numa clareira de vegetação mais densa, viu a entrada de uma caverna. Correu mais rápido e entrou espavorida. Tinha despistado o perseguidor. Correu para dentro, pensando em sair do outro lado. Mas a caverna não tinha saída. Encolheu-se junto à parede do fundo e esperou. Logo surgiu o homem entrando pela caverna. Encostada à parede, gritou para o estranho: espera aí, o que você vai fazer comigo? O homem respondeu: não sei, o sonho é seu!

Fábula chinesa citada por Emmanuel Carneiro Leão na crônica "Redenção da Cultura Ocidental" sobre os livros de Cornélius Castoriadis (Jornal do Brasil, 4 de Julho de 1987).

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer aos professores Alessandra Magrini e Cláudio Mahler, pela excelente orientação e pelos conselhos que contribuíram para a tese.

Agradeço especialmente à professora Alessandra pelo exemplo de dedicação acadêmica e pela sua confiança.

Aos professores Amaro Pereira, Elen Pacheco, Júlio Afonso e Marcelo Veiga por aceitarem fazer parte da banca examinadora desta tese, e pelas sugestões apresentadas..

Agradeço aos colegas e amigos do PPE Marta Ribeiro, Buzzatti, Renzo, Nino, Susanne Hoffmann, Paulo, Cunha e outros pelos anos de convívio que tornaram menos penoso o período do doutoramento.

Aos funcionários do PPE Simone, Queila, Beatriz, Fernando, Paulo e especialmente Sandrinha sempre atenciosa com os alunos.

À CAPES pelo apoio financeiro através de bolsa de estudo.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

MODELO DE AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS NO BRASIL

Marcelo Guimarães Araújo
Março/2013

Orientadores: Alessandra Magrini
Cláudio Fernando Mahler

Programa: Planejamento Energético

A recente promulgação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos propicia um arcabouço legal para a gestão de resíduos no Brasil, particularmente para os resíduos eletroeletrônicos (REEE) para os quais é demandada a logística reversa e o adequado tratamento que deve seguir uma ordem de preferência estipulada pela hierarquia de gestão de resíduos. Esta tese apresenta um modelo de gestão de REEE baseado na ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida. Esse modelo é aplicado ao caso da gestão de resíduos de computadores desktop através de dois cenários. O cenário base representa a situação atual, na qual o desktop deve ser enviado para aterros sanitários. No cenário alternativo os componentes do desktop são aproveitados para a remanufatura, e reciclagem dos materiais, sendo que as placas de circuito impresso são recicladas em fundição integrada na Suécia, com recuperação de metais preciosos. Para o caso estudado, o modelo permitiu avaliar a diminuição em 27,1% dos impactos ambientais do cenário alternativo em relação ao cenário base, demonstrando a relevância da avaliação do ciclo de vida para a gestão de resíduos, particularmente os REEE.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

A MODEL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT OF WASTE ELECTRICAL AND ELECTRONICS EQUIPMENTS IN BRAZIL

Marcelo Guimarães Araújo

Março/2013

Advisors: Alessandra Magrini

Cláudio Fernando Mahler

Department: Planejamento Energético

A recent law on Solid Waste Management was issued in Brazil demanding the collection and treatment of selective streams of urban solid waste, particularly, waste of electrical and electronic equipment (WEEE). The law demands the use of the life cycle philosophy in order to evaluate the waste management alternatives. It also enforces a priority for the treatments stated by the waste hierarchy. In this thesis a model for the WEEE management is developed based on the ISO 14040/14044. This model is applied to the management of the desktop computer waste in the municipality of Rio de Janeiro. Two scenarios were created: the base scenario in which the desktop is disposed on landfills and the alternative scenario in which the components of the desktop are used for remanufacturing and recycling. The printed circuit boards are recycled at an integrated smelter in Sweden for recovery of precious metals. The model was able to analyze the reduction of 27.1% of the environmental impacts of the alternative scenario over the base scenario emphasizing the need of the life cycle assessment of the waste electrical and electronic equipment.

SUMÀRIO

1. INTRODUÇÃO 1
1.1 Definição do Problema 1
1.2 Objetivos 3
1.3 Estrutura da tese 4
2 A INDÚSTRIA DE ELETROELETRÔNICOS E SEUS RESÍDUOS: ESTADO DA ARTE E TENDÊNCIAS 5
2.1 Conceitos e Tipologias de EEE. 5
2.2 O contexto internacional e a indústria de eletroeletrônicos no mundo 7
2.2.1 O mercado brasileiro de equipamentos eletroeletrônicos. 8
2.3 Panorama mundial dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos 12
2.3.1 Fluxo internacional de REEE: a exportação de passivos ambientais. 14
2.3.2 Panorama dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil 15
2.3.3 Geração de Resíduos Eletroeletrônicos no Brasil 16
2.4 Impactos dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. 20
2.4.1 Caracterização das substâncias perigosas dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos 20
2.4.2 Impactos dos resíduos eletroeletrônicos. 25
2.5 A legislação ambiental aplicável. 33
2.5.1 O Contexto Internacional 33
2.5.2 A Legislação Ambiental Brasileira referente aos Resíduos Sólidos. 48
2.6 A Cadeia de Fim de Vida Útil dos REEE 53
2.6.1 Coleta dos REEE 54
2.6.2 Tecnologias de Tratamento dos REEE. 56
2.6.3 O aproveitamento do material reciclado. 68
3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: CONCEITOS E METODOLOGIAS 71
3.1 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV: um instrumento em evolução. 71
3.1.1 Software e Bancos de Dados de ACV disponíveis. 75
3.1.2 O Software SIMAPRO 77
3.1.3 O Banco de Dados Ecoinvent 77
3.1.4 O Uso de Banco de Dados para um ACV no Brasil. 78
3.2 Referencial Teórico: Avaliação do Ciclo de Vida pela série de normas ABNT NBR ISO 14040. 80
3.2.1 Definição do objetivo e escopo. 83
3.2.2 Inventário do Ciclo de Vida – ICV 85
3.2.3 Avaliação dos Impactos Ambientais do Ciclo de Vida – AICV 88
3.2.4 Interpretação dos resultados 94

3.2.5 Limitações da ACV 95
3.3 Outras dimensões: O Social e o Econômico 97
3.3.1 Avaliação do Ciclo de Vida Social – ACVS 97
3.3.2 Custo do Ciclo de Vida – CCV 103
3.3.3 Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida – ASCV 106
3.4 Avaliação do Ciclo de Vida aplicada à resíduos sólidos. 107
3.4.1 ACV de resíduos 108
3.4.2 A Avaliação do Ciclo de Vida de resíduos sólidos e o problema da alocação. 113
3.4.3 As incertezas e as limitações de um ACV de resíduos 123
3.4.4 Aplicações da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida à Gestão de Resíduos. 125
3.4.5 ACV aplicada à equipamentos eletroeletrônicos e seus resíduos. 127
4 PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS. 139
4.1 Fase 1: Definição do Objetivo, do Escopo e Inventário: 143
4.2 Fase 2: Avaliação dos Impactos 145
4.3 Fase 3: Decisão 146
5 APLICAÇÃO DO MODELO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS DE COMPUTADORES. 148
5.1 Adaptação do modelo ao caso de resíduos de computadores desktop 150
5.2 Aplicação do Modelo de Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos para o caso de resíduos de desktop 151
5.2.1 Objetivo, Escopo e Inventário 152
5.2.2 Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida - AICV 168
5.2.3 Decisão 182
6 - CONCLUSÃO 185
6.1 Considerações sobre o estudo de caso 186
6.2 Considerações sobre o modelo de gestão ambiental do ciclo de vida de resíduos eletroeletrônicos 188
6.3 Recomendações 189
BIBLIOGRAFIA 191
ANEXOS 214

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Hierarquia de resíduos segundo PNRS (2010)..... 51
Figura 2 – Estrutura das normas da série ISO 14000. 81
Figura 3 – Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida de acordo com a norma ABNT NBR ISO 14040:2009. 82
Figura 4 – Fluxograma de entradas e saídas em um sistema de produto..... 86
Figura 5 – Diferentes rotas tecnológicas para tratamento de garrafas plásticas: disposição em aterro, incineração com recuperação energética e reciclagem de materiais. 108
Figura 6 - Diagrama de análise para ACV de sistemas de gestão de resíduos com n correntes de resíduos. 109
Figura 7 – Princípio da expansão de sistemas e substituição de processos para a obtenção da equivalência funcional entre os diferentes sistemas de gestão de resíduos 114
Figura 8 – Determinação do processo conjunto verdadeiro em uma reciclagem de acordo com a metodologia do ILCD 119
Figura 9 – Impactos relativos das categorias ambientais para o estudo do EPI-ICT. .. 129
Figura 10 – Impactos ambientais em percentual por componentes na manufatura de desktops. 134
Figura 11 – Representação gráfica na qual se apresenta o caminho percorrido em ciclos/elipses pelos produtos/materiais ao longo das diferentes alternativas de tratamento (sugerido pelo autor). 139
Figura 12 – Representação esquemática do Modelo para Avaliação da Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos..... 143
Figura 13– Diagrama de fluxos de processos para os cenários Base e alternativo. 158
Figura 14 – Impactos ambientais normalizados do desktop do berço ao portão (extração de recursos naturais e manufatura do desktop - metodologia EcoIndicator 99 H)..... 170
Figura 15 – Ciclo de Vida do desktop para o Cenário Base montado no SIMAPRO.. 173
Figura 16 – Ciclo de vida do desktop para o Cenário Alternativo montado no SIMAPRO, com os processos: desmontagem, remanufatura e reciclagem. 174

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Indicadores econômicos do setor de equipamentos eletroeletrônicos [(1)] no Brasil. 9
Tabela 2 - Penetração de EEE em domicílios brasileiros em 2001 e 2008. 9
Tabela 3 - Distribuição regional de domicílios que possuem EEE no Brasil em 2008. 10
Tabela 4 - Computadores e aparelhos celulares: vendas e estoque em uso (milhões de unidades). 11
Tabela 5 - Comparação das estimativas de geração de resíduos de computadores (incluindo monitores CRT) para países na América Latina. 18
Tabela 6 - Estimativa de geração de REEE para o Brasil em 2008. 19
Tabela 7 – Presença de metais em análise química de amostras de diferentes placas de circuito impresso. 25
Tabela 8– Quantidades coletadas e tratadas em percentual da geração de REEE no ano de 2005 na Europa (EU27). 42
Tabela 9 – Indicadores de eficiência de sistemas de coleta REEE para o ano de 2006. 55
Tabela 10 – Fatores de normalização e ponderação para as três perspectivas culturais. 91
Tabela 11 – Premissas das alternativas de tratamento de fim de vida dos monitores de computadores analisados no projeto *DfE Computer Display Project* US EPA 130
Tabela 12– Comparação de resultados da categoria de impacto emissões de gases de efeito estufa em CO_2eq (kg) para as fases do ciclo de vida de desktop com monitor CRT. 133
Tabela 13 – Composição das placas de circuito impresso. 135
Tabela 14– Estimativa de geração de resíduos de desktop seguindo a metodologia de ARAÚJO *et al*.(2012). 149
Tabela 15 – Composição do desktop. 157
Tabela 16 – Composição percentual dos metais no processo de trituração e separação de REEE do banco de dados do Ecoinvent. 160
Tabela 17 – Emissões para atmosfera do processo de trituração de REEE. 161
Tabela 18– Frações das quatro correntes de saída do processo de trituração. 162
Tabela 19 – Emissões do processo de fundição integrada de REEE alocadas para 1 kg de ouro secundário. 164
Tabela 20 – Metais recuperados no processo de fundição integrada das PCI. 165
Tabela 21 – Emissões do processo de tratamento de baterias íon lítio de acordo com o dataset do Ecoinvent 166
Tabela 22 – Dados modelados para o transporte dos materiais nos diferentes processos. 167
Tabela 23 - Relevância no Brasil dos metais recuperados das PCIs de acordo com as premissas do Cenário Alternativo para os resíduos de desktop gerados no ano de 2008. 167
Tabela 24 - Resultados da AICV para as fases do ciclo de vida do desktop para o Cenário Base 169
Tabela 25 – Impactos normalizados das fases de extração de recursos e manufatura do desktop (EcoIndicator 99H). 170
Tabela 26 – Impactos normalizados da fase de extração de recursos e manufatura do desktop referentes ao componente placa PCI (EcoIndicator 99H). 171
Tabela 27 – Resultados ponderados do AICV para os Cenários Base e Alternativo. 175
Tabela 28 – Impactos para o cenário de gestão de resíduos alternativo em Pts. 176

Tabela 29 – Comparação dos impactos ambientais dos ciclos de vida das placas do desktop com e sem solda de chumbo, conforme metodologia de EcoIndicator 99 H.. 177
Tabela 30 – Sensibilidade dos impactos ambientais da gestão de resíduos do cenário alternativo para as diferentes razões de reaproveitamento 3, 4 ou 5. 178
Tabela 31 – Sensibilidade do cenário alternativo para as concentrações mínima e máxima dos metais recuperados no processo de fundição integrada, em Pts conforme metodologia de EcoIndicator 99 H. 179
Tabela 32 – Análise de sensibilidade da elasticidade da demanda e oferta dos metais na reciclagem das placas PCIs em fundição integrada. 180
Tabela 33 – Análise de Incerteza pelo método de Monte Carlo com intervalo de confiança de 95% para o Cenário Alternativo. 181
Tabela 34 – Cenário Alternativo conforme metodologia de ReCiPe Midpoint H. 182

LISTA DE QUADROS

Quadro 1– Presença de Substâncias perigosas em REEE. 21
Quadro 2 – Indicadores e critérios para avaliação de tratamento de REEE. 24
Quadro 3 – Categorias de equipamentos eletroeletrônicos da Diretiva WEEE 2002/96/EC..... 38
Quadro 4 - Regulações nacionais européias da Diretiva WEEE..... 38
Quadro 5 - Lista de materiais e componentes sujeitos a tratamento seletivo de acordo com a Diretiva WEEE 39
Quadro 6 – Evolução do foco da legislação europeia para REEE..... 44
Quadro 7 – Principais bancos de dados de ACV disponíveis..... 76
Quadro 8 – Principais softwares de ACV disponíveis. 76

LISTA DE SÍMBOLOS QUÍMICOS E ABREVIATURAS

Al Alumínio
Ag Prata
As Arsênio
Au Ouro
ABINEE Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica
ABETRE Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos
ABRELPE Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ACV Avaliação do Ciclo de Vida
ACVS Avaliação do Ciclo de Vida Social
AMC Análise Multicritério
ASCV Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida
Ba Bário
BAT Best available technique
Be Berílio
Br Bromo
Bi Bismuto
Ca Cádmio
Ce Cério
CE Consumer equipment
CFC Clorofluorcarbono
CI Circuito Integrado
Cl Cloro
Cr Cromo
Co Cobalto
Cu Cobre
CFC Cloroflourcarbono
COV Compostos orgânicos voláteis
CRT Cathode-ray tube
EAR Foundation Elektro-Altgeräte Register
EEE Electrical and Electronic Equipment
Eq. Equipment
EU European Union
Fe Ferro
HH Household
kg kilograms
IC Integrated Circuit
In Índio
La Lantânio
Li Lítio
Lu Lutécio
MFA Material flow analysis
MTRC Monitor de Tubos de Raios Catódicos
Mo Molibdênio
Na Sódio
Ni Niquel
NGO Non-governmental organization
NOx Óxidos de nitrogênio

OECD Organisation for Economic Co-operation and Development
Pb Chumbo
PBB Bifenilas polibromadas
PBDE Eteres difenílicos polibromados
PC Personal computer
PCB Printed circuit board
PCB Bifenilas policloradas
PCDD Policlorodibenzodioxinas
PCDF Policlorodibenzofurano PCI Placa de circuito impresso
PEAD Polietileno de alta densidade
PEBD Polietileno de baixa densidade
PET Polietileno tereftalato
Pd Paládio
PM Particulate matter
PP Polipropileno
Pt Platina
PVC Policloreto de vinila
REEE Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos
Ru Rutênio
S Enxofre
Sb Antimônio
Sc Escândio
SOx Óxidos de enxofre
Ta Tálio
Ti Titânio
TBBAs Tetrabromo-bisfenol
U Urânio
UE União Européia
V Vanádio
Y Ítrio
WEEE Waste Electrical and Electronic Equipment
WSR Waste Shipment Regulation
Zn Zinco

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) tem gerado uma crescente preocupação entre os atores responsáveis pela gestão de resíduos sólidos urbanos. Isso ocorre por causa do crescente volume de vendas e da diminuição da vida útil dos equipamentos eletroeletrônicos, aumentando os volumes gerados de resíduos, mas principalmente devido às substâncias perigosas contidas em seus componentes.

Em muitos países como os que compõem a União Europeia, esse fato levou à legislações específicas como a Diretiva REEE (EU, 2002), com o objetivo de evitar o envio de REEE para aterros, e aumentar a recuperação de materiais a partir da imposição da responsabilidade estendida do produtor (REP). Programas de logística reversa foram criados para coletar os REEE e enviá-los para posterior tratamento adequado. Alguns desses programas realizam somente a coleta, outros fazem também o tratamento parcial dos REEE para posterior disposição final dos rejeitos.

1.1 Definição do Problema

Os impactos dos equipamentos eletroeletrônicos têm sido ressaltados na literatura (WILLIAMS, *et al.*, 2002; BAN e SVTC, 2002; YANG et al., 2008; ROBINSON, 2009; WESTERDAHL *et al.*, 2010; TSYDENOVA e BENGTSSON, 2011; ARAÙJO *et al*, 2012 e outros), conforme abaixo:

- Existência de componentes perigosos. Essas substâncias são utilizadas em diferentes componentes dos equipamentos, como o chumbo nos monitores de tubos de raios catódicos e nas soldas de componentes, o mercúrio nas baterias e switches, os compostos halógenos utilizados como retardadores de chama e estabilizadores, o cádmio aplicado nos plásticos, entre outras;
- Exportação de REEE para países em deenvolvimento sem condições de propiciar tratamento ambientalmente adequado. Entretanto, uma parte da exportação de REEE pelos países desenvolvidos como EUA, UE e Japão, acaba sendo enviada para China, Índia, Malásia, Nigéria e outros países em desenvolvimento. Geralmente, a atividade de reciclagem de REEE nesses países, que pode incluir a segregação dos materiais e o tratamento, é realizada de

maneira informal e com técnicas não apropriadas de baixo custo, mas ocasionando impactos sociais e ambientais extensamente reportados na literatura e na mídia.

- Envio no Brasil para aterros ou mesmo lixões, ocasionando contaminação do solo e de águas subterrâneas. Há evidências de que os REEE sejam enviados para aterros sanitários, controlados, e mesmo lixões. O gestor de resíduos sólidos urbanos no município do Rio de Janeiro (COMLURB, 2009) reporta um percentual de 0,13% de REEE em uma amostragem de caracterização realizada em resíduos sólidos urbanos enviados para o aterro de Gramacho durante o ano de 2008, representando 0,64 kg/ ano per capita no ano de 2008.
- Alto gasto energético e consumo de água na manufatura dos componentes eletrônicos, assim como exaustão de recursos naturais utilizados na manufatura do produto (metais como ouro, platina e "terras raras[1]"). Esse recursos naturais após a vida útil do produto são desperdiçados se não ocorre o reuso e/ou reciclagem.

A cadeia da fase de final de vida dos equipamentos eletroeletrônicos é bastante complexa e depende do tipo de equipamento, assim como, principalmente da legislação e condições locais. A legislação europeia de resíduos sólidos e, particularmente a voltada para REEE (Diretiva WEEE 2002/96/EC & Diretiva RoHS 2002/95/EC), exerceu papel relevante na minimização dos impactos no final de vida, tendo influenciado a redução de substâncias perigosas no design dos produtos.

A promulgação da lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS pretende alterar esse quadro, impondo a coleta e tratamento dos REEE e perseguindo uma hierarquia de gestão de resíduos. Nessa hierarquia deve-se priorizar inicialmente a prevenção, a redução, o reuso, a reciclagem, o tratamento e finalmente como última alternativa tecnológica a disposição em aterros.

A PNRS recomenda a visão de ciclo de vida do produto na gestão de resíduos sólidos, ou seja, as decisões a serem tomadas tanto na concepção do produto quanto no

[1] Elementos químicos Sc e Y e os quinze elementos situados na tabela periódica entre os número atômicos 57 a 71 (La à Lu), de acordo com a Comissão de Nomenclatura em Química Inorgânica da IUPAC, os quais possuem propriedades como supercondutividade de interesse para a aplicação em eletrônica (Abrão, 1994).

tratamento de final de vida devem incluir a análise dos impactos de todas as fases do ciclo de vida do produto. A ACV apresenta-se como uma metodologia que objetiva mensurar os impactos ao longo de todo o ciclo de vida do produto, possibilitando a redução dos impactos, através de alternativas tecnológicas e locacionais menos impactantes. Pode indicar aos tomadores de decisão aonde centrar enfoque para criação de incentivos fiscais, financeiros e legais para as alternativas com menor impacto.

1.2 Objetivos

O objetivo geral dessa tese foi o desenvolvimento de um modelo para a gestão de resíduos eletroeletrônicos. Esse modelo foi baseado na ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços – ACV e desenvolvido a partir de uma revisão da literatura, abordando não só características dos REEE, como também, aspectos normativos, e a experiência obtida por alguns autores com ferramentas de análise ambiental de produtos e, particularmente, seus resíduos.

Esse modelo é aplicado para o município do Rio de Janeiro para a gestão de resíduos de computadores desktop, equipamento esse que se destaca pelo seu volume de venda, e por seu impacto ambiental. O cenário base da gestão do resíduo de computadores é o envio para aterros sanitários junto com os resíduos sólidos municipais. Um cenário alternativo é construído baseado em uma operação de desmontagem de computadores, com aproveitamento das partes para a montagem de um computador remanufaturado. As partes que não são aproveitadas são enviadas para processo de reciclagem e tratamento, no Estado do Rio de Janeiro e na Europa (placa de circuito impresso), seguindo a hierarquia de gestão de resíduos recomendada pela PNRS.

A partir desse caso pretende-se responder a questão central dessa tese: A hierarquia de gestão de resíduos sólidos recomendada pela PNRS deve ser sempre seguida? O modelo permitirá também a analise de questões específicas como: Qual a melhor alternativa de tratamento do resíduo de computador desktop?

1.3 Estrutura da tese

A tese está dividida em seis capítulos. Esse primeiro capítulo introduz o tema. O segundo capítulo apresenta a contextualização do problema: são apresentados conceitos referentes aos equipamentos eletroeletrônicos e seus resíduos, a indústria de eletroeletrônicos no mundo e no Brasil, os impactos ambientais dos REEE, a legislação pertinente na Europa, EUA, Brasil e outros países e a cadeia de tratamento dos REEE.

No terceiro capítulo a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida é apresentada com seu arcabouço teórico, e a evolução histórica da sua aplicação é comentada. São apresentados o software SimaPro e o banco de dados Ecoinvent. A metodologia de ACV é detalhada seguindo as normas da ISO 14041 e 14044, e são ressaltados os aspectos relativos a sua aplicação para resíduos sólidos e particularmente resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

No quarto capítulo é apresentado um modelo baseado na metodologia de ACV voltado para a análise de resíduos eletroeletrônicos. No quinto capítulo esse modelo é aplicado ao caso da gestão de resíduos de computadores desktop, e são discutidos os resultados do caso. Finalmente o capitulo seis apresenta as conclusões e recomendações do trabalho.

2 A INDÚSTRIA DE ELETROELETRÔNICOS E SEUS RESÍDUOS: ESTADO DA ARTE E TENDÊNCIAS

2.1 Conceitos e Tipologias de EEE.

Usualmente o mercado de equipamentos eletroeletrônicos (EEE) é subdivido entre diversos setores. A ABINEE (Associação Brasileira de Equipamentos Eletroeletrônicos) faz a seguinte classificação para o setor: automação industrial; componentes; equipamentos industriais; geração, distribuição e transmissão de energia elétrica; material de instalação, informática, telecomunicações e utilidades domésticas (ABINEE, 2011). Também é muito comum no mercado uma tipologia para os produtos vendidos ao mercado consumidor: linha branca para os equipamentos como geladeira, freezers, fogão, máquinas de lavar roupa e louça e outros; linha marrom para equipamentos como televisores, aparelhos de som e outros, equipamentos de informática, e aparelhos portáteis.

Note-se que ocorreu a partir da virada do milênio uma grande mudança no cenário internacional do setor eletroeletrônico uma concentração do mercado de fabricantes com atuação multinacional e a migração da produção de aparelhos, particularmente os eletrônicos mais simples, para países em desenvolvimento como a China (MELO et al., 2001)

NASSIF (2002) discorre sobre o desenvolvimento do setor eletroeletrônico no Brasil, ressaltando os incentivos governamentais e o consequente crescimento da demanda. Se produtos de tecnologia mais simples como a linha branca se desenvolveram de uma forma mais linear, o mesmo não aconteceu para os produtos de informática. O Cobra 530 foi o primeiro computador desenvolvido, e produzido no Brasil em 1980 pela empresa Cobra. Entretanto, mesmo com a reserva de mercado das décadas de 80, a produção de componentes eletrônicos no Brasil encontrou dificuldades como a necessidade de verticalização e de altos índices de nacionalização. A partir da década de 90, com a liberalização comercial, a participação de empresas brasileiras no mercado de eletrônicos se reduziu, com o aumento do percentual das importações sobre consumo aparente que chegou a 66,1% em 2001 (NASSIF, 2002).

O crescente consumo de equipamentos eletroeletrônicos, e a menor participação da produção nacional redundaram em saldos deficitários da balança comercial brasileira para o setor eletroeletrônico no Brasil (ABINEE, 2010). Portanto, embora muitos equipamentos eletrônicos como, e.g. computadores, sejam montados no Brasil, a maior parte dos componentes é importada, de diversos fabricantes de diferentes países. Particularmente no setor de eletrônicos o controle sobre a origem dos componentes e, por conseguinte, o conhecimento das substâncias que foram utilizadas para a fabricação desses componentes fica prejudicado.

O circuito integrado (CI) é o principal componente funcional de um produto eletrônico e sua produção agrega alta tecnologia, ainda não disponível no Brasil. A placa de circuito integrado (PCI) é o suporte através do qual os resistores, capacitores, circuitos integrados, transistores e outros componentes eletrônicos estão interligados e, quase sempre, é a parte principal de um produto eletrônico.

A intensidade do uso de materiais e energia para a fabricação de CI foi ressaltada por WILLIAMS *et al*.(2002) devido a baixa entropia dos sofisticados materiais utilizados na manufatura dos CI, como o silício em um alto nível de pureza. Segundo os autores são necessários 72 gramas de substâncias químicas (ácido sulfúrico ou clorídrico, entre elas), 32 litros de água, 1,6 kg de combustíveis fósseis, e a emissão de 700 gramas de gases no processo de manufatura de um CI de 2 gramas; contestando, portanto, a desmaterialização dos produtos eletrônicos, que diminuíram de tamanho, mas ainda são intensamente energo-intensivos. Entretanto, BAIRD e CANN (2011), mais recentemente, apresentam uma pesquisa de uma tecnologia inovativa a SCORR (remoção resistente de dióxido de carbono supercrítico), a qual utilizando CO2 no estado supercrítico (alta pressão) realiza o processo de lavagem na produção do CI, eliminando o uso dos ácidos perigosos e tóxicos, e a necessidade do uso de água, e principalmente, utilizando o CO2, gás de efeito estufa, como insumo.

Esses componentes tornam-se cada vez mais frequentes em diversos outros equipamentos elétricos, como geladeiras ou televisores com funções programáveis, ou mesmo em outros produtos fora do setor eletroeletrônico, como automóveis com equipamentos GPS e outros componentes eletrônicos. Dessa forma, a presença dos componentes eletroeletrônicos vem aumentando nos setores econômicos da sociedade e, assim são dispersos geograficamente.

A cadeia do ciclo de vida de equipamentos eletroeletrônicos geralmente é global, onde recursos naturais como metais são extraídos de minas localizadas em diversos lugares no mundo. Por sua vez os componentes de alta tecnologia, como circuitos integrados, são produzidos em poucos países, transacionados para outros países aonde são montadas em partes mais complexas, como as placas de circuito impresso. Essas por sua vez serão incorporadas em um equipamento como um GPS, percorrendo uma cadeia complexa de diversos atores interligados globalmente.

A diversidade dos equipamentos eletroeletrônicos e de seus componentes é uma das principais dificuldades na gestão de resíduos eletroeletrônicos. Há que se ressaltar o caráter dinâmico do setor eletroeletrônico cuja tecnologia está sempre em constante evolução, não só dos produtos em si, de seus componentes e substâncias que estes contem, mas também do mix de produtos consumidos (que poderá ser diferente para os mercados consumidores) e depois são descartados pela população, o que torna bastante complexa a análise dos REEE.

2.2 O contexto internacional e a indústria de eletroeletrônicos no mundo.

Uma análise do mercado internacional de equipamentos eletroeletrônicos revela que produtos como televisores, refrigeradores, máquinas de lavar, e sistemas de som alcançaram relativa estabilidade de mercado nos países desenvolvidos, enquanto nos países em desenvolvimento, ainda ocorre expansão do mercado desses equipamentos, devidos ao crescente nível de renda e ao aumento da urbanização. Nos países desenvolvidos esses mercados podem ser classificados como maduros. O mesmo já não ocorre para produtos como computadores, *tablets* e telefones celulares, que em nível internacional ainda estão em crescimento, tanto para países desenvolvidos, como em desenvolvimento.

Como exemplo de mercado maduro em um país desenvolvido pode-se citar o decréscimo de 4% nas vendas de televisores no Japão entre os anos de 2000 e 2008, de acordo com a Associação das Empresas de Eletrônicos e Tecnologia da Informação Japonesa - *Japan Electronics and Information Technology Industries Association* (JEITA, 2011). Em contraste a DISPLAY SEARCH (2011), empresa de consultoria de mercado no setor, projeta um aumento de 6% nas vendas de televisores nos países em

desenvolvimento para o período compreendido entre 2011 e 2015, enquanto estima um crescimento de apenas 0.3% para os países desenvolvidos.

A telefonia móvel é ainda um mercado não maduro de rápido crescimento. O número de assinaturas de telefonia móvel cresceu 42% nos países desenvolvidos entre 2005 e 2010, enquanto em países em desenvolvimento o crescimento foi de expressivos 226% (ITU, 2011), gerando problemas com a geração de resíduos desses aparelhos e a necessidade da organização de uma estrutura adequada de tratamento.

Característica sintomática é a velocidade cada vez maior de novas funcionalidades e tecnologias que fazem com que o consumidor troque de equipamento antes que os produtos efetivamente deixem de operar, gerando uma diminuição da vida útil efetiva do equipamento. O rápido desenvolvimento tecnológico desses equipamentos demanda estudos desses complexos mercados, particularmente de suas cadeias produtivas e de final de vida útil.

2.2.1 O mercado brasileiro de equipamentos eletroeletrônicos.

O mercado brasileiro de EEE vem crescendo fortemente nos últimos anos. De acordo com a ABINEE (2011), apesar da crise econômica global de 2009, houve um crescimento de 23% no faturamento do setor de equipamentos eletroeletrônicos, entre o período de 2007 e 2010 (Tabela 1). Durante esse período as exportações decresceram 18%, enquanto as importações aumentaram 45%. Essas variações podem ser atribuídas principalmente a apreciação da moeda brasileira em relação às outras moedas, especialmente ao dólar, fazendo com que os preços dos produtos importados se tornassem menores, o que resultou no aumento das importações, principalmente da Ásia.

Tabela 1 - Indicadores econômicos do setor de equipamentos eletroeletrônicos [(1)] no Brasil.

	2007	2008	2009	2010
Faturamento (US$ bi)	57,4	67,0	56,1	70,7
Exportação (US$ bi)	9,3	9,9	7,5	7,6
Importações (US$ bi)	24,0	32,0	25,0	34,9
Empregados (1000)	156,0	161,9	160,0	175,0

Fonte: ABINEE, 2011.

Notas: (1) automação industrial, componentes, equipamentos industriais, materiais elétricos para instalações, informática, telecomunicação e utilidades domésticas.

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) conduz uma pesquisa anual denominada Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD (IBGE, 2002 e 2009), na qual apresenta o percentual de domicílios que possuem vários tipos de equipamentos eletroeletrônicos com apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Penetração de EEE em domicílios brasileiros em 2001 e 2008.

Equipamento	Percentual de domicílios (%)		
	2001	2008	Crescimento %
Televisão	89	95	7
Refrigeradores	85	92	8
Freezers	19	16	-16
Máquinas de Lavar	34	42	22
Sistemas de Som	88	89	1
Computadores	13	35	172
Aparelhos Celulares	8	42	424

Fonte: IBGE, 2002 e 2009.

Como pode ser observado, aparelhos como computadores e celulares tiveram um crescimento destacado. O potencial de expansão do mercado desses produtos ainda é grande devido ao aumento do poder aquisitivo e a crescente urbanização no país, assim como, ao desenvolvimento tecnológico, fazendo com que esses produtos se tornem mais baratos para o consumidor. Conquanto o mercado do setor eletroeletrônico aumente, esse crescimento manifesta-se de forma desigual no país, devido às disparidades

regionais, demonstradas pelos percentuais de presença de equipamentos em domicílios, conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Distribuição regional de domicílios que possuem EEE no Brasil em 2008.

	(milhões unidades)	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro Oeste
Televisões	54,8	90,0%	91,7%	97,6%	96,4%	94,6%
Refrigeradores	53,0	83,9%	81,5%	97,3%	97,2%	95,1%
Freezers	9,2	15,3%	7,0%	15,6%	31,5%	18,6%
Máquinas de Lavar	47,2	26,7%	15,5%	54,3%	59,0%	34,4%
Sistemas de Som	23,9	76,4%	82,4%	93,0%	94,9%	86,4%
Computadores	20,3	17,4%	15,7%	40,0%	38,5%	30,9%
Aparelhos Celulares	24,1	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

Fonte: IBGE, 2009. N/A – não aplicável

Deve-se mencionar que os dados do PNAD de presença de equipamentos nos domicílios reportados nas Tabelas 2 e 3, apresentam o número de domicílios que possuem o equipamento, não informando se o domicílio possui mais do que um equipamento. Também, o PNAD não inclui dados de empresas, portanto os dados do PNAD são conservadores para todos os tipos de equipamentos, e particularmente para computadores e aparelhos de telefonia celular, os quais tem caráter pessoal, e não inclui os equipamentos de empresas, bastante representativos.

A Tabela 4 apresenta dados da ABINEE (2010) de venda de computadores e aparelhos celulares para o período entre 2000 e 2009. Para o estoque em uso de computadores pessoais, uma pesquisa anual foi realizada por MEIRELES (2010). O estoque em uso de aparelhos celulares foi baseado no número de linhas de telefonia móvel em uso, obtido das operadoras (Associação Brasileira de Telecomunicações – TELEBRASIL, 2010).

Tabela 4 - Computadores e aparelhos celulares: vendas e estoque em uso (milhões de unidades).

	Computadores		Aparelhos Celulares	
	Vendas (1)	Estoque (2)	Vendas (1)	Estoque (3)
2000	2,9	10,0	2,6	23,2
2001	3,1	13,0	5,2	28,7
2002	3,1	16,0	11,3	34,9
2003	3,2	19,0	16,4	46,4
2004	4,1	23,0	33,3	65,6
2005	5,6	28,0	36,6	86,2
2006	8,2	34,0	37,1	99,9
2007	10,0	41,5	49,7	121,0
2008	12,0	50,0	55,1	150,6
2009	12,0	60,0	50,0	174,0

Fontes: (1) ABINEE, 2010; (2) MEIRELLES, 2009, (3) TELEBRASIL, 2010.

A tabela apresenta o grande crescimento do estoque em uso de computadores e aparelhos celulares no período, com uma variação de 385% e 526%, respectivamente, entre 2001 e 2008. Como esperado, comparando as Tabelas 2 e 4, pode ser visto que a última demonstra números maiores de estoque em uso. Os números da Tabela 4 refletem mais acuradamente o estoque desses equipamentos. Entretanto, para mercados maduros os números do PNAD podem ser usados como uma estimativa aceitável do número de produtos em uso desses equipamentos.

Esses números, e particularmente os referentes aos computadores e celulares, demonstram um contínuo crescimento das vendas dos equipamentos, ao menos até o ponto em que o mercado se torna saturado. Entretanto, a característica de rápida mudança tecnológica desses equipamentos indica que mesmo quando esses mercados se tornarem saturados, o crescimento de vendas ainda se tornará possível, visto que os consumidores ainda tenderão a comprar novos produtos mais avançados tecnologicamente, e com novas funcionalidades, antes do fim efetivo da vida útil do equipamento. Essa situação demonstra que há uma crescente necessidade de dados acurados e da gestão integrada dos resíduos gerados por esses equipamentos.

2.3 Panorama mundial dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

A gestão dos REEE tornou-se prioritária entre as correntes de resíduos sólidos urbanos não só por causa do crescente volume de vendas desses equipamentos, como também devido às substâncias perigosas contidas em seus componentes. Isso levou, em muito países como os que compõe a União Europeia, à legislações específicas como a Diretiva WEEE (EU, 2002a), com o objetivo de evitar o envio de REEE para aterros e aumentar o reuso e a reciclagem de materiais a partir da imposição da responsabilidade estendida do produtor (REP). Programas de logística reversa foram criados para coletar os REEE e enviá-los para posterior tratamento adequado (UNEP 2010).

Os EEE são constituídos por várias partes e componentes, que por sua vez contém inúmeros materiais. Alguns EEE como fogões, são mais simples, possuindo poucas peças, outros como um desktop podem possuir vários componentes manufaturados por diferentes empresas, resultando em mais de 30 elementos químicos da tabela periódica (MERKERS *et al*., 2009). A complexidade desses equipamentos redunda em uma grande dificuldade para a reciclagem desses materiais de forma eficiente, ou seja, sem perdas e contaminações entre as substâncias.

Várias iniciativas governamentais ou não governamentais foram deslanchadas entre e por os atores envolvidos na gestão de REEE, principalmente na Europa, a partir da década de 90. A StEP (*Solving the E-waste Problem*) é uma organização fundada em 2004, sob a influência das Organização das Nações Unidas composta por divisões da ONU, empresas do setor eletroeletrônico (Dell, Nokia, Microsoft, e outras), ONGs, agências ambientais (US-EPA), academia (Univ Delf, EMPA, e outras), com o objetivo de minimizar os impactos associados aos REEE. Desde então, a StEP vem apoiando projetos de pesquisa, conferências, e outros, para o desenvolvimento e a disseminação de tecnologias adequadas para a gestão de EEE.

A Divisão de Tecnologia, Indústria e Economia (DTIE) do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA (UNEP) comissionou em 2008 a Universidade das Nações Unidas para a realização de um estudo que avaliasse a gestão de tratamento de REEE em países em desenvolvimento (UNEP, 2009a). Segundo o relatório, apesar da legislação europeia demandar a logística reversa, a maior parte dos recursos naturais é perdida, por falta de esforços na logística reversa, tecnologias de

reciclagem não apropriadas e exportação ilegal dos REEE para países em desenvolvimento, sem tecnologias seguras.

Pela parte dos recicladores, foi fundado pela Associação Europeia de Logística Reversa de Resíduos Eletroeletrônicos o "*WEEE Forum*", na qual participam 41 programas de logística reversa e reciclagem, com um total de 17 mil produtores de equipamentos eletroeletrônicos afiliados, cujos membros em 2008 trataram de 1,5 Mt de REEE, para um total estimado de 8.3 Mt na EU em 2008, ao custo total de 240 milhões de Euros (160 euros/t). Em 2008 lançaram o WEEELABEX – selo de certificação para o tratamento de REEE, em busca de uma harmonização de padrões de tratamento (WEEE FORUM, 2009).

Uma das mais antigas organizações não governamentais voltadas para a gestão de REEE é a SVTC - Aliança de Tóxicos do Vale do Silício (*Silicon Valley Toxics Coalition* - www.svtc.org) fundada em 1982 quando da descoberta de contaminação do lençol freático na região próxima a fábricas de produtos de alta tecnologia. Dos problemas locais, logo a SVTC passou a se preocupar com a migração da produção e dos impactos sociais e ambientais gerados em outros países com regulações ambientais menos severas (SMITH *et al*., 2006)

A SVTC juntamente com a BAN – *Basel Action Network* (www.ban.org), outra organização não governamental fundada em 1997, especificamente com foco nas exportações de substâncias perigosas lançaram um 2002 um relatório "*Exporting Harm*" (BAN e SVTC, 2002), desvendou ao mundo a exportação ilegal de REEE para países Asiáticos, como a China e a India, nos quais esses resíduos passaram a ser reciclados informalmente com graves impactos ambientais e a saúde humana. Segundo esse relatório, a Agência Ambiental Americana US-EPA, realizou um estudo no qual constatou que era 10 vezes mais barato enviar monitores de tubo de raios catódicos (CRT) para a China, do que tratá-los em recicladoras nos EUA. Estimavam, então, que 80% dos REEEs coletados nos EUA eram exportados para a China. No ano de 2010 a BAN, lançou a certificação e-Stewards para recicladoras de REEEs, através da qual as exportações para tratamento inadequado ficam proibidas (http://e-stewards.org/).

Na Europa, após a promulgação das Diretivas WEEE (2002/96/EC) e RoHS (2002/95/EC) vários programas de logística reversa foram criados como o SWICO (www.swico.ch) e o SENS (www.sens.ch) na Suiça, que atuam em diferentes tipos de equipamentos (Khetriwal et al., 2007). Alguns desses programas realizam somente a

coleta, outros fazem também o tratamento parcial dos REEE para posterior disposição final dos rejeitos.

2.3.1 Fluxo internacional de REEE: a exportação de passivos ambientais.

O fluxo internacional de REEE tem sido analisado por diversos autores na literatura, que denotam que parte dos REEE dos países desenvolvidos como EUA e EU e Japão, acabam na China, Índia, Malásia, Nigéria e outros países em desenvolvimento (ZOETEMAN et al., 2010; ROBINSON, 2009). Geralmente, a atividade de reciclagem de REEE nesses países é realizada informalmente e com técnicas não apropriadas de baixo custo, ocasionando impactos sociais e ambientais (BAN e SVTC, 2002; YANG *et al*., 2008).

Uma das áreas mais afetadas pela reciclagem de REEE inadequada é o sudeste da China (LEUNG *et al*., 2007; ZHAO *et al*., 2009). YANG et al. (2008) denota que, a maior parte da exportação de REEE para a China é proibida pela lei local, mas que novas políticas estavam sendo delineadas com base na responsabilidade estendida do produtor.

SHINKUMA & MANAGI (2010) analisaram o mercado de reciclagem de REEE na China e na Índia e, constataram que em ambos os países, os governos adotaram a mesma política para evitar os impactos negativos da reciclagem informal, criando uma estrutura de licenciamento de recicladoras e a proibição do envio de REEE para recicladoras não licenciadas. No caso específico da China, a legislação determina que só as empresas exportadoras de países desenvolvidos, como EUA, Japão e EU, são autorizadas a exportar REEE para as recicladoras licenciadas, e somente essas possuem o direito de importar REEE. Dessa forma, parques industriais de reciclagem licenciados foram estabelecidos em Tiajin, Taicang, Ningbo, Taizhou e Zhangzhou na China, e em menor grau, na Índia em Chenai e Bangalore.

Se o controle de grandes geradores de REEE dos países desenvolvidos foi resolvido através da política de desenvolvimento de um mercado de reciclagem formal e controlado, tal não ocorre para o mercado dos supostamente, produtos destinados a reuso. Segundo YOSHIDA (2006, citado por SHINKUMA & MANAGI, 2010) o governo chinês permite a importação de produtos de segunda mão, desde que o destino

deles seja a remanufatura e exportação para outros países. Na Índia, é permitido, importar REEE de segunda mão, desde que seja para doação para instituições educacionais. SHINKUMA & MANAGI (2006) denotam, entretanto, que em ambos os países esses produtos acabam sendo direcionados para o mercado secundário local e, posteriormente, vendidos para o mercado de reciclagem informal de forma capilarizada.

2.3.2 Panorama dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil

Não há dados consolidados referentes à resíduos sólidos no Brasil, muito menos para uma corrente específica como os REEE. Portanto, há uma necessidade veemente de pesquisa e estruturação de mecanismos de controle sobre a corrente. Há, entretanto, algumas estimativas. A ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2011) estima que o país gerou 57 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos em 2009, o que representa uma geração *per capita* ano de 359 kg para o país. Denota que 53,1% do volume total coletado se concentra nos estados da região sudeste do país, seguido por 22% no Nordeste, 10,8% no Sul, 8% no Centro Oeste, e 6,1% no Norte.

A gestão de resíduos sólidos no Brasil é quase completamente realizada com envio dos resíduos para aterros. Nas grandes cidades, apenas alguns dos aterros possuem condições apropriadas e podem ser classificados como aterros sanitários. Entretanto, de acordo com a ABRELPE (2011), em 2009 somente 47% dos resíduos sólidos urbanos coletados foram dispostos em aterros sanitários, sendo que o restante foi para lixões ou aterros não controlados. A coleta seletiva é muito recente no Brasil e, em 2010, os programas de coleta seletiva atendiam somente 12% da população do país, sendo que deste total a corrente de resíduos eletroeletrônicos representou somente 1,9% em peso (CEMPRE, 2011).

O gestor de resíduos sólidos urbanos na cidade do Rio de Janeiro (COMLURB) reporta um percentual de 0,13% em uma amostragem de caracterização realizada em resíduos sólidos urbanos durante o ano de 2008, representando 0,64 kg/ ano per capita (COMLURB, 2009). Embora existam sistemas de coleta e reciclagem para algumas correntes de resíduos, como latas de alumínio, vidro, papel e papelão e alguns plásticos

(CEMPRE, 2011), parece que nem o mercado formal, nem o informal perceberam um potencial econômico e social na reciclagem de REEE.

Não há informações consistentes a respeito do recebimento de resíduos eletroeletrônicos de outros países no Brasil. Para o mercado formal, RODRIGUES (2007) reporta uma recicladora na cidade de São Paulo que coleta placas de circuito impresso e, após a moagem, essas são exportadas para posterior tratamento e recuperação de materiais em outros países. BANDINI (2009) estima 2% de reciclagem de REEE em todo o país. Há algumas empresas recicladoras de REEE atuando no Brasil, mas essas são mais focadas nos resíduos gerados nos processos de manufatura dos produtores, como itens obsoletos, rejeitos da linha de produção e outros. Usualmente, esses equipamentos são desmontados, as partes são separadas de acordo com os materiais, que são posteriormente moídos. O material final é enviado para algumas indústrias para reuso como matéria-prima secundária ou dispostos em aterros industriais (RODRIGUES, 2007).

Algumas empresas de manufatura de produtos eletroeletrônicos proativamente criaram programas de coleta dos REEE, adiantando-se à lei da PNRS. A VIVO, operadora de telefonia móvel do país, iniciou em 2006 um programa de coleta denominado "Recicle seu Celular". De acordo com LIMONTA (2010), de 2007 a 2009, 588.842 aparelhos celulares foram coletados em 3.400 pontos por esse programa. Um pequeno percentual dos equipamentos foi remanufaturado. O programa da VIVO, entretanto, contabilizou somente 0,2% do total de aparelhos celulares vendidos no país (301 milhões) desde o início das operações de telefonia móvel no país.

Há evidências de que existe um mercado de reuso de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil, mas o tamanho desse mercado não é facilmente mensurável, pois o uso em cascata é muito comum, com a doação ou venda dos equipamentos para pessoas de poder aquisitivo inferior, resultando assim, em um prolongamento da vida útil dos produtos, mas com grande variação regional.

2.3.3 Geração de Resíduos Eletroeletrônicos no Brasil.

As dificuldades inerentes à obtenção de dados sobre os REEE e as formas possíveis de estimar sua geração são temas de vários trabalhos publicados na arena internacional. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2003), a dificuldade de

estabelecer-se o fluxo de materiais para equipamentos elétricos e eletrônicos envolve a complexidade do sistema e a falta de dados confiáveis. EEA (2003) observam as dificuldades na obtenção de dados para o cálculo do potencial de REEE na Europa, afirmando que os dados necessários para realizar os cálculos são bastante pobres, na medida em que não é obrigatória para as empresas a divulgação dos números de produção. Eles concluem que os dados compilados por empresas de pesquisa de mercado como AC Nielsen, IDC, JEITA, EITO e outros são mais precisos do que os das autoridades estatísticas, uma vez que estas empresas têm os conhecimentos específicos de cada mercado em análise. Além dos dados de produção formal são necessários dados de produção informal, como por exemplo, montagem de desktops por pequenas oficinas caseiras, assim como dados de importação legal e ilegal (mercado cinza).

Se a obtenção de dados de produção dos equipamentos já é por si só difícil, a estimativa da quantidade desses produtos que são descartados pelo consumidor, ou seja, a geração de resíduos eletroeletrônicos é mais complexa ainda. A principal variável em questão na estimativa de geração de resíduos eletroeletrônicos é a vida útil do equipamento, ou seja, a obsolescência do equipamento, definida no momento em que o consumidor decide que esse equipamento não mais lhe serve.

LEIGH et al. (2007) desenvolveram uma metodologia para analisar os fluxos de REEE, quando confrontado com a disponibilidade de dados limitada, utilizando como exemplo computadores obsoletos, na cidade de Atlanta. Mesmo havendo uma regulamentação específica para REEE nos Estados Unidos, os dados necessários para analisar o programa de reciclagem, como a vida útil do produto, volume de geração, a distribuição espacial e taxas de devolução, não eram sistematicamente ou regularmente recolhidos a nível regional. O modelo dos autores foi baseado em uma análise de fluxo de produto de um computador 23 kg, empregando taxas de devolução diferentes ao longo da vida, e assumindo que tanto volume de negócios e taxas de devolução são maiores para computadores empresariais do que para computadores domésticos. Os autores concluíram que a "*precisão da estimativa de resíduos parece mais limitada pela disponibilidade de dados do que pela metodologia*".

Tais dificuldades são ainda maiores nos países da América Latina. A Tabela 5 abaixo apresenta estimativa de geração de resíduos de computadores para Brasil, México, Argentina, Colômbia Peru e Chile.

Tabela 5 - Comparação das estimativas de geração de resíduos de computadores (incluindo monitores CRT) para países na América Latina.

País	Geração (ton/ano)	Ano	*Per capita* (kg/cap*)	Referencia
Brasil	56.270	2008	0,30	ROCHA et al. (2009)
México	47.500	2006	0,44	MOGUEL (2007)
Argentina	20.000	2007	0,49	PROTOMASTRO (2007)
Colombia	7.400	2007	0,17	OTT (2008)
Peru	7.300	2007	0,26	ESPINOZA et al. (2008)
Chile	7.000	2008	0,42	STEUBING et al. (2010)

Fonte: Adaptado de ARAÚJO et al. (2012).

*Valor *per capita* calculado de acordo com a população obtida em CIA *World Fact* (2011) ajustada para o ano de referência.

Um modelo de estimativa de geração de resíduos eletroeletrônicos é apresentado por ARAUJO et al. (2012). O modelo tenta aplicar métodos diferentes para estimar a geração de resíduos do equipamento, considerando que os produtos de mercados não-maduros necessitam de uma abordagem diferente. Mercados maduros são aqueles que aumentam quase na mesma taxa que a população. As vendas são basicamente para reposição dos produtos após o fim de sua vida útil. Produtos de mercados não-maduros são aqueles onde a demanda está crescendo mais rápido do que a população ou aqueles que sofrem ondas repentinas de mudança tecnológica, com o encurtamento do tempo de vida resultante de produtos de tecnologia antigos. As vendas de mercados não maduros são tanto para novos usuários quanto para a substituição de produtos antigos por novos produtos com melhores recursos tecnológicos, mesmo que estes ainda estejam operacionais.

Nesse modelo a vida útil é definida como o tempo total que o produto mantém-se nos limites de sistema a partir do ponto de venda até ao momento em que é enviado para o sistema de gestão de resíduos sólidos. No caso de produtos de mercado maduros o modelo aplica o método de uso e consumo. No caso de produtos de mercados não-maduros, o método de etapas de tempo (*time-step*) é aplicado. Nesse último método não há a necessidade de estimativa da vida útil do produto. É adequado para mercados onde a vida útil do produto é variável. Este é o caso de computadores pessoais e telefones

celulares, que são submetidos à contínuas mudanças tecnológicas, tais como as várias gerações tecnológicas de aparelhos de telefonia celular.

A estimativa da geração de REEE para o ano de 2008 no Brasil é apresentada na Tabela 6, de acordo com o modelo de ARAÚJO, *et al*. (2012). A tabela também apresenta a geração *per capita* para o ano de 2008.

Tabela 6 - Estimativa de geração de REEE para o Brasil em 2008.

Equipamento	Peso (kg)	Vida útil (anos)	REEE (t/ano)	REEE *per capita* (kg/ano)
Televisões	30	12	136.883	0,73
Refrigeratores	65	12	287.024	1,53
Freezers	50	15	30.787	0,16
Máq. de Lavar	40	10	95.596	0,51
Ap. Som	10	10	51.173	0,27
Mercado maduro subtotal			601.462	3,20
Computadores	30	-	105.000	0,56
Celulares	0,1	-	2.550	0,01
Mercados Não-maduros subtotal			107.550	0,57
Total			709.012	3,77

Fonte: ARAUJO et al. (2012).

A geração total dos REEE per capita para os sete produtos selecionados é 3,77 kg por habitante/ano. Este número não é muito distante do índice de 3,4 kg per capita / ano encontrada para o Brasil por ROCHA e GOMES (2009), que usaram os mesmos produtos para o Brasil em 2008. Não obstante, os resultados são diferentes para os produtos não-maduros, em particular de resíduos de computador para o qual ROCHA e GOMES (2009) indicaram 0,3 kg per capita/ano, utilizando um tempo médio de vida de sete anos. ARAÚJO et al. (2012) estimaram um valor de 0,56 kg per capita/ano de resíduos computador para 2008. A diferença pode ser explicada parcialmente pela premissa de vida útil assumida por ROCHA e GOMES (2009).

2.4 Impactos dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

A corrente REEE caracteriza-se por uma heterogeneidade e complexidade de materiais para os quais é necessária apropriada segregação e posterior tratamento adequado de componentes que possuam substâncias perigosas. A caracterização dos equipamentos qualitativa e quantitativa é necessária para a desmontagem e a devida separação dos componentes com substâncias perigosas. Com isso, evita-se também o envio desses componentes para rota tecnológica não indicada, *e.g.*, incineração de componentes que contenham mercúrio ou que formem dioxinas e furanos, substância de grande impacto ambiental (CUI & FORSSBERG, 2003).

2.4.1 Caracterização das substâncias perigosas dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

Os REEE contêm diversas substâncias perigosas, como chumbo, mercúrio, berílio, PBB (bifenila polibromada), PBDE (difenil éter polibromado) and PCB (bifenila policlorada), gases como CFC (clorofloucarbono), e outras (EEA, 2003; UNEP, 2009a), as quais podem contaminar o solo e a produção agrícola e causar efeitos nocivos severos à saúde humana e ao ecossistema (TSYDENOVA E BERNGTSSON, 2011; SEPULVEDA, et al. 2010; ZHAO et al., 2009; WANG et al., 2009; FIVE WINDS INTERNATIONAL, 2001).

Uma lista não conclusiva dos componentes que contém substâncias perigosas contidas nos REEE, obtida em um projeto comissionado pelo Ministério do Meio Ambiente do Reino Unido, pode ser analisada no Quadro 1 (AEA Technology, 2006).

Analisando-se essa lista, pode-se concluir que muitos dos componentes utilizados há não muito anos atrás, já não mais são comuns mesmo em mercados de países em desenvolvimento. Exemplos são os discos flexíveis há muito substituídos por "*pen drives*" e outros dispositivos de memória. A velocidade de mudança do setor de eletroeletrônicos é um fator a ser considerado na gestão dos REEE. Uma importante mudança tecnológica está acontecendo: a migração dos monitores de tubo de raios catódicos para os monitores de cristal líquido, plasma e outros. Esses monitores estão

presentes tanto em computadores quanto em televisores e, em ambos os equipamentos, são substituídos. Até então na Europa, havia uma estrutura capaz de reciclar e dar destinação para os materiais secundários dos monitores MTRC, entretanto, a migração para outros monitores, demandará também a pesquisa e o desenvolvimento de tecnologias, assim como investimentos na operacionalização das tecnologias necessárias para o tratamento dos novos tipos de componentes.

Quadro 1– Presença de Substâncias perigosas em REEE.

Substâncias	Ocorrência nos REEE
Compostos Halogenados	
PCB - Bifenilas policloradas	Condensadores, transformadores
TBBA - Tetrabromo-bisfenol A PBB bifenilas polibromadas PBDE eter difenil polibromados	Retardadores de chamas para plásticos em componentes termoplásticos: placas de circuito, gabinetes e cabos, etc..
CFC Clorofluorcabonos	Refrigeradores, condicinadores de ar, e outros.
PVC polivinil clorados	Cabos
Metais pesados e outros metais	
Arsênio	Pequenas quantidades na forma de arseneto de gálio em diodos
Bário	Monitores de tubo de raios catódicos MTRC
Berílio	Fontes de energia, lentes raio x.
Cádmio	Baterias recarregáveis de níquel-cádmio, camada fuorescente dos MTRC, tonners e tintas, tambores das máquinas fotocopiadoras.
Cromo hexavalente	Fitas de dados, disco flexível
Chumbo	Monitores MTRC, baterias, placas PCI
Lítio	Baterias de lítio
Mercúrio	Lampadas fuorescentes dos LCDs, algumas baterias alcalinas.
Níquel	Baterias NiCd e NiMH, canhão de eletróns dos MTRC
Terras raras (Ítrio, Európio)	
Selênio	Tambores das fotocopiadoras antigas
Zinco sulfeto	Interior da tela dos MTRC
Outros	
Poeira de Tonner	Cartuchos de tonner
Substâncias radioativas	Equipamentos médicos, detectores de incêndio

Fonte: AEA Technology (2006).

A caracterização dos equipamentos eletroeletrônicos é mais difícil para o caso de produtos de alta tecnologia com constantes mudanças tecnológicas, e crescentes funcionalidades que demandam maior leveza e, por conseguinte, essas mudanças levam a procura de novos materiais, ainda não devidamente estudados, cujas características são desconhecidas, acarretando riscos adicionais ao longo do ciclo de vida dos produtos. Essa complexidade acarreta não só impactos ambientais, como também impactos sociais e os consequentes impactos econômicos resultantes de sua gestão.

A relação abaixo seleciona algumas substâncias perigosas contidas nos REEE e seus potenciais impactos à saúde humana e ao ecossistema:

1 – Mercúrio: Há estimativas de que 22% do consumo de mercúrio no mundo é referente aos equipamentos eletroeletrônicos, incluindo as lâmpadas fluorescentes. Na Europa o uso do mercúrio tem diminuído desde 2006 diante das restrições da Diretiva RoHS (*Restriction on use of Certain Hazardous Substantes in Electrical and Electronic Equipment - EC no.2002/95*). Em computadores sua concentração atinge 0,002% (AEA, 2004). As rotas de exposição usuais ao mercúrio são por inalação do vapor ou por contato dérmico, podendo causar falência dos rins, complicações gastrointestinais, irritação e corrosão da pele e efeitos severos no sistema central nervoso. A ingestão de um grama de cloreto de mercúrio (HgCl2) é fatal para um adulto (FLANAGAN *et al*., 1995).

2 – Chumbo: Utilizado em monitores de tubo de raios catódicos, agora em desuso, e nas soldas de placas de circuito impresso, representando 2 a 3% da massa total da placa. O chumbo é uma substância cujos efeitos na saúde humana foram bastante pesquisados (AEA, 2004). A ingestão aguda de chumbo pode causar cólica, constipação e diarreia. A contaminação crônica por chumbo pode gerar anemia, e fraqueza. Em crianças pode causar encefalopatia e coma (FLANAGAN *et al*., 1995).

3 – Berílio: Por suas excelentes resistência mecânica e condutibilidade térmica e elétrica, ligas de cobre e berílio são utilizadas em conectores eletrônicos quando não é desejado que a soldagem seja permanente. Também utilizado em transistores e outros componentes, por sua capacidade de condução térmica. Não

há muitos dados sobre o potencial toxico do berílio. O Berílio é classificado como carcinogênico, podendo causar câncer de pulmão e também uma doença denominada Berilicose. Ambas causadas pela inalação de poeiras ou fumaças contendo o berílio (AEA, 2004; FIVE WINDS INTERNATIONAL, 2001).

4 – Retardantes de chama brominados (BFR): Comumente utilizados em termoplásticos e nas placas de circuito impresso, dependendo do equipamento. Ocorrem duas famílias com diversos produtos: PBDEs (eter bifenil polibromados) e TBBAs (tetrabromo-bisfenol A). Como a diretiva WEEE determina a substituição dos PBBs (bifenóis polibromados) e PBDEs até o ano de 2008, a indústria tem migrado a aplicação desses produtos nos equipamentos eletroeletrônicos para aqueles que apresentam um menor potencial de geração de dioxina (EEA, 2003; AEA, 2004). Os BFR são precursores de dioxinas e furanos (PBDD/F), altamente tóxicos (WATSON *et al*., 2010). LEGLER e BROUWER (2003) analisam os efeitos teratogênicos, carcinogênicos e neurotóxicos dos BFRs, ressaltando evidências substanciais de que os BFRs tenham um comportamento hormônio interveniente (*endocrine disruptor*).

5 – Cádmio: Por sua excelente resistência a corrosão tem diversas aplicações em produtos eletroeletrônicos. A aplicação mais comum é a bateria Ni-Cd, mas também é frequentemente utilizado como aditivo estabilizador em plásticos, em tonners, fiações de isolamento e outros (EEA, 2003; TOWNSEND, 2011). O cádmio pode causar sérios danos aos rins, assim como enfisema pulmonar e câncer nos pulmões e osteoporose. Sua principal via de contato é através dos pulmões, mas pode ocorrer através da alimentação (FLANAGAN *et al*., 1995).

A caracterização do resíduo permite uma avaliação de suas características físicas, entretanto, para avaliar-se a gestão do tratamento dos resíduos é necessário considerar-se vários aspectos, que vão do arcabouço legal existente no país à existência de uma consciência ecológica de seus habitantes. O Quadro 2 obtido de WIDMER, *et al*. (2005) apresenta uma proposta de indicadores que podem servir para uma avaliação de um sistema de gestão de tratamento de resíduos eletroeletrônicos.

Quadro 2 – Indicadores e critérios para avaliação de tratamento de REEE.

Aspectos	Critérios	Indicadores
Estruturais	Política e legislação	Ratificação da Convenção de Basiléia
		Legislação de Resíduos Nacional
		Legislação de Resíduos Eletro-Eletronicos
		Indice de Percepção de Corrupção
	Economia	Custo do capital para investimentos
		Mercado de material secundário
	Sociedade e Cultura	Liberdade civil e política
		Atividade das ONGs
		Cultura de reciclagem
		Consciência ambiental da sociedade
	Ciência e Tecnologia	Expertise em tecnologias de reciclagem de REEE
		Pesquisa em reciclagem REEE
Sistema de Reciclagem	Fluxo de materiais	Geração de REEE per capita
		Gestão de ciclo fechados
	Tecnologia	Eficiência da recuperação de materiais
		Qualidade do material recuperado
	Fluxo financeiro	Cobertura financeira
Impactos	Meio Ambiente	Disposição em aterros não controlados
		Emissões de substâncias perigosas
	Saúde Humana	Segurança e saúde no local de trabalho
		Exposição de populações vizinhas a substâncias perigosas
	Trabalho	Número de empregos gerados
		Distribuição de renda

Fonte: WIDMER et al. (2005)

A Tabela 7 apresenta resultados de amostras de diferentes tipos de placas de circuito impresso obtidos em análise química realizada pela AEA Technology (2006). Note-se a grande dispersão de resultados para alguns dos elementos pesquisados, como o níquel e o cádmio. Essa variabilidade é explicada pela diferente composição dos componentes que povoam as PCIs. Esse fato demanda uma maior precaução por parte do reciclador no tratamento de um lote de REEE.

Tabela 7 – Presença de metais em análise química de amostras de diferentes placas de circuito impresso.

	Arsênico (mg/kg)	Cádmio (mg/kg)	Cromo (mg/kg)	Cobre (mg/kg)	Chumbo (mg/kg)	Mercúrio (mg/kg)	Níquel (mg/kg)	Zinco (mg/kg)
Amostra 1	13	173	57	168.000	22.300	3	279	6.600
Amostra 2	34	5	116	132.000	31.100	< 0,5	1.160	4.700
Amostra 3	11	12	61	90.600	34.700	< 0,5	478	3.430
Amostra 4	19	4	115	19.100	12.300	< 0,5	6.220	4.210
Amostra 5	20	56	145	176.000	90.800	< 0,5	10.200	6.910
Amostra 6	27	9	107	313.000	25.200	0,8	4.560	9.770
Amostra 7	25	3	72	137.000	42.900	3	3.750	4.240
Amostra 8	26	12	76	189.000	2.500	5	601	2.760
Amostra 9	24	5	154	74.200	13.800	< 0,5	5.300	12.900

Fonte AEA Technology (2006)

2.4.2 Impactos dos resíduos eletroeletrônicos.

Ao longo da cadeia do ciclo de vida ocorrem expressivos impactos ambientais em várias fases do ciclo de vida dos produtos REEE. Por exemplo, a mineração dos metais utilizados nos EEE gera impactos ambientais expressivos, principalmente da extração dos metais raros, cuja presença nos minérios é percentualmente baixa. Os resíduos da mineração representam uma grande parte dos impactos ambientais totais dos equipamentos eletroeletrônicos (UNEP, 2009a). Podem-se citar impactos relevantes em várias fases do ciclo:

- Extração de recursos naturais, e.g. mineração do tântalo na África, ocasionando danos aos ecossistemas vizinhos às minas (FISHBEIN, 2002).
- Produção dos equipamentos eletroeletrônicos e componentes é espalhada por inúmeros países, e tem migrado para regiões com um menor controle sobre segurança e saúde dos trabalhadores (SMITH *et al*., 2006).
- Uso, é o elo da cadeia menos preocupante em relação a toxicidade, entretanto, ainda há questões em estudo, como e.g. emissões dos aparelhos celulares, micro-ondas, emissões de aditivos contidos nos plásticos do REEE (RYDBERG, *et al*., 2011), ou questões relativos ao consumo de energia, como estudos para avaliação de troca de equipamentos antigos por novos que consomem menos energia.
- Fim de vida, emissões nos processos de tratamento, recuperação energética dos plásticos, reciclagem de metais e contaminação dos materiais

secundários utilizados em outros sistemas de produtos (CUI & FORSSBERG, 2003; CUI & ZHAN, 2008; WESTERDAHL *et al*., 2011).

São apresentadas, em seguida, algumas alternativas para a gestão e minimização de impactos de REEE ao longo do ciclo de vida dos equipamentos, de acordo com a hierarquia de gestão de resíduos determinada pela PNRS.

2.4.2.1 – Prevenção e Redução

A prevenção é a primeira recomendação da hierarquia de gestão de resíduos sólidos, tanto na legislação europeia quanto na brasileira. A Diretiva Europeia RoHs (*Restriction on use of Certain Hazardous Substantes in Electrical and Electronic Equipment*) EC no.2002/95 preconiza que a partir de 2006 os produtores de EEE não ultrapassem limites para várias substâncias consideradas perigosas, como mercúrio, chumbo, cádmio, cromo hexavalente, bifenóis polibromados (PBB) e éteres difenílicos polibromados (PBDEs).

HARA et al. (2005) analisam o risco de contaminação oriundo de soldas de chumbo de equipamentos elétricos domiciliares no Japão, diante do controle imposto na Europa pela Diretiva RoHS. O resultado da análise de risco ambiental sugere que a influência do descarte dos equipamentos contendo soldas de chumbo é baixa para os cenários estudados que incluem incineração e disposição em aterros. Ressaltam que as soldas que substituem as de chumbo, que contém estanho ou prata, possuem menor toxicidade do que a de chumbo.

EKVALL & ANDRAE (2006) analisaram os impactos da mudança das soldas de chumbo para as soldas de estanho-prata no âmbito global. Enfatizaram a importância do fluxo de chumbo oriundo de equipamentos eletrônicos enviados para aterros ou incineradores que monta a 80% do total de chumbo contidos nos resíduos sólidos municipais. Utilizaram a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida com as abordagens atribucional e consequencial com um modelo de equilíbrio econômico parcial, mas tão somente a categoria de impacto ambiental de mudanças climáticas. Os autores concluíram que a despeito da relativa falta de dados sobre os materiais e seus impactos, a diminuição do uso do chumbo nas soldas redunda em maior impacto de mudanças climáticas devido ao aumento do uso de estanho e prata, minerais cuja extração é mais intensa em emissões de GEE (gases de efeito estufa).

Esses estudos analisam os impactos associados à exaustão dos recursos naturais utilizados nos equipamentos eletroeletrônicos, particularmente os metais. Para enfatizar a importância do mercado de EEE na produção de alguns metais a UNEP (2009a) apresenta dados que ressaltam a participação do mercado de manufatura de EEE na produção total de alguns metais no ano de 2006: 30% Ag (contatos, soldas), 30% Cu (placas de circuito impresso), 84% Ru (disco rígido), 79 % In (tela do LCD) e outros. Segundo UNEP (2009a), a ineficiência da gestão de REEE gera impactos relacionados à exaustão de recursos naturais, assim como impactos à saúde humana e ecossistemas.

2.4.2.2 – Reuso

Ao se analisar a cadeia do ciclo de vida pode ser necessária uma avaliação dos benefícios do reuso dos equipamentos. Um exemplo típico dessa visão é a avaliação da extensão da vida útil do componente de um produto, pela qual todos os impactos relativos à produção primária desse componente estarão sendo aproveitados por um período maior, perfazendo assim, um valor de impacto menor por unidade funcional (horas de uso).

Entretanto, essa avaliação necessita ser realizada dentro de uma visão holística, considerando-se as decisões no mundo real. Assim deve-se avaliar se esse componente será usado por um novo consumidor (que só entrou no mercado porque o preço do produto reusado é menor), ou se será usado pelo mesmo consumidor que deixa de comprar um novo equipamento para continuar a usar o equipamento antigo remanufaturado (canibalização). Essa última alternativa pode ter impactos fora do sistema estudado, como a não geração de emprego na produção de equipamentos novos, assim como uma menor eficiência energética do equipamento antigo em comparação com o equipamento novo mais eficiente, e talvez com mais funcionalidades (SAHNI et al., 2010).

Para van NES & CRAMER (2006) "*produtos de maior duração e serviço para extensão da vida útil dos produtos são uma combinação de fechamento de ciclo de materiais e redução da velocidade do fluxo do recurso através de uma utilização mais longa do produto*". Ressaltam que a vida útil de um produto não é um critério predefinido na pesquisa e desenvolvimento do produto pelo fabricante, mas sim, uma decisão do usuário e, que não é uma característica do produto que precisa ser alterada,

mas sim, o comportamento do consumidor que necessita ser mudado pelo design do produto, em busca da otimização da vida útil do produto.

2.4.2.3 – Reciclagem

Uma tipologia para os impactos ambientais gerados pelo tratamento dos REEE é apresentada pela UNEP (2009a):

- Emissões primárias oriundas de substâncias contidas nos REEE, como chumbo, arsênico, mercúrio, gases de refrigeração, e outras.
- Emissões secundárias originadas pelas reações químicas de substâncias contidas nos REEE sujeitas a tratamentos inadequados, como a emissão de dioxina e furanos na incineração sem controle adequado de plásticos contendo retardadores de chamas.
- Emissões terciárias oriundas de substâncias utilizadas para o tratamento inadequado dos REEE, como cianeto usado como agente lixiviante, ou mercúrio usado na purificação de ouro secundário.

Essas substâncias podem ser emitidas nos seguintes processos de tratamento: lixiviados e gases emitidos por aterros, materiais particulados de desmontagem de equipamentos, contaminação do solo por estocagem imprópria de resíduos perigosos segregados dos REEE, emissões de gases CFC para a atmosfera, cinzas de incineração, fumaças de desoldagem e outros processos de queima, aguas residuárias de unidades de desmontagem e trituração, emissões de dioxinas em fornos de arco elétrico, emissões de metais pesados em processos em refinarias de cobre que não tenham os equipamentos adequados para o tratamento dos gases, emissões de PCDD/F, SOx e NOx dos processos de refinarias de alumínio, efluentes de lixiviados de processos hidrometalúrgicos, emissões de compostos voláteis na segregação de metais e plásticos, e outros (SEPÚLVEDA *et al*., 2009; EEA, 2003; WESTERDAHL *et al*., 2012). UNEP (2009a) ressalta, entretanto, que a RoHS apenas lida com as emissões primárias, e parte das secundárias.

Na reciclagem formal ocorre uma preocupação relativa ao ambiente ocupacional. Frequentemente há a necessidade de um pré-tratamento dos REEE, para que esses possam ser processados em recicladoras sem causar danos à saúde dos funcionários.

Como exemplo, pode se citar a quebra controlada de lâmpadas fluorescentes, para se evitar as emissões de gases tóxicos.

Mesmo as operações em fundição integrada que possuem caros equipamentos de tratamentos de gases, são passíveis de preocupação. TSYDENOVA & BENTSSON (2011) denotam que não há dados referentes à emissões dessas fundições, mas citam que até 2006, medições de PBDD/F não eram realizadas rotineiramente nas operações da Boliden e Umicore. Os autores citam estudos que monitoraram metais pesados (Cu, Ag, In, Sb, Pb, As, Tl, Mo, Zn, Cd, Co, Be, Ni, Na, Ba, Fe, Cr, V, Ti, Y, Al, U, Ce, Li, S, La, e Sr) na neve em um raio de 50 km de distância da fundição integrada da Noranda no Canada (TELME *et al*., 2004; ZDANOWICZ *et al*., 2006 citados por TSYDENOVA E BENTSSON, 2011). CUI & ZHANG (2008) ressaltam que essas operações de fundição integrada para recuperação de metais preciosos oriundos de REEE demandam investimentos elevados (mais de 1 bilhão de euros, segundo UNEP, 2009a) para os seus sofisticados processos, assim como, para o tratamento de emissões.

JENSEN et al. (2000) reportam a contaminação expressiva de solo e de água subterrânea em duas plantas de reciclagem de REEE que atuaram na Dinamarca durante 25 anos, sem os controles impostos pelas legislações mais recentes. ETTLER et al. (2010) reportam contaminação de metais pesados acima dos níveis permitidos nos resíduos de tratamento de emissões atmosféricas de refinarias de chumbo secundário na República Tcheca. MORF *et al*. (2005) reportam concentrações de BFR os resíduos do sistema de exaustão de uma recicladora com tratamento mecânico de REEE na Suíça.

TSYDENOVA & BENTSSON (2011) apresentam uma revisão dos impactos da reciclagem de REEE tanto para os países em desenvolvimento como nos países desenvolvidos. Os autores denotam que o nível de exposição dos trabalhadores varia grandemente dependendo da especificidade da operação de reciclagem, sendo mais severas para operações de trituração do que para operações de desmontagem, por exemplo. Citam os estudos de SOJDIN *et al*. (1999) e THOMSEN *et al*. (2001) nos quais foram constatados a exposição ocupacional dos trabalhadores de uma recicladora de televisores aos PBDEs, e TBBPA e BDE-153, assim como, a biodisponibilidade dessas substâncias no plasma de funcionários de uma operação de desmontagem de REEE na Noruega.

O uso de mão de obra no tratamento de REEE é um tema controverso devido ao receio de contaminação dos funcionários pelas substâncias perigosas contidas nos

REEE. A desmontagem e separação manual dos REEE têm sido realizadas com controle adequado por diversas empresas, inclusive na Comunidade Europeia. A Agro Disa (www.agro-drisa.de) é uma empresa de reciclagem de REEE situada na cidade de Dresden-Alemanha. Essa empresa possui certificações ISO 14001, ISO 9001 e EfbV (certificação para empresas de reciclagem). Certificações das operações de tratamento de REEE podem ajudar a minimizar as emissões para o meio ambiente e a exposição ocupacional dos funcionários.

Se não há informações consolidadas da eficiência dos sistemas de tratamento de REEE nos países desenvolvidos, há uma farta literatura referentes aos impactos ambientais e sociais do tratamento realizado quase sempre informalmente os países em desenvolvimento como China, Índia, Gana e outros. Em muitas cidades dos países em desenvolvimento há um extenso sistema de coleta e reciclagem informal de resíduos. Embora esse mercado informal proceda com um importante percentual de reciclagem, AGAMANTHU (2010) ressalta que há aspectos negativos significativos nessa atividade: substâncias perigosas são dispostas inadequadamente, crianças participam como mão de obra nas atividades, e essa é realizada sem o adequado controle de saúde dos trabalhadores. A atividade é realizada por pessoas marginalizadas que necessitam dessa renda para sobreviver, e representa um percentual significativo da população urbana em países em desenvolvimento, número que chega a 6 milhões na China e 1 milhão na Índia.

SEPULVEDA *et al*. (2010) apresentam uma revisão da literatura que analisa os impactos ambientais referentes a reciclagem informal e inadequada realizada na Índia e na China. Segundo os autores há uma clara relação entre os níveis de poluição e as emissões das atividades informais de reciclagem de REEE nesses países, particularmente para chumbo, PBDEs, dioxinas e furanos. Essa situação demanda, para SEPULVEDA *et al*. (2010) uma urgente mudança de política ambiental para a legalização e controle da reciclagem informal.

Contaminação de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn na poeira superficial em regiões próximas as operações de reciclagem informal na região de Guiyu são relatadas por LEUNG *et al*., (2007). Níveis de 1,169ng/g de PBDE no solo, 10 a 60 vezes maiores que outras regiões do mundo, foram monitorados por LEUNG *et al*.(2006) também na região de Guiyu.

Níveis altos de PCDD/F e PBDD/F foram encontrados por LI *et al*. (2007) na atmosfera próxima a uma área de desmontagem de REEE na China. Casos de leucemia são reportados por LEUNG *et al*.(2006) na região de Guiyu. Elevados níveis de chumbo e cádmio no sangue são reportados por ZHENG *et al.* (2008).

O principal motivador da reciclagem formal ou informal dos REEE é a recuperação dos metais preciosos. Entretanto, ZHANG *et al*. (2000) discorrem sobre a redução do percentual de metais preciosos, devido ao uso de novas substâncias que substituem ou reduzem o uso dos metais preciosos com o ouro. Denotam que estratégias como o design para desmontagem podem contribuir para um rápido desmonte do equipamento com um baixo custo e adequada separação e tratamento dos componentes com substâncias perigosas.

CHANCEREL & ROTTER (2009) estimaram uma perda de 60% do ouro contido em computadores em fim de vida na Alemanha no ano de 2007. Tal perda reflete a coleta ineficiente, e o tratamento inadequado com processos cuja recuperação dos metais preciosos é relativamente baixa. Esse grupo de pesquisadores da Universidade de Berlim recomenda a não trituração das placas de circuito impresso, diante da forte correlação entre o processo de trituração e a decrescente concentração de metais preciosos em PCIs (CHANCEREL *et al.*, 2008).

Em geral, a reciclagem demanda estudos que definam para os diferentes tipos de REEE, os componentes que devem ser separados diante das emissões nos processos que resultam em riscos á saúde humana e ao ecossistema. Essa decisão depende da legislação ambiental local, do custo da mão de obra e dos riscos associados, assim como do valor econômico e ou ambiental dos materiais e energia recuperados.

2.4.2.4 – Disposição em Aterros

Segundo EEA (2003) as emissões oriundas da disposição de REEE em aterro não são de simples determinação. Além de ocorrerem ao longo de um longo período de tempo, os processos de degradação dos materiais e substâncias dos REEE misturados às outras correntes de resíduos sólidos do aterro, não são totalmente conhecidas. Embora não possam quantificar as emissões de REEE em aterro, a EEA não considera desprovida de risco a disposição de REEE em aterros.

Um aterro sanitário é composto por sistemas complexos de coleta de gases e lixiviados; sistemas de impermeabilização (*liners*) na sua base para evitar a contaminação do solo e de águas subterrâneas pelo lixiviado; assim como coberturas, mesmo que sejam provisórias ainda durante a operação do aterro, para controlar a infiltração de água de chuva. O lixiviado é coletado e deve ser tratado, assim como os gases devem ser monitorados para minimizar as emissões. Os resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários sofrem processos físico-químicos que ocorrem em diversas fases em processos, incialmente aeróbicos e depois predominantemente anaeróbicos, nos quais ocorrem variações de temperatura, pH, emissões gasosas, efluentes líquidos e outras. A duração das emissões gasosas é breve se comparada à formação do lixiviado, esse por sua vez, será emitido por milhares de anos (MAHLER, 2008).

A contaminação ambiental por substâncias perigosas existentes nos resíduos sólidos dispostos no aterro é função de diversos fatores: composição do resíduo, formato e tamanho do resíduo, reatividade e degradabilidade do material, pH, e outros (DOKA, 2007).

Durante um período de dois anos LI *et al.* (2009) realizaram ensaios em coluna (lisímetros) de amostras de resíduos sólidos contendo REEE. Os autores concluíram que o lixiviado não continha contaminação representativa de metais pesados, esses foram absorvidos em outros resíduos sólidos, nos quais percentuais significativos de chumbo foram encontrados. Esses resultados são coerentes com pesquisa similar realizada por JANZ (2010), que conclui que na fase de condição não aeróbica ocorre absorção dos metais pesados pelos outros resíduos, particularmente papel e papelão.

WILLIAMS *et al.* (2008) reportam vários estudos que realizaram mensurações de metais pesados como chumbo no lixiviado coletado de aterros nos EUA, assim como emissões atmosféricas do gás do aterro. Os autores concluem que o potencial de emissões de substâncias perigosas de REEE dispostos em aterro sanitário moderno em condições de operações adequadas é pequeno. Consideravam na época que um estudo detalhado deveria ser realizado antes que uma política pública ambiental determinasse como mandatória a reciclagem como melhor alternativa ambiental para o tratamento de REEE. Ressaltavam, entretanto, os aspectos ambientais e sociais dos impactos do tratamento informal de REEE em países em desenvolvimento, enfatizando a necessidade de políticas públicas de incentivo ao reuso e reciclagem.

Mesmo com a Diretiva WEEE, na Europa um razoável percentual de resíduos eletroeletrônicos de pequeno porte (*sWEEE*) acabam sendo destinados incorretamente a tratamentos não apropriados aos REEE como aterros e incineradoras, contaminando outras correntes de resíduos e potencialmente gerando emissões não esperadas.

JANZ & BILITEWSKI (2009) reportam em uma amostragem de campo de resíduos dispostos em aterro sanitário no município de Dresden na Alemanha, um percentual de REEE de 0,99% em massa do total de resíduos sólidos dispostos. JANZ (2010) pesquisou sobre os volumes de REEE que são enviados para aterros sanitários na Alemanha, a despeito da coleta legal mandatória dos REEE. Ressalta que as plantas de tratamento mecânico biológico (TMB) não conseguem separar totalmente os REEE de outros resíduos sólidos domiciliares que são enviados para os aterros. Segundo o autor, devido ao lento processo de emissão dos metais pesados nos aterros, esses permanecerão contaminados por metais pesados por vários séculos.

2.5 A legislação ambiental aplicável.

A legislação sobre REEE é bastante dispare no mundo, sendo a União Europeia até o momento, a líder na estruturação e implementação de políticas para a gestão de REEE, embora com resultados diferentes entre seus países membros. Dentro da EU, os países de língua alemã e os países nórdicos se destacam na gestão de resíduos, e particularmente em REEE (KHETRIWAL et al., 2007; HUISMAN et al., 2007; WEEE FORUM, 2008).

2.5.1 O Contexto Internacional

No final dos anos 80, a adoção de políticas mais rigorosas de resíduos perigosos, nos países mais desenvolvidos como na Europa, gerou custos mais elevados, levando os geradores à exportação dos resíduos para países com legislações menos restritas, como os do leste Europeu, e posteriormente Ásia, África, e América Latina. Esse fato levou os legisladores à elaboração da Convenção de Basiléia de 1989, mecanismo multilateral assinado e ratificado pela maior parte dos países do planeta, que entrou em vigor a partir de 1992, cujo objetivo é controlar ou evitar o comércio de resíduos perigosos (Secretário da Convenção da Basiléia, www.basel.int).

Posteriormente, os acordos internacionais sobre gestão e controle de substâncias perigosas, tiveram continuação com a Convenção de Rotterdam de 1998 (www.pic.int), com o objetivo de regular o comércio de substâncias perigosas e pesticidas, e a Convenção de Stockholm de 2001 (www.pops.int) focou em poluentes orgânicos persistentes - POPs.

2.5.1.1 – União Europeia

A história da política ambiental na EU, se inicia com a política de resíduos, devido ao gerenciamento inadequado dos resíduos de acidentes ambientais ocorridos nas décadas de 70 e 80, como o escândalo referente aos descontrole dos resíduos do acidente de Seveso na Itália de 1976, encontrados no Norte da França em 1983 (EC, 2011). Os estados membros tomaram medidas de controle e gestão de resíduos que levaram a Quadro Resíduos – *Waste Framework* Dir 75/442/EEC (atualmente com várias emendas) e a Diretiva de Resíduos Perigosos (*Hazardous Waste Directive*, atualizada pela Diretiva 91/689/EEC) ambas de 1975, e posteriormente a Diretiva de Transporte (*Waste Shipment Regulation*, atualizada pela Dir. 93/259/EEC), que formaram a base da estrutura regulatória de resíduos na EU.

A divulgação pela EU da Comunicação da Estratégia de Resíduos de 1996, reforçou a hierarquia de resíduos, reafirmando o princípio do poluidor pagador, e priorizando as correntes de resíduos, conforme o grau de impacto.

A constatação de problemas ambientais causados por unidades recicladoras, incineradoras e aterros, até então sem regulação específica para os parâmetros ambientais de emissão para as várias opções tecnológicas de tratamento de resíduos no nível Europeu, levou ao desenvolvimento da Diretiva de Aterros de 2001 (Dir 1999/31/EC), da Diretiva de Incineração de Resíduos de 2000 (Dir. 2002/96/EC), e outras posteriores (EC, 2011). Assim, normas foram estabelecidas para o controle de poluição do ar, da água e do solo na gestão de resíduos sólidos. Adicionalmente em 1996, foi divulgada a Diretiva de Controle e Prevenção Integrada de Poluição (IPPC – Dir. 96/61/EC) que introduziu um sistema de licenças para lidar a poluição de indústrias e agricultura, e normas para atividades relativas à resíduos, como o uso de resíduos em outro processos (*e.g.*: cimenteiras).

A 6º Comunicação do Programa de Ação do Meio Ambiente em 2003 desenvolve a visão de uma integração entre as políticas de recursos naturais, produtos e resíduos. A partir dessa foi criado o conceito de Política Integrada de Produto, da qual na época faziam parte as Estratégias Temáticas de Prevenção e Reciclagem de Resíduos (posteriormente definida na Comunicação COM (2005) 0666), e a de Uso Sustentável de Recursos COM (2005) 270. Esses redundaram alguns anos depois no Plano de Ação para um Consumo e Produção Sustentáveis e Política Industrial (SCP COM 2008 397).

A lei geral de gestão de resíduos sólidos na Alemanha foi adotada em 1972 (AbfG – Abfallgesetz). Em 1994, essa lei foi revisada e relançada (KrW/AbfG – Kreislaufwirtschafts und Abfallgesetz) com um artigo para promover o fechamento dos ciclos de materiais, através da reciclagem ambientalmente segura de resíduos, remodelando significativamente a lei de gestão de resíduos alemã (BILITEWSKI et al., 2000), e inspirando outros países e a legislação no nível da União Europeia. A partir da Filosofia do Ciclo de Vida recomendada pelas legislações europeias, a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida, normatizada pela série ISSO, apresentada no capítulo 3 desse trabalho, se disseminou.

A Estratégia Temática em Prevenção e Reciclagem de Resíduos está baseada em dois pontos:

- A Política de Gestão de Resíduos deve focar nos impactos ao meio ambiente do uso dos recursos;
- A Política de Resíduos deve ter uma abordagem de ciclo de vida.

Nas Estratégicas Temáticas nota-se claramente que a gestão de resíduos na Europa tende para a criação de uma Sociedade da Reciclagem, tendo-se em vista a escassez de recursos naturais. A partir de então, a regulação europeia de resíduos passa a ser fortemente baseada na Filosofia do Ciclo de Vida (LCT – *Life Cycle Thinking*). Algumas das legislações para gestão de resíduos suportadas por essa filosofia são:

2002 – Eletroeletrônicos (WEEE Dir.2002/96/EC & Dir.RoHS 2002/95/EC);

2003 – Fim de Vida de Veículos (ELV) – Dir. 2000/53/EC;

2004 – Diretiva de Embalagens - Dir. 94/62/EC;

2006 – Pilhas e Baterias – Dir. 91/157/EEC.

O conceito de Responsabilidade Estendida do Produtor - REP (*EPR – Extended Producer Responsability*), foi desenvolvido inicialmente em 1990 na Suécia (LINDHQVIST, 2000), a partir da análise de programas de tratamento de resíduos, e de instrumentos de política pública para produção mais limpa. O principal objetivo da REP seria influir sobre o produtor de forma que este desenvolva produtos menos ambientalmente impactantes em todas as fases do ciclo de vida do produto, incluindo o fim da vida útil. Com isso a REP pretende tirar o ônus da gestão do fim de vida dos contribuintes e das autoridades locais de gestão de resíduos levando-a para o produtor e/ou, indiretamente, para o consumidor, de acordo com o conceito do poluidor pagador. Dessa forma, o custo do tratamento da gestão do resíduo é internalizado na empresa produtora ou importadora, servindo como um estímulo direto para o desenvolvimento de produtos e processos inovativos.

O paradigma do Princípio do Poluidor-Pagador, até então, estava focado na unidade física poluidora. Efluentes, emissões e resíduos associados à uma unidade manufatureira ou um processo produtivo, e controlado por instrumentos de gestão ambiental pública ou privada como padrões de emissões, Auditoria Ambiental, Estudos de Impacto Ambiental, Avaliação de Desempenho Ambiental, Avaliação Ambiental Estratégica, Sistema de Gestão Ambiental e outros. Assim, com o REP a responsabilidade é estendida além das fronteiras de controle direto do fabricante (poluidor), cobrindo a vida útil do produto, tanto à montante juntos aos fornecedores de matérias primas ao se realizar um aprimoramento do produto (*Eco design*), quanto à jusante no tratamento de seu resíduo até a sua disposição final, através de todo o ciclo de vida.

Segundo MCKERLIE *et al*. (2006), as políticas REP podem estimular: "*redução de uso de recursos e energia, eliminação do uso de quimicas tóxicas nos produtos, aumento da reciclabilidade e do conteúdo reciclável, simplificação e aumento da eficiência dos sistemas de transporte e dos processos produtivos, aumento da recuperação e reuso dos produtos no fim de vida útil, e criação de novas formas de produtos /serviços como leasing*". Ainda segundo os autores, o Selo Verde (*der Grüne*

Punkt)[2] na Alemanha é um bom exemplo da aplicação do REP, ao reduzir em 15kgs *per capita* a geração de resíduos de embalagens, em poucos anos.

Note-se que antes das Diretivas WEEE e RoHS, alguns países que compõe a União europeia já possuíam legislações específicas para os REEE: Suíça e Alemanha em 98; Dinamarca, Holanda e Noruega em 99; Bélgica e Suécia em 2001 (KHETRIWAL *et.al*., 2007; BILITEWSKI, 2000). Posteriormente, esses países adotaram ou adaptaram as diretivas européias para sua legislação nacional. Apesar da adoção das Diretivas WEEE e RoHS, os países da EU desenvolveram diferentes modelos para a gestão de WEEE (KHETRIVAL *et al*. 2007).

As articulações para a promulgação das diretivas WEEE e RoHS no nível regional Europeu não foram simples e rápidas, mas marcaram uma nova fase na gestão de resíduos. Para CASTELL *et al*. (2004) "*A Diretiva WEEE é parte de uma mudança na legislação ambiental de processos para produtos que começou no início dos 90*". Adita ainda que a atenção foi focada principalmente na decrescente capacidade de aterros, mas que posteriormente voltou-se para os impactos ambientais diretos dos resíduos de embalagem, automóveis e REEE, que foram identificados como corrente prioritárias, particularmente o REEE por conter resíduos perigosos.

A Diretiva RoHS (*Restriction on use of Certain Hazardous Substantes in Electrical and Electronic Equipment*) EC no.2002/95 demanda que a partir de 2006 os produtores de EEE não ultrapassem limites especificados para várias substâncias consideradas perigosas, como mercúrio, chumbo, cádmio, cromo hexavalente, bifenóis polibromados (PBB), e éteres difenílicos polibromados (PBDEs). Essa legislação tem como principal objetivo sensibilizar os produtores para mudarem seus processos de manufatura, portanto, afetando o ciclo de vida do produto desde seu início. A partir dessa legislação, os fabricantes que ofertam seus produtos no mercado europeu, foram alterando seus processos produtivos, para uma produção de equipamentos que gerem resíduos menos ambientalmente impactantes. Várias empresas lançaram, desde então, e.g. equipamentos livres de chumbo (*lead-free*).

A Diretiva de Resíduos Eletroeletrônicos 2002/96/EC (WEEE Directive) tem como principais objetivos a prevenção dos resíduos eletroeletrônicos e o seu reuso e reciclagem com fins de redução da disposição de rejeitos. Adicionalmente, pretende

[2] http://www.gruener-punkt.de/en/

otimizar a performance ambiental de todos os atores envolvidos no ciclo de vida dos EEE.

São dez as categorias dos equipamentos eletroeletrônicos cobertos pela Diretiva REEE, listadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Categorias de equipamentos eletroeletrônicos da Diretiva WEEE 2002/96/EC

Categorias de Equipamentos
Grandes equipamentos domiciliares (linha branca: geladeiras, e outros).
Pequenos equipamentos domiciliares (torradeiras, liquidificadores, e outros).
Equipamentos de informática e comunicação (computadores, telefones, e outros).
Equipamentos de consumo (rádios, TVs, instrumentos musicais, e outros).
Equipamentos de iluminação (lâmpadas fluorescentes, de sódio e outras).
Ferramentas eletroeletrônicas (máquinas de costura, serras elétricas, e outros).
Brinquedos e equipamentos para esportes (vídeo games, monitores cardíacos, e outros).
Equipamentos médicos (equipamentos de diálise, radioterapia, e outros).
Instrumentos de controle e monitoramento (regulador de fumaça, termostato, e outros).
Dispensers automáticos (máquinas automáticas de venda de bebidas, café, e outros).

Embora a Diretiva WEEE tenha sido promulgada no nível Europeu, a sua efetiva aplicação nos países da União Européia só se deu a partir da promulgação das leis nacionais de cada pais, conforme o Quadro 4.

Quadro 4 - Regulações nacionais européias da Diretiva WEEE

País	Data
Alemanha	23 de Março de 2005
Austria	30 de Setembro de 2005.
Bélgica	Dezembro de 2005.
Chipre	31 de outubro de 2005.
Dinamarca	1 de Janeiro de 2006.
Theca	13 de Outubro de 2005.
Estonia	20 de Fevereiro de 2006.
Espanha	25 de Fevereiro de 2005
Filandia	15 de Maio 2005.
France	30 de novembro de 2006.
Grecia	31 de Dezembro de 2005.
Hungria	1 de Janeiro de 2005
Irlanda	15 de agosto de 2005
Italia	13 de Agosto de 2005
Holanda	4 de Julho de 2004
Polonia	29 de Julho de 2005
Portugal	10 de Dezembro de 2004
Reino Unido	11 de Dezembro de 2006
Suécia	14 de Abril de 2005

Fonte: ENVIRON (2010)

O tratado da União Européia pelo seu artigo 175 permite certa abertura para seus países membros na transposição local, embora recomende uma harmonização mínima. Assim, cada país define as responsabilidades e obrigações dos fabricantes, distrbuidores e outros atores envolvidos, o que gera situações diferentes dentro de cada país na Europa (WEEE FORUM, 2008).

Pela Diretiva WEEE a coleta seletiva deverá ser estruturada pelos Estados-Membros a partir de maio de 2005, permitindo que os EEE sejam recolhidos dos domicílios sem ônus, ou que na compra de um produto novo, o distribuidor receba o equipamento antigo sem ônus para o consumidor, ou então, que os produtores operem sistemas individuais ou coletivos de logística reversa, sem prejuízo dos itens anteriores.

A Diretiva WEEE cita no artigo 6 (1) especificamente sobre os componentes dos REEE que por sua periculosidade necessitam ser separados na desmontagem dos equipamentos, para posterior tratamento seletivo e disposição final adequada dos rejeitos, conforme o artigo 4 da Diretiva Quadro Resíduos 75/442/EC, segundo o Quadro 5.

Quadro 5 - Lista de materiais e componentes sujeitos a tratamento seletivo de acordo com a Diretiva WEEE

Componentes a serem tratados pela Diretiva REEE
Capacitores contendo bifelinas policlorinadas.
Componentes contendo mercúrio, como switches.
Baterias
Placas de circuito impressos de celulares em geral
Outras placas de outros equipamentos maiores que 10cm^2.
Cartuchos de tintas para impressão.
Plásticos contendo retardadores de chamas.
Resíduos de asbestos, ou contendo asbestos.
Tubos de raios catódicos: monitores CRT.
Clorofluorcarbonos, hidroclorofluorcarbonos, hidrofluorcarbonos, e hidrocarbonos.
Lâmpadas a gás.
Visores de cristal líquidos com superfícies maiores do que 100 cm^2.
Cabos elétricos externos.
Componentes contendo fibras cerâmicas refratárias.
Componentes contendo substâncias radioativas.
Capacitores eletrolíticos contendo substâncias relevantes.

Em relação a metas, a Diretiva WEEE demandava que até o final do ano de 2006, uma média de 4kg por pessoa/ano seja coletado nos domicílios nos países membros. Meta essa, que deveria ser revista ao final do ano de 2008, podendo se tornar, daí em diante, uma meta percentual do volume de vendas realizado nos anos anteriores.

A Diretiva WEEE define os seguintes termos:

Reuso – *qualquer operação pela qual o REEE os seus componentes são usados para o mesmo fim para os quais foram concebidos, incluindo o contínuo uso do equipamento e seus componentes, que foram retornados aos postos de coleta, distribuidores, recicladores e produtores.*

Reciclagem – *reprocessamento em um processo produtivo de materiais residuais para o mesmo fim, ou para outro fim, mas excluindo a recuperação energética, o que significa o uso do material combustível como insumo energético, através de incineração direta, com ou sem outro resíduo, mas com recuperação de calor.*

Recuperação – *qualquer das operações aplicáveis listados no anexo IIB da Diretiva 75/442/EC.*

Note-se que as definições da Diretiva estão sujeitas a diferentes interpretações (HAGELUKEN, 2006). As metas de recuperação são estabelecidas no artigo 7, pelo qual os Estados Membros devem assegurar que os produtores ou terceiros prepostos, deverão proceder com a recuperação dos EEE coletados, dando prioridade ao reuso do equipamento como um todo. Assim, para os EEE listados no Quadro 3:

- Item 1 e item 10 – linha branca: a taxa de recuperação por equipamento deverá ser maior do que 80% por peso médio, e a taxa de reuso e/ou reciclagem dos componentes, materiais e substâncias deve atingir 75% do peso médio por equipamento.
- Itens 3 e 4 - equipamentos de informática, comunicação e consumo: a taxa de recuperação por equipamento deverá ser maior do que 75% por peso médio e a taxa de reuso e/ou reciclagem dos componentes, materiais e substâncias, devem atingir 65% do peso médio por equipamento.
- Itens 2, 5, 6, 7, e 9 (outros REEE): a taxa de recuperação por equipamento deverá ser maior do que 70% por peso médio e a taxa de reuso e/ou

reciclagem dos componentes, materiais e substâncias devem atingir 50% do peso médio por equipamento.

A responsabilidade financeira do gerenciamento dos resíduos históricos (período anterior a diretiva) deverá ser dividida por todos os produtores existentes de forma proporcional a sua participação de cada produtor no mercado no passado. Para os produtos colocados no mercado após 13/08/2005, cada produtor será financeiramente responsável pelos custos das operações referidas na norma relativas aos resíduos dos produtos por esses fabricados. A diretiva ainda especifica os mecanismos de controle e informação do programa tanto dos produtores quanto das empresas que operacionalizem o tratamento e disposição. Também determina que os Estados Membros especifiquem penalidades para o não cumprimento da norma pelos atores envolvidos.

Pela Diretiva WEEE há duas maneiras dos produtores e distribuidores atenderem as obrigações impostas: ter um programa de logística reversa individual e aprovar um plano de gestão dos REEE com as autoridades locais, ou se juntar à um programa coletivo.

Vários programas coletivos foram criados na Europa para atender a Diretiva WEEE e, portanto, a aplicação dos princípios da lei, teve resultados diferentes (WEEE Forum, 2009). A taxa de tratamento pode tanto ser aparente e cobrada diretamente ao consumidor, quanto indireta, quando o produtor incorpora os gastos do tratamento aos custos dos seus produtos, e repassa-os ao consumidor no preço final do produto.

A gestão da cadeia em si é bastante complexa e, em alguns países, as regras de operação dos programas de coleta e tratamento de REEE são bastante detalhadas. Ocorrem diversas situações aonde é necessário um acordo entre as partes, como por exemplo, produtos orfãos, caroneiros, alocação dos custos de tratamento entre os produtores participantes do programa e outros. Na Alemanha e na Austria, por exemplo, há detalhados guias para Monitoramento e Controle das Operadoras de Tratamento dos REEE (UBA, 2007; GABRIEL, 2000).

A Tabela 8 apresenta alguns resultados da política imposta pela Diretiva WEEE extraídos do relatório de revisão da diretiva elaborada pela Universidade das Nações Unidas entre outros (UNU *et al*., 2007).

Tabela 8– Quantidades coletadas e tratadas em percentual da geração de REEE no ano de 2005 na Europa (EU27).

	Categoria de Tratamento	% Coletado da geração de REEE
1A	Equipamentos domiciliares grandes	16,3%
1B	Geladeira e freezer	27,3%
1C	Outros item 1 de menor tamanho	40,0%
2, 5A, 8	Pequenos equipamentos domésticos	26,6%
3A	TI e Telecom, exc monitores TRC.	27,8%
3B	Monitores de Tubos de Raios Catódicos	35,3%
3C	Monitores de Cristal Liquido	40,5%
4A	Eletrônicos exc. TRC	40,1%
4B	Monitores TRC para TVs	29,9%
4C	Monitores de TV "Flat panel"	40,5%
5B	Lâmpadas	27,9%
6	Ferramentas eletro-eletrônicas	20,8%
7	Brinquedos e equipo.esportes.	24,3%
8	Equipamentos médicos	49,7%
9	Instrumentos de monitoramento	65,2%
10	Dispensers automáticos	59,4%

Fonte: UNU et al., (2007)

Segundo o relatório, a análise dos dados demonstra que há grandes diferenças nos desempenhos obtidos entre os países Membros, indicando que há oportunidade para melhoramento dos índices. Indicam como fatores importantes e relevantes em diferentes graus para os atores envolvidos na cadeia: disponibilidade de pontos de coleta; localização geográfica, cultura, formas de coleta, e mecanismos de financiamento.

Diante dos resultados obtidos nos primeiros anos de adoção da WEEE, ressaltados pela falta de harmonização entre os países Membros da União Europeia, a diretiva está sendo revista. Entre os pontos que estão em discussão e, provavelmente, serão alterados ou acrescidos à redação atual da Diretiva WEEE, destacam-se (Com (2008) 0810 recast on WEEE directive).

- Dispositivos de *Eco design* para facilitar o reuso e a desmontagem, e minimizar as emissões de substâncias perigosas (Anexo 24).
- Meta mínima de coleta de 85% dos produtos vendidos no mercado a partir de 2016 (Anexo 28).

- Metodologia comum para determinação das quantidades geradas de REEE nos países Membros, com regras detalhadas para cálculos de determinação do atendimento as metas.
- Exportadores deverão provar que os países que receberão os REEE tem capacidade tecnológica equivalente aos da Diretiva WEEE para o tratamento adequado dos resíduos (Anexo 35).

Essas emendas indicam um crescente detalhamento da lei, e das formas de controle da cadeia de tratamento, não só em vistas aos impactos ambientais e sociais da cadeia dos REEE, mas também uma preocupação com a permanência de recursos naturais dentro de território europeu, diante da necessidade da Europa em relação a recursos naturais limitados, que são de importância para a plano Estratégia Européia 2020[3] (EC, ETC/SCP, EEA, 2011). A necessidade de manter os recursos naturais dentro do território europeu levou ao desenvolvimento de estratégias voltadas para a reciclagem, já especificadas na Estratégica Temática de Prevenção e Reciclagem de Resíduos COM(2005)666, e que tenderá a ser reforçada na revisão da Estratégia para as várias correntes de resíduos (IEEP - INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY et al, 2010).

O Quadro 6 apresenta a evolução do foco da legislação européia para REEE, percebida na análise da proposta de revisão da Diretiva WEEE (UNU, 2007). Nota-se que há uma percepção da necessidade de inclusão de outros atores que não o produtor, expandindo-se o princípio da responsabilidade extendida. Observa-se também, a ampliação dos problemas ambientais analisados, agora não mais somente focados na toxicidade do resíduo, mas também, na conservação de recursos. Ressalta-se a importância da avaliação do futuro uso do material, de forma que o grau de toxicidade do material recuperado seja adequado ao seu futuro uso. Essa evolução acompanha o desenvolvimento da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida, pondendo essa dar o suporte necessário para a escolha de um futuro uso que seja ambientalmente adequado, evitando-se alternativas como disposição final em aterros, e permitindo o aumento do percentual de reciclagem.

[3] Importações de recursos minerais e combustíveis monta a 1,3 bilhões de toneladas por ano e representa um número 6 vezes maior que a exportação desses itens em termos físicos.

Quadro 6 – Evolução do foco da legislação europeia para REEE

Item	**1996 status/foco**	**2006 status/foco**
Ponto de partida	Resolver problema do resíduos	Otimização da gestão de resíduos e economia de recursos
Princípio	Produtor como principal responsável deve iniciar processo	Otimização da cadeia é responsabilidade dos atores
Escopo	Categorias de produto baseadas na origem	Categorias de tratamento baseadas no tipo de destinação.
Problema Ambiental	Prevenção de geração e controle de toxicidade	Toxicidade, eficiência de recursos, preservação de energia, saúde e segurança
Problema Economico	Design para reciclagem reduzirá custos de reciclagem	Maximização da performance ambiental dentro do custos possíveis
Tecnologia	Demonstagem manual como meio para remover substâncias perigosas e obter frações puras	Moagem e separação tornou-se mais efetiva, controle de toxicidade depende muito mais na destinação das frações.

Fonte: (UNU, 2007).

2.5.1.2 - Outros países

Nos Estados Unidos da América não há uma lei federal que imponha a responsabilidade estendida do produtor para REEE. Entretanto, os Estados da federação tem autonomia para legislar sobre o assunto. A Califórnia foi o primeiro estado a criar legislação para REEE em 2003, que estabeleceu que determinados equipamentos eletrônicos, entre eles monitores de tubo de raios catódicos, de plasma e outros; não mais poderiam ser enviados para disposição em aterros. Uma taxa passou a ser cobrada dos consumidores pelos varejistas, conforme o tamanho e o tipo do equipamento, e depois encaminhada a um órgão central que gerencia e redistribui os valores coletados às recicladoras e coletoras (US$ 0,28 por libra para reciclagem, e US$ 0,20 por libra para coleta ou o valor arrecado na taxa cobrada do consumidor). Em 2004, o Estado de Maine adotou sua lei de REEE, que vigorou a partir de 2006, data a partir da qual ficou

proibido o envio para aterros de monitores e outros REEE considerados perigosos. Em ambos os Estados não houve imposição de metas, tendo-se atingido a média de 2,5 a 3 libras *per capita* para o ano de 2006, para os equipamentos especificados na lei (INFORM INC., 2007).

A Agência de Meio Ambiente Americana (US EPA) gerencia um programa denominado "*Plug-In to e-Cycling"* cujo objetivo é sensibilizar o consumidor a participar em programas de doação ou reciclagem de equipamentos. Desse programa participam varejistas como Wal-Mart, Staples, e outros. No ano de 2008 coletaram um total de 68 milhões de libras de equipamentos eletrônicos usados nos Estados Unidos (EPA, 2009). A partir de 2009 as empresas recicladoras autorizadas, deverão atender a certificação "*R2 – Responsible Recycling Pratice for Use in Accredited Certification Programs for Electronic Recyclers*". Além da Certificação R2, há também a certificação do *e-Steward Program*.

Em 2009, de acordo com a "*Clean Production Action*" (www.cleanproduction.org), organização não governamental norte-americana, somente 15% dos produtos eletrônicos foram reciclados no EUA. Dentre esses produtos, destacam-se os computadores em fim de vida, estimados em um total de 250 milhões no ano de 2009, dos quais 70% a 80% são exportados para tratamento em países em desenvolvimento, sem tecnologia apropriada, como a China e a Índia.

No Japão, foi adotada em 2001 uma lei específica para reciclagem de equipamentos elétricos domiciliares, dentro do conceito de responsabilidade extendida do produtor (MATSUTO *et al*., 2004). Inicialmente a lei abrangia somente televisores, máquinas de lavar, refrigeradores, e condicionadores de ar, sendo posteriomente expandida para computadores, e outros equipamentos eletrônicos. Similar à lei européia o objetivo principal da lei japonesa era evitar envio de REEE para aterros, e atender a crescente necessidade de recuperação de materiais através do incentivo à reciclagem (SAWHNEY *et al*., 2008).

A China é o tema de um recente artigo de WANG et al. (2009) que analisam o desenvolvimento da legislação chinesa sobre REEE a partir da década de 90. Segundo os autores, o crescimento do mercado interno associado à falta de um sistema adequado para a gestão de REEE resultou na geração de uma estrutura baseada em pequenos recicladores, cujos negócios são rentáveis diante dos salários baixos, do acesso fácil ao

mercado de resíduos, da falta de preocupação com a segurança dos trabalhadores e com o meio ambiente.

A legislação chinesa sobre REEE iniciou-se em 1995, ainda de forma muito genérica, tendo sido revisada em 2004, mesmo ano que foi adotada uma lei especifica para equipamentos eletrônicos e de informação cujo objetivo era padronizar os processos de tratamento de REEE. Finalmente em 2009 foi adotada a Lei da Promoção da Economia Circular da República da China, com o objetivo de promover atividades para a prevenção, reuso e reciclagem de resíduos, baseado em um sistema de responsabilidade do produtor. Ainda segundo WANG *et al*. (2009), nota-se o progresso no arcabouço legal para a gestão de REEE na China, mas que ainda precisa de detalhamento, assim como definições de como será financiado a estrutura de reciclagem formal e para o mercado secundário.

TERAZONO *et al*. (2006) analisam o estado da arte das legislações sobre REEE nos países asiáticos, ressaltando as legislações específicas de REEE adotadas na Coréia em 2003, Taiwan (1998), Filipinas (2000), além das já citadas leis do Japão e China. KOJIMA *et al.* (2009) ressaltam a dificuldade dos governos da China e Tailandia em coletar fundos dos produtores e importadores diante do fato de que uma grande parte do mercado é abastecida por pequenos produtores, contrabando e imitadores; assim como a tendência de divulgação de quantidades coletadas de REEE maiores que as reais para obtenção de subsídios financeiros do governo voltados aos recicladores.

Nos países da América Latina, somente Costa Rica (Lei de Gestão Integral de Resíduos Eletrônicos de 5 de maio de 2010) e Colômbia (Resolução no. 1.512 de 5 de agosto de 2010 do Ministério de Meio Ambiente que estabelece os Sistemas de Coleta Seletiva e Gestão Ambiental de Resíduos de Computadores e seus Periféricos) possuem lei específicas para REEE. A resolução da Colômbia é inspirada no princípio da responsabilidade estendida do produtor os quais, a partir de 2012, deverão garantir uma taxa de coleta de 5% dos equipamentos, taxa essa crescente em 5% todos os anos, até atingir-se 50% de taxa de coleta. Os consumidores tem a obrigação de levar os equipamentos até os postos de coleta, ficando as autoridades municipais e ambientais responsáveis pela educação ambiental e pelo fomento do reuso dos computadores, entre outras obrigações acessórias. A lei da Costa Rica amplia o escopo dos equipamentos eletrônicos, incluindo telefones celulares, fotocopiadoras e outros similares. Também amplia os atores envolvidos na gestão dos REEE, incluindo além dos produtos,

importadores, consumidores até doadores de equipamentos que também são responsáveis pela destinação dos equipamentos doados após seu efetivo fim de vida (MINISTERIO DAS COMUNICAÇÕES, 2012).

van ROSEM (2008) desenvolveu uma tese de doutorado com o objetivo de avaliar se os programas baseados na responsabilidade estendida individualizada seriam mais eficientes que os programas coletivos. Entre as suas principais conclusões ao analisar vários programas na Europa, EUA e Japão, concluiu que há resultados variados na aplicação dos programas de responsabilidade do produtor estendida, mas que é inegável o papel positivo dessa política em estimular o design dos produtos e o desenvolvimento da estrutura para tratamento de REEE. Ressalta ainda o autor as dificuldades práticas para a adoção da responsabilidade individualizada, entre elas os "caroneiros" (*free riders*)[4], e os produtos órfãos.

Algumas empresas preferem não participar de programas coletivos, mas sim de um programa individualizado, no qual se aplica a responsabilidade estendida individualizada. Para McKERLIE *et al*., (2006) quem investe em pesquisa e desenvolvimento para produzir produtos mais ecológicos, que sejam mais fáceis de desmontar e de reaproveitar as peças não percebe vantagens em participar de programas de logística reversa coletivos, pois o custo total do sistema é dividido por todos os fabricantes. Em um programa individualizado, o fabricante pode colher os frutos de ter que reciclar e dispor somente os seus próprios produtos, para os quais investiu tecnologia para facilitar essa fase do ciclo de vida, cujos custos de tratamento serão certamente menores.

Cabe citar que mesmo regulações como, e.g. REACH[5], tem influência sobre outros países como o Brasil, pois as empresas que pretendem exportar seus produtos e vendê-los no mercado europeu, necessitam atender as regulações do destino, como as Diretivas WEEE e RoHS, portanto, as empresas exportadoras brasileiras tenderão a se submeter a essas políticas européias. Finalmente, observa-se uma tendência da exigência por partes das autoridades dos organismos regulatórios de declarações por produtos manufaturados das substâncias e materiais dos quais são constituídos (*Environmental Product Declaration - EPD*).

---

[4] Produtos de empresas que não participam dos programas, mas que acabam sendo coletados e devidamente tratados pelos programas de logística reversa.
[5] Diretiva 1.907/2006 - Register, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH)

2.5.2 A Legislação Ambiental Brasileira referente aos Resíduos Sólidos.

No Brasil a evolução da política ambiental se deu consoante com o contexto internacional, particularmente a legislação europeia, embora diferentes fases tenham surgido defasadas ou sobrepostas (Magrini, 2004). A promulgação da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei no. 6.938 de 31 de Agosto de 1981) é um marco definitivo, quando iniciou-se efetivamente a implantação de uma política ambiental no Brasil, continuada pela adoção das leis: Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei no. 9.433 de 8 de Janeiro de 1987), Política Nacional de Saneamento Básico (Lei no. 1.445 de 5 de Janeiro de 2007) e Política Nacional de Mudanças Climáticas (Lei no. 12.187 de 29 de Dezembro de 2009). Com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei no. 12.305 de 2 de Agosto de 2010), fecha-se um ciclo da legislação ambiental no Brasil.

A regulação em nível federal sobre resíduos no Brasil tardou a ser estabelecida. Inicia-se com uma portaria do antigo Ministério do Interior que tornou obrigatória a aprovação de projetos de unidades de tratamento e disposição de resíduos sólidos por órgãos estaduais (MINTER 053 de 01/01/1979). Já a Resolução CONAMA 1-A de janeiro de 1986 dispõe sobre o transporte de produtos perigosos em território nacional, adaptando localmente a Convenção Internacional de Basiléia.

Posteriormente a legislação federal regulou a importação e uso de resíduos perigosos pela Resolução CONAMA 023 de 12/12/1996, promulgada e internalizada por meio do Decreto nº 875/1993 e do Decreto nº 4.581/2003, após a assinatura pelo Brasil da Convenção de Basiléia. O anexo 10 dessa última foi alterada pela Resolução CONAMA 235 de 7/01/1998, com uma nova lista de resíduos com importação proibida, entre eles cinzas e resíduos contendo chumbo, desperdícios e resíduos de chumbo, cádmio, berílio e mercúrio (todos classificados como resíduos perigosos – classe I), dentre os metais que ocorrem com frequência nos REEE. Recentemente, a Resolução Conama nº 452/2012 revoga as resoluções 08/91, 23/96, 235/98 e 244/98 e apresenta os procedimentos de controle para a importação de resíduos.

A norma ABNT NBR 10.004 de 2004 especifica os métodos e ensaios para caracterização de resíduos que devem seguir a classificação entre “perigosos” e “não perigosos”, sendo esses subdividos em “inertes” e “não inertes”. Este cita especificamente como resíduo perigoso tóxico as cinzas provenientes da incineração de

placas de circuito impresso (F043), assim como lodos, lamas e poeiras dos processos de fundição de cobre, chumbo e outros metais, sejam primários ou secundários.

Antes da adoção da PNRS, a legislação federal só havia criado diretrizes de gerenciamento de alguns resíduos específicos como os de construção civil (CONAMA 307 de 5/07/2002), pneus (CONAMA 416 de 30/09/2009), óleos lubrificantes (CONAMA 362 de 23/06/2005 e 258/1999) e embalagens de agrotóxicos (CONAMA 334/2003 e Leis nº 7.802/89 e 9.974/2000).

A CONAMA 401 de 4/112008, copiando a legislação europeia a respeito, revogou a de no. 257 de 4/11/1999 e impõe limites máximos de chumbo, cádmio, e mercúrio para pilhas e baterias (incluindo as baterias de chumbo-ácido) comercializadas em território nacional, além de critérios e padrões para o gerenciamento ambiental adequado desses produtos. Assim, os fabricantes nacionais e importadores de pilhas e baterias devem apresentar plano de gerenciamento dos resíduos desses produtos contemplando a destinação ambientalmente adequada. No seu art. 19, determina que "*os estabelecimentos de venda de pilhas e baterias devem obrigatoriamente conter pontos de recolhimento adequados*". O art. 27 determina que o não cumprimento das obrigações redunde em penalidades, conforme a legislação em vigor.

Essas regulações precedem à PNRS em relação à imposição ao produtor da responsabilidade estendida sobre os produtos por estes manufaturados. Com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos em 2010, ocorre uma consolidação da legislação sobre resíduos sólidos no Brasil. Como na legislação europeia ocorre nesse momento a criação de um novo paradigma voltado para a visão de produto. Na PNRS esse é estabelecido pelo principio da responsabilidade compartilhada sobre o produto no pós-consumo, pelo qual são responsáveis todos os atores envolvidos (fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e serviços públicos de limpeza urbana).

Alguns membros da Federação já regulavam a gestão de resíduos sólidos. O Estado de São Paulo, através do Decreto Estadual 54.645 de 5 de agosto de 2009, estabeleceu a responsabilidade pós-consumo (artigo 19), especificamente para produtos eletroeletrônicos, embalagens e filtros de óleo lubrificante, pneus, lâmpadas fluorescentes, baterias automotivas e embalagens primárias, secundárias e terciárias de alimentos e bebidas, higiene e limpeza e bens de consumo duráveis (SMA 024 de 30 de março de 2010).

No Estado do Rio de Janeiro a Lei nº 4191, de 30/09/2003 dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos, na qual a responsabilidade do produtor no pós-consumo se atem somente ao apoio aos programas de coleta seletiva e Educação Ambiental.

No Município do Rio de Janeiro, a Lei no. 4.969 de 2008 determina na seção I artigo 15 que pilhas, baterias, lâmpadas fluorescentes e, em extensão pelo § 4 os produtos eletroeletrônicos que possuam ou não baterias ou pilhas, mas que contenham metais pesados ou substâncias tóxicas, devem ser entregues a rede de comercialização para posterior repasse aos fabricantes e importadores, para que esses procedam com a reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequado dos resíduos.

A regulação no nível estadual ou municipal sem o respaldo de uma legislação federal talvez tenha um impacto limitado, pois não teria poderes para impor uma gestão baseada na responsabilidade estendida de produtos trocados com outros Estados, da mesma forma como aconteceu na União Europeia, conforme comentado no item anterior. Particularmente no caso de eletroeletrônicos, no Brasil há uma razoável concentração da produção no Estado de São Paulo e na Zona Franca de Manaus, com consumo disperso pelo país.

A PNRS - Lei nº 12.305/2010 foi publicada no dia 3 de Agosto de 2010 no Diário Oficial da União, após cerca de vinte anos de discussão no legislativo. Essa demora deveu-se entre outros fatores, a grande dificuldade da articulação entre os diversos atores envolvidos na gestão dos resíduos das várias correntes existentes, cada uma com peculiaridades diferentes. Como motivo para a adoção de uma lei federal para o tema, o Ministério do Meio Ambiente cita no seu site: O Brasil produz 183 mil toneladas por dia de RSU e 50% dos municípios dispõem em lixões a céu aberto. Atuam hoje 34 mil catadores. E o índice de reciclagem de resíduos secos é de somente 13% (MMA, 2010).

Ainda no mesmo ano da aprovação da PNRS, no dia 23 de dezembro foi publicado no DOU o Decreto nº 7.404/2010, que regulamenta essa lei. Também no dia 23 foi publicado o Decreto nº 7405/2010 - Programa Pró-Catador.

Entre os principais objetivos da lei PNRS citados, destacam-se:

- Não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final adequada dos rejeitos;
- Estímulos à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços (racionalização de recursos na produção);
- Aumento da reciclagem;
- Redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos;
- Inclusão social, geração de emprego e renda para catadores;
- Disposição final adequada dos rejeitos[6];
- Aquisições e contratações governamentais, reciclados e recicláveis, e bens, serviços e obras com padrões ambientalmente sustentáveis.

A hierarquia de resíduos definida pela PNRS pode ser esquematizada conforme demonstrado na Figura 1, aonde de cima para baixo na pirâmide apresenta-se em ordem decrescente de preferência as alternativas para a gestão de tratamento de resíduos. Assim, a disposição final em aterro é a última alternativa a ser analisada, e deverá ser escolhida na impossibilidade de alternativas.

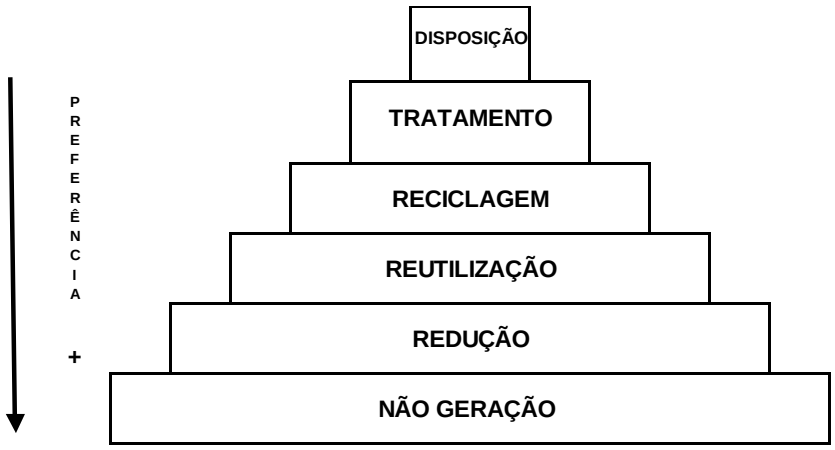

Figura 1– Hierarquia de resíduos segundo PNRS (2010)

[6] Definido na PNRS como "resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada".

Pelos artigos 31 e 32 da PNRS fica estabelecida a responsabilidade estendida dos produtores, importadores, distribuidores e comerciantes, na forma de:

- Desenvolvimento de produtos aptos à reutilização, à reciclagem ou a outra forma de destinação ambientalmente adequada;
- Divulgação de informações;
- Recolhimento dos produtos e resíduos após uso, e destinação ambientalmente adequada;
- Participação das ações dos planos municipais de gestão RSU;
- Embalagens fabricadas com materiais que propiciem a reutilização e reciclagem (responsabilidade do fabricante de embalagem ou fornecedor do material para fabricação de embalagens, ou aquele que coloca em circulação esses materiais em qualquer fase da cadeia de comércio).

Já o Artigo 33 versa sobre a logística reversa, entendida como o "*conjunto de ações e procedimentos destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial para reaproveitamento e/ou tratamento, ou, caso inviável, para outra destinação final ambientalmente adequada*". A forma de operacionalização será estabelecida em acordos setoriais e termos de compromissos a serem firmados com o Poder Público. O Dec. 7.404/2010 ainda adita que as metas de coleta e reciclagem poderão ser fixadas com base em critérios quantitativos, qualitativos ou regionais.

A logística reversa impõe o seguinte fluxo do resíduo com a consequente ordem da responsabilidade dos atores:

- Consumidor deverá efetuar devolução do produto/embalagem aos comerciantes e distribuidores;
- Comerciantes devem devolver os resíduos aos fabricantes;
- Fabricantes devem dar destinação ambientalmente adequada aos resíduos.

No primeiro momento estão obrigados a estruturar e implementar o sistema de logística reversa apenas os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de agrotóxicos, pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes, lâmpadas fluorescentes de

vapor de sódio e mercúrio e de luz mista e produtos eletroeletrônicos e seus componentes. Adita-se ainda, que a obrigatoriedade será gradativamente estendida a produtos comercializados em embalagens plásticas, metálicas ou de vidro de acordo com o grau e a extensão do impacto à saúde pública e ao meio ambiente dos resíduos gerados.

A implementação e operacionalização da logística reversa será detalhada nos **Acordos Setoriais**, podendo estes definir: procedimentos de compras de produtos/embalagens usados; disponibilização de postos de entrega de resíduos e atuação em parcerias com Cooperativas de Catadores.

Foram criados Grupos Técnicos Temáticos (GTTs) do Comitê Orientador para Implementação de Sistemas de Logística Reversa, com a finalidade de fazer estudos de viabilidade técnica e econômica, elaborar propostas de modelagem da logística reversa e dar subsídios para o edital de chamamento dos Acordos Setoriais, criou-se, também, cinco grupos técnicos temáticos, entre eles o GTT04 – especificamente para eletroeletrônicos. O GTT04 é coordenado pelo Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior, e deverá no ano de 2013 definir como se dará a relação entre os diversos atores envolvidos na gestão dos REEE, especificando suas responsabilidades.

2.6 A Cadeia de Fim de Vida Útil dos REEE

A cadeia de fim de vida útil de REEE pode ser bastante complexa, e dependerá das normas e dos mercados locais, assim como do mercado informal, que em muitas vezes suplanta em volume o mercado formal. Para fins de simplificação, pode-se resumir a cadeia em três partes:

- Coleta dos REEE: pode incluir participação de lojas do varejo e atacado; outros pontos de venda como farmácias e bancas de jornal; a própria autoridade municipal de coleta de lixo em alguns países; catadores associados em cooperativas ou não; e outros atores;
- Tratamento dos REEE: incluirá empresas recicladoras atuando em nome das empresas manufatureiras e importadoras; operações de reuso e remanufatura;

operações de desmontagem dos REEE para envio de partes para empresas recicladoras especializadas e outras;

- Utilização dos materiais reciclados como matéria prima secundárias em outros produtos ou no mesmo produto (mercado secundário) e disposição final dos rejeitos.

Essa é uma simplificação da cadeia que pode ser mais extensa e agregar novos atores à medida que o mercado vá se adaptando e criando novas estratégias para se adaptar como, operadoras de leasing que são as proprietárias dos equipamentos e responsáveis pelo fim de vida útil desse; ou empresas de serviços que controlam a vida útil dos equipamentos dos seus clientes, indicando, diante dos valores econômicos atualizados, o momento ideal de tomar a decisão sobre o fim da vida útil do equipamento. Portanto, as cadeias se abrem permitindo a participação de vários atores, conforme a situação específica em estudo.

Na situação brasileira pré-PNRS a cadeia é curta, basicamente composta, pelo gestor de limpeza urbana que coleta os REEE juntamente com os resíduos domiciliares comuns e os destina aos aterros municipais, e eventualmente às recicladoras de metais. Há a presença de um mercado de reuso, assim como evidências de alguma atuação de catadores e cooperativas na coleta de REEE.

2.6.1 Coleta dos REEE

O ator central na gestão da logística reversa mandatória ou voluntária são as Organizações de Responsabilidade do Produtor – ORP (*PRO - Producer Responsibility Organizations*). Essas empresas atuam em nome dos produtores e importadores, cuja participação usualmente é proporcional à sua participação no mercado (*market share*).

O WEEE Forum (www.weee-forum.org) é uma associação que congrega mais de quarenta ORP atuantes na Europa, representando 17 mil produtores e importadores de equipamentos eletroeletrônicos, que em 2008 coletou 1,5 milhões de toneladas de REEE à um custo médio de 90-95 euros por tonelada, somando 120 milhões de Euros.

São indicadores de eficiência do sistema de gestão de REEE, gerenciados pelas ORP: percentual de coleta sobre a geração, meta a ser atingida, total coletado por

habitante, distâncias percorridas, emissões, perdas, custo do sistema por tonelada de REEE, quantidade de REEE enviada para aterros e outros (UNEP, 2011).

A Tabela 9 apresenta alguns indicadores de eficiência coletados por FREDHOLM *et al*. (2008), referentes ao ano de 2006, da qual se pode concluir que os sistemas de gestão de REEE tem performances bem diferenciadas por país. Ressalte-se que as ORPs dos países europeus tem uma envergadura muito superior que as apresentadas para Canadá e EUA, o que pode distorcer algumas comparações que ficariam prejudicadas pelas diferentes economias de escala. Particularmente os dados de custos são mais difíceis de serem analisados, visto que há pouca divulgação.

Tabela 9 – Indicadores de eficiência de sistemas de coleta REEE para o ano de 2006.

	Suíça SWICO	Suécia El-Kretsen	Holanda ICT Millieu	Bélgica Recuper	Noruega Elretur	California EUA	Maine EUA	Maryland EUA	Alberta Canada
Pontos de Coleta	6.000	950	7.000	2.904	2.500	442	160	18	223
População (milhões)	7,5	9,0	16,3	10,5	4,7	36,4	1,3	5,6	3,4
Área (1000 km2)	40	411	34	30	307	424	92	32	640
Salário Médio (US$/hora)	26,34	14,98	16,34	17,74	23,11	13,46	10,04	15,01	12,54
Custo de Coleta (US$/kg)	0,05	n/d	n/d	0,06	n/d	1,00	n/d	1,00	0,04
Transporte (US$/kg)	0,13	n/d	n/d	n/d	n/d	0,37	n/d	0,17	0,07
Processamento (US$/kg)	0,41	n/d	n/d	n/d	n/d	0,55	0,26	1,00	0,59
Gestão do sistema (US$/kg)	0,09	n/d	n/d	n/d	n/d	0,15	0,11	0,08	0,11
Quantidade coletada									
Categoria 3									
(milhões kg)	28,1	27,6	18,1	12,2	10,9	16,8	0,5	0,8	1,9
(kg capita)	3,8	3,0	1,1	1,2	2,3	0,5	0,4	0,1	0,5
Total									
(milhões kg)	42,1	149,9	18,1	76,1	68,3	58,1	1,8	2,9	2,9
(kg capita)	5,6	16,5	1,1	7,2	14,6	1,6	1,4	0,5	0,8

Fonte: FREDHOLM et al. (2008).
* Categoria 3: informática e telecomunicação.

Além das ORPs nacionais, foi criada uma ORP pan-europeia que atua em vários países da Europa: European Recycling Plataform – ERP (http://www.erp-recycling.org/). Essa ORP foi fundada em 2002 por um consórcio de produtores de EEE (HP, Sony, Electrolux, Gillete/Braun) como uma alternativa aos consórcios nacionais e tem como objetivo de ser mais competitiva em termos de custo, através das sinergias obtidas na operação em vários países. Conclui-se que cada sistema ORPs tem

características específicas, não só em relação às leis as quais têm que seguir como também a forma em que está estruturada.

Até o presente momento não é claro como o Acordo Setorial, estabelecido pela PNRS no Brasil, estão negociando o detalhamento da logística reversa para os resíduos eletroeletrônicos.

2.6.2 Tecnologias de Tratamento dos REEE.

Para fins de análise da cadeia do fim de vida de equipamentos eletroeletrônicos, divide-se a fase de tratamento dos REEE em duas: reuso dos produtos e seus componentes e reciclagem dos materiais.

2.6.2.1 Reuso

O reuso é previsto na hierarquia de resíduos da legislação europeia, assim como na brasileira. Note-se, entretanto que a meta determinada pela Diretiva Europeia WEEE é referente a reciclagem e reuso, não havendo separação explícita entre ambos. Na revisão da Diretiva WEEE aponta-se para uma tendência de uma meta específica para reuso (HUISMANN *et al*. 2007).

O mercado de reuso está presente em muitos países há muito tempo para vários tipos de produtos como móveis, pneus e outros; entretanto, sem dados consistentes, mesmo na União Europeia. Segundo PARKER (2007) o mercado secundário de produtos é um tópico pouco explorado e tem significante potencial de crescimento em curto prazo para mercados como a Ásia, em longo prazo na África, mas potencial incerto no mercado doméstico europeu.

No mercado europeu existem algumas organizações voltadas para o mercado secundário de produtos. Entre elas destaca-se a União Europeia de Empreendedores Sociais de Reuso e Reciclagem (*Reuse and Recycling European Union Social Entreprises* – www.rreuse.org), que é uma rede de organizações voltadas para o empreendimento social focada em reuso e reciclagem de vários bens, com um total de 42 mil funcionários, e 120 mil voluntários. Nos Estados Unidos, atua a *ReUse Development Organisation* (www.redo.org), entre outras.

Em um estudo comissionado pela DEFRA-UK - *Department for Environment, Food, and Rural Affairs* sobre o mercado de produtos remanufaturados em geral, PARKER (2007) conclui que a terminologia utilizada no mercado para o setor é diversa, e que uma padronização seria benéfica. Ressalta o autor, a escassez de ferramentas específicas de análise para o setor, e a necessidade de desenvolvimento de modelos analíticos para remanufatura.

A definição apropriada de um produto que pode ser reusado é um tópico importante, tendo-se em vista os problemas ambientais e sociais gerados pela exportação de REEE, efetivamente não reutilizáveis, para países Asiáticos e Africanos, a despeito da Convenção de Basiléia (TERAZONO *et al*.,2006; SMITH *et al*., 2006). Uma tipologia para reuso é apresentada por UNEP (2009b), com o intuito de padronizar as diferentes formas de reuso comuns no mercado especificamente para equipamentos eletroeletrônicos:

> *"Reuso de um equipamento eletroeletrônico ou de seus componentes é a continuação do uso deles, para o mesmo fim que foram concebidos, para além do ponto que as especificações do equipamento falham em atender as necessidades do proprietário atual, e este cessa de usar o equipamento"* UNEP (2009b).

Importante notar que o reuso pode ser tanto do produto, quanto de seus componentes, separadamente, mas é necessário avaliar-se antes da desmontagem desse, se o equipamento como um todo, pode atender as necessidades de algum outro proprietário.

A definição de reuso proposta pela Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Capítulo II, art.3) é mais técnica: "*Reutilização: processo de aproveitamento dos resíduos sólidos sem sua transformação biológica, física ou físico-química, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do SISNAMA e, se couber, do SNVS e do SUASA".*

Ambas as definições, uma por uma visão do usuário, outra pelo lado técnico, remetem ao mesmo objetivo, expresso nas hierarquias de resíduos, qual seja a extensão da vida útil como estratégia de minimização de impactos ambientais e desenvolvimento de estratégias sociais.

A atividade de tornar um equipamento eletroeletrônico reusável é denominada pelo UNEP (2009b) como "preparação para reuso" e definida como: "*qualquer operação realizada para levar um equipamento eletroeletrônico à uma condição que possa atender as necessidades de um próximo proprietário potencial".* A preparação de reuso é constituída por desmontagem, limpeza (incluindo a deleção de dados pessoais), inspeção, troca de componente, recuperação de componentes, reprocessamento de componentes (mecânico, eletrônico ou por processos de informática como Bios), remontagem e testes. Ainda segundo o manual da UNEP (2009b), o grau de intensidade de cada uma dessas atividades define os quatros tipos de reuso, citados abaixo:

> *"Remanufatura: qualquer ação necessária para construir um equipamento como se novo, usando componentes que foram previamente usados em outros equipamentos ou, mesmo componentes novos, se necessário for. Há a necessidade de desmontagem total do produto, e o produto remanufaturado deve atende as características de funcionalidade e confiabilidade do fabricante original.*
>
> *Recondicionamento[7]: qualquer ação necessária para restaurar um equipamento para uma condição e forma que pode ser inferior a uma nova unidade. O equipamento recondicionado atende as especificações de funcionalidade do fabricante original. A desmontagem do equipamento só é realizada até o ponto necessário para garantir o teste e o reprocessamento de todos os componentes que não atingem as especificações.*
>
> *Reparo: qualquer ação necessária para corrigir falhas na operação do equipamento. Requer somente os processos necessários para restaurar as condições operacionais.*
>
> *Upgrade: qualquer ação realizada no equipamento eletroeletrônico que aperfeiçoará ou aumentará o desempenho ou funcionalidade...." (UNEP, 2009b)*

[7] Em inglês além da terminologia "*recondition*", também se utiliza "*refurbishing*".

TERAZONO *et al*. (2006) ressaltam as dificuldades do reuso de equipamentos eletrônicos em relação à pouca sofisticação do mercado de segunda mão o qual não consegue lidar com aspectos como, e.g., as licenças de uso de software para computadores remanufaturados. Sugerem os autores, a colaboração internacional entre as empresas para uma efetiva reutilização dos equipamentos.

THOMAS (2003) analisa o potencial do mercado secundário em reduzir a demanda por produtos novos e, por conseguinte, o consumo de matérias primárias na sociedade (desmaterialização) através de um modelo econômico que calcula a demanda do produto secundário após uma vida útil definida, após o qual este é preparado para o reuso, o que é representado economicamente por custos de transição. A autora conclui que o mercado secundário tende a crescer quando os custos de transação caem e/ou ocorre um aumento da vida útil dos produtos. Sua análise, entretanto, mostra-se dependente do tipo de produto e principalmente do valor dos produtos percebidos pelos consumidores.

Conclui a autora que para produtos que depreciam rapidamente, como computadores, se ocorrer um crescimento do mercado secundário pouca ou nenhuma redução na demanda por produtos novos ocorrerá. Denota ainda que o mercado secundário deverá crescer com a contínua liberalização do mercado[8] e o desenvolvimento da tecnologia de informação, ferramenta que permite uma maior liquidez do mercado secundário (e.g. sites de venda como e-Bay).

A despeito das dificuldades em se estimar o potencial crescimento do mercado secundário de equipamentos eletroeletrônicos, denota-se que existe uma demanda por equipamentos reusados por um mercado de consumidores que não pode pagar pelos produtos novos. Esse mercado com menor poder aquisitivo é maior em países em desenvolvimento na Ásia, África e América Latina, mas também há uma demanda por produtos reusados em países europeus. SWAHNEY *et al*. (2008) discorrem sobre as operações de economia solidária da Áustria, na qual há 60 empresas funcionando no setor que fundaram a associação RePANET (www.repanet.at)

Entretanto, o mercado secundário não é somente composto por ONG. Há empresas especializadas que trabalham e perfazem lucros nesse mercado, como a Caterpillar, Xerox, IBM e outras. Um caso interessante é a ReCellular nos EUA e

[8] Muitos países coíbem a importação de produtos usados.

Canadá, que intermedia a venda de aparelhos celulares usados, entre os diferentes níveis de classes sociais do mercado (PARKER, 2007; NNOROM *et al*. 2007).

GEYER & BLASS (2010) citam que 65% dos celulares coletados nos EUA são reusados, e o preço de venda do equipamento reusado cobre o custo da logística reversa de US$ 7,7 para o ano de 2006. Cabe ressaltar, no entanto, que há distorções no mercado, como no caso brasileiro, onde muitas operadoras oferecem aparelhos celulares gratuitos para usuários que aderem a novas linhas. Nessas operações, o custo do equipamento é coberto por uma tarifa maior no uso da linha móvel.

A relevância do valor agregado do reuso diante da falta de uma estrutura adequada para a reciclagem de equipamentos eletroeletrônicos em países em desenvolvimento é analisada por NNOROM *et al*. (2007). Ressaltam as limitações de procedimentos automáticos devido a diversidade de formatos e configurações dos equipamentos, necessitando-se assim de trabalho manual com maior intensidade da desmontagem para devida separação de materiais, o que pode torná-lo um processo caro, inviabilizando o reuso do equipamento. Atestam os autores a necessidade de incorporar o conceito de "*Design for Reuse*" na fase de desenvolvimento do produto, de forma, que o produto seja facilmente desmontável, que as substâncias perigosas sejam facilmente separadas para posterior tratamento e, finalmente, que o produto seja passível de reconfiguração e/ou remanufatura.

PARKER (2007) cita uma pesquisa no mercado de usuários de equipamentos eletroeletrônicos (E-Scope) que concluiu que 68% dos respondentes indicaram os custos de manutenção como razão para não reparar seus equipamentos. Acrescentando o autor que os preços de máquina de lavar cresceram no Reino Unido 40% entre 1980 e 1990, enquanto os custos de manutenção cresceram 165% no mesmo período. Considera que isso se deve ao fato de que as empresas manufatureiras se concentraram em desenvolver produtos com foco na redução de custo, e não em projetar produtos que sejam fáceis de reparar.

A Rreuse, rede europeia de empreendedores sociais para o reuso de produtos (http://www.rreuse.org) endossa as negociações em andamento na comunidade europeia para a revisão da diretiva WEEE, em referência ao estabelecimento de uma meta de 5% mandatória para preparação para o reuso. A revisão ora em discussão, também prevê a obrigatoriedade dos produtores em passar informações referentes aos produtos para adequada preparação para o reuso, assim como, a futura adoção da Norma Europeia

para Preparação para o Reuso, através da qual um padrão de qualidade para o reuso poderá ser perseguido (RREUSE, 2011).

As políticas de resíduos sólidos recomendam o reuso dos resíduos como prioridade na hierarquia de gestão de resíduos. Para os computadores o reuso se concretiza através da remanufatura dos equipamentos, que são remontados com o aproveitamento das peças de equipamentos usados. No Brasil há alguns projetos que realizam a remanufatura de computadores usados com fins sociais. Entre eles se destacam:

- Projeto CI - O Projeto Computadores para Inclusão (CI) do Governo Federal, em execução desde 2005 como uma das ações no âmbito do Programa Inclusão Digital do Plano Plurianual de Aplicações. É coordenado pela Secretaria de Logística e Tecnologia da Informação do Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão – SLTI/MP (MPOG, 2009). Foram instalados sete Centros de Recondicionamento de Compradores (CRC) de 2006 a 2010: Cesmar (Porto Alegre), Gama/DF (Brasília), Oxigênio (Guarulhos/SP), BH Digital (Belo Horizonte), CRC Recife (Recife), CRC Bahia (Lauro de Freitas) e CRC Pará (Belém).

  Esses centros realizam a triagem, o recondicionamento, a entrega para as comunidades dos computadores remanufaturados, assim como a destinação para recicladoras das partes e componentes dos materiais não utilizáveis. Dentro do seu objetivo social, esses centros treinam jovens das comunidades próximas em manutenção e remanufatura dos computadores, iniciando-os nesse setor profissional. Esse projeto foi inspirado por inciativa semelhante conduzida pelo Governo do Canadá "Computers for School" que a partir de 1993 entregou mais de 1,2 milhões de computadores remanufaturados, atendendo um quarto da necessidade de equipamentos das escolas públicas do país, e também capacitando para atuação profissional na área de informática cerca de 1.300 alunos por ano (http://www.ic.gc.ca/eic/site/cfs-ope.nsf/eng/home).

  Os relatórios do Projeto CI (http://www.computadoresparainclusao.gov.br). apontam, nos três primeiros anos de operação, para um aproveitamento de 20,17% das doações na remanufatura dos computadores (razão de cerca de 5:1).

Até o ano de 2010 um total de 10.567 computadores remanufaturados foi doado para 827 centros de inclusão social, escolas, etc...

- CDI – Comitê para Democratização da Informática. ONG que atua desde 1995 em projetos de inclusão social de comunidades de baixa renda, tendo atingido 717 espaços de inclusão digital em parceria com as comunidades, aonde o CDI disponibiliza os computadores, através dos quais cursos são oferecidos para jovens. (www.cdi.org.br). Além do Brasil a CDI atua em outros 11 países.
- PC Vida em Petrópolis – A operação foi parte de uma ONG com diversos fins, cujo objetivo principal foi dar destinação adequada aos computadores gerados pela população de Petrópolis, e também realizar a remanufatura de PCs para fins de inclusão social. Realizou a remanufatura de 1 mil a 1,2 mil máquinas em operação espalhadas por 80 pontos (escolas e centros comunitários). Essa operação não mais está sendo realizada pela ONG, e a expertise aprendida durante os vários anos de operação está sendo aproveitada pela Secretaria de Ciência e Tecnologia de Petrópolis como parte de um plano para transformar a cidade em um grande pólo de Tecnologia de Informática, que engloba desde a atração de empresas de TI para a cidade, onde já se situa o Laboratório Nacional de Ciência da Computação (LNCC) do Ministério da Ciência e Tecnologia, até o tratamento adequado dos equipamentos eletrônicos das empresas instaladas no município. Nesse período, a PC Vida criou 34 centros de inclusão social em Petrópolis, cada com oito computadores remanufaturados. Segundo o Sr. Abner Feital (PC VIDA, 2012), a razão de computadores doados e remanufaturados foi de 4:1.
- LIpE – Laboratório de Informática para a Educação do Departamento de Eletrônica da UFRJ: Iniciou-se em 1994, através do projeto Minerva do Departamento de Eletrônica da Escola Politécnica da UFRJ, com o objetivo de auxiliar na introdução da Informática Educacional em escolas públicas. Com o atendimento aos trabalhadores da UFRJ e jovens da Vila Residencial da Ilha do Fundão em 2002, foi organizado o Laboratório de Informática para a Educação – LIpE, que passou a englobar o Minerva e essas novas atividades. Entre essas novas atividades o LIpE com uma equipe de alunos e técnicos da UFRJ, sob a coordenação do Prof. Antônio Claudio de Souza, realiza a remanufatura de computadores usados para a doação à comunidades carentes nos moldes do

projeto de Computadores para Inclusão do Governo Federal. As atividades de extensão do LIpE proporcionaram a possibilidade de desenvolver uma metodologia nova, formar professores, alunos da UFRJ e participar positivamente na inclusão digital através da melhoria em escolas públicas.

Uma operação de remanufatura do projeto CI foi visitada em São Paulo no ano de 2010. A unidade localiza-se próxima ao aeroporto de Guarulhos e é administrada pela ONG Oxigênio, que atua em diversas projetos sociais. O projeto tem como foco a inclusão digital da comunidade próxima que se realiza através do treinamento de jovens na remanufatura dos computadores. A divulgação dos cursos é realizada nas escolas, e no site. A idade dos alunos está entre 16 a 24 anos e há a necessidade de demonstração da renda máxima familiar. Também é necessário que o aluno esteja regularmente inscrito em escola.

A equipe da unidade tem sete funcionários diretos, os quais dois técnicos atuam supervisionando uma turma; um técnico para monitores e outro técnico para impressoras. O total da carga horário do curso é de 400 horas, durante dois semestres. Formam-se 40 alunos por semestre, sendo 20 de manha e 20 de tarde, podendo ocorre turmas adicionais dependendo da demanda. Alguns dos alunos são contratados pela própria ONG Oxigênio, e há empresas que pedem indicação de alunos após conclusão dos cursos. Esses obtém um certificado ao final, que tem sido valorizado pelo mercado.

A configuração padrão dos computadores remanufaturados no ano de 2010 era: processador PIII com mais do que 500Mb, software livre LINUX. Esses computadores eram enviados para centros comunitários de inclusão social ou escolas com manual e garantia de seis meses. Podendo ocorrer devolução para conserto e assistência técnica por telefone. As máquinas são despachadas com identificação, para controle da configuração, softwares instalados e destinados com uma lista de seus componentes. A experiência dos gestores indica uma sobrevida útil de dois anos para os computadores remanufaturados.

Essas operações de remanufatura enviavam os componentes e partes não aproveitados na remanufatura para empresas recicladoras para recuperação dos materiais. Alguns módulos que não possuem no mercado utilidade, como os monitores

CRT eram enviados para empresas recicladoras a um custo de R$1/kg (PC VIDA, 2011).

Além da remanufatura realizada pelas ONGs com fins de inclusão digital, há um pequeno mercado informal que realiza a remanufatura de computadores. Uma pesquisa realizada pelo autor em São Paulo no ano de 2010 constatou que um computador remanufaturado com perfil Pentium IV custava em torno de R$600,00. Note-se que com a redução de impostos no Brasil de equipamentos como notebooks, cujo preço em 2012 estava em torno de R$1.200,00, somado as facilidades de financiamento oferecidas pelos varejistas, o mercado de reuso ainda torna-se menos interessante para o consumidor. O reparo de computadores não operantes também se torna menos interessante, diante do baixo preço dos novos equipamentos. Uma consulta realizada a um dos grandes fabricantes de computadores no Brasil no ano de 2010 indicou um custo de R$450,00 para o reparo de um desktop Pentium IV, com um ano adicional de garantia.

2.6.2.2 Reciclagem dos materiais

A reciclagem poderia ser considerada como um tipo de reuso, entretanto, somente dos materiais contidos nos produtos. A definição de reciclagem proposta pela Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos (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;*

Note-se que nenhum resíduo é reciclável sem um esforço, que no mínimo demanda um gasto energético, devendo considerar além dos aspectos ambientais, os limites econômicos para sua consecução e os aspectos sociais envolvidos.

A primeira etapa de um processo de reciclagem é a desmontagem dos equipamentos para separação das partes as quais já se conhece previamente que contém substâncias perigosas, como por exemplo, o vidro plumbífero do monitor de tubo de raios catódicos e a retirada de gases CFC de geladeiras.

Após a moagem o material é separado por tipo, e.g. metais ferrosos, não ferrosos; plásticos, e outros; e enviado para processos de reciclagem específicos. Dependendo do REEE a rota tecnológica pode ser mais simples, como o tratamento mecânico (CUI & FORSSBERG, 2003) indicado para linha branca para produtos que tem volume grande, e poucos componentes, com predomínio de ferro.

Equipamentos que possuam diversos componentes e materiais diferentes podem demandar uma desmontagem mais detalhada se é desejada uma maior recuperação de materiais preciosos, assim como uma melhor separação de substâncias perigosas. SPTIZBART (2010) apresenta uma operação de reciclagem de computadores em Braunschweig - Alemanha (ElPro GmbH) na qual ressalta a eficiência da recuperação de metais como Ag, Au e Pd é maior quando é realizado uma desmontagem manual detalhada, em relação a outras alternativas tecnológicas, como tratamento mecânico. Após a desmontagem, o material é enviado para a moagem, que é uma etapa problemática, pois substâncias perigosas podem ser dispersas no material moído, se os componentes que as contém não forem devidamente separados (EEA, 2003).

A composição de materiais dos equipamentos eletroeletrônicos é bastante diversa, o que impede um tratamento igual para todos os equipamentos. A Tabela 10 apresenta a composição de refrigerador, computador com monitor de tubo de raios catódicos, televisão e fotocopiadora (EEA, 2003).

Tabela 10. Composição e peso de alguns equipamentos eletroeletrônicos

Equipamento	Peso Médio (kg)	Ferrosos % peso	Não Ferrosos % peso	Vidro % peso	Plástico % peso	Componentes Eletrônicos % peso	Outros % peso
Refrigeradores	48,0	64,4	6,0	1,4	13,0		15,1
Computadores	29,6	35,3	8,4	15,0	23,3	17,3	0,7
Televisão	36,2	5,3	5,4	62,0	22,9	0,9	3,5
Fotocopiadora		58,0	8,0	7,0	9,0	2,0	16,0

Fonte: EEA (2003)

Conforme o tipo do material esse é destinado a processos de reciclagem específicos. Dessa forma, os resíduos ferrosos podem ser enviados para plantas de siderurgia, normalmente fornos de arco elétrico. Resíduos de cobre e alumínio são reciclados em fundições. Materiais que não tem possibilidade de uso econômico, ou seja, rejeitos conforme a PNRS, são enviados para disposição final em aterros.

Há sinergias entre as fundições de minério concentrado de cobre e os processos pirometalúrgicos utilizados para tratamento de REEE. Ambas as entradas desses materiais geram saídas similares: Cobre, Ouro, Prata, Chumbo, Clinquer de Zinco, Ácido Sulfúrico e outro coprodutos (HAGELUKEN, 2006). UNEP (2009a), contudo, ressalta que fundições de cobre existentes em países em desenvolvimento poderiam tratar os REEE com segurança desde que instalem sofisticados sistemas de exaustão e tratamento de águas residuárias com todos os controles necessários. Há ainda várias rotas alternativas, algumas já em operação (NIU *et al*., 2007; LEE *et al*., 2004), outras testadas em laboratórios, mas ainda não totalmente utilizadas integralmente em operações de tratamento de REEE (ZHOU, *et al*. 2010; YOO *et al*., 2009; LIU *et al*., 2009; DUAN, *et al*., 2009; VEIT, *et al*., 2005; VEIT, *et al*., 2006; entre outros).

Há algumas poucas empresas que processam os REEE de forma integrada, por diversos processos para recuperação de vários materiais e, principalmente, dos metais preciosos como ouro, platina, prata e as "terras raras". Usualmente aplicam, após a moagem, processos pirometalúrgicos, através do qual os resíduos são elevados a altas temperaturas e fundidos, com os controles adequados de emissões. Através de processos hidrometalúrgicos, os diferentes metais são recuperados. Essas fundições integradas de metais necessitam de investimentos da ordem de US$ 1 bilhão para um volume de centenas de milhares de toneladas de material por ano (UNEP, 2009a) e se resumem a poucas operações no mundo, devidamente ambientalmente adequadas para tratamento de REEE: Aurubis – Hamburg; Aurubis – Lunen; Umicore – Hoboken/Bélgica; Xstrata – Canada; Dowa – Japan; Boliden – Suécia, nas quais o tratamento de REEE representa apenas um pequeno percentual (5 a 10%) da operação (UNEP, 2009a).

A placa de circuito impresso (PCI) é um dos itens de maior interesse para reciclagem, pois apresentam metais preciosos. Segundo HAGELUKEN (2006) a composição de uma PCI é: 20% Cu, 7% Fe, 5% Al, 3% Sn, 1.5% Pb, 1% Ni e 25 % de compostos orgânicos e em ppm: 1.000 Ag, 250 Au e 100 Pd. Há ainda traços de As, Sb, Ba, Br e Bi.

Os metais preciosos das PCI as tornaram objeto para geração de renda no mercado informal em alguns países da Ásia, África e na Índia. As tecnologias utilizadas no mercado informal nesses países são, entretanto, precárias causando danos a saúde humana e ao ecossistema. Essa rota tecnológica informal se contrapõe à alta tecnologia realizada pelos processos das fundições integradas.

MESKERS & HAGELUEKEN (2009) relatam sobre uma operação de fundição integrada para tratamento de REEE na Europa. Nessa operação a cadeia de reciclagem de PCs se compõe de três fases: coleta, pré-processamento e recuperação final dos materiais. Nos PCs as placas PCIs representam 10% da massa total, mas concentram 80% do valor econômico do material recuperado das placas. Aditam ainda que os processos hidrometalúrgicos de grande escala que estão sendo desenvolvidos na Europa, ainda não provaram sua segurança. HAGELUEKEN (2006) ressalta que nos processos pirometalúrgicos das fundições, os plásticos podem ser utilizados como combustível, gerando energia e/ou como agente redutor.

O "*trade-off*" entre desmontagem manual e a mecânica é analisado por MERKERS & HAGELUKEN (2009) para diferentes rotas tecnológicas incluindo operações na Índia e China, realizando localmente a desmontagem manual dos equipamentos, que depois são enviados para uma fundição integrada na Europa. O processo mecânico de desmontagem permite trabalhar com volumes maiores e menores custos operacionais, entretanto, possui uma menor seletividade e alto custo de investimento. O uso da moagem gera poeira durante a operação e resulta em perda de materiais preciosos.

Devido ao custo inferior da mão–de-obra na China, cerca de 20 vezes inferior ao da Europa, a operação torna-se economicamente viável. Uma intensidade maior da desmontagem resulta em custos maiores que os custos da desmontagem mecânica, mas em uma qualidade superior da corrente de materiais resultante, por exemplo, aumentado a recuperação da prata de 92% para 97% ao realizar-se a desmontagem manual. Aditam MERKERS & HAGELUKEN (2008) que essa eficiência adicional no processo permite pagar os custos da operação, e que os impactos ambientais evitados dos processos informais de tratamento nos países em desenvolvimento são superam largamente as emissões do transporte para as fundições integradas na Europa.

A complexidade das misturas de materiais também é um dos problemas no tratamento dos plásticos oriundos dos REEE. Para TAURINO *et al*. (2010) a

reciclagem dos plásticos de REEE é um desafio, visto que mais de 15 tipos de polímeros são utilizados em REEE, e em muitos desses plásticos, aditivos como retardadores de chamas são aplicados ao material por reação ou adição. Ainda segundo os autores, é menos provável que os aditivos adicionados a um plástico por reação venham a se desprender dele, o que já não ocorre nos processos por adição.

Os plásticos de REEE não devem ser diretamente reciclados sem uma análise criteriosa, pois contem substâncias perigosas que podem ser dissipadas no produto manufaturado com o plástico secundário oriundo de REEE (WAGER *et al*., 2009). A fração plástica com poder calorífico em muitos países é incinerada para recuperação energética. Nesse processo poderá ocorrer formação de substâncias tóxicas como dioxinas e furanos, se não houver equipamentos adequados para tratamento dos gases (*flue gas cleaning*) (TAURINO *et al*, 2010). Tanto os rejeitos da limpeza dos sistemas de gases, quanto às cinzas, são enviados para disposição em aterro (EEA, 2003).

VASILE *et al.* (2006) apresentam um método para aproveitamento dos resíduos plásticos oriundos de REEE por termogravimétrica e pirólise. No processo o material resultante é separado em três frações: sólido, líquido e gasoso. Após a caracterização por ensaios laboratoriais, os autores constataram que a maior parte dos halógenos, sulfúricos e outras substâncias perigosas ficaram contidas nos resíduos sólidos e no óleo da pirólise. Atentam os autores que o uso desse óleo como combustível só deve ser realizado após eliminação das substâncias perigosas.

Componentes que tenham substâncias perigosas demandam tecnologias especificas para tratamento. Monitores de tubo de raios catódicos (MTRC) são cortados e tratados com sistema que aspiração os pós, o vidro plumbífero é moído e enviado para posterior aproveitamento se houver demanda no mercado. Com a mudança de tecnologia de MTRC para monitores de cristal líquido; plasma ou LED, fica prejudicada a possibilidade de reutilização do vidro plumbífero em um círculo fechado para produção de novos MTRC.

2.6.3 O aproveitamento do material reciclado.

Essa é a terceira etapa da cadeia de final de vida dos REEE, já fora do sistema de produto dos equipamentos eletroeletrônicos, aonde os materiais reciclados são utilizados

em outros sistemas de produtos e/ou dispostos em aterros, quando não aproveitáveis (rejeitos).

Em princípio, os metais podem ser reciclados infinitamente, sendo que a reciclagem de alguns metais já é comum há muitas décadas. As vantagens da recuperação de metais são inequívocas, visto que há um ganho em relação aos impactos não exercidos pelo material primário que está sendo substituído pelo metal recuperado (GRIMES, et al., 2008).

Como exemplo, ROMBACH (2006) cita que a gasto energético necessário para a reciclagem de alumínio secundário representa 10% da energia necessária para a fundição do alumínio primário. Entretanto, o autor ressalta que há limitações na reciclagem de metais no que tange a qualidade do material recuperado, que é de importância crucial para sua futura aplicação.

No mercado há diferentes ligas de metais que podem dificultar ou, ao menos, tornar a utilização de um metal recuperado mais cara, portanto mesmo em metais, a gestão dos resíduos com adequada separação é importante para eficiência do sistema. O ganho econômico da reciclagem está na diferença entre o preço do resíduo e o preço que o mercado paga pelo material secundário. Esse último é sujeito a várias oscilações do mercado diante das qualidades do material.

O uso do mix de plásticos em outros produtos em um círculo aberto é discutido na literatura (LIU *et al*., 2009). A mistura de diferentes polímeros oriundos de resíduos pode gerar um material que tenha propriedades mecânicas mais fracas, além de imprevisível comportamento reológico. TAURINO *et al*. (2010), relatam duas alternativas:

- Misturar ao material secundário constituído de diferentes polímeros, material virgem, em proporções suficientes para gerar uma mistura resultante que tenha as propriedades desejadas. Ressaltam os autores, entretanto, que a técnica de mistura tem limitações devido a necessidade de compatibilização entre os materiais.
- Adicionar aditivos ao material secundário que para melhorar as propriedades desejadas.

A perda de qualidade dos materiais nos processos de reciclagem é geralmente denominada de "*downcycling*" e ocorre para vários materiais, e.g. papel e papelão, mas também se aplica, em plásticos, vidros; e até em metais que podem estar contaminados com outras substâncias ou misturados com outros materiais, que depreciam o seu valor econômico percebido pelo mercado secundário.

O grau de mistura de materiais utilizados em produtos que são reciclados é analisado por (GUTOWSKI & DAHMUS, 2005) que avaliam o grau potencial de reciclabilidade dos produtos a partir do valor econômico e da mistura dos materiais que os compõe. Acreditam os autores que a compreensão dessas variáveis pode ajudar os atores envolvidos para decisões políticas adequadas e o desenvolvimento de produtos mais adequados para a gestão de fim de vida.

A qualidade do material secundário tem papel importante na sua aplicação na cadeia do ciclo de vida do novo produto. BOHR & GUTOWSKI (2007) discutem o uso de certificados de material recuperado (*Material Recovery Certificates - MRC*) como facilitador para a negociação dos materiais no mercado de materiais primas. Creêm os autores que uma certificação para o material secundário poderia servir como um incentivo para os recicladores produzirem um material de melhor qualidade, ao receber um valor maior por esse material, ao invés de se sentirem pressionados somente pela minimização do custo da operação.

Cabe aditar que por razões de redução de custos para tornar seus produtos mais acessíveis a uma maior camada da população os fabricantes tem reduzido a quantidade de metais preciosos nos produtos. VHK (2005) reporta uma redução de 0,044% para 0,033% no conteúdo de ouro em celulares entre um modelo da Nokia de 1999 e outro de 2003. Essa redução é uma perda de receita potencial para os recicladores e também pode representar uma mudança tecnológica para outro material com menor custo, mas cujo perfil toxicológico seja desconhecido.

Se o material potencialmente reciclável não tiver aplicação no mercado, ou seja, não possuir valor econômico, ele poderá ser enviado à um aterro, como se fosse um rejeito, afetando as metas de reciclagem demandadas pelas legislações de gestão de resíduos.

3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: CONCEITOS E METODOLOGIAS.

Nesse capítulo, apresenta-se uma descrição da metodologia de ACV baseada nas normas ISO 14000, nos manuais do ILCD, de livros de referência como GUINEÉ *et al*. (2002) e em artigos publicados nos periódicos internacionais que abordam o tema de ACV: "*International Journal of Life Cycle Assesment", "Journal of Cleaner Production", "Resources, Conservation and Recycling*", e outros.

3.1 Avaliação do Ciclo de Vida – ACV: um instrumento em evolução.

No cenário internacional, a década de 80 foi profícua no desenvolvimento de técnicas e enfoques metodológicos voltados para uma melhor compreensão e redução dos impactos ambientais gerados por produtos e serviços advindos dos setores produtivos (MAGRINI, 2004).

A evolução histórica da legislação de gestão ambiental Europeia é, nessa tese, brevemente comentada no capítulo 2, enfatizando-se como ocorreu essa migração de uma gestão ambiental pública focada no processo para uma gestão ambiental privada focada no produto (MAGRINI, 2011). Dentre os métodos que constituem a área da gestão ambiental privada voltada para a análise de produtos, destaca-se a Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços – ACV, normatizada no Brasil pela série NBR ISO 14040.

A ACV foi desenvolvida a partir da década de 60 tendo como foco uma análise dos impactos ambientais de produtos, principalmente no contexto comparativo de materiais. GUINÉE *et al*. (2011) considera a fase das décadas de 70 à 90 como o período de concepção do ACV, quando diferentes abordagens e terminologias foram usadas com resultados conflitantes, o que acabou limitando temporariamente a aplicação da metodologia de ACV. De acordo com CURRAN (2006), a emergência dos problemas associados à gestão de resíduos sólidos foi um grande fator revigorador da ACV a partir de 1988.

A década seguinte foi de padronização com a publicação das normas da série ISO 14040 (de 1997 a 2002), resultado da convergência conduzida pela SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*). Nesse período, também foram consolidados os softwares e banco de dados que foram, então, disponibilizados comercialmente, permitindo uma maior disseminação da metodologia.

Ainda segundo GUINÉE *et al.* (2011), a partir de 2000 ocorre um período de elaboração, incentivado pelo SETAC e pela UNEP com o programa "*Life Cycle Initiative*" cujo objetivo era a disseminação do conceito de Filosofia do Ciclo de Vida. É desse período o manual de Guinée e colegas da Universidade de Leiden, detalhando as normas ISO 14040 (GUINÉE *et al*., 2002).

Posteriormente, a Comissão Europeia (vide capítulo 2) incorpora esse conceito na legislação regional a partir da Política Integrada de Produto, que através do Instituto de Meio Ambiente e Sustentabilidade (*Institute of Environmental and Sustainability – Joint Research Centre – European Comission*) elaboram os manuais ILCD – *International Reference Life Cycle Data System* (EC JRC-IES, 2010a; EC JRC IES, 2010b) sob a demanda do Plano de Ação de Consumo e Produção Sustentável, com o objetivo de assegurar qualidade e consistência para os dados, métodos e avaliação do ciclo de vida.

Nesse período, incentivado pelas políticas baseadas na abordagem do ciclo de vida, observa-se a evolução da aplicação do ACV do nível micro para nível macro e da abordagem atribucional, meramente descritiva de processos, para a abordagem consequencial, focada na análise de mudanças no mercado causadas pelas alternativas analisadas.

Dois princípios de modelagem de ICV são utilizados na prática: atribucional, ou o tradicional, baseado em uma fronteira estanque do sistema de produto, e o consequencial, esse último desenvolvido mais recentemente para acomodar as mudanças geradas em outros sistemas de produto. São definidos no manual ILCD da seguinte forma:

> "*Atribucional – descreve o atual ou o cenário de uma cadeia de ciclo de vida mais o uso e a cadeia de valor de fim de vida. O sistema existente ou cenarizado está contido em uma tecnoesfera estática.*"

> *"Consequencial – descreve a cadeia de suprimentos como teoricamente esperada em consequência da decisão analisada. O sistema interage com o mercado e uma mudança à uma demanda adicional é esperada do sistema em uma tecnoesfera dinâmica que reage à essa demanda adicional. Modela o sistema analisado em torno das consequências. Portanto, a modelagem consequencial não descreve o sistema atual ou cenarizado, mas sim, uma hipotética cadeia genérica, modelada a partir de mecanismos de mercado e incluindo, potencialmente, interações políticas e de mudanças de hábitos dos consumidores*." (EC JCR-IES, 2010a).

A modelagem atribucional, portanto, tem uma visão do passado, de um sistema de produto inventariado e conhecido e, portanto, estático.

A modelagem consequencial foi desenvolvida a partir do início da década de 90 na tentativa de resolver o problema da alocação na multifuncionalidade. Posteriormente foi sendo expandida e mais intensamente aplicada a ACV de gestão de resíduos ao se analisar diferentes cenários de recuperação de materiais e energia. Algumas teses de doutorado foram desenvolvidas sobre o tema: FRISCHKNECHT, R (1998) no EMPA-Suiça, EKVALL, T (1999), além de artigos seminais como o de WEIDEMA, B (2001), EKVALL & FINNVENDEN (2001), EKVALL (2000), e outros.

Durante esse período ocorreram controvérsias entre as escolas de modelagem atribucional e a nova abordagem consequencial. HEIJUNGS & GUINÉE (2007) consideravam que a alocação baseada na abordagem de expansão de sistemas (*avoided burden)* por demandar a análise de várias possibilidades ("*what-if*") dos cenários se torna tão complexa que resulta em resultados divergentes. Os autores consideram que há razões práticas que tornam o parcionamento preferível que a substituição na alocação, e consideram que a necessidade de fazer estimativas das tecnologias que serão substituídas torna a alocação por substituição algo em vão.

Esse tema foi recentemente abordado em outro artigo seminal escrito pelos mais importantes desenvolvedores da metodologia de ACV de ambas as correntes

(FINNVENDEN et al. 2009) sobre os recentes desenvolvimentos da ACV. Entre outros temas, os autores denotam a complexidade da modelagem consequencial devido á necessidade da expansão para outros sistemas, a sensibilidade das premissas utilizadas na modelagem e o consequente risco de perda de transparência. Aditam, finalmente que a distinção entre as modelagens atribucional e consequencial é dependente das escolhas estabelecidas na fase de Objetivo e Escopo que se iniciam com a distinção entre os tipos de questão à serem abordadas no ACV para resolverem as decisões desejadas: escolhas ocasionais, escolhas estruturais, e escolhas estratégicas. Cada uma desses tipos de decisão demandará ou a abordagem atribucional ou a consequencial.

Em um estudo realizado para avaliar os resultados das abordagens atribucional e consequencial de ACV na avaliação dos efeitos da proibição do uso de chumbo nas ligas de solda em produtos eletrônicos no nível global, EKVALL & ANDRAE (2006) concluíram que a ACV atribucional demonstra, obviamente, que ocorre uma redução da quantidade de chumbo nos produtos e, consequentemente, uma diminuição dos impactos associados a presença dessa substância. Entretanto, a ACV consequencial, apesar da falta de dados marginais referentes aos outros processos nos sistemas expandidos analisados no modelo de equilíbrio parcial, demonstra que o efeito da diminuição de chumbo nas pastas de solda é parcialmente perdido pelo aumento do uso de chumbo nas baterias de chumbo-ácido; principal aplicação de chumbo no mercado (79% do total mundial no ano em análise); e em outras partes afetadas pela mudança de tecnologia. Usam como premissa a hipótese de que o custo do chumbo representa 30% do custo total da bateria de chumbo-ácido e que com a diminuição do preço da bateria de chumbo-ácido, essa seria utilizada como fornecimento de energia em conjunto com painéis fotovoltaicos, em regiões desprovidas de energia elétrica, substituindo geradores de energia a diesel.

O aumento de energia elétrica necessária para a execução das novas soldas livres de chumbo necessitaria de dados marginais globais de geração de eletricidade. Na falta desses dados, o mercado de eletricidade não foi incluído na análise. Ressaltam, ainda que, premissas quantitativas baseadas em discussões qualitativas podem ser utilizadas na modelagem consequencial, gerando resultados adicionais.

Com a publicação do manual do ILCD (EC JRC IES, 2010a) um maior consenso parece ter sido encontrado, justamente ao avançar na recomendação da aplicação das

duas abordagens conforme o tipo de questão: nível micro, níveis meso e macro, e contabilização.

A modelagem consequencial – ACVc (*Consequencial Life Cycle Assessment – cLCA*) é, portanto, mais abrangente que a modelagem atribucional, englobando na análise outros sistemas afetados pela decisão em questão, descrevendo como os fluxos físicos são afetados por uma alteração na demanda por determinado sistema de produto estudado.

A ACVc representa a convergência da ACV com as abordagens de modelagem econômicas, que se iniciaram com simples modelos de equilíbrio parcial (EKVALL, 2000; EKVALL & WEIDEMA, 2004) e evoluíram na última década para modelos de equilíbrio geral, que não só analisam diversos setores econômicos diferentes, como também os impactos por diferentes regiões geográficas (EARLES & HALOG, 2011).

3.1.1 Software e Bancos de Dados de ACV disponíveis.

A partir da década de 80 incentivos das legislações ambientais em alguns países permitiram o desenvolvimento e a criação de banco de dados para ACV particularmente na Europa, que foi e, ainda é, o centro das pesquisas na área. Os bancos de dados foram desenvolvidos muitas vezes a partir de centros de pesquisas universitários, ou ligados aos órgãos ambientais dos Estados, consultorias e eventualmente associações setoriais, com uma grande concentração inicial na Suíça, Alemanha e Suécia.

Em 2003 na Comunicação da Política Integrada de Produto COM (2003) 302, a Comissão Européia conclui que a Avaliação do Ciclo de Vida é a melhor ferramenta disponível para avaliar os impactos ambientais de produtos (CURRAN *et al.*, 2006). Para disponibilizar uma base de dados coerente e consistente, a CE em 2008 desenvolveu a *European Reference Life Cycle Database*, uma base de dados de acesso livre que congrega inventários de processos informados por diferentes setores industriais europeus (http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm).

Alguns países no mundo lançaram programas para a elaboração de banco de dados locais. No Japão, com incentivo do Ministério da Indústria e Comércio Exterior, a partir de 1998 foi elaborado um banco de dados (JEMAI – www.jemai.or.jp) com datasets construídos por associações industriais japonesas. Dados oriundos de matrizes

IO e estatísticas são usadas para preencher lacunas dos dados primários (CURRAN *et al*., 2006).

Uma extensa lista de banco de dados é apresentada por CURRAN *et al*. (2006) e pelo site da European Plataform on LCA, dos quais se destacam os seguintes no Quadro 7.

Quadro 7 – Principais bancos de dados de ACV disponíveis.

Banco de Dados	Site
Ecoinvent	www.ecoinvent.org/
Danish Input Output database	www.lca-net.com/io-databases/
Dutch Input Output database	www.pre.nl
LCA Food	http://www.lcafood.dk/
BUWAL 250	http://www.bafu.admin.ch/
IDEMAT 2001	www.io.tudelft.nl/
FRANKLIN US LCI	www.fal.com/
GEMIS	www.gemis.de
US LCI database	www.nrel.gov/lci
Japanese Input Output database	www.pre.nl/simapro/Toshiba-IOdata.htm
BOUSTEAD	www.boustead-consulting.uk

Fonte Curran et al.(2006)

Associações setoriais como EUROFER e *Plastic Europe* desenvolveram bancos de dados específicos para seus setores, notadamente aço e plásticos.

Algumas empresas e centros de pesquisa desenvolveram sistemas de informações capazes de realizar os cálculos necessários de uma ACV. Assim como os bancos de dados, alguns desses softwares são gratuitos, entretanto, os mais complexos são comerciais. Entre os softwares mais utilizados se destacam os seguintes no Quadro 8.

Quadro 8 – Principais softwares de ACV disponíveis.

Softwares	Site
SIMAPRO	www.pre.nl
GaBi	www.pe-international.com
UMBERTO	www.umberto.de
CML	www.cmlca.eu

Os softwares armazenam os bancos de dados, possibilitam alterações nos dados, realizam os balanços de massa e energia, assim como as iterações para a resolução da programação linear para obtenção dos impactos ambientais dos processos.

3.1.2 O Software SIMAPRO

O SIMAPRO é um software desenvolvido pela Pré-Consultants da Holanda (www.pre.nl), atendendo as normas série ISO 14040, e possibilitando algumas configurações que vão além das especificadas nas normas. Seguindo o modelo de dados EcoSpol para os banco de dados, contém bancos de dados gratuitos, permitindo carregar outros bancos comerciais como, e.g. o Ecoinvent, e criar datasets próprios. Permite associar aos dados Índices de Qualidade de Dados (IQD) com diferentes distribuições: triangular, normal, log-normal, e outras. Realiza checagem dos balanços de massa, cálculos do inventário e da caracterização dos indicadores de categoria de impactos. Permite, também, a criação de vários ciclos de vida dos sistemas de produto (GOEDKOOP *et al.*, 2008a).

Possui várias metodologias de avaliação de impactos ambientais, como EcoIndicator 99, CML 2001, EcoPoints, TRACI, e outros, disponibiliza comparativos entre cenários e análise por diversas visões, e aplica o método de Monte Carlo para análise de incertezas. Permite realizar o cálculo de impactos de cada substância por compartimentos e sub-compartimentos, e.g., dentro do compartimento "água" pode-se criar o sub-compartimento "oceano" (GOEDKOOP *et al.*, 2008b).

3.1.3 O Banco de Dados Ecoinvent

O Ecoinvent é uma base de dados desenvolvida pelo *Swiss Centre for Life Cycle Inventories* do EMPA – *Swisss Federal Laboratories for Materials Testing and Research* e outras instituições de pesquisa suíças, comissionadas pelos Ministérios Suíços do Meio Ambiente, Energia e Agricultura (BAFU-FOEN, BFE e BLW). O Ecoinvent é uma agregação de vários bancos de dados realizados por diferentes instituições que até então não tinham uma metodologia consistente e, por conseguinte

geravam resultados de ACV diferentes de um mesmo produto, conforme as metodologias utilizadas pelos diferentes bancos de dados. Surgiu em 2003 com a proposta de harmonizar os bancos de dados disponíveis diante das demandas das autoridades e do mercado para atender a Política Integrada de Produto, avaliação de tecnologia ou design para o meio ambiente - DfE (FRISCHKNECHT, *et al*. 2007).

O Ecoinvent possui mais de 4.000 processos de diversas áreas, como energia, transporte, materiais, materiais renováveis, químicos, gestão de resíduos, agricultura, engenharia mecânica, e eletrônica. Os dados do Ecoinvent são padronizados no formato EcoSpold de acordo com a norma ISO/TS 14048:2002. A partir dessa padronização os dados podem ser carregados em diversos softwares disponíveis no mercado.

No Ecoinvent os processos são classificados temporalmente e geograficamente. Assim processos considerados como globalmente representativos são classificados como "GLO", representativos das condições média da Europa: "RER", e assim por vários países inclusive o Brasil: "BR", para o qual há os "datasets" de eletricidade de produção e de fornecimento ao mercado (mix grid). Segundo GOEDKOOP *et al*. (2008a) a maior parte dos processos disponíveis no Ecoinvent são representativos das condições tecnológicas e de mercado da Europa (RER) ou Suíça (CH).

3.1.4 O Uso de Banco de Dados para um ACV no Brasil.

O desenvolvimento de banco de dados no Brasil de forma coordenada se inicia em 2006, sob os auspícios do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) e o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), com o programa de "Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira". Com esse, foram elaborados os inventários do diesel brasileiro, da energia elétrica gerada pela usina de Itaipu, e outros (LAMB, 2011). Esse programa deverá se estender no futuro para a elaboração de outros inventários, principalmente com o objetivo de permitir a avaliação dos produtos brasileiros quando exportados para mercados demandantes de avaliação ambiental de produtos.

Há poucos inventários de dados brasileiros publicados na literatura. COLTRO et al. (2003) desenvolveram um inventário de energia elétrica para o Brasil, baseados em

dados secundários e em questionários enviados às empresas geradoras de energia elétrica.

Ao se realizar um ACV em outras regiões que não aquela para a qual foi construído o inventário do processo no banco de dados, há que se avaliar a aplicabilidade desses dados para essas regiões, considerando-se as similaridades e diferenças dos aspectos geográficos e tecnológicos locais. Por falta de bases de dados locais, alguns estudos de ACV realizados na América Latina, se utilizam de dados de outros países e falham em apresentar as limitações do uso de inventários não locais (EICKER *et al*., 2010).

EICKER *et al*.(2010) citam três opções para lidar com o problema do uso de base de dados não locais:

- Desenvolver base de dados coletados localmente;
- Aplicar uma base de dados não local, após a validação dessa base com dados locais. De acordo com os autores, essa validação poderia ser realizada através da seleção de indicadores relevantes, como e.g., poluentes importantes ou energia;
- Complementar os dados coletados localmente com a base de dados não local disponível. Os dados não locais devem ser validados para uso local e, é necessário um profundo conhecimento das tecnologias e do seu uso local, sendo essa alternativa a mais barata e rápida.

Por falta de dados alguns estudos usam dados de origens diferentes. LUO *et al*. (2009), do CML de Leiden, ao comparar os impactos ambientais e custos do ciclo de vida de combustíveis automotivos no Brasil (gasolina e etanol) utilizaram o Ecoinvent como banco de dados principal. Para dados não disponíveis no Ecoinvent, aplicaram outros bancos de dados como o EIPRO para as emissões da produção dos bens de capital, e outras fontes secundárias como dados de emissões dos carros nos cenários com as diferentes combinações dos combustíveis.

GATTI *et. al*. (2008) realizaram um Inventário do Ciclo de Vida da reciclagem de latas de alumínio no Brasil. No ano de 2003, o percentual reciclado foi de 89%. Como lata de alumínio é um produto especifico, a cadeia é particularmente conhecida e 100% das empresas recicladoras colaboraram com a coleta de dados do inventário do

processo, os autores puderam considerar os dados bastante representativos da tecnologia local.

MENDES *et al.* (2004) realizaram uma análise comparativa de cenários de gestão de resíduos sólidos para a cidade de São Paulo a partir da metodologia do ACV. Como base de dados os autores usaram banco de dados japoneses (*NIMS – National Institute for Material Science*) ou europeus, adaptados para dados locais, como por exemplo, o diferente mix de geração de energia elétrica brasileiro.

3.2 Referencial Teórico: Avaliação do Ciclo de Vida pela série de normas ABNT NBR ISO 14040.

A ACV é uma das técnicas utilizadas pela gestão ambiental que se propõe a melhorar, a compreender e diminuir os impactos ambientais de produtos e serviços. As normas da ISO de Avaliação do Ciclo de Vida fazem parte de uma série, conforme Figura 3, voltada para a análise de produtos e serviços, que inclui rotulagem ambiental e aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento de produtos (*Ecodesign*), temas intimamente ligados a ACV. As normas se apresentam da seguinte forma:

- ABNT NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura;
- ABNT NBR ISO 14044:2009 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações;
- ISO/TR 14047:2003 – Exemplos da norma 14042;
- ISO/TR 14048:2002 – Formatos de dados;
- ISO/TR 14049:2000 – Exemplos da norma 14041.

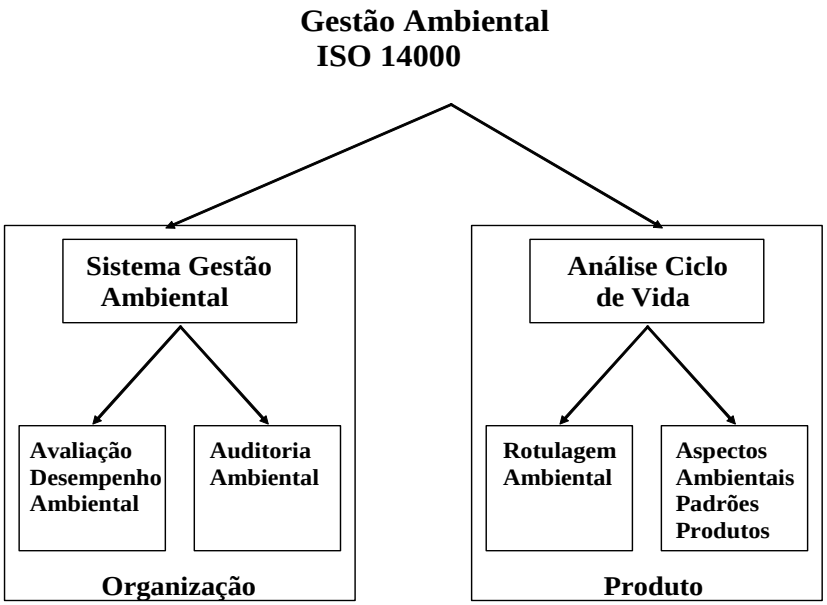

Figura 2 – Estrutura das normas da série ISO 14000.
Fonte: Magrini (2008)

Entre as vantagens da aplicação da ACV na indústria, a norma cita: ajudar na identificação de oportunidades para melhorar os aspectos ambientais dos produtos em vários pontos de seu ciclo de vida; na tomada de decisões na indústria; na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental; no Marketing para uma declaração ambiental, rotulagem ambiental e outros.

A ACV ajuda a resolver o problema da troca de fardo (*shifting of burdens*) quando um problema ambiental é resolvido ou minimizado em uma determinada fase do ciclo de vida de um produto e serviço, mas um outro problema é criado em outra fase, como, por exemplo, quando uma inovação melhora a performance ambiental de determinado produto/processo, mas gera ou aumenta a carga ambiental desse produto na fase de tratamento dos resíduos gerados pelo mesmo (FINNVENDEN *et al*, 2009). Por tal motivo, tem sido utilizada para a gestão de resíduos sólidos, não só no suporte na avaliação dos tratamentos dos resíduos, mas principalmente como ferramenta de *Ecodesign*, auxiliando o projeto de um produto que tenha um menor impacto ao fim de sua vida útil.

A ACV é uma técnica para avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais associados à um produto (ou serviço), do berço ao túmulo, iniciando na extração de matérias-primas e produção de energia, passando pelo processo de manufatura,

incluindo a fabricação da embalagem e os processos de transporte, assim como os impactos do uso e reuso e, quando aplicável, os da reciclagem/recuperação/disposição final dos resíduos.

Há diferentes abordagens para a ACV de um produto ou serviço: a de soma de processos (*bottom-up*), a de *input-output* econômico (EIO-LCA, top-down) e a híbrida que mescla as duas. A abordagem *top-down* é utilizada para análises setoriais e para avaliações da ordem da magnitude dos impactos. A abordagem híbrida é utilizada tentando tirar o melhor benefício priorizando a abordagens *top-down* ou a *bottom-up* conforme a situação em análise (MATTHEWS & SMALL, 2001).

A análise por processos pode ser muito trabalhosa e demandar a compilação de muitos dados, resultando, contudo, em um estudo bastante detalhado. Para alguns casos, realiza-se uma ACV Simplificada (*Streamlined* LCA), embora não de acordo com a ISO 14000 (GUINÉE *et al*., 2002).

A ACV é uma técnica iterativa, mediante quatro fases: Definição do Objetivo e Escopo, Inventário do Ciclo de Vida, Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida e Interpretação, podendo gerar modificações na estrutura do estudo, a partir das iterações entre as fases no decorrer do estudo, conforme Figura 3.

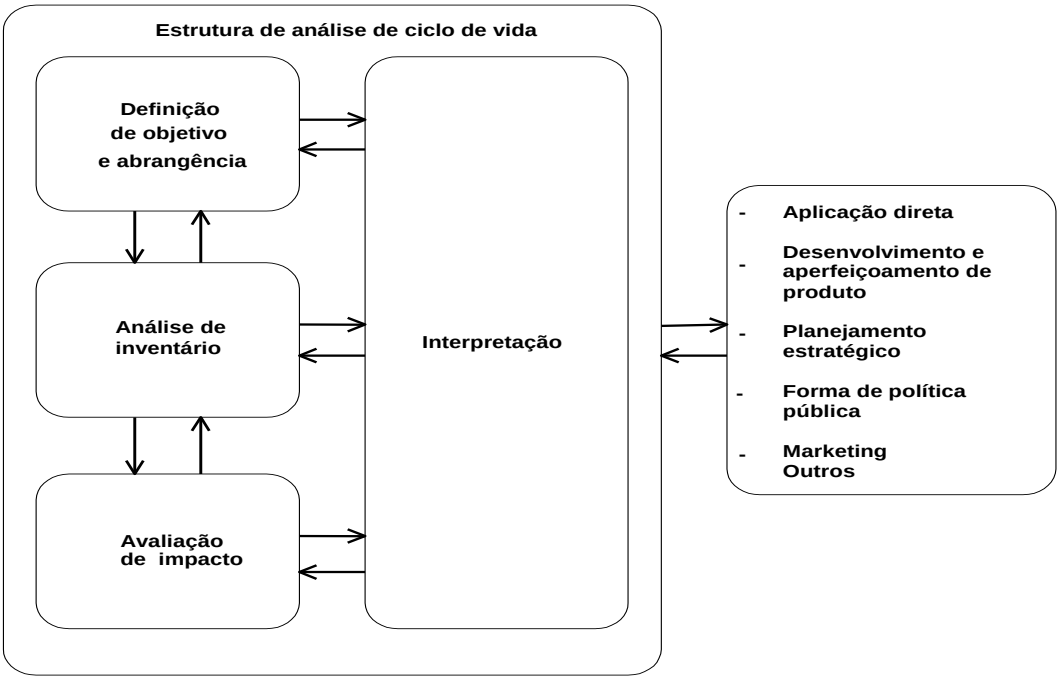

Figura 3 – Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida de acordo com a norma ABNT NBR ISO 14040:2009.

3.2.1 Definição do objetivo e escopo.

A definição do objetivo e do escopo é a primeira fase do ACV, e é determinante para que o estudo efetivamente avalie o que se deseja. Assim o objetivo deve declarar a razão principal para realização do estudo de forma clara, como por exemplo, se é um estudo comparativo entre alternativas de materiais ou se apenas um estudo descritivo de um determinado processo. Deve também relacionar as partes envolvidas, especificando qual é o cliente, quem são os pesquisadores, quem fará a revisão, e quem é o público-alvo do estudo, deixando-se explícita a relação e o interesse entre as partes. O objetivo deve especificar também, as limitações da ACV e a necessidade e o uso de outras ferramentas como Análise de Riscos, Análise Multicritério, e outros.

A execução do projeto deve estar sintonizada com o objetivo desse, e com a natureza do tipo de decisão a ser tomada. Dessa forma, GUINÉE *et al*. (2002) cita como exemplo que um ACV cujo objetivo seja decidir entre substituir um produto de longa durabilidade por produtos descartáveis, deve requerer muito mais análise de regulação de processo do que inovação de produto.

O escopo deve estabelecer a abrangência e os limites do sistema, a unidade funcional, a metodologia e procedimentos de alocação, tipos e metodologias de impactos, suposições e limitações, qualidade de dados, tipo de análise critica e tipo de relatório e os procedimentos considerados necessários para a garantia da qualidade do estudo. A ISO 14040 estabelece que o conteúdo mínimo do escopo de um estudo de ACV deve referir-se às suas três dimensões: onde iniciar e parar o estudo do ciclo de vida (extensão), quantos e quais subsistemas incluir (largura), e o nível de detalhes do estudo (profundidade).

O manual ILCD (EC JRC-IES, 2010a) detalha as disposições da ISO 14044 diferenciando-as pelo contexto da decisão a ser tomada, definida por três tipos de questões que são usualmente abordadas em uma ACV:

- Nível micro – questões relativas aos produtos e/ou processos específicos, não tem consequências fora do contexto de decisão, dessa forma assume-se que a decisão não alterará a produção dos produtos;
- Nível meso/macro – questões relativas às decisões em níveis estratégicos, como por exemplo, decisões estratégias relativas a insumos primários, cenários

tecnológicos, opções de políticas para um setor ou região. Portanto, pressupõe-se que haverá consequências fora do contexto da decisão, afetando a capacidade de produção dos produtos;

- Contabilização – documentação meramente descritiva de um sistema de ciclo de vida analisado (produto, setor ou região), sem interesse em outros sistemas econômicos potencialmente atingidos.

O escopo deve determinar e justificar a abrangência do ACV para as dimensões temporal (período em que dos dados analisados), geográfica (região em análise), tecnológica (tecnologias envolvidas: média do setor, melhor tecnologia disponível), intervenções ambientais (emissões, atividades extrativas, etc..) e econômica.

A unidade funcional é a base para os cálculos do ACV e deve representar as funções primárias realizadas pelo sistema de produto. Não pode ser somente definida pelo produto final, podendo considerar aspectos qualitativos, como por exemplo, uma sacola de compras que seja impermeável. O fluxo de referência está associado à unidade funcional e representa a quantidade de produto necessária para cumprir a(s) função(ões) definidas, como por exemplo, em um ACV de alternativas de secagem de mãos, a quantidade em quilos de papel ou a quantidade em kWh de energia para um secador elétrico. O primeiro passo é identificar e quantificar as propriedades relevantes que podem ser quantificadas e o desempenho técnica/funcional do sistema (EC JCR-IES, 2010a).

Entretanto, nem todos os sistemas têm únicas e claras unidades funcionais. Quando determinados sistemas possuírem várias aplicações ou vários tipos de unidades funcionais é crucial identificar quantitativamente e qualitativamente de forma clara o fluxo de referência. No caso de multifuncionalidade de produtos, e.g. aparelhos celulares, um conjunto de mínimo de unidades funcionais que representem um uso típico ou médio deve ser usado. Assim, a definição qualitativa do sistema de funções é uma descrição da forma como a função é exercida e de outras qualidades do produto. Deve incluir os aspectos que não são facilmente quantificados (ex. a resistências à umidade de uma sacola de compras). Pode incluir aspectos relativos à percepção que o usuário tem de equivalência ou substituição, como por exemplo, design (EC JCR-IES, 2010a).

No Escopo também se deve definir as fronteiras do sistema de produto inicial, a ser utilizado no inventário e os critérios de alocação. As fronteiras do sistema devem ser definidas a partir da especificação dos processos elementares que estão sendo incluídos na análise, como aquisição de materiais primas, entradas e saídas na cadeia principal de manufatura; transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; disposição final dos resíduos; recuperação de produtos usados e manufatura de materiais auxiliares.

O tipo de modelagem de inventário afeta principalmente os critérios de alocação em processos multifuncionais. Como exemplo, HAUSCHILD & BARLAZ (2011) cita que na incineração de resíduos ocorre uma bifuncionalidade: o tratamento do resíduo per si, e a geração de eletricidade e/ou calor para calefação das residências próximas. Na abordagem atribucional somente o tratamento de resíduo interessa e as emissões são alocadas por algum critério (e.g. físico), enquanto na abordagem consequencial a multifuncionalidade é resolvida creditando-se o processo de incineração com as emissões evitadas e uso dos recursos da alternativa mais provável de produção de eletricidade e/ou calor (e.g. termoelétrica) Devido à importância dessas alocações e da definição da fronteira dos sistemas para a área de resíduos esse tema será abordado mais profundamente em item específico ao final desse capítulo.

3.2.2 Inventário do Ciclo de Vida – ICV

A segunda fase de um ACV consiste na compilação de um inventário de entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto. Envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas de um sistema de produto, que podem incluir uso de recursos e liberações para ar, água e solo (resíduos) associados com o sistema. Fase de coleta e quantificação de todas as variáveis (matéria-prima, energia, transporte, emissões, efluentes, resíduos, e outros), conforme a Figura 4:

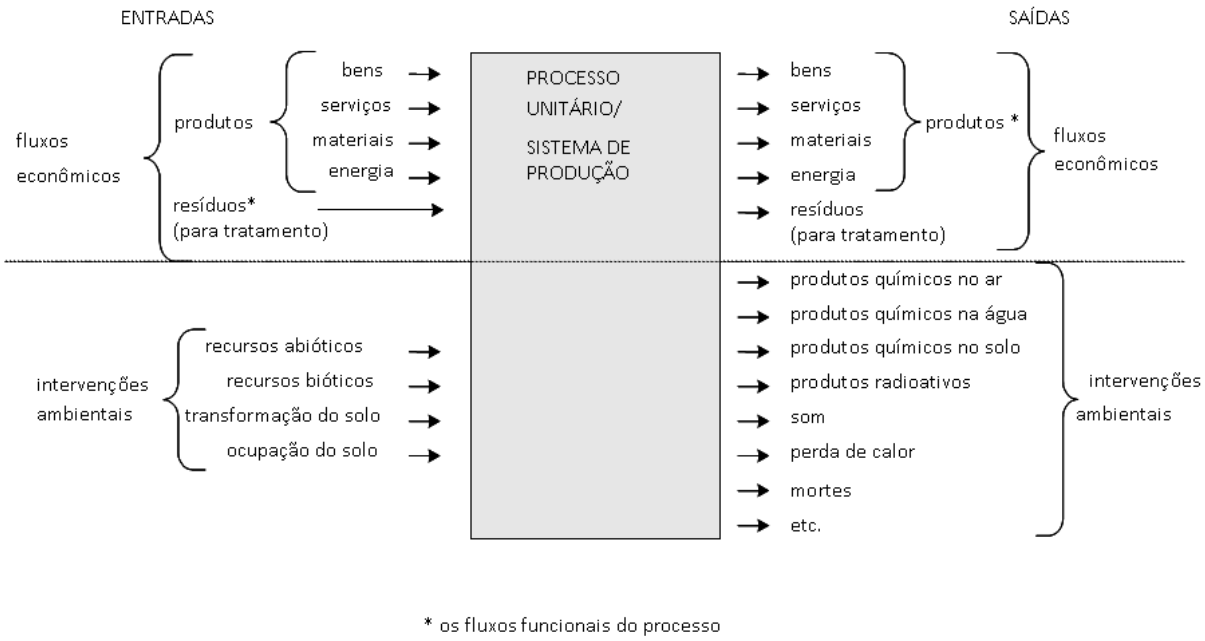

Figura 4 – Fluxograma de entradas e saídas em um sistema de produto
Fonte: GUINEÉ et al. (2002).

A coleta de dados demanda o desenho de um fluxograma de todos os processos, incluindo suas inter-relações e a descrição de cada processo com entradas e saídas tanto quantitativa quanto qualitativamente, se assim for necessário. Associado aos processos constrói-se uma listagem das categorias de dados, a partir da qual se coletam os dados (ISO 14040). Devem-se determinar quais são os processos de primeiro plano, para os quais dados primários devem ser coletados. Os demais processos são considerados processos de fundo e dados secundários podem ser utilizados (GUINÉE *et al*., 2002).

A modelagem atribucional avalia os fluxos físicos imediatos dos processos analisados no ICV, usualmente adotando dados médios do setor como representativos do processo de fundo. Em contrapartida, a modelagem consequencial avalia as alterações em outros sistemas de produtos da economia causadas pela alteração do processo de primeiro plano, construindo o sistema a ser analisado em torno dessas consequências (EC JRC IES, 2010a).

Para a modelagem consequencial, o manual do ILCD (EC JRC IES, 2010a) detalha um procedimento para além do disposto nas normas série ISO 14040. Essas instruções devem ser seguidas para processos da situação B (níveis meso e macro) que possuem grandes consequências e para a criação de cenários. Adita-se que especialistas

em modelagem e dos setores econômicos afetados devem ser consultados. As consequências devem ser modeladas separadamente para cada processo, podendo ser excluídas da avaliação caso se demonstrem não relevantes, devendo-se documentar essas exclusões. Ainda segundo o manual, as consequências se dividem em:

- Primárias: processos que são afetados em consequência direta da decisão, incluindo, por exemplo, efeitos no uso indireto da terra e processos que substituem e complementam as co-funções na multifuncionalidade;
- Secundárias: demanda aumentada para um coproduto quando o preço é reduzido, redução na demanda dos produtos concorrentes, mudança de hábito dos consumidores e outros.

O manual ILCD também ressalta a necessidade para a abordagem consequencial da análise de limites (*constraints*) nos sistemas de produtos como: contratos de fornecimento de longo prazo, monopólios, altos custos que atuam como barreiras e outros.

Para os processos de fundo na abordagem consequencial o manual ILCD recomenda aplicar dados marginais dos processos, que podem ser um mix marginal de curto prazo ou um mix marginal de longo prazo dos processos, dependendo do horizonte da análise em questão. Dados médios não são representativos, sendo que só devem ser usados diante de uma alta incerteza dos dados marginais dos processos expandidos (EC JRC IES, 2010a).

A complexidade das entradas e saídas levou a criação de bancos de dados para processos e/ou tecnologias comumente utilizados. Estes inicialmente foram desenvolvidos para determinados setores ou indústrias nos países do norte Europeu e estão sendo desenvolvidos para outros setores e países, inclusive o Brasil. Esse tópico será mais detalhadamente abordado no item 3.2, onde será discutido o desenvolvimento de bases locais de inventário, e a análise das especificidades das tecnologias locais, entre outros pontos, pertinentes à aplicação da ACV para o Brasil.

Obtidos os dados, procede-se com cálculos necessários para o inventário para cada processo elementar e para a unidade funcional do sistema de produto. Assim, o balanço de massa e energia deve ser checado e os dados de entrada e saídas devem ser calculados em relação ao fluxo de referência. Se necessário for, as fronteiras do sistema podem ser revistas.

3.2.3 Avaliação dos Impactos Ambientais do Ciclo de Vida – AICV

A avaliação dos impactos ambientais potenciais associados às entradas e saídas compiladas na fase de inventário é um processo qualitativo/quantitativo de entendimento e avaliação da significância, e opcionalmente, magnitude dos impactos ambientais, baseada nos resultados obtidos na análise de inventário.

As categorias gerais de impactos ambientais usuais são: uso de recursos, saúde humana e as consequências ecológicas. A metodologia do ACV permite analisar várias subcategorias de impacto, tais como: eutrofização, ecotoxicidade, bioacumulação, mudanças climáticas, toxicidade humana, depleção da camada de ozônio, acidificação, uso da terra, oxidantes fotoquímicos e outros. Entretanto, algumas categorias de extrema importância como biodiversidade não são diretamente analisadas no ACV (KLOEPFFER, 2008).

A fase de AICV se divide nos seguintes procedimentos (ISO 14042):

1 - Classificação – correlação de dados de inventário por categorias de impacto.
(Essa emissão contribui para o que?);

2 - Caracterização – modelagem e cálculo dos dados de inventário por categoria.
(O quanto essa emissão contribui?);

3 - Ponderação – <u>possível</u> (opcional pela ISO) agregação dos resultados:
(Normalização = Isso é muito?);
(Valoração = Isso é importante?).

Modelos de caracterização ambiental correlacionam os dados de inventário de cada categoria de impacto ao indicador da categoria, através dos fatores de caracterização, definindo o mecanismo ambiental, e.g. conforme Quadro 9 para a categoria de mudança climática.

Quadro 9 – Mecanismo ambiental da Categoria de Mudança Climática

Termos	Exemplo
Categoria de impacto	Mudanca Climática
Resultados de ICV	Gases de Efeito Estufa
Modelo de caracterização	Modelo do IPCC
Indicador de categoria	Forçamento radiativo infravermelho (W/m2)
Fator de caracterização	Potencial de aquecimento para cada gás
Resultado do indicador	kg CO2 equivalentes
Ponto final da categoria	Recifes de Corais, florestas, etc..
Referência ambiental	Nivel de correlação entre indicador e ponto final

Fonte: (ISO 14042:2004)

Esses modelos ambientais são agrupados em metodologias de impacto ambiental desenvolvidas para a AICV. Segundo GUINÉE *et al*. (2011), alguns dos métodos de avaliação de impacto ambiental usados até hoje foram desenvolvidos na década de 90, como o CML 1992 (*Dutch guidelines* – orientada ao problema "*midpoint*") e o Eco Indicator 99 (abordagem orientada aos danos "*endpoint*"), outros como o TRACI são mais recentes. Alguns desses métodos estão apresentados abaixo conforme FRISCHKNECHT *et al.* (2007b):

Eco-indicator 99:

Método desenvolvido em uma abordagem orientada aos danos pela PRe Consultants (http://www.pre.nl/eco-indicator99/), a partir da versão inicial EcoIndicator 95. Um fator de dano é associado a emissão de um poluente ou ao uso de um recurso para as diferentes categorias de impacto (GOEDKOOP & SPRIENSMA, 2001). Entretanto, segundo FRISCHKNECHT, *et al*. (2007b), somente 34% das substâncias do banco de dados do Ecoinvent possuem fatores de dano disponíveis até o momento. A normalização pode ser realizada no nível de categorias de danos (áreas de proteção), quais sejam:

- Saúde humana: indicador DALY (*Disability-Adjusted Life Years*): dano causado a saúde humana em anos de incapacidade. A escala DALY foi desenvolvida por MURRAY *et al.* (1996 citado por GOEDKOOP & SPRIENSMA, 2001) para a

OMS (Organização Mundial da Saúde) e o Banco Mundial, para avaliar danos a saúde variando-se a escala entre os valores 0 para indivíduos saudáveis e 1 indicando fatalidade. Para tal, quatro etapas são realizadas: análise da concentração da substância no ambiente; análise de exposição dos seres humanos, análise do efeito e análise do dano. As categorias de impacto que afetam a saúde humana são: carcinogênicos, mudanças climáticas, radiação, respiratórios orgânicos e respiratórios inorgânicos;.

- Qualidade do ecossistema: indicador PDF (*Potentially Disappeared Fraction*) fração da biodiversidade do ecossistema potencialmente exterminada. Duas abordagens são utilizadas o uso da terra e suas transformações são modeladas com base em dados empíricos da qualidade do ecossistema, como uma função do tipo de uso e da área. As emissões relativas à acidificação, eutrofização e ecotoxicidade são calculadas em três etapas: a primeira que correlaciona as emissões à uma concentração no ambiente, análise de efeito que correlaciona a concentração no ambiente a um estresse tóxico; aumento na acidez ou nos nível dos nutrientes e análise de dano que correlaciona esses efeitos com o aumento potencial de uma fração de plantas mortas. As categorias de impacto que afetam o ecossistema são: ecotoxicidade, eutrofização, acidificação e uso da terra;
- Recursos: indicador MJoules. É calculada em duas etapas: análise de recursos que correlaciona a extração de um recurso com a diminuição da concentração desse recurso, e análise de dano que correlaciona a diminuição da concentração com os esforços crescentes que serão necessários para extrair esse recurso no futuro em um nível menor de concentração. No EcoIndicator 99 é modelado duas categorias de impacto: combustíveis fósseis e minerais..

Esses impactos ambientais são calculadas em diferentes unidades, não permitindo diretamente comparação entre eles. Pela norma ISO 1040/1404:2009 a ponderação entre as categorias de impacto é opcional. Entretanto, para tal é necessário subjetividade para avaliar o quão uma categoria é importante e o quanto uma categoria é mais importante do que outra, o que depende dos valores básicos dos tomadores de decisão. No EcoIndicator 99 a normalização e a valoração podem ser realizadas escolhendo-se um dos três arquétipos da Teoria da Cultura estabelecidos por painéis de indivíduos (THOMPSON *et al.* 1990 apud GOEDKOOP & SPRIENSMA, 2001):

Igualitário, Hierarquista e Individualista, que podem ser resumidos nas seguintes características:

- Individualista: indivíduo propenso ao risco, com curta percepção de tempo, priorizando o presente ao futuro, com visão de abundância dos recursos naturais, *laissez-faire* em relação à natureza e egoísta em relação aos seres humanos.
- Igualitário: indivíduo averso ao risco, com percepção de tempo de longo prazo, visão de exaurimento dos recursos naturais, atento em relação à natureza, maleável em relação aos seres humanos.
- Hierarquista: indivíduo: aceita risco, percepção balanceada entre longo e curto prazo, valoriza o presente ao mesmo nível do futuro, percepção pecadora da natureza humana e atitude regulatória em relação à natureza.

GOEDKOOP & SPRIENSMA, (2001) recomendam que em princípio, seja utilizado o arquétipo Hierarquista (H/A), e que na análise de consistência sejam testados os outros dois arquétipos. Os fatores de normalização em DALYs, $PDFm^2$ e MJ e de ponderação em percentual para as três perspectivas culturais, permitindo a comparação entre alternativas e agregação em um só indicador cuja unidade é Pt – pontos (HOFSTETTER, 1998 apud GOEDKOOP & SPRIENSMA, 2001) são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Fatores de normalização e ponderação para as três perspectivas culturais.

Áreas de Proteção	**Hierarquista**	**Igualitário**	**Individualista**
Saúde Humana	40%	30%	55%
DALYs	0,0154	0,0155	0,00825
Ecosistema	40%	50%	25%
$PDFm^2$	5.130	5.130	4.510
Recursos	20%	20%	20%
MJ	8.410	5.840	150

Fonte: GOEDKOOP & SPRIENSMA (2001).

EDIP 97 e EDIP 2003:

Método desenvolvido pela Universidade Técnica da Dinamarca, a Agência Ambiental local e empresas (EDIP – *Environmental Design of Industrial Products*). O método associa os dados de inventário com potenciais impactos no meio ambiente, recursos e o

ambiente de trabalho (*working environment*), esse último não englobado pelo banco de dados do Ecoinvent. Nesse método não há distinção entre os compartimentos água, solo e ar, sendo utilizados os mesmo fatores de impacto de cada substância para todas as subcategorias, independente do compartimento afetado. O EDIP 2003 (http://ipt.dtu.dk/~mic/EDIP2003) é uma evolução do EDIP 97 (http://ipt.dtu.dk/~mic/EDIP97) que inclui a modelagem da caracterização espacialmente diferenciada. O método permite a normalização e ponderação com fatores que foram baseados em considerações científicas, políticas e normativas.

EPS 2000d:

Método desenvolvido no início dos anos 90 como uma ferramenta de suporte para o desenvolvimento de produtos (EPS – Environmental Priority Strategy) na Universidade de Chalmers - Suécia (http://eps.esa.chalmers.se/). Os impactos às áreas de biodiversidade, produção, saúde humana, recursos e valores estéticos são avaliados em unidade monetária ELU (*Environmental Load Units*) através de índices calculados utilizando o método de valoração contingente. Nem todos esses índices estão disponíveis, assim no Ecoinvent somente 26% do banco de dados tem correspondência com o EPS (FRISCHKNECHT *et al*., 2007b).

CML 2001:

Método de abordagem orientada ao problema desenvolvido pelo Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html). Engloba várias categorias de impactos como mudanças climáticas, potencial de acidificação, potencial de eutrofização, ecotoxicidade, toxicidade humana, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de sedimentos, radiação, depleção de ozônio, exaustão de recursos, odores e outras (GUINEÉ *et al*., 2002).

Impact (2002)+:

Método desenvolvido pelo Instituto de Tecnologia Federal Suíço – de Lausanne (http://www.epfl.ch/impact). Pretende combinar as abordagens orientadas aos problemas e aos danos associando os dados de inventário através de 14 "*midpoints*" às quatro categorias de danos: saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas, e recursos. Utiliza-se de uma combinação de métodos originários de outras metodologias como Eco-Indicator 99, CML, IPCC e métodos próprios. É possível

realizar a normalização cujos fatores foram calculados para as condições da Europa do Oeste.

TRACI:

Método desenvolvido entre 1996 e 2003 pela US EPA: TRACI – *the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*, especificamente para os EUA (http://epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/iam_traci.htm). Trata-se de um método orientado ao problema, a partir das seguintes categorias de impacto locais (EUA): acidificação, eutrofização, oxidação fotoquímica, ecotoxicidade e saúde humana: carcinogênicos, não carcinogênicos e poluição de ar. Incluindo também as categorias de impacto globais: depleção de ozônio e aquecimento global, além de combustíveis fosseis.

Para EC JRC-IES (2010b) a maior parte das metodologias de avaliação de impacto ambiental pertence às três escolas de métodos de avaliação ambiental desenvolvidas nos anos 90: CML 1992 (orientada ao problema - *mid point*), EPS (orientada ao dano - *end point*) e Swiss Ecoscarcity (baseada na distância para se atingir uma meta). A diversidade das metodologias, entretanto, não foi possível de ser padronizada pela norma ISO, podendo ainda gerar resultados díspares. O ILCD se propõe a desenvolver recomendações para uma consistente e coerente metodologia de avaliação de impacto ambiental a partir da análise dos modelos de caracterização atuais, em busca de uma harmonização. Portanto, até o momento não há uma metodologia aceita de forma geral, sendo que há um consenso maior para algumas categorias de impacto ambiental com a de mudanças climáticas, enquanto que grandes divergências em relação a outras categorias como toxicidade (HAUSCHILD, 2010).

Note-se também, que os impactos avaliados pela ACV, estão dispersos, ao longo da cadeia do ciclo de vida do produto ou serviço, tanto temporalmente quanto regionalmente, i.e., os impactos podem estar distribuídos ao longo de décadas, ou talvez mesmo séculos ou milênios, como no caso de emissões de aterro, ou de depósitos de rejeitos de material radioativo de usinas nucleares. Considerações sobre essas dimensões não são diretamente obtidas pela metodologia ACV.

3.2.4 Interpretação dos resultados

Nessa última fase os resultados da análise do inventário e da avaliação de impacto são confrontados com o objetivo e o escopo definido, visando alcançar conclusões e recomendações para os tomadores de decisão.

A pergunta básica a ser feita é: *Qual é a melhor alternativa e quais são os critérios que a definem?* (HAUSCHILD, 2010). Essa confrontação poderá resultar em revisão ou alteração em alguma das outras fases da ACV, necessitando-se assim de ajustes na avaliação. A norma ISO 14043 recomenda os seguintes procedimentos para a interpretação dos resultados da ACV:

Identificação das questões significativas com base nos resultados das fases de ICV e AICV. Entre os métodos passíveis de serem aplicados à ACV estão:

- Análise de contribuição de cada etapa ou de grupos de processos em relação ao total do impacto do ciclo de vida;
- Análise da dominância onde as contribuições mais importantes são analisadas.
- Análise de influência, onde é analisada a possibilidade de influência sobre questões ambientais;
- Avaliação de anomalias onde desvios anormais dos resultados esperados são analisados.

Avaliação do estudo, que inclui:

- Verificação da completeza: assegurar que todas as informações relevantes e dados para a interpretação estejam disponíveis e completos;
- Verificação da sensibilidade: avaliar a confiabilidade dos resultados e conclusões;
- Verificação da consistência: checar se as suposições, métodos e dados são consistentes com o objetivo e escopo.

Conclusões, recomendações e relatório.

FINNVENDEN *et. al*. (2009) sugere as seguintes formas de controle da incerteza e aprimoramento dos resultados no ACV:

- Científico – onde, por exemplo, deve-se procurar melhorar modelos;
- Social – busca-se aprimorar o consenso com partes envolvidas;
- Estatístico – onde se realiza a variação de parâmetros, análise de cenários, estatística clássica, fuzzy, Monte-Carlo, e outros.

3.2.5 Limitações da ACV

A ACV é um enfoque metodológico poderoso que inclui todo o ciclo de vida do produto, processos ou atividades, abrangendo a extração, processamento de matérias primas, produção, distribuição, uso, reuso, manutenção, reciclagem e disposição final. Entretanto, há grandes dificuldades de realização de uma ACV, entre elas: decisões subjetivas na interpretação de dados, necessidade de um grande número de dados, metodologia não consolidada, falta de confiabilidade de bancos de dados (AYRES, 1995; ABNT, 2001).

Essas e outras limitações têm sido tratadas em estudos recentes. REAP et al., (2008) argumenta que ao considerar a sustentabilidade como objetivo final, a importância do desenvolvimento da ACV para além do estágio atual é evidente. WINKLER & BILITEWSKI (2007) ao compararem diferentes modelos (softwares) de ACV para analisar resíduos sólidos, encontraram resultados com grandes variações. Denotam que a melhor forma de melhorar a modelagem de ACV para a gestão de resíduos é o uso de experiência coletiva para construir um modelo de melhores práticas

A própria norma ISO 14040/14044 identifica algumas limitações:

- A natureza das escolhas e suposições: estabelecimento das fronteiras do sistema, seleção das fontes de dados, e categorias de impacto;
- Os modelos usados para análise de inventário e para avaliação de impactos ambientais podem não ser apropriados para aplicações locais;
- Resultados de estudos que enfoquem questões globais podem não ser apropriados para estudos locais, i.e., condições locais podem não ser adequadamente representadas pelas condições globais;
- Exatidão limitada pela acessibilidade ou disponibilidade de dados pertinentes;

- Falta de dimensões espaciais e temporais dos dados do inventário introduz incerteza nos resultados dos impactos (varia com as características espaciais e temporais de cada categoria de impacto).

As diferenças entre os valores reais de um inventário local e os valores utilizados na modelagem através de dados secundários são representadas por incertezas. Segundo FRISCHKNECHT *et al*. (2007) há diferentes tipos de incerteza em um ICV: variabilidade e erros estocásticos dos números das entradas e saídas dos processos; adequação dos fluxos de entradas e saída; incerteza do modelo; negligência de fluxos importantes.

Ainda segundo FRISCHKNECHT *et al*. (2007), somente o primeiro tipo de incerteza pode ser avaliado quantitativamente. Há um método utilizado na ACV para estimar a incerteza associada ao se usar dados não representativos, denominado "Abordagem da matriz Pedigree". Esse método está disponível no banco de dados do Ecoinvent, e em outros bancos de dados e softwares.

Na abordagem da matriz Pedigree a incerteza do dado do fluxo em cada processo é calculada a partir de avaliação qualitativa do dado a partir de indicadores como grau de confiança (*reliability*), completeza (*completeness*), correlação temporal, correlação geográfica, tamanho da amostra, e outras correlações tecnológicas. No Ecoinvent a Simulação de Monte-Carlo é usada para calcular probabilisticamente as incertezas cumulativamente para um intervalo de confiança especificado.

Em um ACV de resíduos o tratamento dos dados de um mix de resíduos de diferentes materiais e substâncias, sobre as quais a caracterização é limitada por razões práticas e econômicas, redunda em um nível de complexidade elevado. A ACV, então, se torna uma ferramenta apropriada para essa análise por sua visão sistêmica, mesmo considerando-se as suas limitações.

Adita-se ainda que pelas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 a ACV não aborda aspectos sociais ou econômicos de um produto ou serviço. Mas, estudos recentes têm ampliado o escopo da ACV com critérios sociais e econômicos em busca de uma avaliação da sustentabilidade dos produtos nesses três aspectos.

3.3 Outras dimensões: O Social e o Econômico

Tradicionalmente a ACV cobre somente os impactos ambientais (ELCA – *Environmental Life Cycle Assessment*), entretanto, ao se analisar alguns dos problemas contemporâneos sob a visão da sustentabilidade, percebe-se que a necessidade de inclusão de dimensões que englobem os problemas sociais e os custos referentes a esses problemas. A ACV, portanto, tem limitado uso para o tomador de decisão ao considerar somente a dimensão ambiental na análise das consequências de alternativas para uma decisão (LESKINEN, 2011).

A visão de ciclo de vida não é nova para a dimensão econômica. A ferramenta CCV – Custo do Ciclo de Vida (LCC – *Life Cycle Cost*) já vem sendo aplicada por algumas companhias, para avaliação de custos não só de manufatura, mas também de uso, e descarte. Já ao final da década de 90, GUINÉE et al.(2002) considerava a CVV uma parte essencial a ser incorporada a ACV. Contudo, a visão de ciclo de vida aplicada à dimensão social é mais recente, estando ainda na sua infância, e enfrenta desafios metodológicos (FINKBEINER *et al.*, 2010).

Diante das limitações da ACV, tendo-se em vista a necessidade de inclusão das dimensões sociais e econômicas, iniciou-se um desenvolvimento de metodologias para as dimensões sociais. GUINÉE *et al*. (2011) acreditam que o período de 2010-2020 será a década de desenvolvimento da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida, em direção a uma moldura que responda às questões relativas aos três aspectos da sustentabilidade, nos diferentes níveis de produtos, setores e economias.

Nos dois itens a seguir, apresentam-se alguns pontos importantes que distinguem essas duas ferramentas e a ACV tradicional e, posteriormente, como alguns modelos apresentados na literatura procuram integras as três dimensões em uma Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida – ASCV (LCSA – *Life Cycle Sustainability Assessment*).

3.3.1 Avaliação do Ciclo de Vida Social – ACVS

A Avaliação do Ciclo de Vida Social – ACVS (*Social Life Cycle Assessment* – SLCA) é uma extensão da ACV desenvolvida recentemente que analisa impactos sociais associados à um produto ou serviço. MACOMBE (2011) sugere que ao se

transportar as possíveis aplicações de uma ACV ambiental tradicional para o âmbito social de uma ACVS teríamos os seguintes quatro objetivos:

- Identificação de melhorias no desempenho social do produto nos diferentes estágios do ciclo de vida;
- Disponibilização de informação referente à escolha de produtos para diferentes atores como empresas, consumidores, ONGs, e outros;
- Escolha dos indicadores sociais relevantes, inclusive os métodos de mensuração;
- Marketing.

Dentro dos esforços para ampliação do conceito de sustentabilidade a UNEP/SETAC divulgou em 2009 o Guia para a Avaliação do Ciclo de Vida Social de Produtos (UNEP/SETAC, 2009). Esse guia pretende ser um ponto inicial para o desenvolvimento da metodologia pela qual a extensão da ACV para outras dimensões é baseada nas ISO 14040/44 e 26000 (VALDIVIA & SONNEMANN, 2011). Aspectos das dimensões sociais e econômicas já haviam sido discutidos em outras publicações da UNEP como em REMMEN *et al*. (2007).

Segundo o Guia ACVS, a dimensão social já era discutida em 1993 pela SETAC (FAVA *et al*., 1993 citado por UNEP/SETAC, 2009), quando se sugeriu a inclusão em um ACV de uma categoria de impacto de bem estar social. Adita o Guia, que na década de 90 alguns autores publicaram estudos referentes a impactos sociais ao longo do ciclo de vida, denominando a análise de ACVS ao incluir um *s* que para alguns representaria a dimensão social e para outros a sustentabilidade com suas três dimensões.

O Guia da UNEP/SETAC define como objetivo da ACVS: "*o de promover melhorias nas condições sociais e no desempenho socioeconômica de todas as partes envolvidas ao longo do ciclo de vida do produto"*. Na ACV ambiental o foco dos impactos está diretamente relacionado com o fluxo físico dos processos que compõe o ciclo de vida do produto ou serviço em questão, fato que não ocorre na ACVS onde o foco está nas pessoas e, portanto, relacionado com as atividades do ciclo de vida que afetam as pessoas (DREYER *et al*., 2006).

A ACVS, portanto, trata de relações não de fluxos, relações essas que estão conectadas no espaço e no tempo (UNEP/SETAC, 2009). DREYER *et al.* (2006) adita que é necessário desenvolver um método para relacionar os perfis sociais dos fornecedores, fabricantes e empresas de tratamento e disposição dos resíduos ao produto. Assim, um fator de rateio (*share factor*) poderia ser usado para representar a participação de uma empresa nos impactos sociais ao longo da cadeia do ciclo de vida. Naturalmente, o número de horas de trabalho associadas à unidade funcional da manufatura do produto poderia ser usado como base inicial. Ainda segundo DREYER et al. (2006), outras alternativas de fatores de rateios sociais, poderiam ser baseadas na criação de valor ou em uma abordagem de gestão baseada na influência que a companhia tem sobre a cadeia produtiva. Essa influência seria tão maior quanto mais próxima de suas atividades está a fase do ciclo de vida, sendo direta sobre os seus próprios funcionários, e indireta e menor quão mais distante o fornecedor estiver no ciclo de vida. Exceção, sendo quando o fabricante necessita participar em um programa de logística reversa, na qual sua influência deve ser direta.

PESKINEN (2011) considera como grande desafio na ACVS relacionar e coletar os dados relativamente à uma unidade funcional física como na ACV. O Guia ACVS ressalta a necessidade da adequada definição da unidade funcional, assim como da utilidade do produto (tanto utilidade técnica como utilidade social), para uma correta modelagem da ACVS, principalmente diante da dificuldade de associação de indicadores qualitativos à unidade funcional.

DREYER *et al*. (2006) consideram que diferentemente da ACV ambiental tradicional, a ACVS é extremamente específica em referência a coleta de dados e que, portanto, o uso de dados médios de mercado seriam limitados. Este foi um dos pontos polêmicos discutidos na literatura em relação a adaptação da metodologia de ACV para impactos sociais. WEIDEMA (2005) considerava que a falta de dados disponíveis não poderia servir de escusa para a não aplicação de dados médios, visto que, assim como em impactos relativos a toxicidade para os quais com frequência inexistem dados, a falta de dados específicos não poderia servir de limitador para os limites das fronteiras do sistema de produto.

Ao analisar a necessidade da aplicação da ACV em países em desenvolvimento UDO DE HAES (2004), denota que em princípio qualquer impacto social, que possa ser associado à uma unidade funcional pode ser considerado em uma ACV. Como exemplo,

cita que pode ser associado a uma unidade de produto um número de horas de trabalho, mas que a questão passa a ser se esse número é um impacto negativo ou positivo, ou seja, deve-se comparar o número de horas por trabalhador de um pais em relação à um outro país, com salários e condições diferentes cuja relevância é de sobremaneira importante em países menos ricos? Esse ponto é relevante particularmente na análise de sistemas de gestão de resíduos, na qual os catadores, e outras partes envolvidas tem papel importante.

A discrepância entre os aspectos sociais associados à produção em países desenvolvidos, e em desenvolvimento é explicitamente comentada no Guia da UNEP como um dos fatores incentivadores para a criação de um força tarefa em 2003 que minimizasse a percepção negativa de que uma ACV fosse anti-desenvolvimentista para países em crescimento. Ainda segundo o Guia, no primeiro workshop realizado, o grupo de pesquisadores concluiu que "*em termos de metodologia, não há problemas na aplicabilidade do ACVS*" (UNEP/SETAC, 2009). Entretanto, vários pontos demandariam discussões para a evolução da metodologia.

JOERGENSEN *et al*. (2011) diferenciam três abordagens para a ACVS, aditando que nenhuma das três está livre de problemas:

- ACVS de Gestão – A decisão é interna na empresa. A ACVS serve para identificar "hot spots" e melhorá-los. Deve-se usar dados específicos da empresa, e focar nas fases do ciclo de vida onde é possível ter influência;
- ACVS Consequencial – A decisão é externa, o tomador da decisão e o gestor da cadeia, não são os mesmos atores. A ACVS avalia os impactos sociais das alternativas, priorizando aquela que tiver maiores impactos positivos. Deve-se trabalhar com dados marginais como na ACV consequencial, assim como avaliar a decisão de "não produção", o que pode levar a um desemprego. Deve-se analisar as cadeias completas das alternativas;
- ACVS Educacional – A ACVS informar o score das alternativas, para que o decisor possa realizar a escolha, e.g. consumidor. A avaliação é comunicada ao público, e passa a ser uma vantagem ou desvantagem competitiva. As empresas tendem a melhorar sua performance ou perder mercado consumidor. A definição do escopo é discutível e a padronização passa a ser importante.

Tendo-se em vista que a ACV tradicional tem foco nos impactos ambientais externos, os impactos relacionados ao ambiente de trabalho WE-LCA (*Working Environment*) não são considerados em detalhe na ACV. O Guia ACVS (UNEP/SETAC, 2009) apresenta brevemente os três métodos possíveis para o WE-LCA: métodos "*screening*" que é utilizado para acessar as áreas mais importante para o tema no ciclo de vida de um produto; métodos setorias, que se utilizam de dados estatísticos referentes ao setor em estudo; e métodos de processo, que avaliam a expsição dos trabalhadores ao processo específico avaliado. O Guia ACVS considera que esse aspecto será futuramente incorporado à ACV, pelo desenvolvimento da metodologia do ACVS.

O Guia apresenta (pag. 39) as particularidades entre a ACV e a ACVS. Além das óbvias diferenças relativas aos focos ambiental e social, ressaltam-se as seguintes:

- Na ACVS deve-se considerar os impactos sociais do uso do produto (e.g.armas);
- A ACVS encoraja a consulta às partes envolvidas externas a empresa na coleta de dados;
- Na ACVS deve-se justificar quando uma categoria de impacto social é excluída do escopo do estudo;
- Na ACVS as subcategorias são classificadas em dois grupos: categoria de partes envolvidas e categorias de impacto social;
- A ACVS é mais intensamente específica à locação avaliada (*site-specific*), devendo-se analisar as leis e normas às quais a empresa está sujeita, enquanto nenhum método de avaliação de impacto ambiental é específico à uma locação;
- Na ACVS é comum o uso de variáveis de atividade (e.g. número de horas de trabalho para a manufatura do produto);
- Dados subjetivos são mais apropriados para uso na ACVS, redundando em importâncias diferentes de dados quantitativos e qualitativos, em relação à uma ACV;
- Os modelos de caracterização de impactos são diferentes.

O Guia ACVS propõe uma classificação dupla dos impactos sociais: categorias de atores (stakeholders[9]) e categorias de impactos. Em cada uma das fases do ciclo de vida, que podem ser associadas a diferentes locações físicas, a ACVS deve analisar os impactos relativos à cada um dos atores envolvidos. O guia recomenda a utilização de no mínimo cinco categorias de atores:

- Trabalhadores/empregados;
- Comunidade local;
- Sociedade local ou global;
- Consumidores finais, assim como, os consumidores de cada etapa da cadeia do ciclo de vida, se existentes;
- Atores da cadeia de valor.

O Guia ACVS aborda o tema dos coprodutos e da alocação em item específico, ressaltando que "*não há porque propor para a ACVS um desvio em relação as orientações das normas série ISO 14040 sob o tema*", já que os impactos sociais estão associados à uma unidade de produto.

O Guia ACVS divide em duas categorias os impactos sociais e socioeconômicos:

- Categorias cujos impactos sociais são de interesse dos atores, correspondem às categorias definidas no objetivo e escopo, como: saúde e segurança, direitos humanos, condições de trabalho, repercuções socioeconômicas, patrimônio cultural, e governança; que podem ser agregadas em uma categoria final como Bem Estar Humano;
- Categorias que correspondem as relações causais aos pontos finais: capital humano, patrimônio cultural e bem-estar humano. Segundo o guia esses modelos não estão bem desenvolvidos.

Em relação à caracterização, o Guia ACVS ressalta que diferentemente da ACV, na qual a caracterização do impacto ambiental é realizada pela multiplicação dos resultados do inventário do ciclo de vida por um fator de caracterização definido pelo

[9] O Guia ACVS se utiliza da definição de FREEMAN, R. (1984) pela qual "*atores são os indivíduos ou grupos que afetam ou são afetados pela realização do objetivo da organização*".

modelo ambiental utilizado, na ACVS a caracterização dos impactos sociais é realizada através de um sistema de pontuação baseado em referências de desempenho. Portanto, a fase da caracterização do impacto social inclui a etapa da ponderação, realizada opcionalmente na ACV em uma etapa posterior.

3.3.2 Custo do Ciclo de Vida – CCV

KLOEPFFER (2008) define a CCV como "*o somatório de todos os custos associados com o ciclo de vida do produto que são cobertos por um ou mais atores desse ciclo*". A CCV vem sendo desenvolvida para abordar os aspectos monetários de uma ACV ambiental, seguindo a metodologia dessa.

A CCV no seu sentido puramente econômico é mais antiga que a ACV, tendo sido inicialmente utilizada pelo Departamento de Defesa dos EUA na década de 60 para aquisição de equipamentos de alto valor, considerando os custos associados como uso, manutenção, e outros (REBITZER, 2005).

Os dados de custos coletados por uma CCV devem estar associados com valores monetários efetivamente realizados ao longo do ciclo de vida físico do produto, evitando-se a monetarização de eventuais custos externalizados que podem ocorrer no futuro devido a danos ambientais, para se evitar contagem dupla com o ACV. Usualmente, os custos estão espalhados entre os atores ao longo da cadeia, cujos limites, em princípio, devem ser similares ao da ACV tradicional, sendo assim, uma ferramenta de natureza estática como também a ACV (KLOEPFFER, 2008).

REBITZER (2005) em sua tese de doutorado aborda a incorporação da CCV em indústrias, ressaltando que a Contabilidade de Custos usual não é, ou é apenas parcialmente, adequada para considerar os aspectos econômicos na avaliação do ciclo de vida de produtos. Portanto, o resultado final da CCV difere do preço do produto, pois não contem a margem de lucro, mas deve incluir os custos de uso e de tratamento e destinação finais, não considerados no preço do produto (KLOEPFFER, 2008).

Lembrando que a alocação na ACV é um dos pontos mais polêmicos, REBTIZER (2005) comenta que a alocação no CVV aloca diretamente custos indiretos (*overhead*), como o custo de gestão de tratamento de resíduos da produção, que podem ser convertidos em custos diretos pela abordagem do CVV com foco em processos e produtos.

Nesse estágio inicial do desenvolvimento da metodologia e sua integração com a ACV, alguns estudos de CCV foram realizados com abordagens diferentes. NORRIS (2001) apresenta uma metodologia desenvolvida pelo Centro de Redução de Resíduos do Instituto Americano de Engenheiros Químicos (AICE) e dez empresas multinacionais que inclui custos externos às empresas (incorridos pela sociedade), avaliados pela ferramenta como forma de influenciar políticas públicas.

Uma comparação conceitual entre várias abordagens de análises do custo ao longo do ciclo de vida de produtos publicadas na literatura é realizada por GLUCH & BAUMANN (2004), denotando os autores que há a necessidade de um melhor entendimento do processo de decisão dos atores envolvidos, e que isso necessita do aporte de outras áreas do conhecimento.

REBTIZER (2005) aplicou a CVV conjuntamente com a ACV para analisar um sistema de tratamento de esgoto na Suíça. Diferentes opções de disposição final do lodo, assim como diferentes produtos coaguladores e floculadores são analisadas. A unidade funcional utilizada para ambos CCV e ACV foi a média de esgoto por pessoa por ano no país. A CCV foi construída pela perspectiva de custo da empresa/municipalidade gestora da unidade de tratamento de esgoto, cujo objetivo era analisar tecnologias diferentes para o planejamento de novas unidades de tratamento de esgoto, além de otimizar as plantas existentes. A expansão do sistema de produto foi necessária nos cenários que consideravam a utilização do lodo como fertilizante na agricultura ou a incineração com geração de energia. As alternativas de coaguladores e floculadores influenciam as condições necessárias e os custos associados ao transporte, tanto para o uso na agricultura, como para recuperação energética. No caso em questão, ficou claro, tanto para a ACV quanto na CVV, que a redução do volume de água do lodo gera menos impactos ambientais e menores custos.

Uma metodologia utilizando a matriz insumo e produto para resíduos (WIO – *Waste Input-Output*) que engloba custos através da CVV é apresentada por NAKAMURA & KONDO (2006) para análise do tratamento e disposição final de resíduos eletroeletrônicos. Desconsiderando a fase de uso por ser igual em ambos os cenários, e introduzindo a fase de tratamento e disposição final dos REEE, a aplicação da metodologia demonstra que os custos associados com o cenário de reciclagem dos equipamentos REEE são maiores que os referentes ao cenário de disposição em aterro, alternativa essa com maiores impactos ambientais pela ACV. Por ser o Japão um

mercado maduro[10], os autores assumem uma taxa de reciclagem de 100%. Os autores denotam que a introdução de uma taxa de carbono (internalizando a externalidade) reduzirá a desvantagem econômica da reciclagem em relação à disposição em aterro, aditando que uma estratégia de desenvolvimento de produto voltada para a desmontagem - DfD (*design for disassembly*) redundará em uma maior sustentabilidade dos produtos. Ressalte-se que os custos da reciclagem dos REEE no Japão não são internalizados pelos produtores, mas sim incorridos pelos consumidores através de uma taxa de final de vida.

A SETAC criou um grupo de trabalho sobre a CCV que vem desenvolvendo e padronizando a metodologia desde 2006 em busca de uma convergência de metodologias para a avaliação da sustentabilidade de produtos. Um dos resultados das discussões desse grupo é o Guia do Custo do Ciclo de Vida Ambiental editado pela SETAC em 2011 (*Environmental Life Cycle Cost: A Code of Pratice* - SETAC, 2011). Entre os desafios vislumbrandos na CCV, SETAC (2011) citam:

- Os custos são incorridos por diferentes atores que podem ter perspectivas diferentes e interesses conflitantes;
- Dados de custos podem ser mais voláteis do que fluxos físicos;
- As operações de expansão do sistema e subdivisão em vários sistemas para alocação de impactos ambientais recomendadas pela ISO série 14040 não se aplicam na CCV, e deve-se garantir a consistência do CCV em conjunto com uma ACV que tenha aplicado essas abordagens;
- Não existe uma equipvalente fase de avaliação de impacto como na ACV, visto que o inventário já fornece resultados na mesma referência monetária;
- A taxa de desconto a ser usada deve ser a referente ao tomador de decisão, mas dependente do objetivo e escopo do CCV. Caso esse seja o ponto de vista social, a taxa de desconto a ser usada deve ser uma taxa social.

[10] Ver capítulo 2.

3.3.3 Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida – ASCV

KLOEPFFER (2008) sugere, sob a inspiração da Rio 92 e de simpósios anteriores, que em busca da sustentabilidade do ciclo de vida de produtos e serviços, seja utilizada a estrutura dos três pilares:

ASCV = ACV + CCV + ACVS

Onde:

ACV – avaliação do ciclo de vida ambiental, normatizada pela ISO série 14040,
CCV – avaliação do custo do ciclo de vida ambiental,
ACVS – avaliação do ciclo de vida social.

A interpretação simultânea dos efeitos dos três métodos em três dimensões diferentes, entretanto, não é direta. Pode ser necessária alguma forma de agregação que permita explicar e possibilitar uma interpretação conclusiva por parte dos tomadores de decisão, visto que separadamente a melhor alternativa por uma das dimensões usualmente não será também a melhor alternativa para as outras dimensões. O problema da ponderação para comparação entre os indicadores em uma analise de sustentabilidade pela metodologia de ciclo de vida aparece ao menos em dois níveis (FINKBEINER *et al*., (2010) :

- Ponderação entre os indicadores individuais dentro de cada dimensão da sustentabilidade;
- Ponderação entre as três dimensões da sustentabilidade.

Para lidar com esse problema FINKBEINER et al. (2010) sugerem duas alternativas: o LCST – *Life Cycle Sustainability Triangle* e o LCSD – *Life Cycle Sustainability Dashboard*. O autor considera que os métodos devem passar por validação e aplicabilidade para que possam ser utilizados para o desenvolvimento sustentável. O autor enfatiza que não tem a intenção de recomendar a ponderação entre as dimensões da sustentabilidade resultando em um único escore, mas sugere que se ocorrer essa necessidade, que ela seja realizada de forma transparente.

PESKINEN (2011) sugere a combinação do ACV com a Análise Multicritério (AMC) para solucionar o problema da interpretação dos resultados. Deve-se reforçar

que para divulgação para o público de uma análise comparativa de produtos a ponderação não poderá ser usada, conforme determinam as normas ISO série 14040.

3.4 Avaliação do Ciclo de Vida aplicada à resíduos sólidos.

A gestão de resíduos sólidos nos seus primórdios já não era uma tarefa simples, mesmo que só considerasse a disposição dos resíduos em lugar distante, a fim de se evitar os impactos mais aparentes e, então, conhecidos como odores e vetores de doenças como a cólera (BILITEWSKI *et al*., 2000). Entretanto, com a evolução do consumo da sociedade não só em termos quantitativos, mas também, qualitativos, essa complexidade se torna premente, em vista dos impactos ambientais emergentes, e do crescente custo pago pela sociedade para minimizá-los.

Com o desenvolvimento da metodologia de ACV, está passou a ser utilizada para a análise dos complexos sistemas de gestão de resíduos. Incentivados pela legislação europeia, muitos estudos de ACV foram desenvolvidos focados na análise de fim de vida dos produtos, algumas vezes chamados de "*gate to grave*" ou "*waste LCA*", ou no caso de materiais reciclados "*gate to gate*". Através desses, procura-se avaliar as alternativas de tratamento dos resíduos do produto ao final de vida. Nessas análises da fase de fim de vida de produtos, frequentemente prioriza-se a avaliação da recuperação de energia e de materiais através da reciclagem, compostagem ou incineração dos resíduos.

Alguns estudos de ACV preocupam-se em descrever o ciclo de vida do produto com o objetivo de otimizar o uso de recursos ou minimizar os impactos de cada uma das fases do produto para o desenvolvimento de produtos com menores impactos ao longo de todo o ciclo de vida (DUAN *et.al*., 2009; FRANKLIN ASSOCIATES, 2010; e outros). Outras análises estão mais focadas nas alternativas de tratamento dos resíduos, criando-se cenários de alternativas de tratamento que podem incluir, como exemplo, aterro, incineração com e sem recuperação de energia, e reciclagem para recuperação de materiais como pode ser visto na Figura 5 que analisa as rotas para tratamento de garrafas de plásticos (KROGH *et.al*, 2004).

As hierarquias de gestão de resíduos sólidos estabelecidas em várias legislações nacionais, inclusive a legislação brasileira (vide capítulo 2), norteiam a preferência entre

os tratamentos, não indo além disso. A ACV de gestão de resíduos presta-se a realizar uma análise integrada da gestão de resíduos sólidos de forma que para as várias correntes de resíduos possam ser escolhidas as melhores alternativas tecnológicas pelos critérios estabelecidos.

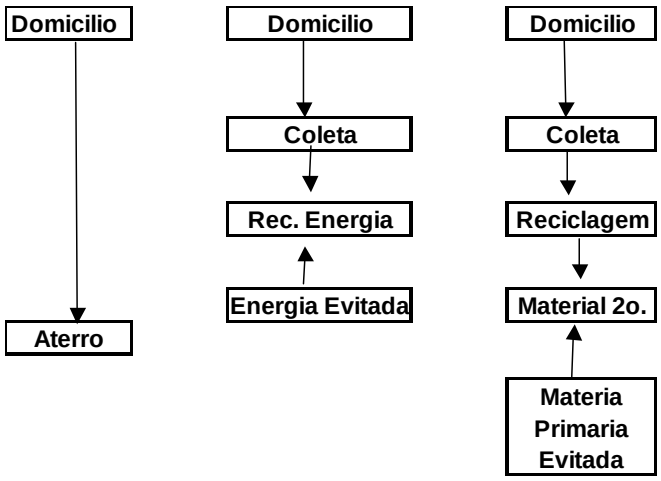

Figura 5 – Diferentes rotas tecnológicas para tratamento de garrafas plásticas: disposição em aterro, incineração com recuperação energética e reciclagem de materiais.
Fonte: KROGH et al. (2004).

3.4.1 ACV de resíduos

HAUSCHILD & BARLAZ (2011) denotam que em um ACV de sistema de gestão de resíduos a unidade funcional deve ser definida pelo completo tratamento do sistema para uma determinada massa de resíduo sólido (e.g., uma tonelada) mas que, alguns processos podem ser tão dominantes que a avaliação ambiental evolui para uma Avaliação de Impacto Ambiental, ou uma Avaliação de Risco, com o foco mais específico em uma determinada locação, como por exemplo, uma planta de incineração, em determinado local. Na Figura 6, WHITE (1999 apud HAUSCHILD & BARLAZ, 2011) demonstra a complexidade da estrutura de uma AVC para gestão de resíduos.

Usualmente uma ACV descreve a cadeia do ciclo de vida de um produto ou serviço, da extração de recursos até a disposição final dos materiais, como pode ser visto em uma das colunas verticais para um produto *n* qualquer. Entretanto, como os autores ressaltam, uma ACV de um sistema de gestão de resíduos sólidos deve

considerar todos os *n* produtos das correntes. Assim, de uma forma diferente da ACV tradicional de sistema de produtos, que se inicia com a extração de materiais e percorre as várias fases até a disposição final, em uma ACV de sistemas de resíduos a fronteira do sistema se inicia com a geração do resíduo, não interessando, a princípio, as fases anteriores.

FINNVENDEN (1999a) denota que isso é compatível com a definição de ACV, conquanto os sistemas analisados para comparação tenham em comum as mesmas entradas. As fases à montante que são idênticas para todos os sistemas comparados não necessitam ser consideradas no estudo. O autor adita que o mesmo ocorre para fases após a reciclagem, desde que os sistemas produzam as mesmas saídas, não interessando, portanto, a análise do uso do material reciclado em usa nova fase.

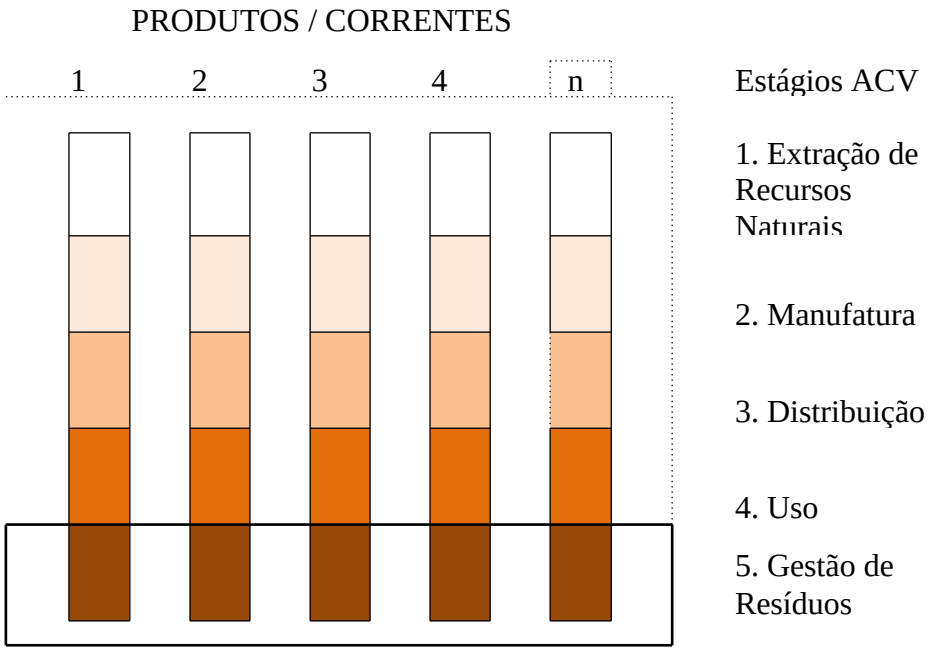

Figura 6 - Diagrama de análise para ACV de sistemas de gestão de resíduos com n correntes de resíduos.
Fonte: White (1999, apud HAUSCHILD &BARLAZ, 2011).

A partir da década de 90 foram desenvolvidas, principalmente na Europa, modelos de ACV voltados para resíduos (del BORGHI *et al*., 2009). Possuem como objetivo comum planejar um sistema de gestão integrado de resíduos sólidos municipais

permitindo a análise de múltiplos resíduos, por meio de módulos. Entre eles se destacam:

- EPIC/CSR – Canadá. Iniciativa desenvolvida pela Environmental Plastics Industry Council (EPIC), Corporations Supporting Recycling (CSR) e a Agência de Meio Ambiente Canadense. O modelo por ser baixado da internet de graça.
- ISWM DST – EUA. Desenvolvido por pela Universidade da Carolina do Norte, Research Triangle Institute e a Agência de Meio Ambiente Americana (EPA) para avaliação econômica e ambiental de resíduos (KAPLAN, 2001). Não realiza avaliação de impactos ambientais, mas tão somente o inventário.
- IWM2 – Reino Unido. Desenvolvido pela Procter & Gamble, para avaliação ambiental e econômica da gestão de resíduos através do ICV. (Mc DOUGLAS & WHITE, 2011).
- ORWARE – Suécia. *ORganic WAste REsearch*. Modelo desenvolvido por centros de pesquisa suecos (IVL, KTH, e outros), com dados representativos desse país. Originalmente desenvolvida para resíduos orgânicos, e expandida para inorgânicos, posteriormente. Misto de Análise de Fluxo de Materiais e ACV.
- WRATE – Reino Unido. Modelo desenvolvido pela Agência Ambiental de Gales. Possui 140 processos de tratamento de resíduos. (http://wrate-lca.software.informer.com/ Golder Associates)
- UMBERTO – Desenvolvido pelo IFU (Institut fur Umweltanalysen) de Hamburgo (www.umberto.de).. Inclue a AICV com uma metodologia similar a EDIP (HANSEN et al. 2006b).
- WISARD – Reino Unido e França. Waste Integrated System Assessment for Recovery and Disposal. (https://www.ecobilan.com/uk_wisard.php). A partir de 2000, passou a ser parte da PriceWaterhouse.

Além dessas, existem outras metodologias menos conhecidas: ARES da Alemanha, NIMES da Suécia, SSWMSS do Japão, H-IWM do Japão, EASEWASTE da Dinamarca, LCA-LAND da Dinamarca (CHRISTENSEN, 2010).

Esses modelos possuem bancos de dados com diversos resíduos, assim como diferentes tecnologias de tratamento com os coeficientes de transferência respectivos para cada material, permitindo assim a variação dos percentuais de participação das diferentes correntes de resíduos.

FEO & MALVANO (2009) utilizaram a metodologia do ACV WISARD para comparar doze diferentes cenários de gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos de Avelino da região de Campânia no Sul da Itália. Esses cenários foram construídos a partir de diferentes combinações de solução para os resíduos, sendo submetidos à análise de onze categorias de impacto. A ACV permitiu definir um dos cenários como sendo o de menor impacto, cenário esse que tinha o maior número de categorias de impacto positivas. Isso se deve, principalmente, devido à energia primária e consumo de água evitados com a reciclagem de papel e plásticos.

HANSEN *et al*. (2006b) aplicaram cinco modelos diferentes: DST, ISW, UMBERTO, ORWARE e EASEWASTE para análise da gestão de resíduos orgânicos na Europa. Concluíram que os resultados dos impactos ambientais divergem de acordo com o modelo de ACV utilizado, resultados esses que são fortemente influenciados por condições locais.

Os estudos de casos realizados para algumas cidades de países da Europa EU-27 no projeto da EU para aplicação do modelo IWM2 levaram os autores a concluir que não há solução única para a gestão de tratamento de resíduos (EC JRC IES, 2007a). Ressaltam os autores que a avaliação é muito dependente dos dados coletados, não só em relação à especificidade do sistema de gestão de resíduos de cada cidade, mas como também da qualidade dos dados. O modelo permitiu a "visualização" dos benefícios obtidos com o não envio dos resíduos para aterros, assim como os relativos à reciclagem dos materiais. Entretando, os autores denotam a inabilidade do modelo em comparar as categorias de impactos (ponderação).

WRINKLER (2004) aplicou os dados de gestão de resíduos municipais da cidade de Dresden na Alemanha à seis modelos diferentes de ACV: ARES, EPIC/CSR, IWM2, MSW-DST, ORWARE e UMBERTO. Os resultados demonstraram que as aplicações dos diferentes modelos de ACV indicaram valores muito diferentes. O autor considera que essas diferenças podem ser explicadas pela dificuldade em modelar a extrema complexidade dos sistemas de gestão de resíduos sólidos, e que todos os modelos partem de uma modelagem estática e linear, que não é representativa das

condições reais da gestão de resíduos. Ainda a respeito da análise desse estudo WRINKLER E BILITEWSKI (2007) consideram que "*a modelagem da alocação da energia e materiais recuperados nos modelos utilizados é muito simplista e pouco detalhada, devendo ser melhorada"*.

Tentando evoluir a partir das limitações levantadas por WRINKLER (2004), a Universidade Técnica da Dinamarca desenvolveu o EASEWASTE – *Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies* (Avaliação Ambiental de Sistemas e Tecnologias de Resíduos Sólidos) cujo modelo permite a comparação e análise de diferentes cenários de gestão, métodos e tecnologias para o tratamento de resíduos sólidos (KIBERBY *et al*., 2006a).

O modelo se utiliza de uma metodologia de impacto ambiental como o EDIP 97 para calcular as emissões e fluxo de materiais a partir da geração dos resíduos sólidos até a disposição final. A unidade funcional a ser utilizada é uma quantidade de resíduos sólidos gerada em determinada área. O modelo inclui também, emissões de transporte, e várias tecnologias de tratamento como compostagem, incineração, aterro, recuperação de materiais e reciclagem, e outros.

O EASEWASTE permite trabalhar com 48 tipos de materiais e considera os créditos referentes a impactos negativos da recuperação energética ou de materiais. Esse modelo tem sido utilizado pela Universidade da Dinamarca para a aplicação de ACV na Dinamarca em sistemas de tratamento de resíduos orgânicos, e outros (KIRBERBY *et al*., 2006B; HANSEN *et al*., 2006a; HANSEN *et al*., 2006B; RIBER *et al*.; 2008).

Segundo RIGAMONTI *et.al*. (2009) esses e outros estudos de gestão de resíduos municipais concluem que tratamento dos resíduos, como reciclagem, incineração e compostagem, são preferíveis ao envio dos resíduos para aterros tendo-se em vista a redução dos impactos ambientais gerada pela substituição de materiais e energias primárias. Criando diferentes cenários nos quais o percental de coleta seletiva é variado entre 35% e 60%, para dados médios de resíduos sólidos urbanos da Itália, os autores concluíram que pode existir uma limitação da coleta seletiva na otimização do sistema de gestão de resíduos, se for considerada uma queda na qualidade do material coletado, como por exemplo, uma maior contaminação entre as diferentes correntes de resíduos enviadas para diferentes tecnologias de tratamento. Denotam principalmente, que a modelagem da tecnologia para recuperação energética dos resíduos tem um papel preponderante.

Esses e outros estudos trouxeram à tona limitações da ferramenta ACV no tocante a sua aplicação aos resíduos sólidos, que foram comentadas e discutidas na literatura (del BORGHI *et al*., 2009; CLEARY, 2009; GENTIL *et al*. 2010). Entre essas limitações ressalta-se o tema da multifuncionalidade e alocação nos tratamentos de resíduos.

3.4.2 A Avaliação do Ciclo de Vida de resíduos sólidos e o problema da alocação.

Usualmente os processos na ACV possuem somente uma função: saída única (*single output*) como a manufatura de um produto, ou entrada única (*single input*) como o tratamento de um único resíduo. Entretanto, na ACV há processos que são multi-funcionais para os quais uma alocação pode ser necessária (FRISCHKNECHT, 2007a). Como por exemplo:

- Multi-saída (*multi-input*) – refino de petróleo e produção de metais como no grupo platina;
- Multi-entrada (*multi-output*) – processamento combinado de resíduos;
- Entrada-Saída (*input-output*) – reciclagem de um resíduo gerando um material secundário;
- Multi-entrada-saída (*multi-input-output*) – processo de uma fundição integrada aonde vários materiais primários e resíduos podem ser processados resultando em vários produtos.

Por ser um sistema de várias entradas e/ou saídas, o problema da multifuncionalidade está comumente presente em ACV de resíduos. A alocação é frequentemente demandada na gestão de resíduos sólidos, principalmente nas situações de reuso e reciclagem, visto que as tecnologias de tratamento procuram recuperar energia e materiais (HAUSCHILD & BARLAZ, 2011).

A Figura 7 apresenta o princípio da expansão de sistemas ou substituição de processos, frequentemente utilizado para se evitar a alocação. Através desse, dois sistemas de produtos estudados podem ser comparados, pois ocorre a equivalência funcional de todos os processos.

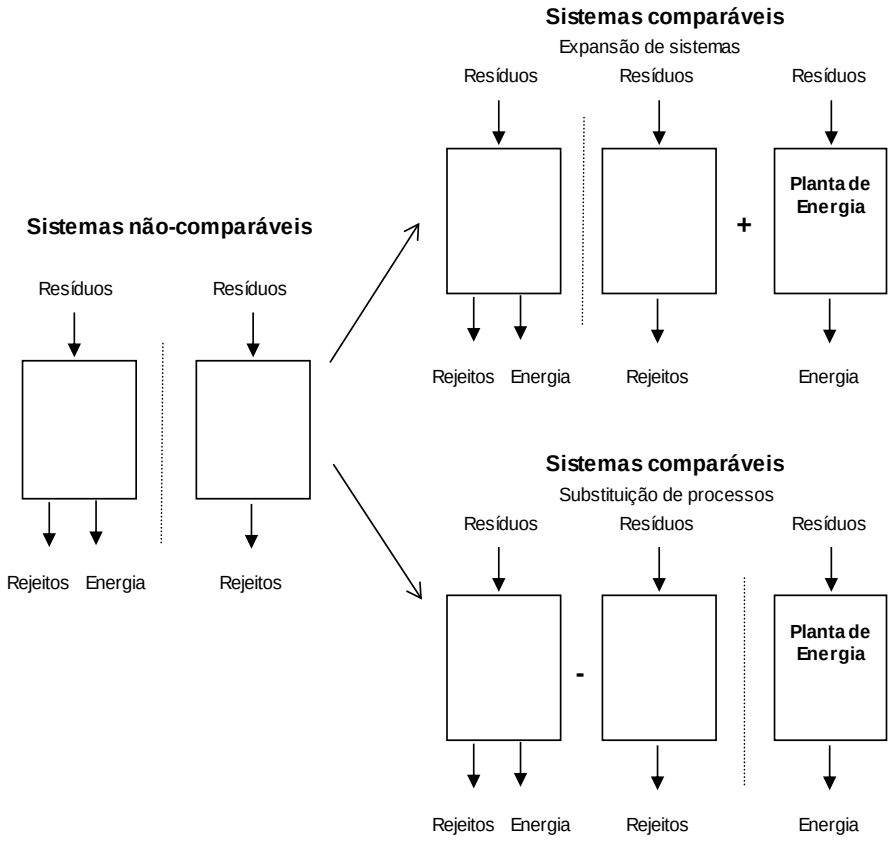

Figura 7 – Princípio da expansão de sistemas e substituição de processos para a obtenção da equivalência funcional entre os diferentes sistemas de gestão de resíduos
Fonte: HAUSCHILD & BARLAZ (2011).

Na análise de uma planta de incineração de resíduos na cidade de Aarhus na Dinamarca, RIBER *et al*. (2008) aplicaram a substituição da energia gerada pela incineração, com dados referentes a planta de geração de eletricidade de Stignaes, localizada nas proximidades. Essa foi assumida como referência de energia marginal produzida, tanto para eletricidade como para geração de calor para os domicílios próximos. Os autores denotam que "*em geral a substituição da eletricidade produzida é o processo mais importante na contribuição de impactos ambientais evitados*".

Um sistema de gestão de resíduos usualmente é analisado conforme as tecnologias de tratamento (compostagem, tratamento mecânico-biológico, incineração com ou sem recuperação de energia, plantas de reciclagem de materiais, e outras) com o

objetivo de otimizar a recuperação de energia e materiais específicos de cada corrente, minimizando os impactos ambientais associados à esses resíduos. Dessa forma, o sistema de gestão se utiliza dessas tecnologias de acordo com as regulações locais, os custos associados á essas operações, e as especificidades das diversas correntes de resíduos tratadas. Ao realizar-se essa análise, a alocação se torna um importante aspecto a ser definido na aplicação da ACV, como critério para quantificar e distribuir os benefícios e impactos entre os diferentes sistemas de produtos, propiciando uma análise que seja adequada aos incentivos fomentados pela legislação local. A busca de um consenso sobre os critérios de alocação é importante para que ocorra uma consistência nas comparações e para que também seja possível uma padronização para a certificação ambiental (EKVALL & WEIDEMA, 2004).

No manual do ILCD a alocação é definida como: "*divisão em partes do fluxo de entrada e/ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto sendo analisado e um ou mais outros sistemas"* (EC JRC-IES, 2010a). Para EKVALL e FINNVENDEN (2011), a solução para o problema da multifuncionalidade pode ter resultados bastante decisivos na análise do inventário do ciclo de vida.

A alocação em ACV teve forte inspiração nas metodologias desenvolvidas na Contabilidade de Custos Financeiros. HORNGREN (1989), professor de contabilidade de Stanford, cujo livro texto de Contabilidade de Custos é largamente utilizado ao redor do mundo, atesta que a alocação é um dos mais importantes temas do livro, visto que permite uma "*visão ampla e geral de uma grande parte da contabilidade para controle*" permitindo a avaliação de desempenho de segmentos da empresa. Note-se, entretanto, que a alocação de receitas, despesas e custos financeiros é diretamente relacionada com as atividades econômicas de uma empresa. Esse não é o caso da alocação dos impactos ambientais e sociais, que estão associados ao longo de toda a cadeia do ciclo de vida do produto, assim como as relações entre os atores envolvidos.

A alocação é um dos pontos mais controversos e discutidos da ACV e, portanto, merece um destaque especial, mormente em relação à aplicação da ACV em resíduos, que tem sido de muitos estudos apresentados na literatura (EKVAL, 1999; EKVALL & FINNVENDEN, 2001; WEIDEMA, 2001; EKVALL, 2000; CURRAN, 2008). Esses estudos apresentam diferentes métodos de alocação em resíduos, cuja escolha é dependente do objetivo e escopo da ACV.

A reciclagem é um caso de multifuncionalidade, onde o produto em questão tem duas funções: a primeira função é relativa ao produto original na fase de fim de vida, a segunda função é aquela provida pelo uso dos materiais e energia secundários que são utilizados em outros sistemas de produtos. O beneficio ambiental ganho com o decréscimo na produção primária dos materiais e energia deve então ser alocado entre os dois sistemas de produto envolvidos: o sistema de produto da produção primária e o sistema secundário.

Denomina-se reciclagem em ciclo fechado "*closed loop*" quando o material é reciclado com a mesma finalidade do produto original, ou seja, dentro de um mesmo sistema de produto (e.g. reciclagem de latas de alumínio com o mesmo fim) e ciclo aberto "*open loop*" quando o material é utilizado em outro sistema de produto, ou seja, para outra finalidade e/ou suas propriedades inerentes são alteradas.

A norma ISO 14040 sugere considerações adicionais para a alocação na reciclagem/reuso, visto que: entradas e saídas de processos para extração, processamento e disposição final devem ser compartilhadas pelos sistemas de produtos dos materiais; as propriedades dos materiais podem ser alteradas nos processos de tratamento; e há necessidades adicionais na definição das fronteiras do sistema.

Pela norma ISO 14040, em princípio deve-se evitar a alocação, com a divisão do processo alocável entre os coprodutos, ou pela ampliação do sistema de produto para a inclusão de funções adicionais relativas à esses coprodutos (método da expansão do sistema). Mas caso isso não seja possível, ela pode ser realizada através de critérios representativos das relações existentes como, por exemplo, relações físicas ou econômicas. Note-se que, nas saídas essas relações devem ser atribuídas tão somente entre coprodutos, não se considerando os rejeitos (materiais sem valor econômico). A norma adita também que devem ser utilizados os mesmos critérios de alocação tanto nas entradas, como nas saídas dentro de um sistema de produto analisado, para que ocorra consistência na análise.

A norma ISO 14044 apresenta uma hierarquia para alocação que pode ser aplicada para a reciclagem, na qual se deve seguir a alocação por propriedades físicas como massa; por valor econômico; e número subsequente de usos do material secundário. Deve-se levar em conta, qualquer modificação nas propriedades do material secundário. Assim, na alocação em ciclo fechado ou em ciclo aberto, mas sem alteração de propriedades, a alocação pode ser evitada pelo método das emissões evitadas

(*avoided burden method*), pois o material secundário reciclado substitui o material primário. A alocação para ciclo aberto e com mudança de propriedades poderá ser realizada com base nas propriedades físicas, no valor econômico após o tratamento, e no número de reciclagens realizadas com o material (ISO 14040).

A norma ISO TR 14049:2000 desenvolve alguns exemplos da alocação para reciclagem. Apresenta um caso de reciclagem de ciclo fechado na qual se analisa um processo produtivo de uma substância refrigerante que utiliza etileno como matéria prima. Durante a produção 5% do etileno não reage no processo e é reenviado ao início do mesmo processo para reciclagem. Entretanto, uma etapa adicional é necessária para limpar esse etileno e deixá-lo no mesmo nível de qualidade que o material virgem, o que representa uma expansão dos limites do sistema.

Para ilustrar um caso de ciclo aberto com procedimento fechado de reciclagem (*open-loop with closed recycling procedure*), a norma apresenta o problema da reciclagem do alumínio utilizado em embalagens. Parte do material reciclado do sistema de produto original sobra, e é enviado para a reciclagem e posterior uso em outros sistemas de produto como molduras de janelas no setor de construção civil, reduzindo a necessidade de alumínio virgem para esse sistema. O sistema é expandido para evitar-se a alocação, e a diferença entre os impactos ambientais do material reciclado e o material virgem é creditada ao sistema de produto estudado (embalagens de alumínio).

O caso da reciclagem de ciclo aberto é ilustrada através do processo de produção de um tipo de papelão na qual parte dos resíduos são enviados para aterro, uma outra parcela é reciclada para um produto que tem uma única reutilização, e uma terceira parcela é utilizada para um produto que tem várias reutilizações. A base para alocação é a ponderação entre as diferentes parcelas.

Em um estudo comparativo de gestão de resíduos de papel jornal enviados para incineração, FINNVENDEN *et al*. (2009) creditam os impactos negativos, ou benefícios, referentes à energia produzida na queima do jornal, ao sistema de geração de energia por incineração, no valor equivalente a energia que estaria sendo provida por outra fonte de energia, se não houvesse a incineração. Assim, os efeitos indiretos (fora do sistema original) podem ser avaliados, juntamente com as consequências resultantes da decisão. A escolha da modelagem de ACV é de grande importância nesse caso. No caso específico, a modelagem consequencial demanda a análise de geração de energia marginal do processo, para a unidade funcional de tratamento de resíduo de papel de

jornal. Finnevenden et al. (2009) denotam que a expansão de sistema pode ser utilizada para a abordagem atribucional, conquanto sejam utilizadas duas funções realizadas pelo sistema: tratamento de resíduos e geração de energia. No caso, destacam os autores, o dado de energia para a abordagem atribucional deverá ser referente à média do mercado.

No manual ILCD (EC JRC-IES, 2010a) ressalta-se que a diferenciação os tipos de abordagem é importante na modelagem do ICV, particularmente em relação aos dados a serem utilizados. Esse apresenta três situações, apresentadas da seguinte forma:

- Situação A – Nível micro, em curto prazo, aonde a capacidade de produção não será afetada (modelagem atribucional). A modelagem é realizada descrevendo a cadeia: dados primários do produtor à montante, e dados secundários dos fornecedores, usuários e consumidores. Os processos de fundo devem utilizar dados referentes à média do mercado. A multifuncionalidade, reciclagem, e reuso devem ser resolvidos por subdivisão, ou substituição da média de mercado das co-funções não necessárias, excluindo-a da média;
- Situação B – Nível meso/macro, a capacidade de produção será afetada pela decisão (modelagem consequencial). Há consequências de largas escalas da decisão analisada. Essas são modeladas com o mix de processos ou sistemas marginais de longa duração;
- Situação C – A situação C divide-se em duas: Para a situação C1 – Contabilização com interelações com sistemas externos, o ciclo de vida e todos os casos de multifuncionalidade devem ser modelados como na situação A. Para a Situação C2 – Contabilização de um sistema isolado, a modelagem deve ser feita tal como na situação A, mas a multifuncionalidade sempre deverá ser resolvida via alocação.

O manual do ILCD (ER JRC IES, 2010a), detalha a norma ISO 14044:2006 no tema da modelagem do reuso, reciclagem e recuperação de energia, restauração de construções, reaproveitamento de partes, e outros destacando que para a modelagem do ACV esses tipos de tratamento de resíduos sólidos são metodologicamente equivalentes. Os autores consideram que a discussão metodológica é, em fato, relativa à escolha entre

a modelagem atribucional ou consequencial. Ou seja, dependendo do objetivo do estudo, o escopo deve determinar as fronteiras do sistema com a visão descritiva da modelagem atribucional, e definir quais outros sistemas, referentes às emissões e extração de recursos evitados, que serão incorporados na análise ao se realizar a modelagem consequencial.

O primeiro passo a ser realizado é a identificação do "processo conjunto verdadeiro" (*true joint process*), processo este que é comum aos ciclos de vida dos produtos primários e secundários. O processo conjunto M1 é aquele que produz o coproduto Xj a partir do material primário, que é tecnicamente equivalente ao produto Xc obtido pela reciclagem do material secundário na abordagem consequencial. Na abordagem atribucional Xj é o verdadeiro coproduto de Xa, se esse tiver valor positivo (Figura 8).

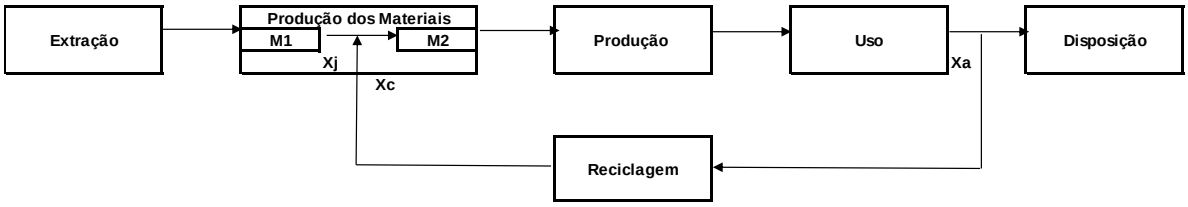

Figura 8 – Determinação do processo conjunto verdadeiro em uma reciclagem de acordo com a metodologia do ILCD
Fonte: ER JRC IES (2010a).

Para a abordagem atribucional, o manual detalha o que normatiza a ISO 14044, e enumera as seguintes questões a serem realizadas para a modelagem da reciclagem:

- Aonde delinear os limites do sistema entre o primeiro e os subsequentes ciclos de vida?
- Como aplicar o procedimento de alocação de duas fases do ILCD?

Há a necessidade de se analisar se o resíduo em si tem valor econômico; caso não tenha, se algum material gerado na reciclagem tem valor; e analisar as

características físicas desse material. Caso o resíduo tenha valor econômico, esse deve ser considerado como coproduto e a multifuncionalidade resolvida por alocação. Entretanto, diferentemente da multifuncionalidade, na reciclagem o material pode ser utilizado inúmeras vezes, ou até infinitamente como a maior parte dos metais, sem perda de suas qualidades intrínsecas. Para proceder com o cálculo do inventário médio do material, é necessário quantificar o número de usos. Assim, o número total de usos para n reciclagens é (EU JRC IES, 2011a):

$$U = \sum_{i=0}^{n} p * r^{i} = p * \left(1 - r^{n+i}\right) / \left(1 - r\right)$$

U – quantidade de usos
r – razão de reciclagem
n – número de reciclagens

Pelo manual do ILCD a segunda fase é o cálculo do inventário total dos usos (EU JRC IES, 2011a):

$$I = p * (P + W + R * (r - r^{n+1}) / (1 - r))$$

I – inventário total do material primário inicial.
P – inventário do material primário por unidade do material.
R – inventário do esforço realizado n reuso/reciclagem/recuperação.
W – inventário da gestão final dos resíduos por unidade do material disposto.

Assim o inventário médio por unidade de material *e* pode ser definido pela seguinte formula (EU JRC IES, 2011a):

$$e = \left(P + W\right) * (1 - r) + R * r$$

O procedimento caso o material não tenha valor econômico é diferente, pois esse material não é um coproduto, mas tão somente resíduo. De acordo com o Manual ILCD, esse caso se divide em dois: quando o processo de reciclagem gera algum produto com valor econômico (e.g. geração de energia), ou quando não há nenhum valor e o material é tão somente um rejeito (seguindo a terminologia da PNRS). Nesse último caso, o inventário do tratamento e disposição é totalmente alocado ao produto primário original.

No primeiro caso, utiliza-se o critério de causalidade física, ou como segundo critério o valor de mercado.

No caso da abordagem consequencial aplicada à reciclagem, o manual do ILCD considera que essa é metodologicamente equivalente a multifuncionalidade. A alocação é evitada através da substituição por outros processos equivalentes fora do sistema de produto original (*recyclability substitution approach*). Essa técnica, segundo o manual é apropriada para ciclos fechados e ciclos abertos com a mesma rota primária. Na reciclagem essa abordagem estimula um alto nível de reciclagem, tanto tem termos de quantidade, quanto em qualidade, pois os impactos evitados equivalentes à produção primária do produto são creditados ao resíduo ou o produto em fim de vida, sendo que o restante: o esforço para o tratamento, as perdas na reciclagem, e a disposição final do material não aproveitado, são modelados como sendo do produto primário (EU JRC IES, 2011a).

Ainda segundo o manual ILCD, a perda de qualidade do material secundário pode ser considerada ajustando-se um menor valor da substituição do material primário ou aplicando um fator de correção. Essa perda de qualidade do material secundário em relação às funções do material primário denomina-se "*downcycling*". Adita-se ainda, que para produtos complexos, os cálculos de reciclabilidade devem ser realizados separadamente para cada uma das partes.

EKVALL & WEIDEMA (2004) apresentam um modelo simplificado para identificar como os sistemas de produtos são afetados na alocação por expansão de sistemas, para um sistema de produto i, no qual o material recuperado/reciclado possa ser aplicado em outros sistemas de produto o. Em sendo D a quantidade de material recuperado utilizado no processo de reciclagem Ro, Y o mesmo para o processo de reciclagem Ri, e S a quantidade de material coletado para a reciclagem Ro, e X o mesmo para a reciclagem Ri, η_S a elasticidade da oferta e η_D a elasticidade da demanda, as variações de D e S, se calculam com a seguinte formula:

$\Delta D = (\eta_D / (\eta_D - \eta_S)) \times (\Delta D - \Delta S)$, e

$\Delta S = (\eta_S / (\eta_D - \eta_S)) \times (\Delta D - \Delta S)$

$\eta_D =$ % da variação na quantidade demandada / % de variação no preço

$\eta_D > 1$ demanda é elástica, se < 1 a demanda é inelástica

η_S = % da variação na quantidade ofertada / % variação na oferta

$\eta_S > 1$ oferta é elástica, se < 1 a oferta é inelástica

Se a oferta é inelástica ($\eta_S = 0$) resulta que o material reciclado repõe 100% do material primário, e o impacto evitado deve ser creditado ao próprio sistema que gera a reciclagem. Se a demanda é inelástica ($\eta_D = 0$) o material reciclado é utilizado em outros sistemas de produto, e o crédito deve ser computado para o sistema de produto que utiliza o material reciclado. Quando a oferta e a demanda são igualmente elásticas ($\eta_S = -\eta_D$) 50% do material substitui a produção primária e 50% é utilizado em outros sistemas de produtos.

Bens supérfluos, bens que possuam substituibilidade tendem a ter uma demanda elástica, e os bens necessários tendem a ter uma demanda inelástica. Bens de rápida deterioração, ou de alto custo de estocagem tem baixa elasticidade de oferta. Bens cujo processo produtivo puder se utilizado para produzir outro produto tendem a ter oferta elástica (WONNACOTT, et al. 1983). A análise da elasticidade da demanda e da oferta pode também ajudar o legislador a decidir como regular os incentivos fiscais no mercado de recicláveis, para incentivar a reciclagem de determinados materiais em outros sistemas de produtos, ou no mesmo sistema de produto.

Esse modelo foi aplicado por FREES (2008) em um estudo da reciclagem de alumínio para analisar os mecanismos de mercado diante das consequências no mercado. Tendo-se em vista que a produção primária de alumínio tem um alto consumo de energia e ocorre um baixo consumo de energia na reciclagem de produtos de alumínio que representa de 30 a 40% do mercado demandado de alumínio, a decisão do crédito é bastante sensível. O modelo indica que o alumínio deve ser considerado como de preço de demanda inelástico (a quantidade demandada é a mesma não importando o preço) e os impactos evitados da produção primária devem ser creditados ao próprio sistema de produto, e não aos produtos que utilizam o alumínio secundário.

Para HAUSCHILD & BARLAZ (2011), em um sistema de gestão de resíduos geograficamente especificados a definição das tecnologias é de fácil construção, entretanto a dificuldade se torna aparente ao se avaliar as tecnologias necessárias dos processos primários substituídos como, por exemplo, na reciclagem de metais e plásticos que substituem a produção primária. Os autores recomendam que em nível

nacional seja utilizada a tecnologia média, e no caso de cenários futuros, seja utilizada a melhor tecnologia disponível (BAT).

A dificuldade associada com o estudo dos mercados de diferentes produtos para os quais poderia ser utilizado o material reciclado demanda um esforço intenso, no qual muitas simplificações são necessárias para tornar o estudo exequível. A possibilidade de criação de cenários inviáveis para as substituições de energia e materiais na alocação pode ser minimizada por técnicas como a análise de sensibilidade dos parâmetros envolvidos para os diferentes cenários de alternativas tecnológicas.

3.4.3 As incertezas e as limitações de um ACV de resíduos

A análise das incertezas pode ser crítica num ACV de resíduos, assim estimativas mesmo que grosseiras devem ser usadas ao invés de se omitir dados (CHRISTENSEN, 2010). Os critérios utilizados para a substituição de energia podem ser muito importantes, e com alto grau de incerteza em um horizonte de 20 ou mais anos. Para lidar com a incerteza em uma ACV de resíduos deve-se proceder com análises de sensibilidade dos parâmetros, com a construção de vários cenários nos quais esses parâmetros são variados (e.g. eficiência energética de Biogás). CHRISTENSEN (2010) adita ainda que, ao se comparar alternativas tecnológicas que possuem diferentes níveis de detalhamento dos inventários, não se deve punir a tecnologia que detêm mais dados, devendo-se estimar os dados omissos para a outra tecnologia.

Com o objetivo de identificar o estado da arte da aplicação da ACV para gestão de resíduos sólidos e, particularmente, na reciclagem de materiais, a *Waste & Resource Action Programme* (WRAP, 2006) comissionou a Universidade Técnica da Dinamarca (IPU-DUT) e o Centro Tópico Dinamarquês de Resíduos para avaliar detalhadamente 55 estudos de ACV de reciclagem dos seguintes materiais selecionados: papel e papelão, plásticos, vidro, madeira, materiais ferrosos, alumínio e agregados.

Segundo os autores, as premissas mais críticas para o resultado dos ACV foram relativas às interdependências entre os sistemas de tratamento dos resíduos e os sistemas de produção de energia substituídos. Destaca-se que os autores, ao analisarem os 55 ACV, encontraram estudos para os quais foram utilizadas “datasets” de energias médias, ao invés de dados marginais. Assim, depreenderam que a falta de uma

harmonização das metodologias de ACV redundavam em resultados díspares para os estudos de ACV de reciclagem.

Em relação à reciclagem, há que se atentar quando os “datasets’ do banco de dados já incluem um percentual de reciclagem do material e, portanto não representam mais um dataset de material primário. Configuram, em verdade, um mix de produção resultante do uso de materiais primários e secundários, e.g. no caso de siderurgia de ferro/aço, normalmente utiliza-se o forno de arco elétrico para sucata de ferro, e o alto forno para processar minério de ferro (material primário). Nesse caso, a distinção é relativamente clara, entretanto, tal já não ocorre em outros processos de reciclagem. Há, portanto, a necessidade de um detalhado conhecimento do mercado e das mudanças que poderão afetá-lo.

Para HAUSCHILD & BARLAZ (2011) a análise de sensibilidade dos parâmetros como composição dos resíduos, créditos de energia e materiais recuperados, cenários das tecnologias e emissões de longo prazo de metais e compostos orgâncios de aterro, são indispensãveis em um ACV de resíduos. Adita ainda que a enorme carga de dados necessários para um ACV de sistemas de gestão de resíduos sólidos, compostos por inúmeros materiais e substâncias, gera limitações da metodologia. Ressaltam entre outras limitações a temporalidade e a dispersão locacional das emissões, e o limitado conhecimento sobre as tecnologias futuras aplicadas aos cenários.

As metodologias de AICV foram desenvolvidas a partir de modelos ambientais europeus, e não necessariamente representam a realidade em ecossistemas díspares. Alguns estudos de ACV desenvolveram metodologias para a criação de fatores de normalização locais, que consideram os aspectos específicos de determinada região, como e.g., densidade habitacional.

Essa incerteza pode ser diferente ao longo da cadeia, assim como conforme as categorias de impacto. Por exemplo, a incerteza dos impactos ambientais toxicológicos é muito maior do que às relativas as outras categorias de impacto. Isso se deve, não só devido à falta de conhecimento sobre as substâncias tóxicas e seu impacto ambiental, como também, até por um menor controle sobre as quantidades das substâncias. (HAUSCHILD, 2010).

3.4.4 Aplicações da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida à Gestão de Resíduos.

Na década de 2000 a Comissão Europeia patrocinou o projeto LCA-IWM para análise de sustentabilidade de sistemas de gestão de resíduos municipais, tendo-se em vista a inclusão na União Europeia de novos países da Europa Oriental. Esses países não tinham uma gestão de resíduos desenvolvida como os países originais da UE, e para os quais os aspectos sociais e econômicos possuem importância relevante no planejamento de um sistema de gestão de resíduos sólidos.

O modelo, desenvolvido em plataforma Excel, inclui um módulo para previsão de geração e um módulo de avaliação da sustentabilidade de resíduos, e considera fatores econômicos e sociais de produção e consumo. Permite analisar várias correntes de resíduos, incluindo eletroeletrônicos, subdividindo-se em três fases: estoque, coleta e transporte, e tratamento. Considera a substituição (emissões evitadas) de eletricidade, calor, fertilizante, através da recuperação de materiais dos resíduos. (WASSERMAN *et al*., 2005).

- Aspectos ambientais: exaustão de recursos abióticos, aquecimento global, toxicidade humana, oxidação fotoquímica, acidificação. Eutrofização;
- Aspectos econômicos: Eficiência no nível municipal: capital inicial investido, custo total anual descontado. Eficiência por cada subsistema: custo por tonelada de resíduo, custo per capita por resíduo, custo por domicílio, custo da gestão no município como percentual do PIB. Equidade econômica: custo do sistema por pessoa como percentual do salário mínimo, custo por pessoa como percentual da renda. Dependência de subsídios: valor do subsídio por habitante;
- Aspectos sociais de Aceitabilidade: odor, barulho, impacto visual, conveniência, complexidade, espaço urbano, espaço privado, tráfego e percepção de risco. Aspectos de Equidade: distrbuição e localidade, qualidade do trabalho.Funcionais: quantidade de empregos, disposição final.

O modelo tem como objetivo apoiar o planejamento e controle da gestão municipal de resíduos sólidos, e propiciar ferramenta que permita às autoridades locais implantar novas estratégias de gestão integrada dos resíduos. Como estudos de casos, foram escolhidas cinco cidades na Europa: Xanthi na Grécia, Kaunas na Lituânia, Wroclaw na Polônia, Nitra na Eslováquia e Reus na Espanha (den BOER *et al*., 2005)

Um outro projeto da União Europeia, denominado CALCAS (*6th Framework*, de 2002 a 2006) foi criado com o objetivo de discutir linhas de pesquisa e inovações para a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida, aprofundando e alargando o escopo da ACV tradicional. Coordenado por membros do CML de Leiden, tem a participação do ENEA (Itália), e IVL (Suécia), entre outros centros de pesquisa. O CALCAS sugere uma estrutura (*framework*) única que englobe todas as dimensões da sustentabilidade, e que possa ser aplicada do nível micro ao nível macro, no qual residem os maiores problemas da sustentabilidade (ZAGMANI *et al*, 2009).

Um dos relatórios do Projeto (GUINÉE *et al*, 2009) analisa cerca de trinta modelos e métodos disponíveis na literatura através de uma análise SWOT (pontos fortes, pontos fracos, limitações e oportunidades) através do qual se vislumbrou as possibilidades de integração entre os diversos métodos. A integração dos modelos de diferentes áreas do conhecimento a serem adotados para abordar as dimensões da sustentabilidade, deve ser baseada em análise de equivalência, consistência, coerência, comparabilidade nas escalas de espaço e tempo, entre outras. Os principais nós encontrados são relativos a completude da análise, necessidade de um diálogo coerente entre os modelos, e formas que permitam um melhor compromisso entre a redução da variabilidade, da complexidade do modelo e da multidimensionalidade dos parâmetros envolvidos e o controle das incertezas relacionadas.

A estrutura proposta pelo CALCAS consta de três etapas: definição do objetivo e escopo, modelagem e interpretação, baseado em um processo iterativo como na ACV, só que com a fusão das fases de inventário e avaliação de impactos. O CALCAS propõe uma análise integrada das três dimensões da sustentabilidade ao invés de um somatório dos efeitos das três avaliações sobre cada uma das dimensões.

O relatório 20 do projeto CALCAS entre outras aplicações do conceito do ASCV, relata o programa TOSUWAMA (*Towards a Sustainable Waste Managment* http://www.sustainablewaste.info/) para avaliação da sustentabilidade de tratamento de resíduos. Este projeto, iniciado em 2007 e a ser finalizado em 2012, é liderado pelo IVL

(Instituto Sueco de Pesquisas Ambientais), e composto por diversos outros centros de pesquisa nórdicos, de diferentes áreas do conhecimento, como economia, psicologia, etnografia, e outras. Esse projeto tem como objetivo a comparação e combinação de instrumentos políticos para a gestão de resíduos na Suécia tendo, portanto, um escopo de nível meso, com foco nos níveis iniciais da hierarquia de resíduos: prevenção, preparação para reuso e reciclagem. O modelo proposto se utiliza de vários métodos e modelos, entre eles, modelos de equilíbrio geral da economia, além da ACV.

3.4.5 ACV aplicada à equipamentos eletroeletrônicos e seus resíduos.

Os resíduos eletroeletrônicos se caracterizam por serem multi-materiais, resultando assim, na necessidade de utilização, após a desmontagem, de várias rotas tecnológicas para tratamento do resíduo. Assim, um produto participa de várias correntes de materiais/resíduos. Ao analisar esses processos, é necessária uma visão sistêmica que congregue todas as informações do sistema de forma coordenada.

A metodologia de ACV é particularmente adequada para considerar vários aspectos ambientais pertinentes ao longo do ciclo de vida de um produto eletroeletrônico. A literatura acadêmica apresenta estudos referentes a resíduos eletroeletrônicos, com focos como: eficiência energética, exaustão dos recursos naturais, e outros.

A WRAP *Waste & Resources Action Programme* (2011) realizou um estudo de ACV no qual analisa a decisão de trocar uma máquina de lavar roupas por uma mais nova, com melhor eficiência energética, ou simplesmente realizar o reparo da máquina antiga. Esse estudo é mais focado nos aspectos energéticos do produto, e conclui que a decisão de descomissionar a máquina antiga é dependente do ganho da eficiência energética o uso com a aquisição da nova máquina, assim como do mix de energia utilizado. A fase de fim de ciclo de vida não é preponderante nesse tipo de equipamento, visto que não há grandes dificuldades no tratamento e recuperação dos materiais ao fim a vida útil do equipamento.

Com o foco na prevenção de impactos de algumas legislações voltadas para o Eco Design de produtos eletroeletrônicos, alguns projetos foram desenvolvidos na Europa. Destaca-se entre eles o projeto europeu EPIC-ICT, capitaneado pela Universidade de Stuttgart, com a participação de várias empresas do setor

eletroeletrônicos e da empresa PE International, desenvolvedora do Software de ACV GABi.

A metodologia do projeto é baseada no ciclo de vida do produto, sob a égide da Política Integrada de Produto (IPP), focada no atendimento à Diretiva de Eco Design de Produtos Elétricos (*Energy Using Products* - Diretiva EuP), além das Diretivas WEEE e RoHS. O modelo EPIC-ICT é uma abordagem que pretende confrontar os problemas ambientais e as limitações técnicas para disponibilizar aos fabricantes opções de design do produto. É composto das seguintes fases (BRAUNE & WARBURG, 2006):

- Definição do produto: definir demandas do cliente, e funções do produto para atendê-las;
- Estudo de Avaliação do Ciclo de Vida: estudo deve ser realizado periodicamente para o produto ou grupo de produto (3 anos), dependendo da velocidade do ciclo de vida de mercado do produto em estudo. Este deve ser detalhado em partes e componentes. O resultado será um Perfil Ecológico do Produto, definido por indicadores de performance ambiental, criados a partir dos resultados do inventário (e.g., fluxo de metais pesados) e das categorias de impacto. Uma análise de sensibilidade deve ser realizada para assegurar a validade da representatividade dos indicadores;
- Interpretação Ambiental: através da análise de contribuição são identificados os componentes e partes ambientalmente relevantes. O resultado é apresentado através de Indicadores de Perfil Ecológico;
- Indicação dos Parâmetros de Eco Design: combinação das especificações técnicas do produto com os resultados do item 3 de interpretação ambiental. Como resultado obtém-se os Indicadores de Eco Design, os quais são as variáveis que potencialmente devem ser influenciadas para obtenção de um aprimoramento de design do produto.

O projeto EPIC-ICT apresenta como um de seus estudos de caso a análise de um computador. Nessa análise o produto é avaliado ao longo do seu ciclo de vida para serem obtidos os indicadores de eco design para o computador. A fase de fim de vida do computador é modelada de forma simples. Esse é subdivido em componentes: monitor, gabinete e o computador descartado do gabinete, para três opções de

tratamento: incineração, reciclagem e disposição final em aterro. A Figura 9 abaixo apresenta os resultados da avaliação de impacto ambiental da fase de fim de vida, para diferentes cenários de alternativas de tratamento (BRAUNE & WARBURG, 2006b).

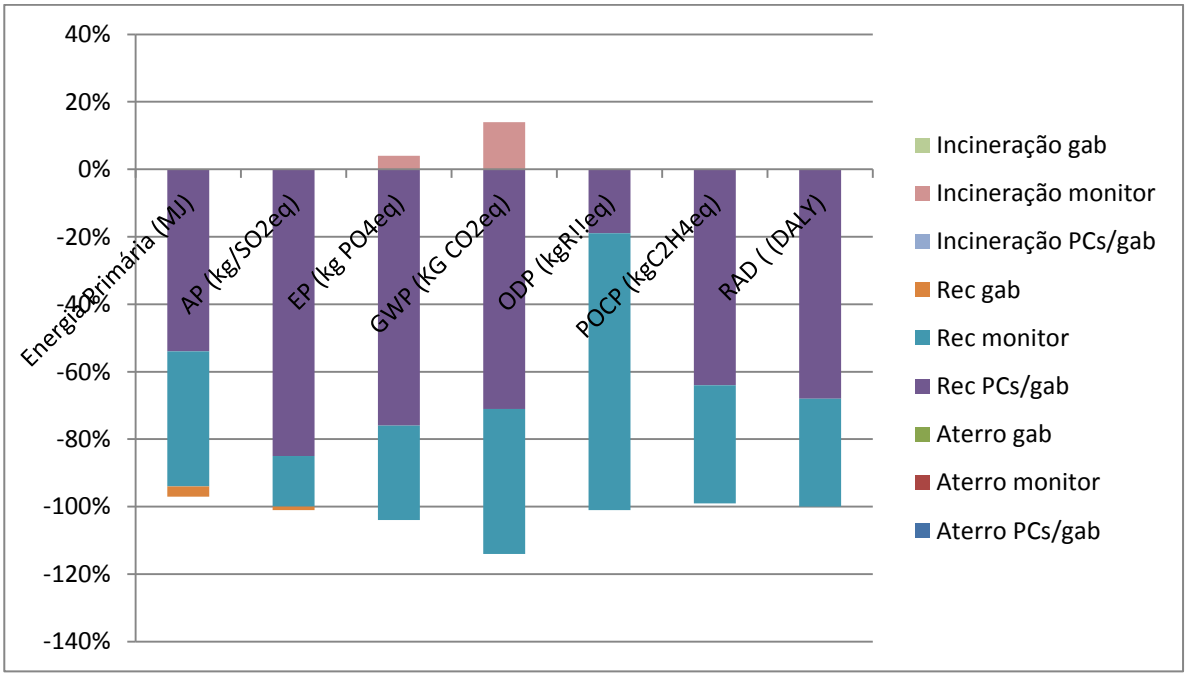

Figura 9 – Impactos relativos das categorias ambientais para o estudo do EPI-ICT.
Fonte BRAUNE & WARBURG (2006).

Para sete categorias de impactos ambientais a figura apresenta as contribuições relativas das alternativas de fim de vida. Observa-se que a reciclagem permite um benefício relativamente maior às outras alternativas: incineração e disposição em aterro, para todas as categorias de impacto analisadas.

Nos EUA a Agência de Meio Ambiente Americana desenvolveu o projeto de cooperação voluntária entre o Departamento de Design para o Meio ambiente da USEPA, o Centro de Produção e Tecnologia Limpa da Universidade de Tennessee, representantes da indústria de eletrônicos e outras partes. O projeto DfE Computer Display Project teve como objetivo desenvolver uma metodologia para avaliar os impactos ambientais de monitores CRT e LCD, ao longo do ciclo de vida. Dados primários foram coletados nos EUA para a alternativa de reciclagem de monitores CRT. Para monitores LCD foram modelados a partir dos dados de tecnologia de moagem e recuperação de materiais disponíveis para CRT. Dados secundários da base de dados Ecobilan foram utilizados para as alternativas de incineração e disposição em aterro

para ambos os monitores, a partir dos materiais que os compõem em peso, como na Tabela 11 (SOCOLOF *et al*., 2001).

Tabela 11 – Premissas das alternativas de tratamento de fim de vida dos monitores de computadores analisados no projeto *DfE Computer Display Project* US EPA

Alternativas	**Monitor CRT**	**Monitor LCD**
Incineração	15%	15%
Reciclagem	11%	15%
Remanufatura	3%	15%
Aterro resíduos perigosos	46%	5%
Aterro resíduos urbanos	25%	50%

Fonte: SOCOLOFF *et al*. (2001).

Os resultados do LCIA indicam que a fase do ciclo de vida dominante é a manufatura para ambos os monitores CRT e LCD, particularmente devido às necessidades energéticas do processo. Os autores ressaltam que havia pouca informação a respeito de toxicidade dos materiais componentes dos monitores LCD, e que, portanto, uma conclusão definitiva não poderia ser obtida para o LCD. Diante da falta de dados do LCD a comparação entre os dois monitores para a análise de fim de vida fica prejudicada, recomendando os autores que seja realizada pesquisa mais detalhada em cenários de fim de vida (SOCOLOF *et al*., 2001).

GEHIN *et al*. (2009) apresentam um método para a avaliação ambiental do ciclo de vida de produtos baseado em "tijolos de ciclos de vida" (*lifecycle bricks*). O foco do método é permitir que a indústria na etapa de pesquisa e desenvolvimento de seus produtos consiga aprimorá-los em busca de menores impactos em todas as fases do produto e na revaloração dos resíduos do produto na fase de fim de vida útil: reuso, remanufatura e reciclagem. Acreditam os autores que as metodologias de design atuais não consideram os diversos sistemas de produto que o produto e seus componentes podem participar após a fase de fim de vida.

Os cenários são montados a partir da combinação dos tijolos que representam as fases do ciclo de vida dos componentes e do produto, permitindo uma simulação de cenários flexível e rápida do produto considerando cada uma das fases de cada componente. Dessa forma, os autores consideram que os designers podem levar em

consideração as estratégias de fim de vida por cada componente (GEHIN *et al*., 2009). O modelo de Gehin e colegas é particularmente adequado para a ACV de REEE, visto que permite uma análise separada pelos múltiplos componentes de um REEE.

A importância da energia durante a fase de uso dos produtos eletroeletrônicos e os crescentes esforços necessários para o tratamento adequado na fase de final de vida dos produtos, gerou a necessidade de se integrar à análise do ACV os custos associados as diferentes fases do ciclo do produto.

O Projeto MEEuP (*Methodology study Ecodesign for Energy using Products*) da Comissão Europeia teve como objetivo desenvolver metodologias para avaliação ambiental em atendimento as legislações referentes aos produtos eletroeletrônicos, através de indicadores sugeridos, particularmente pela Diretiva EuP (2005/32/EC). Os indicadores de performance ambiental dos componentes e produtos redundam em opções de design que são confrontados com os custos, calculados por uma Análise do Custo do Ciclo de Vida ao longo de todo o ciclo de vida, incluindo reciclagem (VHK. 2005). São, portanto, avaliadas duas dimensões: a ambiental e a econômica.

O problema da alocação aparece no MEEuP, e é tratado de forma mais simples que os sofisticados métodos que foram desenvolvidos posteriormente (ver capítulo 3.4). Tanto para processos com multiprodutos, como para produtos oriundos de multiprocessos, os impactos são parcionados de acordo com a diferença com a situação anterior ou mais simples. Como exemplo, os impactos ambientais associados com a produção de ouro de uma planta de cobre, seriam somente aqueles referentes aos esforços adicionais necessários tão somente para a extração do ouro da escória final. Nenhum impacto ou custo do processo principal é alocado ao ouro, que nesse caso é um coproduto da produção de cobre. Da mesma forma, a reciclagem é considerada como um tipo de processo multiprocesso.

Para validar a metodologia proposta, o projeto MEEuP apresenta estudos de caso com vários equipamentos, inclusive computadores (KEMMA *et al*., 2005b), a partir do quais oportunidades de otimização do custo do ciclo de vida são indicadas por produto, considerando-se os impactos ambientais.

HUISMAN (2003) em sua tese de Doutorado desenvolve um modelo denominado QWERTY – "*Quotes for Environmentally Weighted Recyclability*", para o qual os tratamentos de REEE são analisados pela carga ambiental dos produtos e seus

componentes, calculados ao longo do ciclo de vida. Em sua conclusão, considera o autor que uma meta quantitativa por peso, como é determinada pela Diretiva WEEE, é inadequada por não considerar os diferentes impactos ambientais dos produtos, não necessariamente associados ao peso do REEE. Os valores potenciais de melhoria de impactos ambientais são analisados juntamente com os custos a esses associados e plotados em um gráfico X-Y, permitindo assim, conforme determinado pela diretiva EuP, a constante melhoria dos impactos ambientais associados ao produto, considerando-se os custos associados à essas mudanças.

O modelo de Huisman é aplicado por GMUNDER (2007) em sua tese de doutorado para analisar o nível de desmontagem manual com o qual se obtém a maior eco eficiência no tratamento de computadores na China. Os cenários são criados com diferentes graus de desmontagem manual realizada na China, para posterior envio do material segregado para tratamento ambientalmente adequado em uma fundição integrada na Europa. O autor utiliza as metodologias de ACV, e dados de custos para o cálculo do CCV para os diferentes cenários. Conclui que para as condições da China, o maior nível de desmontagem manual resulta em uma maior eficiência do processo tanto em ermos de minimização de impactos ambientais, como dos custos.

A gestão de resíduos de notebooks em Taiwan, é analisada por LU *et al.* (2006) através da criação de 13 cenários com combinações diferentes de índices de reciclagem e reuso, e duas proporções de participação entre incineração/disposição em aterro/mercado secundário, 3:0:1 e 2:1:1. Para os valores de impactos ambientais, os autores calculam os correspondentes custos e benefícios (receitas de reciclagem e reuso), chegando à conclusão que os cenários criados com um índice de reciclagem maior que 70% não são economicamente vantajosos. Os autores sugerem que uma revisão das leis de REEE na Taiwan deve fomentar o reuso, evitando o foco estrito em reciclagem.

A partir de um estudo de ACV de monitores de tubos de raios catódicos (SOCOLOF *et al*., 2001), ZHOU & SCHOENUNG (2007) analisaram o trade-off da troca de um monitor CRT para um de cristal líquido (LCD). A análise integrou o ACV com uma ferramenta de gestão de qualidade a metodologia "*quality deployment function*", com o uso da Análise Multicritério. O modelo pretende permitir a avaliação dos impactos ambientais de diferentes tecnologias em correlação com o desempenho e custos das alternativas, servindo como suporte na tomada de decisões no processo de

desenvolvimento de produtos. Denotam os autores, a importância do desenvolvimento de tecnologias apropriadas para o tratamento de fim de vida da alternativa de monitor LCD, já que os aspectos ambientais do tratamento de monitor CRT já eram conhecidos na época.

Os computadores apresentam um alto gasto energético para sua produção, particularmente nas placas de circuito impresso. Também de importância relevante são os impactos associados à extração de recursos minerais. Esses indicadores são analisados em alguns estudos de ACV publicados na literatura (CIROTH e FRANZE, 2011; SAHNI, S. *et al*., 2010; BRAUNE & WARBURG, 2006b; SOCOLOF *et al*., 2001; HUISMAN, 2003; e outros).

Os estudos de ACV de resíduos de computadores disponíveis na literatura não são diretamente comparáveis, apresentando diferentes resultados. Esses resultam de fatores como análise com ou sem monitores, diferentes tipos de monitores (CRT, LCD ou plasma), diferentes categorias de impacto, não inclusão da fase de gestão de resíduos ou premissas com diferentes alternativas tecnológicas de gestão de resíduos, e outros.

ANDRAE e ANDERSEN (2010) realizaram uma análise de vários ACV de computadores desktop, entre outros equipamentos, com o objetivo de checar a consistência metodológica dos estudos. A Tabela 12 apresenta alguns dados dos estudos analisados pelos autores, onde se pode depreender a dispersão de resultados, fruto principalmente de diferentes premissas, particularmente para a grade de energia.

Tabela 12– Comparação de resultados da categoria de impacto emissões de gases de efeito estufa em CO_2eq (kg) para as fases do ciclo de vida de desktop com monitor CRT.

Referência	País	Peso (kg)	CO2eq (kg)	Produção e transporte %	Uso %	Fim de vida %
Tekawa et al. (1997)	Japão	N/D	750	18%	89%	0,2%
Atlantic Consulting (1998)	Europa	22	650	29%	68%	3,0%
Williams (2004)	USA	24	870	71%	29%	não incl.
IVF (2007)	Europa	27	660	12%	87%	1,0%
Hischier et al.(2007)	Suíça	33	1.300	36%	64%	0,2%
Duan et al.(2009)	China	N/D	N/D	40%	65%	-5,0%

Fonte: ANDRAE e ANDERSEN (2010).

TEEHAN e KANDLIKAR (2012) realizaram uma comparação entre vários estudos disponíveis de ACV de computadores desktop, além dos apresentados em ANDRAE e ANDERSEN (2010). Na Figura 10 denota-se a preponderância da placa mãe (PCI), com ou sem os circuitos integrados (IC), sobre os outros componentes para as categorias de impacto de energia primária (MJ) e potencial de mudanças climáticas (GWP e EcoIndicator pt). Analisando mais especificamente os circuitos integrados para os estudos compilados TEEHAN e KANDLIKAR (2012), encontram um gasto de energia de 21 a 81 MJ/cm^2 e 1,6 a 7 kg CO_2 eq/cm^2 para a manufatura de circuitos integrados.

.

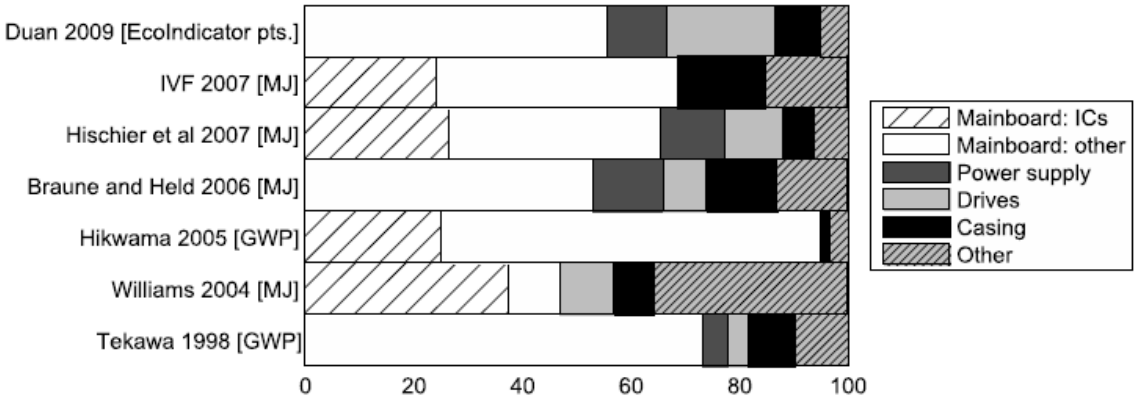

Figura 10 – Impactos ambientais em percentual por componentes na manufatura de desktops.
Fonte: TEEHAN e KANDLIKAR (2012).

Tanto a meta-análise de ACV de desktops de TEEHAN e KANDLIKAR (2012) quanto a de ANDRAE e ANDERSEN (2010) limitam-se às categorias de impactos de energia e emissões de gases efeito estufa, e com foco na manufatura e uso dos computadores, tendo dado pouco relevância ao detalhamento das possíveis alternativas de gestão dos resíduos na fase de fim de vida.

WANG e GAUSTAD (2012) realizaram uma estatística sobre a composição de elementos químicos nas placas de circuito impresso com dados oriundos de vinte fontes bibliográficas diferentes, que é apresentada na Tabela 13. Note-se que os maiores Coeficientes de Variação são dos metais bismuto, antimônio, prata e ouro. Os autores ressaltam que a variação da composição dos metais preciosos causam oscilações no incentivo econômico para a reciclagem, que podem ser minimizados com a receita oriunda da reciclagem dos metais básicos, que são menos voláteis no mercado.

Tabela 13 – Composição das placas de circuito impresso.

Composição das PCIs (% peso)		Média	Desvio	CV
Metais	Cobre	18,67	5,57	0,30
	Alumínio	4,13	2,02	0,49
	Ferro	3,81	2,58	0,68
	Estanho	2,92	1,25	0,43
Metais Preciosos	Prata	0,13	0,12	0,88
	Ouro	0,04	0,03	0,81
	Paladio	0,01	0,01	0,76
	Platina	0,00	0,00	0,69
Substancias perigosas	Chumbo	2,04	0,87	0,43
	Zinco	1,22	0,79	0,65
	Niquel	1,26	1,20	0,95
	Antinomio	0,34	0,35	1,05
	Manganes	0,13	0,02	0,17
	Magnesio	0,16	0,09	0,59
	Bismuto	0,09	0,12	1,37
	Cromo	0,04	0,03	0,79
	Cadmio	0,02	0,01	0,57
	Bario	0,02	N/D	N/D
	Arsenico	0,01	N/D	N/D
	Berilio	0,00	0,00	1,09
	Mercúrio	0,00	0,00	0,73
Metais raros	Galio	0,00	N/D	N/D
	Tantalo	0,02	N/D	N/D

Fonte WANG e GAUSTAD (2012).

Os processos de extração de recursos naturais e manufatura dos componentes eletrônicos das PCIs são impactantes, demandando um número grande de materiais e substâncias. A fase de fim de vida, portanto é relevante em uma ACV visto que os componentes dos equipamentos eletroeletrônicos podem ser reusados ou reciclados, permitindo assim a recuperação de materiais, evitando emissões para atmosfera e a geração de efluentes e resíduos sólidos tóxicos no processamento dos minérios.

CHOI *et al*. (2006) realizam o ACV de um desktop com monitor, concluindo que a fase de fim de vida foi a de maior contribuição positiva em relação a categoria de impacto toxicidade humana, onde também tem relevância a categoria de impacto de ecotoxicidade relativa as substâncias químicas utilizadas na lixiviação do processo de tratamento.

WILLIAMS *et al*. (2008), apresentam um estudo sobre reuso e reciclagem de computadores em uma perspectiva de ciclo de vida. Os autores analisam o fluxo internacional de computadores com a reciclagem informal em países em desenvolvimento, e o risco de lixiviação de substâncias tóxicas ao se dispor os REEE em aterros, sem prévio tratamento. Para os autores, computadores são distintos de outros equipamentos eletroeletrônicos, pois a energia e os recursos naturais utilizados na sua produção excedem largamente os impactos na fase de vida de uso. Considera, portanto, o autor que a estratégia de reuso dos computadores, e de seus componentes e partes, pode ser interessante para a mitigação de impactos ambientais dos computadores.

CIROTH & FRANZE (2011) analisaram o ciclo de vida de um notebook fabricado em Taiwan, certificado de acordo com o selo EU Ecolabel, considerando também reuso e duas opções de reciclagem. O objetivo do estudo, além de compreender o desempenho de sustentabilidade do produto (*hot spots*), foi também aplicar as diretrizes do guia S-LCA da UNEP/SETAC para a avaliação de ciclo de vida social (UNEP/SETAC, 2009). Um equipamento foi desmontado pela equipe, e questionários foram enviados às empresas manufatureiras para obtenção de dados.

O banco de dados Ecoinvent foi utilizado como base para os dados de processos primários e secundários, aos quais foram aplicada a metodologia ReCIPe de avaliação de impactos ambientais. A fase de uso foi modelada ocorrendo na Bélgica, e as duas opções de reciclagem são relativas ao tratamento por reciclagem formal na Europa e reciclagem informal na China, para a qual dados de impactos ambientais não foram obtidos. Por sua vez, para distribuição, uso e reuso na Bélgica não foram considerados impactos sociais, por não serem relevantes.

Em relação aos limites regionais, os autores ressaltam que a regionalização tem um papel mais importante na análise social do que na ambiental, até porque não existem no momento metodologias regionalizadas de avaliação de impacto ambiental (para Taiwan, no caso), assim fontes locais de dados para os aspectos sociais podem ser ONGs, organizações governamentais, literatura, empresas manufatureiras e os trabalhadores envolvidos. Aditam ainda que a qualidade de dados das diversas fontes tende a ser variável, o que demanda uma interpretação.

Na ASCV, os processos de primeiro plano consideram quatro tipos de dados: país, setor, organização e sítio específico onde ocorre o processo. Para processos de

fundo, somente dados do país e do setor foram considerados. Ressaltam os autores que aspectos ambientais e sociais no caso específico possuem diferentes referências para o tempo, e que as condições e impactos sociais podem alterar-se rapidamente, demandando um horizonte recente e curto para a ASCV, não anterior a 2008, enquanto para os dados ambientais, admitem-se dados a partir de 2005.

As categorias de impactos sociais utilizadas são: condições de trabalho, segurança e saúde, direitos humanos, repercussões socioeconômicas, direitos indígenas, e governança. Assim para cada subcategoria de impactos dos grupos de atores envolvidos, são avaliadas as performances através de notas qualitativas ao longo do ciclo de vida, da extração dos diversos recursos naturais como, por exemplo; cobre extraído por empresas mineradoras no Chile; passando pelos diversos fabricantes dos módulos em diferentes países, a empresa de design em Taiwan, a montadora na China, até a disposição final do equipamento para os dois cenários de disposição. No estudo não foram utilizados fatores de ponderação diferentes, ou seja, as categorias de impactos sociais possuem a mesma importância, o que segundo os autores, pode gerar distorções do resultado. Denotam que um sistema de ponderação para as subcategorias idealmente devem depender do objetivo do estudo.

No cenário de reciclagem na Europa, a taxa de reciclagem para notebooks utilizada no estudo foi de 10%. A Recupel é a empresa responsável pela coleta dos REEEs na Bélgica, e empresas de reciclagem na Alemanha foram visitadas para avaliação dos aspectos sociais. No cenário de reciclagem na China foi admitido que o equipamento é reciclado informalmente na região de Guiyu, notório centro de reciclagem de REEE em condições ambientais e sociais inadequadas.

No nível de processo, destacam-se como mais importantes os relativos às atividades de mineração, e produção de energia, assim como transporte. Os autores denotam que ocorre uma congruência parcial entre os “hot spots” das avaliações ambiental e social, como por exemplo, para os relevantes impactos sociais e ambientais da fase de mineração. Assim são processos com severos efeitos negativos, a extração de cobre, níquel e cobalto no Congo, e a reciclagem informal na China.

CIROTH & FRANZE (2011) concluem que a metodologia desenvolvida pela UNEP/SETAC para a avaliação social do ciclo de vida é aplicável para o caso em questão. Entretanto ressaltam que há a necessidade de pesquisas, visto que há desafios a serem vencidos quanto a disponibilidade de dados, metodologia de avaliação de

impactos sociais, uso de subcategorias e indicadores, uso de software, ponderação das categorias e subcategorias sociais, e outros.

4 PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS.

O objetivo do modelo proposto é permitir a determinação do melhor cenário para a gestão dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos em geral. O modelo para atingir seu objetivo deve ser capaz de avaliar as alternativas de gestão de resíduos, indicar e avaliar os impactos associados, dando suporte para a tomada de decisão a partir dos valores associados às categorias de impactos pelos atores envolvidos.

BRUNNER (2010) defende o fechamento dos ciclos de forma limpa (*Clean Cycles*). Para tal entende que deve ocorrer uma mudança da estratégia hoje voltada para o crescimento de quantidade reciclada para um aumento da qualidade da reciclagem. Essa qualidade pode ser consubstanciada pela ordem de prioridade das alternativas de gestão da hierarquia de resíduos. Entretanto, devido às perdas e a própria lei da entropia, nunca o ciclo retorna ao mesmo ponto, mas sim em algum ponto dentro do círculo anterior visto de cima. A Figura 11 abaixo demonstra o que se deseja representar.

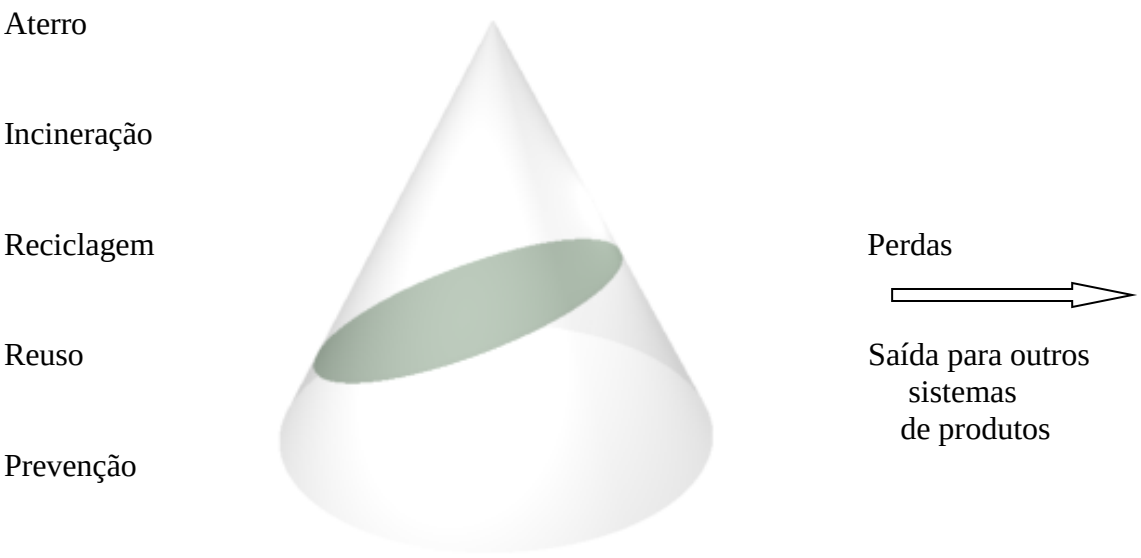

Figura 11 – Representação gráfica na qual se apresenta o caminho percorrido em ciclos/elipses pelos produtos/materiais ao longo das diferentes alternativas de tratamento (sugerido pelo autor).

Trata-se de um cone. A área sombreada representa uma elipse que é a intersecção de uma superfície cônica com um plano que a corta numa curva fechada. O produto, seus componentes, materiais e substâncias que o compõe percorrem diversas elipses ou ciclos à medida que são desmontados e passam por diferentes tratamentos, até a disposição final dos rejeitos, materiais que não mais podem ser aproveitados em nenhuma alternativa de tratamento. Ao longo desses caminhos que remetem à uma linha em formato de espiral cônica, ocorrem perdas e as saídas de materiais e energia para outros sistemas de produto.

Essa espiral elíptica pode ser entendida como uma das *n* combinações de alternativas possíveis, seguindo-se a hierarquia de resíduos sugerida pela lei local, para os produtos, materiais e substâncias analisados dentro dos critérios relevantes para a decisão. Ao se atender os critérios de sustentabilidade, procurar-se-á minimizar os impactos e minimizar os benefícios ambientais, sociais e econômicos ao longo da cadeia, seja aumentando a permanência nas camadas preferenciais de tratamento nas regiões mais inferiores do cone, seja garantindo um melhor uso em outros sistemas de produtos para os materiais e substâncias que deixam o sistema estudado.

A hierarquia de resíduos indica uma ordem de preferência que vai da prevenção, ao reuso, a reciclagem, incineração e finalmente a disposição final em aterro. A lei, entretanto, não detalha os critérios que a nortearam para estabelecer essa preferência, que é imposta para todos os produtos em todas as situações.

O fechamento dos ciclos procurado pelas políticas europeias e japonesas voltadas para uma "Sociedade da Reciclagem" não pode ser contido somente aos efeitos/limites da análise de energia ou de uso de recursos, deve incorporar também várias outras categorias de impacto de critérios ambientais, sociais e econômicos para garantir a sua exequibilidade.

O modelo de análise de gestão de resíduos eletroeletrônicos proposto nessa tese se inspira na imagem do cone para construir uma estrutura de análise que explore as alternativas tecnológicas possíveis para o resíduo em questão. Na figura do cone pode-se visualizar, também, a redução da velocidade com que o resíduo e seus componentes e partes trafegam entre os diferentes níveis da hierarquia de gestão, tendo-se no eixo vertical do cone a variável tempo.

A revisão bibliográfica dos capítulos 2 e 3 permitiu ressaltar diversos aspectos específicos dos resíduos eletroeletrônicos considerados para a elaboração do modelo, entre os quais se ressaltam:

- Nos REEE ocorre uma grande diversidade de substâncias e materiais.
- Embora dados e informações á respeito de emissões, efeitos e exposição às substâncias perigosas e aditivos de REEE não sejam claros, há fortes evidências dos riscos a saúde humana e aos ecossistemas gerados nos processos não controlados de tratamento dos REEE;
- Há a necessidade de que as substâncias perigosas e os materiais recicláveis sejam identificados nos componentes do REEE. Com isso deve ser determinado o nível de desmontagem necessário para a segregação dos componentes que contenham substâncias perigosas e/ou recuperação dos materiais e energia;
- A escolha do tratamento deve considerar as especificidades do produto e aspectos locais como: legislação, mercados do produto, mercados secundários dos materiais recuperados, disponibilidade de tecnologia de tratamento, custos associados, qualificação da mão de obra, e outros;
- A análise dos programas de logística reversa instituídos em outros países demonstra que há várias formas de organização, de divisão das responsabilidades operacional e financeira e formas de cobrança. A fase fim de vida útil é, portanto, bastante complexa, e inclui vários atores, com interesses diversos;
- Assim como o princípio da responsabilidade compartilhada do produtor, a filosofia do ciclo de vida, também é sugerida e recomendada pela PNRS. Ambos são elementos-chave da política europeia de gestão de resíduos sólidos. As ferramentas tradicionais de gestão ambiental privada e pública usuais no país, não são capazes de apoiar integralmente a gestão ambiental dos produtos e seus resíduos, que demandam uma análise dos impactos ao longo do ciclo de vida do produto, que poderão estar distribuídos pelos diversos membros da federação em fases diferentes;
- Há a necessidade do desenvolvimento de um modelo para a adequada avaliação entre alternativas de gestão de tratamento de equipamentos

eletroeletrônicos, modelo esse que considere os aspectos ambientais, sociais e econômicos ao longo do ciclo de vida do produto;

- A análise deverá ser estruturada em módulos para que os componentes e partes possam ser avaliados separadamente;
- A escolha das categorias de impacto que são relevantes deve ser balizada caso a caso, para as condições específicas da análise;
- A escolha entre as abordagens atribucional e consequencial será dependente da decisão definida na fase de objetivo e escopo, podendo ter papel relevante na divisão dos créditos dos impactos.

O modelo proposto nessa tese pretende dar suporte aos decisores na escolha do melhor caminho entre as alternativas de gestão dos resíduos de forma transparente, tendo-se em vista os critérios relevantes aos atores envolvidos. Atores esses com interesses diferentes cujos valores que devem ser considerados. A ordem de preferência da hierarquia de resíduos poderá, então ser avaliada.

A pergunta chave a ser respondida é: **Qual a melhor alternativa de tratamento do resíduo eletroeletrônico?**

O modelo é baseado na Avaliação do Ciclo de Vida e inspirado no projeto LCA IWM (WASSSERMAN *et al*., 2005), em GEHIN *et al* (2009) e HUISMAN (2003). Os impactos ambientais, sociais e econômicos são avaliados para as alternativas de tratamento do produto seus componentes e partes, seguindo-se a ordem de prioridade da hierarquia de gestão de resíduos. São criados cenários de tratamento e disposição dos resíduos, que são avaliados pela metodologia do ACV. As partes do resíduo eletroeletrônico podem ser avaliadas separadamente para desmontagem, segregação e tratamento, conforme os resultados da fase de avaliação dos impactos ambientais, sociais e econômicos. Dessa forma, é possível criar um cenário que permita o maior aproveitamento possível dos componentes e partes para reuso e remanufatura, recuperando-se os créditos de impactos ambientais. Como o foco está em uma decisão a ser tomada na fase de fim de vida, as outras fases do ciclo de vida, como extração dos recursos naturais e manufatura, são necessárias somente para a determinação dos créditos associados ao reuso e à recuperação de energia e materiais.

A Figura 12 apresenta o modelo sugerido que se divide em três fases: definição do objetivo, do escopo e inventário; avaliação dos impactos e interpretação dos resultados.

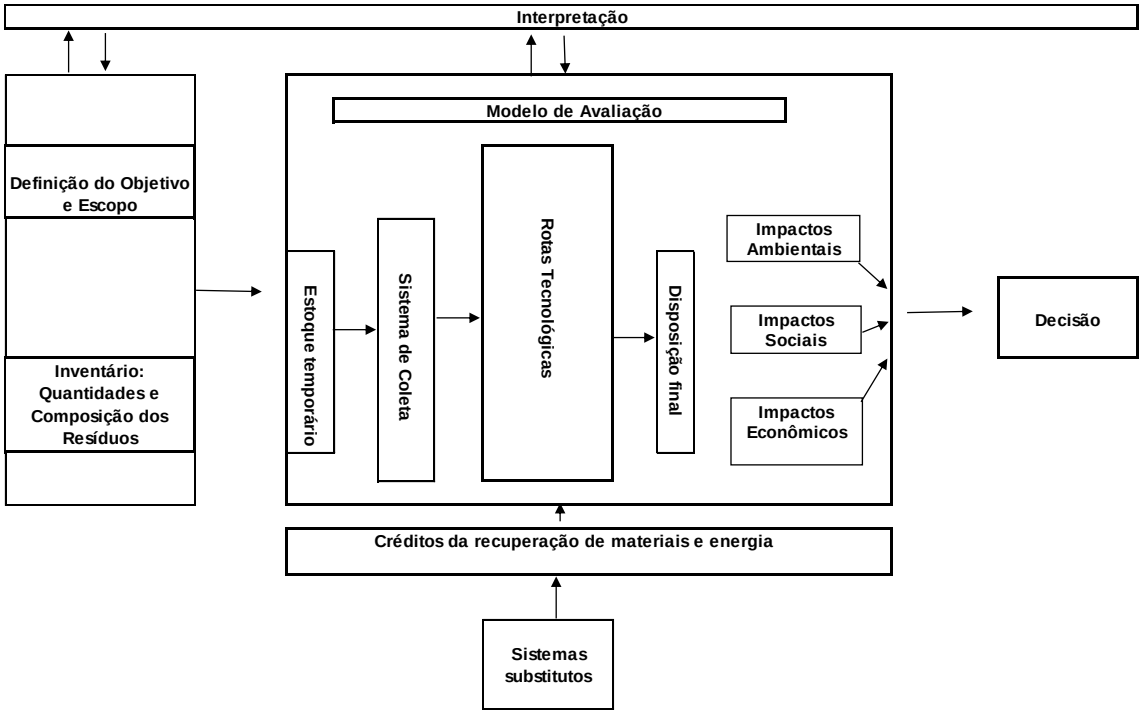

Figura 12 – Representação esquemática do Modelo para Avaliação da Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos

4.1 Fase 1: Definição do Objetivo, do Escopo e Inventário:

Objetivo:

Seguindo as diretrizes da ISO 14040, o objetivo deve declarar claramente a razão do estudo, os atores envolvidos e seus respectivos envolvimentos com a questão, como, por exemplo:

- Empresa fabricante de equipamentos eletroeletrônicos. Visão micro: preocupação de minimizar custos no tratamento de fim de vida de um produto para o qual é mandatório a logística reversa. A decisão é de pequeno impacto econômico. Não afeta outras cadeias de produto;

- Gestor de resíduos municipais ou setor econômico, e.g. associação de fabricantes de equipamentos eletrônicos. Visão meso: pode afetar outras cadeias de sistemas de produto;
- Estado ao elaborar política para o fim de vida de REEE. Visão macro: Afeta outros sistemas de produto.

Definição do escopo:

- Delimitação geográfica, temporal e legal;
- Definição da funcionalidade do equipamento avaliado;
- Estudo do mercado do produto, grau de maturidade de mercado do produto;
- Estimativa da geração do resíduo do equipamento, e sua dispersão geográfica no território. Determinação da significância da geração;
- Definições da cadeia e dos atores envolvidos (fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e serviços públicos de limpeza urbana);
- Entrevista com especialistas e revisão da literatura para escolha das categorias de impactos;
- Criação dos cenários a partir das alternativas de tratamento de REEE disponíveis;
- Delimitação da unidade funcional, do sistema de produto a ser estudado, seus limites, e influência em outros sistemas de produtos;
- Estudo do mercado. Escolha da abordagem de alocação dos impactos ambientais: atribucional ou consequencial?
- Escolha dos modelos de caracterização de impactos ambientais;
- Definição dos dados: qualidade dos dados, bancos de dados disponíveis, dados primários dos tratamentos.

Elaboração do Inventário

- Estruturação dos processos do sistema de produto analisado e dos sistemas de produtos expandidos, se aplicável;

- Identificar fluxo de materiais, correntes de materiais ao longo dos níveis da hierarquia de gestão de resíduos;
- Cálculo do inventário do ciclo de vida do produto, seus componentes e partes para as fases pré-fim de vida, ou seja, extração de recursos, fabricação, transporte e uso. Esses são processos de fundo (background processes) e dados secundários podem ser utilizados;
- Determinação dos componentes e partes críticos, sobre os quais a análise deve ser mais aprofundada (análise de contribuição);
- Cálculo do inventário da fase de tratamento de fim de vida para as alternativas definidas na etapa de objetivo e escopo de acordo com a abordagem definida no escopo. Determinação das consequências primárias e secundárias, quando for aplicável.
- Interpretação dos resultados do inventário frente ao objetivo e escopo, e se necessário for, alteração das alternativas com um maior nível de desmontagem ou uso de alternativa tecnológica mais adequada para atender o objetivo estipulado.

4.2 Fase 2: Avaliação dos Impactos

A partir do inventário físico das alternativas de gestão de REEE, são calculados os impactos através dos modelos ambientais, sociais e econômicos definidos na fase de objetivo e escopo.

- Cálculo dos impactos ambientais para as categorias ambientais definidas no escopo de acordo com a série ISO 14040, incluindo a classificação e a caracterização, para as diferentes alternativas de gestão de REEE;
- Identificação das relações sociais entre os atores envolvidos nos processos definidos pelos cenários de tratamento, e cálculo do inventário social por categoria de impacto social;
- Compilação de todos os custos associados com os diferentes cenários de gestão pelos vários atores envolvidos;
- Cálculo dos créditos de impactos ambientais devido às alternativas de reuso, reciclagem e recuperação de energia.

- Interpretação dos resultados de impacto e se necessário, reavaliação de novas alternativas e retorno à fase inicial.

Note-se que não há créditos sociais ou ambientais a serem recuperados como no caso dos impactos ambientais. Os benefícios e impactos econômicos e sociais realizados nas fases anteriores não apresentam a possibilidade de criar créditos a serem recuperados em fases posteriores. Salvo seja criado um instrumento econômico específico para isso, como um crédito de imposto a ser recuperado.

4.3 Fase 3: Decisão

Na terceira fase do modelo uma decisão deverá ser tomada. Essa será realizada diante da interpretação dos resultados das fases anteriores, em atendimento ao objetivo do estudo. Poderá aplicar, se necessário for, ferramentas de suporte a decisão do tipo Análise Multicritério (AMC), como o método SAMAMBAIA, desenvolvido na COPPE/PPE (MAGRINI, 1992). Trata-se de um método baseado na teoria do valor multiatributo, com as seguintes etapas:

- Criação da árvore de objetivos a partir dos indicadores de impactos ambientais, sociais e econômicos determinados nas fases anteriores do modelo proposto;
- Estabelecimento das escalas e funções de valor através de consultas aos especialistas nos critérios/categorias ambientais, sociais e econômicos definidos;
- Consulta aos atores envolvidos para determinação dos pesos nos diferentes níveis hierárquicos;
- Ponderação dos impactos sociais, ambientais e econômicos utilizando-se a Análise Multicritério com pesos definidos pelos atores envolvidos para a agregação final em um único índice de impacto para cada um dos cenários estabelecidos.

Obtido o índice final da análise multicritério pode-se proceder com uma revisão do processo iterativamente como recomendado pela série ISO 14040, que pode incluir

uma checagem da consistência e da completude, análise comparativa e de contribuição, e finalmente análise das incertezas e de sensibilidade. Pode-se proceder também com uma análise de sensibilidade alterando-se os pesos da AMC. Após essa revisão procede-se com a elaboração das conclusões, recomendações e relatório.

O modelo proposto difere dos modelos de ACV convencional, visto que há a necessidade de análise de um resíduo eletrônico no seu maior nível de detalhamento. Considera-se que o REEE deve ser analisado como sendo constituído por várias partes e componentes como se fossem diferentes frações de resíduos, algumas com possibilidade de reuso e/ou reciclagem e/ou recuperação energética, outras demandando um tratamento específico para eliminação de substâncias perigosas.

Adita-se também que a decisão deve ser tomada para um horizonte de prazo a ser definido no escopo, e revisada periodicamente, devido à velocidade da mudança tecnológica dos REEE, principalmente dos produtos eletrônicos.

5 APLICAÇÃO DO MODELO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS DE COMPUTADORES.

Esse capítulo apresenta um caso de aplicação do modelo proposto nessa tese. Para sua validação esse modelo é aplicado em um caso de gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos: computadores, especificamente de um desktop sem o monitor. A relevância do caso se baseia em aspectos ambientais, sociais e econômicos.

Esses equipamentos possuem placas de circuito integrado que apresentam substâncias tóxicas, que demandam tratamento ambientalmente adequado e, ao mesmo tempo, possibilitam a recuperação de metais preciosos, que podem contribuir com o financiamento da cadeia de reciclagem do equipamento. No aspecto social, deve-se evitar a criação de um mercado informal como o ocorrido em outros países em desenvolvimento e procurar inserir em uma estrutura formal e com controle de segurança e saúde, trabalhadores que realizem a coleta e segregação dos materiais. No aspecto econômico o computador é a base da indústria eletrônica de consumo e está em crescente expansão no mercado brasileiro, embora esteja sendo substituído aos poucos pelo notebook.

O computador, assim como outros equipamentos eletrônicos, caracteriza-se por ser um produto global, no sentido de que seus módulos e componentes são oriundos de diferentes países e empresas, e manufaturados com materiais originários de diferentes regiões. Além das características próprias do equipamento, os computadores são produtos com uma complexa e longa cadeia de ciclo de vida, o que torna o desenho dos fluxos físicos e sua análise bastante complexa. Na fase de fim de vida tem-se uma incerteza ainda maior.

A estimativa da geração de resíduos de computadores demanda um conhecimento do mercado manufatureiro local, do volume das importações legais e informais, assim como estimativas da vida útil dos equipamentos. A produção de computadores e geração de resíduos de computadores (sem monitor) no Brasil no período de 2000 a 2009 está apresentada na Tabela 14 de acordo com a metodologia proposta em ARAÚJO *et al*. (2012).

Tabela 14– Estimativa de geração de resíduos de desktop seguindo a metodologia de ARAÚJO *et al*.(2012).

	Vendas (1)	Estoque (2)	Diferença Estoque	Geração de resíduos de desktop	
	10^6 unid	10^6 unid	10^6 unid	10^6 unid	toneladas
2000	2,9	10,0	2,7	0,3	2.825
2001	3,1	13,0	3,0	0,0	565
2002	3,1	16,0	3,0	0,1	1.130
2003	3,2	19,0	3,0	0,2	2.260
2004	4,1	23,0	4,0	0,1	836
2005	5,6	28,0	5,0	0,6	7.176
2006	8,2	34,0	6,0	2,2	25.143
2007	10,0	41,5	7,5	2,5	28.058
2008	12,0	50,0	8,5	3,5	39.550
2009	12,0	60,0	10,0	2,0	22.600

Fonte: (1) ABINEE (2009), (2) MEIRELES (2009)

O ano de 2009 apesenta um decréscimo na geração de resíduos. Esse fato pode ser explicado, pela substituição do desktop por notebooks, e por uma retração das vendas totais do setor eletroeletrônico diante da crise econômica (ABINEE, 2010).

No Brasil o estado atual da disposição dos computadores é similar aos outros REEE em geral, sendo esses em sua maior parte dispostos em aterros sanitários ou não controlados.

Pesquisa da ABETRE – Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos informa em seu site (www.abetre.org) que atuam no Brasil tão somente 33 empresas recicladoras de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos, a maior parte dessas situadas no Estado de São Paulo. Essas empresas, entretanto, não possuem tratamentos avançados dos REEE, atuando quase sempre, na desmontagem e separação dos materiais. Destaque-se que, por possuírem um razoável percentual de placas eletrônicas com metais preciosos, um mercado comprador de placas está sendo consolidado. Essas placas, assim como as oriundas de outros aparelhos como celulares, são enviadas para tratamento em outros países. Se a reciclagem é incipiente, as estratégias de reuso, como a remanufatura de computadores, são ainda menos comuns.

Pode-se dividir a cadeia de gestão de resíduos de computadores usados em três etapas:

- Logística reversa: Coleta dos equipamentos em empresas, domicílios, postos de entrega voluntária e outros;
- Pré-tratamento ou Tratamento primário: Consiste na desmontagem dos computadores e segregação das partes, módulos, e componentes. Módulos e partes que estejam em estado operacional podem ser utilizadas para a remanufatura, as partes que contenham substâncias perigosas são separadas para tratamento adequado. Usualmente, segregam-se as placas de circuito integrado, que são de interesse econômico devido à possibilidade de recuperação de metais de alto valor como ouro, cobre, e outros, no tratamento secundário;
- Tratamento secundário: Trata-se de dos processos metalúrgicos, químicos e físicos, para recuperação de materiais e energia dos componentes dos REEE. Atualmente no Brasil algumas empresas se especializaram na compra das placas de circuito impresso para exportação para a Europa ou China com fins de recuperação dos materiais nobres.

Não há informações consistentes em relação aos volumes e tratamentos nesse mercado no Brasil. Entretanto, apenas um pequeno percentual dos resíduos de computadores é tratado, mesmo que somente por segregação dos materiais. Contatos pessoais com as gestoras dos serviços de gestão de resíduos sólidos urbanos, em diferentes capitais do Brasil durante o ano de 2011, confirmam que há envio de resíduos de computadores para aterros sanitários e controlados e mesmo lixões.

5.1 Adaptação do modelo ao caso de resíduos de computadores desktop

O modelo de avaliação do ciclo de vida de resíduos eletroeletrônicos apresentado no capítulo 4 é adaptado para a aplicação ao estudo de caso. Devido à inexistência ou impossibilidade de coleta de dados e informações sobre a gestão de resíduos de computadores, algumas etapas do modelo são suprimidas.

- Não se realiza a avaliação dos impactos sociais e econômicos, pois os dados obtidos são esparsos e inconsistentes;

- O acordo setorial de gestão de tratamento de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil ainda não definiu como deverá ser realizada a coleta dos REEE, portanto, essa etapa não é considerada na análise das alternativas nesse estudo;
- A fase de uso do computador desktop não é incluída no ciclo de vida, pois não afeta as decisões referentes à gestão dos resíduos do equipamento;
- A alocação dos créditos de impactos ambientais evitados é totalmente alocada ao sistema de produto do computador desktop. Para que o método sugerido pelo ILCD apresentado no capitulo 3 pudesse ser aplicado, seria necessário ter um profundo conhecimento das consequências econômicas geradas pela recuperação dos metais nos processos da reciclagem, informações essas não disponíveis e que demandam estudos detalhados para cada um dos metais recuperados. Entretanto, realiza-se uma análise de sensibilidade da alocação entre os sistemas que avalia a influência dessa premissa.
- São utilizados dados primários para a unidade de desmontagem e remanufatura do desktop. Esses dados foram obtidos a partir das visitas realizadas nas operações do projeto CI – Oxigênio em Guarulhos e da PC Vida em Petrópolis.

5.2 Aplicação do Modelo de Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos para o caso de resíduos de desktop

O modelo adaptado é aplicado partindo-se do pressuposto de uma operação de remanufatura de computadores usados situada no município do Rio de Janeiro. A modelagem é realizada para um cenário base, que representa a gestão de REEE atual com disposição em aterro sanitário, e um cenário alternativo que representa um cenário mais provável em curto prazo.

Nesse cenário alternativo a remanufatura dos computadores é realizada conforme as experiências das ONGs descritas no item anterior. Tem-se como principal premissa que a vida útil do computador é de quatro anos, e com a remanufatura à esta se adiciona um período de 2 anos, baseado na experiência das operações de remanufatura

visitadas em Petrópolis e São Paulo. O material não utilizado para a remanufatura é reciclado por diferentes tecnologias e os rejeitos são dispostos em aterro sanitário. Os itens seguintes apresentam as etapas do modelo de acordo com a estrutura detalhada no capítulo 4.

5.2.1 Objetivo, Escopo e Inventário

5.2.1.1 Objetivo

O objetivo desse estudo é realizar uma avaliação dos impactos ambientais do resíduo de um computador desktop no município do Rio de Janeiro, diante da ordem de preferência das alternativas tecnológicas determinadas pela hierarquia de resíduos da PNRS Lei no. 12.305/2010. Dois cenários serão criados para permitir responder as questões:

A hierarquia de resíduos recomendada pela PNRS deve ser sempre seguida na gestão de resíduos de computadores desktop?

Qual a melhor alternativa de tratamento do resíduo de computadores desktop e seus componentes?

5.2.1.2 Escopo

A construção de um banco de dados de todos os processos de produção de um computador produzido no Brasil demandaria um esforço ainda não possível, visto que ainda não á um banco de dados de processos básicos nacionais, como os de mineração, transporte, reciclagem e outros. Ressalte-se que esse produto caracteriza-se por possuir módulos e componentes produzidos em diversos países no mundo. Nesse estudo utilizam-se os dados secundários para um computador estabelecido pelo banco de dados do Ecoinvent, que são definidos como GLO – dataset global.

Não se inclui no escopo do estudo as fases do ciclo de vida referente ao uso e a logística reversa relativa à coleta dos computadores. A primeira por ser uma fase do ciclo que é comum a todas as alternativas de tratamento dos resíduos de computadores, e a segunda por ainda não estar definida como será realizada no Brasil.

- Unidade funcional: resíduos de um computador desktop sem monitor em fim de vida.
- Fluxo dos processos: um computador desktop Pentium IV, 40 Gb RAM, 521Mb, com 11,3 kg, sem monitor de vídeo, definido a partir dos datasets dos módulos e componentes do banco de dados Ecoinvent (HISCHIER *et al*. 2007). Assume-se que esse computador teve vida útil de quatro anos.
- Abrangência temporal: Equipamentos em final de vida útil no ano de 2010. Para a vida útil utilizada nesse estudo esses equipamentos foram produzidos em torno do ano de 2006. A configuração estabelecida no dataset é compatível com o que o equipamento médio comprado no mercado brasileiro para o ano de 2006.
- Abrangência regional: Extração de recursos e manufatura realizada com datasets globais (GLO). Gestão de resíduos do equipamento no município do Rio de Janeiro, exceto para a placa de circuito impresso modelada para tratamento em fundição integrada na Europa (inclui transporte, emissões e infraestrutura do tratamento).
- Fronteiras do sistema são definidas a partir da do ponto de coleta central do REEE até a disposição final dos rejeitos em aterro sanitário e/ou recuperação dos materiais que serão utilizados em outros sistemas de produto. Inclui todos os processos dos cenários, incluindo transporte rodoviário e marítimo até as instalações que realizam o tratamento dos resíduos, infraestrutura das instalações, uso de eletricidade da grade brasileira e recuperação dos materiais conforme determinam os cenários.

Para a presente análise são utilizadas as seguintes Categorias de Impacto Ambientais da metodologia do EcoIndicator 99 para as três áreas de proteção descritas abaixo (baseado em GOEDKOOP e SPRIENSMA, 2002; BAIRD e CANN, 2002).

- **Categoria de dano Ecossistema**
  - Acidificação – impacto ambiental associado com precipitações atmosféricas de ácidos, predominantemente ácido sulfúrico H_2SO_4 e ácido nítrico HNO_3, por

meio de chuva, neblina ou neve. Pode ter efeitos distantes da origem da poluição, provocando uma redução da vegetação.

- Eutrofização – impacto ambiental resultante da acumulação de nutrientes na água que ocasiona a queda do nível de oxigênio afetando a vida aquática. Esses nutrientes, em sua maior parte, são fosfatos oriundos de detergentes, amônia, compostos nitrogenados e outros oriundos de efluentes residências, industriais e agrícolas.
- Ecotoxicidade – impactos ambientais ocasionados por substâncias tóxicas que afetam organismos aquáticos e terrestres. Normalmente interpretado como estresse tóxico e não necessariamente produzindo danos observáveis nos organismos vivos.
- Uso da Terra – impactos associados com as transformações no uso da terra modeladas com base em dados empíricos da qualidade do ecossistema, como uma função do tipo de uso e da área. Essa categoria de impacto é baseada em dados empíricos dos efeitos das mudanças do uso da terra.

- **Categoria de dano Saúde Humana**
- Carcinogênicos – agentes, misturas ou circunstâncias de exposição para as quais a Agência Internacional de Pesquisa do Câncer (IARC) classifica em grupos conforme as evidências disponíveis de carcinogenia: grupo 1 carcinogênico para humanos; grupo 2ª provavelmente carcinogênico para humanos; possivelmente carcinogênico para humanos; grupo 3 não classificado como carcinogênico e grupo 4 provavelmente não carcinogênico para humanos. No EcoIndicator 99 são calculadas para os compartimentos ar, água e solo.
- Respiratório orgânicos e inorgânicos – substâncias orgânicas e inorgânicas relacionadas a efeitos respiratórios em seres humanos tais como material particulado ($PM_{2,5}$ e PM_{10}), NO_x, NH_3, SO_3, O_3, CO, COVs (compostos orgânicos voláteis) e SO_x.
- Mudanças Climáticas – categoria de impacto associado com os danos de alterações no clima do planeta, como alteração na temperatura, eventos extremos, diferenças entre dia e noite, e outros. Essa categoria é baseada no modelo do IPCC e considera, principalmente, o impacto de atividades humanas como desmatamento, queima de combustíveis fósseis e outras.

- Radiação ionizante - impactos a saúde humana resultantes das emissões de material radioativo para o meio ambiente, que potencialmente podem danificar o material genético e causar doenças. Não inclui danos ocasionados por acidentes severos, assim como, exposição ocupacional.
- Camada de ozônio – impactos associados com a diminuição dos níveis de ozônio na camada estratosférica da atmosfera, devido ás emissões de substâncias como CFC.

- **Categoria de dano Recursos**
- Minerais – impactos associados com a exaustão de recursos naturais minerais, modelado a partir de distribuições geoestatísticas que correlacionam a disponibilidade do recurso com a qualidade do minério (normalmente assumida como distribuição lognormal no EcoIndicator 99). O indicador utilizado é o aumento da energia (em MJ) necessária para extrair esse recurso em um minério com menor teor do recurso.
- Combustíveis fósseis - impactos associados com a exaustão de combustíveis fósseis, modelado a partir de estimativas de exaustão das atuais fontes convencionais de combustíveis, substituídas de acordo com mix de combustíveis não convencionais definido conforme as perspectivas culturais escolhidas: Igualitária, Hierarquista ou Individualista. O indicador utilizado é o aumento da energia (em MJ) necessária para obter a mesma energia com o novo mix de combustíveis não convencionais.

Para a comparação entre os dois cenários será realizada a etapa de ponderação da AICV agregando-se os resultados em um só indicador, com a utilização do arquétipo Hierarquista conforme GOEDKOOP e SPRIENSMA, (2002).

Para análise da sensibilidade dos resultados o inventário dos processos também será submetido a metodologia ReCiPe de abordagem ao orientada ao problema, em contrapartida ao Eco-Indicator 99, metodologia orientada ao dano.

Dois cenários de gestão de resíduos de computadores desktop são apresentados:

- **Cenário Base** – o desktop é enviado para aterro sanitário conforme o atual sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos no município.
- **Cenário Alternativo** – nesse cenário o produto e seus componentes e materiais percorrem as possíveis etapas da hierarquia da gestão de resíduos sugerida pela PNRS. Nesse cenário o modelo será utilizado para avaliar a redução dos impactos ambientais de cada etapa da hierarquia de gestão de resíduos.

- Primeiro nível da hierarquia de gestão de resíduos: Prevenção.

  Para avaliar o impacto de uma medida de prevenção de geração de resíduos analisa-se a gestão do resíduo de computadores com placas de circuito integrado acima e abaixo do limite estabelecido pela Diretriz RoHS, a partir dos datasets do Ecoinvent.

- Segundo nível da hierarquia de gestão de resíduos: Reuso.

  É modelada uma operação de remanufatura dos computadores em fim de vida útil com dados primários obtidos das experiências brasileiras de remanufatura de desktops apresentadas nessa tese no item 2.6.2.1. Assume-se que de quatro computadores em fim de vida, um computador remanufatura é montado (razão 4:1) e que esse computador remanufaturado terá dois anos de vida útil.

- Terceiro nível da hierarquia de gestão de resíduos: Reciclagem.

  Os resíduos de computadores não aproveitados para a remanufatura são desmontados e seus módulos e componentes são enviados a diferentes processos de tratamento. Não há tecnologia disponível no Brasil em escala industrial para tratamento das placas de circuito integrado. Um processo de tratamento metalúrgico em fundição integrada na Europa é utilizado para a recuperação de

metais preciosos das placas. A bateria e os cabos são tratados localmente por processos específicos. Os outros componentes são moídos e separados em quarto correntes: materiais ferrosos, alumínio, cobre e outros resíduos. Os materiais das correntes de ferro, alumínio e cobre são enviados para recicladoras localizados no município. O material restante é considerado como rejeito e enviado para disposição final em aterro sanitário.

- Quarto nível da hierarquia de gestão de resíduos – Tratamento das substâncias perigosas e recuperação dos metais com valor econômico relevante nos processos de tratamento das baterias íon Litio e cabos.
- Quinto e último nível da hierarquia de gestão de resíduos: Disposição em aterro. Somente o rejeito, i.e., material que não pode ser reduzido, reusado, sofrer recuperação energética e/ou ser reciclado é disposto em aterro. Assim, a menor quantidade possível de material chegará ao aterro, minimizando os impactos ambientais relacionados com essa alternativa tecnológica.

5.2.1.3 Inventário do Ciclo de Vida - ICV

A segunda fase de um ACV consiste na compilação de um inventário de entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto. Envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas de um sistema de produto, que podem incluir uso de recursos e liberações para ar, água e solo (resíduos) associados com o sistema.

O computador é modelado em quatro módulos: Placas de circuito integrado – PCIs. Baterias íon Li, cabos e outros componentes. A Tabela 15 abaixo sumariza dados da montagem do computador, que são apresentados detalhadamente no anexo 3.

Tabela 15 – Composição do desktop.

Componente	**Peso (kg)**
Placas de Circuito Integrado	1,01
Baterias Ion Lítio	0,00
Cabos	0,32
Outros Componentes	9,97
Total Desktop	11,30

Fonte: Elaborado no SIMAPRO.

Os processos modelados para a gestão de computadores em fim de vida nesse estudo estão apresentados na Figura 13, conforme os dois cenários:

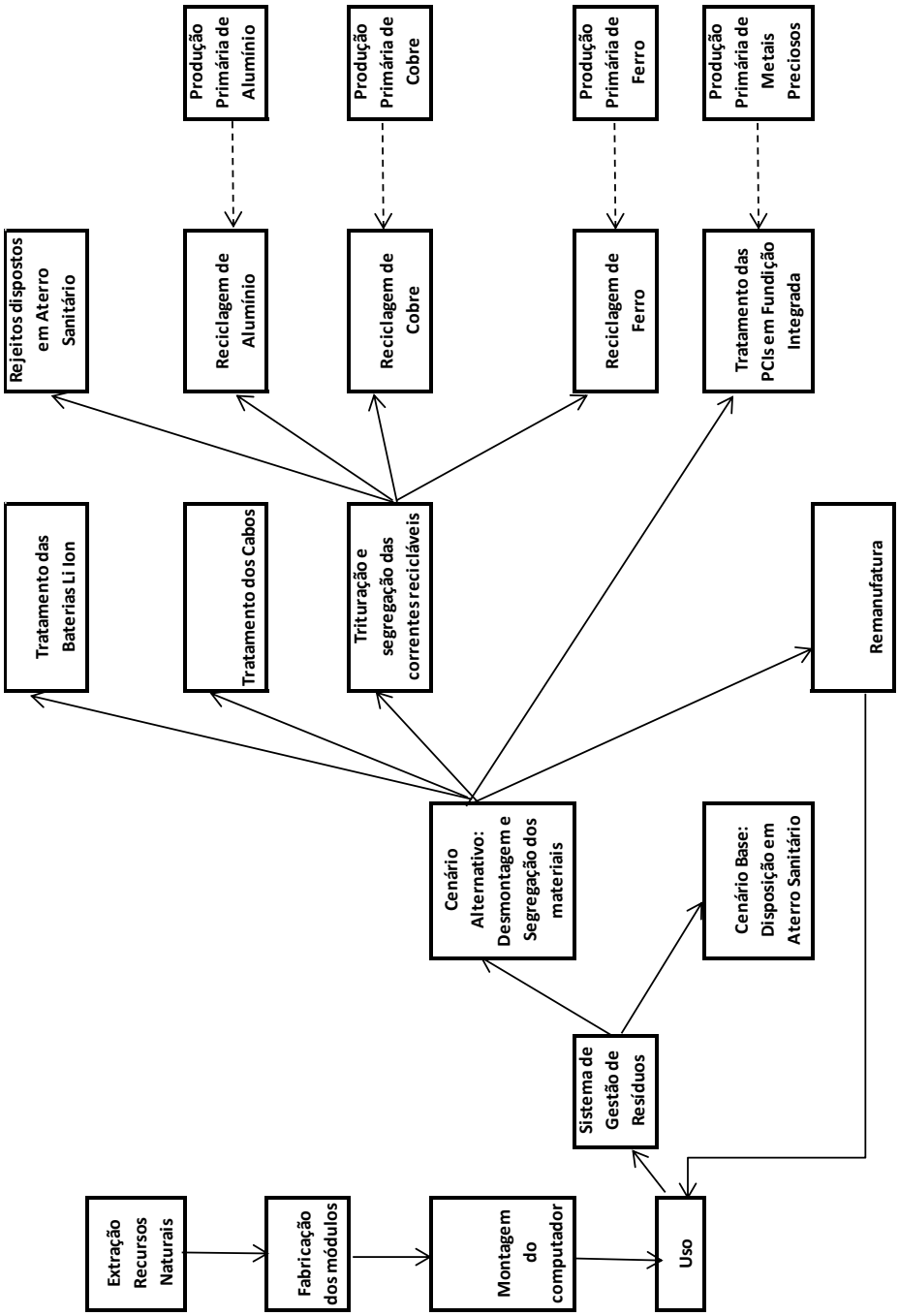

Figura 13– Diagrama de fluxos de processos para os cenários Base e alternativo.

Processo de Desmontagem e Remanufatura:

Esse processo é modelado com dados primários para uma unidade de remanufatura nos moldes das experiências brasileiras dos Projeto CI – Oxigênio, LiPE e PC Vida descritas nessa tese no item 2.6.2.1. Inclui a desmontagem, separação dos módulos, e posterior montagem de um computador remanufaturado com os módulos em melhores condições. Os desktops são desmontados em galpão e de cada quatro equipamentos recebidos é possível montar um desktop remanufaturado, que terá dois anos de vida útil. O Reuso das partes, portanto, é modelado com o percentual de 12,5%.

- Dados de infraestrutura: galpões de desmontagem e remanufatura. Assume-se que ambos os galpões tem área construída de 1.000 m^2 e 25 anos de vida útil, e localizam-se um ao lado do outro. O terreno de cada um tem área de 1.500m^2, e considera-se que o seu uso anterior era industrial. Por equipamento desmontado o uso da infraestrutura é de 1,92E-07, para a remanufatura de um equipamento é de 7,68E-07 da fração de vida útil da infraestrutura;
- A energia elétrica utilizada no processo de desmontagem é de 0,5 KWh, e na remanufatura 2 kWh por equipamento, utilizando a grade de energia elétrica brasileira;
- Dados de operação. A produtividade da desmontagem é de 15 min por equipamento recebido, e de 45 min por equipamento remanufaturado;
- Dados de fluxos de saída: Materiais que não são utilizados para a remanufatura são enviados para a reciclagem. As baterias ion lítio, as placas PCIs, e os cabos são enviados para tratamento específico, o restante é triturado por correntes específicas.

Processo de Disposição em Aterro Sanitário.

Nesse cenário o desktop não é desmontado e é disposto no aterro sanitário sem nenhum tratamento, juntamente com os resíduos sólidos municipais. Ocorrem liberações de metais pesados para o lixiviado e para a atmosfera através dos gases do aterro.

Disposição em Aterro municipal: Processo modelado no Ecoinvent de acordo com DOKA (2007). Tecnologia média de aterro sanitário da Suíça no ano de 2000. O

aterro possui revestimento impermeável *(liner*) na base e inclui coleta e tratamento do lixiviado em estação de tratamento de esgoto pelo prazo de 100 anos. A degradabilidade dos resíduos sólidos durante esse período de 100 anos é de 18,7%. Com emissões por lixiviação (modeladas para águas subterrâneas) e gases extrapoladas para 60 mil anos. Monitoramento por 150 anos após o fechamento do aterro.

A participação das diferentes correntes de resíduos dispostos no aterro é modelada como: 21% papel; 8% papelão; 15% plásticos; 3% materiais laminados; 2% embalagens laminadas, e.g. tetrapack; 0.0065% baterias; 0.34% equipamentos eletrônicos e outros. O total de carbono biogênico é de 60,4%. Composição do Resíduo (em mg/kg): H_2O 228830; O 257060; H 48250; C 334.230; S 1119; N 3123.8; P 893.79; B 7.1933; Cl 6866.2; Br 13.552; F 56.358; I 0.0121; Ag 0.714; As 0.62521; Ba 149.04; Cd 11.748; Co 1.3453; Cr 315.21; Cu 1212.8; Hg 1.4424; Mn 259.36; Mo 1.9551; Ni 107.38; Pb 502.43; Sb 22.564; Se 0.31969; Sn 73.44; V 9.2147; Zn 1311.2; Si 48510; Fe 29996; Ca 14062; Al 12420; K 2059.7; Mg 3377.7; Na 5143.9 (DOKA, 2007).

Processo de Trituração

Os resíduos não segregados para tratamento específico são enviados para trituração e separação. É utilizado um dataset do Ecoinvent montado para tecnologia média europeia: Instalações de trituração composta por 2 trituradores e 2 separadores magnéticos em duas etapas, cujos coeficientes de transferência são apresentados na Tabela 16 em percentuais para as quatro frações separadas: ferro, alumínio, cobre e resíduos.

Tabela 16 – Composição percentual dos metais no processo de trituração e separação de REEE do banco de dados do Ecoinvent.

	Ferro	Aluminio	Cobre	Resíduo	Total
Aluminio	0,5%	82,6%	4,9%	12,0%	100,0%
Cobre	0,9%	5,0%	78,2%	15,9%	100,0%
Ferro	95,0%	1,0%	1,0%	3,0%	100,0%
Vidro	0,6%	0,6%	10,0%	88,9%	100,0%
Plasticos	1,2%	0,5%	10,0%	88,3%	100,0%
Prata	1,0%	1,0%	84,9%	13,1%	100,0%
Ouro	1,0%	1,0%	80,0%	18,0%	100,0%
Chumbo	1,2%	1,2%	80,0%	17,7%	100,0%
Outros	0,7%	0,7%	35,3%	63,4%	100,0%

Fonte: HISCHIER *et al*. (2007).

Note-se que ocorre uma concentração dos metais preciosos na fração de cobre, visto que as placas são direcionadas para essa fração. Entretanto, 20% do ouro e 15,08% são perdidos nas outras frações. Há que se ressaltar, também, que ocorre contaminação de chumbo em todas as frações, de forma mais marcante nos resíduos da trituração.

De acordo com HISCHIER *et al*. (2007), as emissões são referentes a dados dos sistema de gestão Suíço de REEE citada por MORF & TAVERNA (2004). O dataset inclui infraestrutura, equipamentos, consumo de energia (0,066 kWh/kg) e emissões para o ar, conforme Tabela 17:

Tabela 17 – Emissões para atmosfera do processo de trituração de REEE.

Emissões para a atmosfera		
Alumínio	1,4E-06	kg
Antinômio	1,2E-07	kg
Bromo	2,4E-07	kg
Cádmio	2,4E-08	kg
Cloro	3,2E-07	kg
Cromo	5,2E-08	kg
Cobre	4,2E-07	kg
Vapor	2,4E-01	MJ
Ferro	4,8E-06	kg
Chumbo	4,1E-07	kg
Mercúrio	1,2E-10	kg
Níquel	1,6E-07	kg
Fósforo	1,4E-08	kg
Estanho	3,0E-07	kg
Zinco	1,3E-06	kg

Fonte: HISCHIER *et al*. (2007).

As frações de saída do processo de moagem estão apresentadas na Tabela 18, pelas correntes de reciclagem ferrosos, alumínio, cobre e rejeitos, conforme coeficientes de transferência de acordo com HISCHIER *et al*. (2007):

Tabela 18– Frações das quatro correntes de saída do processo de trituração.

	Ferro	Aluminio	Cobre	Resíduo
	kg	kg	kg	kg
Aço	5,96	0,06	0,06	0,19
Alumínio	0,00	0,33	0,02	0,05
Cobre	0,00	0,00	0,05	0,01
Módulo slide-in	0,02	0,02	1,05	1,89
Plasticos	0,00	0,00	0,03	0,23
Total	5,98	0,41	1,21	2,36

Fonte: Elaborado no SIMAPRO.

As três frações de resíduos de ferro; alumínio e cobre, são enviadas para recicladoras especializadas que transformam as diferentes correntes de resíduos em material secundário, para serem aproveitados em outros sistemas de produtos.

Reciclagem de Alumínio

Dataset compreende a fundição e posterior moldagem em tarugos. Baseado em datasets Suíços no período de 1995 a 2002, equivalente a tecnologia media europeia das recicladoras de alumínio.

De acordo com o Plano Nacional de Mineração PNM 2030 (BRASIL MME, 2010), a produção de alumínio primário no Brasil foi de 1,66 milhões de toneladas, com consumo aparente de 927 mil toneladas e exportações de 946 mil toneladas. O PNM ressalta que devido ao aumento do custo de energia, a produção do alumínio não tem crescido, e o país deverá reduzir a capacidade excedente usada para exportação.

Reciclagem de Cobre

Segundo Ayres *et al.* (2002, cit Classen *et al*. 2009) 64% da sucata de cobre é oriunda de diferentes ligas de cobre. Devido as diferentes ligas e impurezas contidas na sucata de cobre, em sua maior parte oriunda de automóveis, materiais de construção e REEE, é necessário que o material retorne ao processo de refinaria e fundição. Deve-se avaliar o risco de contaminação por cadmio, berillio e chumbo no cobre recuperado. O dataset de reciclagem de cobre do Ecoinvent é baseado em uma planta alemã.

A produção brasileira de cobre foi de 216 mil toneladas em 2008. Como o Brasil não tem uma metalúrgica desenvolvida para o beneficiamento do cobre, este é

exportador como minério concentrado e o cobre refinado é importado. O consumo aparente de cobre no ano de 2008 foi de 207 mil toneladas (BRASIL MME, 2010). Segundo Tanimoto *et al.* (2010) no Brasil os REEE participam em 38% do total de cobre em resíduos no país.

Reciclagem de Ferro e Aço

O dataset compreende fundição em arco elétrico e moldagem em blocos. Período 2002, e tecnologia referente a mix de plantas para diferentes ligas de aço.

O Brasil é o segundo produtor de minério de ferro do mundo. Esse é o mineral mais importante da carteira de exportações do país, pois o consumo interno monta a somente 20% do produzido, ou 70 milhões de toneladas. A produção brasileira de ferro gusa foi de 34,8 milhões de toneladas no ano de 2008 (BRASIL MME, 2010).

Processo de tratamento das placas em fundição integrada na Europa.

As placas são enviadas para tratamento em recicladora especializada no interior do Estado do Rio de Janeiro. A recicladora realiza uma segregação do material conforme os tipos das placas, pois o valor econômico das placas é dependente da quantidade de metais preciosos contidos nessa. Placas de servidores mais potentes tem um maior percentual de metais preciosos. Se necessário for, uma despoluição pode ser realizada como, por exemplo, a retirada de capacitores. As placas são trituradas e exportadas por via marítima para o tratamento em fundição integrada na Europa. Na Europa há três empresas que realizam o processo de fundição integrada de PCI, com recuperação dos metais preciosos e tratamento das substâncias perigosas. São elas a Aurubis na Alemanha, Umicore na Holanda e Boliden na Suécia.

Nesse trabalho utiliza-se um dataset que foi criado no Ecoinvent a partir de dados da planta de Kaldo, situada no nordeste da Suécia em Skellefteà, obtidos de relatórios da Boliden (www.bolinden.com). O processamento dos materiais é realizado em várias etapas: inicialmente os resíduos das placas são enviados para a fundição de chumbo, que é alimentada também com oxigênio, coque pulverizado e óleo. O material resultante é enviado para um conversor, utilizado no processamento primário de minério de cobre e então convertido em blister cobre. Na terceira fase, o material é enviado para

refino na fundição anodo e posteriormente para circulação em células eletrolíticas, do qual é extraído como principal produto o cobre. Os metais preciosos são subprodutos desse último processo e são posteriormente enviados para a planta de metais preciosos aonde são extraídos o ouro, a platina, o paládio e a prata (BOLIDEN, 2012).

Esses processos geram vários resíduos, entre eles, gases, lodos, cinzas, e calor residual. As instalações possuem modernos sistemas de tratamento de emissões e efluentes. Para a atmosfera são emitidos: cobre, chumbo, cadmio, zinco, arsênico, mercúrio, óxido de nitrogênio, dióxido de enxofre, fluoretos, cloretos e outras substâncias. Nos efluentes líquidos são emitidos: cobre, chumbo, zinco, arsênico, mercúrio e cadmio (CLASSEN *et al*., 2009).

No dataset do Ecoinvent a alocação entre os coprodutos do processo de fundição de metais preciosos é realizada pelo valor econômico no mercado dos metais secundários, na média entre os anos de 2004 a 2006, obtendo-se os seguintes percentuais: cobre 12,9%; níquel 5,6%; prata 22,4%; paládio 37,9% e ouro 39,7%. A Tabela 19 apresenta as emissões do processo já alocadas para o ouro (CLASSEN *et al*., 2009).

Tabela 19. Emissões do processo de fundição integrada de REEE alocadas para 1 kg de ouro secundário.

Emissões para atmosfera	
Cádmio	1,1E-06 kg
Cloro	2,2E-03 kg
Cobre	1,6E-05 kg
Dixonas	4,4E-08 kg
Fluor	1,8E-05 kg
Vapor	7,0E+01 MJ
Chumbo	4,4E-04 kg
Mercúrio	2,1E-06 kg
Oxidos de Nitrogênio	6,1E-03 kg
Particulados < 2,5 mm	4,7E-04 kg
Particulados < 2,5 mm	1,6E-04 kg
Particulados < 2,5 mm	3,1E-04 kg
Zinco	5,8E-05 kg
Dióxido de enxofre	4,7E-03 kg

Segundo o relatório do dataset do Ecoinvent o ouro pode ser recuperado com um grau de pureza de 99,9% (CLASSEN *et al*., 2009). Portanto, pode-se ter como premissa que não ocorre degradação do material secundário (*downcycling*) e que, portanto, esse pode ser utilizado da mesma forma que o material primário. A Tabela 20 apresenta as quantidades dos principais metais recuperados no processo de fundição integrada utilizadas nesse estudo para 1 kg de PCIs, considerando a eficiência de 90% na recuperação (WANG & GAUSTAD, 2012).

Tabela 20 – Metais recuperados no processo de fundição integrada das PCI.

	Média (ppm)	**Max(ppm)**	**Min(ppm)**
Cobre	168.016	218.154	117.878
Ouro	323	584	62
Prata	1.174	2.211	136
Paládio	105	185	25
Platina	20	33	6
Níquel	11.327	22.095	558
Chumbo	18.397	26.239	10.555

Fonte: Adaptado de WANG & GAUSTAD (2012)

De acordo com o PNM 2030 (BRASIL MME, 2010) a produção de Ouro no Brasil no ano de 2008 foi de 55 toneladas, com uma cotação média de US$ 872/oz nesse mesmo ano. O consumo de ouro foi de 18 toneladas. As exportações atingiram o valor de US$ 1,4 bilhão, e as reservas brasileiras montam a cerca de 2.000 t.

Tratamento dos cabos do computador

O dataset utilizado realiza o tratamento dos cabos do computador por um processo de moagem seguida de separação por corrente. Para cada quilograma de cabo, são gerados 0,66kg de cobre secundário, e 0,33kg de plásticos. Não há emissões para atmosfera ou efluentes. O dataset inclui infraestrutura e energia - 180kWh por tonelada de cabo (HISCHIER *et al*, 2007).

Tratamento da Bateria Ion Lítio

Dataset de processo hidrometalúrgico para tratamento da bateria íon lítio, que inclui infraestrutura, materiais auxiliares, energia, emissões para a atmosfera, efluentes e resíduos sólidos. Tratamento consiste em trituração das baterias seguida de processos químicos, cujas emissões estão apresentadas na Tabela 21 (HISCHIER *et al*, 2007b):

Tabela 21 – Emissões do processo de tratamento de baterias íon lítio de acordo com o dataset do Ecoinvent

Emissões para atmosfera	
Vapor	5,0E-01 MJ
NMVOC	2,5E-06 kg
Dióxido de enxofre	4,5E-06 kg
Emissões para água	
Cobalto	1,7E-08 kg
Demanda Química de Oxigênic	3,0E-05 kg
Cobre	1,7E-08 kg
Fluor	3,0E-08 kg
Hidrocarbonos	1,0E-08 kg
Niquel	1,7E-08 kg
Sólidos suspensos	1,2E-05 kg

Fonte: HISCHIER *et.al*. (2007).

Outros resíduos: São enviados para disposição final em aterro sanitário (2,4kg).

Transportes

A Tabela 22 apresenta a modelagem de transporte dos materiais entre os vários processos para os dois cenários a partir de uma central de coleta no município do Rio de Janeiro. Para o cenário base ocorre o transporte do desktop entre a central de coleta e o aterro, situado a 100 km. Para o cenário alternativo são modelados vários trechos de transporte do resíduo de desktop (11,3kg) desde a central de coleta até a operação de desmontagem (60 km) e depois a partir dessa vários trechos em que as diferentes partes, com diferentes pesos após a desmontagem, são transportadas para os recicladores. Inclui-se também, o transporte marítimo das PCIs do porto do RJ para o porto na Suécia, e o transporte rodoviário entre esse porto Sueco e a unidade de fundição integrada na Europa para a reciclagem das PCI.

Tabela 22 – Dados modelados para o transporte dos materiais nos diferentes processos.

Origem	Destino	Distância (km)	Peso (kg)	Meio	Unidade (tkm)
Coleta	Aterro	100	11,3	Caminhão 16t	1,13
Coleta	Desmontagem	60	11,3	Van < 3,5ton	0,68
Remanufatura	Consumidor	100	11,3	Van < 3,5ton	1,13
Desmontagem	Fundições Metais	200	7,6	Caminhão 16t	1,52
Desmontagem	Atravessador PCI	100	1,0	Van < 3,5ton	0,10
Desmontagem	Aterro	100	2,4	Caminhão 16t	0,24
Atravessador PCI	Porto BR	100	1,0	Caminhão 16t	0,10
Porto BR	Porto Suécia	11.118	1,0	Navio container	11,12
Porto Suécia	Fundição Integrada	100	1,0	Caminhão 16t	0,10

Fonte: Elaborado no SIMAPRO.

Alocação dos materiais reciclados

O tratamento das substâncias perigosas é a função do sistema de produto estudado, ou seja, da gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. A recuperação dos materiais, por sua vez, representa créditos que devem ser alocados ao sistema de produto da gestão de resíduos e/ou ao sistema de produtos da cadeia do computador, conforme a política de gestão de resíduos determinar.

Têm-se como premissa no cenário alternativo que os metais serão recuperados e utilizados no mesmo sistema de produto ou em outros sistemas de produto. Se toda a geração de resíduos de desktops estimada no início do item 5.1, ou seja, 3,5 milhões de unidades de resíduos de desktop para o ano de 2008 for desmontada e os metais recuperados conforme a modelagem do cenário alternativo, ocorrerá a oferta de 23,1 mil toneladas de ferro e aço; 1,1 mil toneladas de alumínio; 343 toneladas de cobre e 1,1 mil quilogramas de ouro no mercado brasileiro, detalhada na Tabela 23:

Tabela 23 - Relevância no Brasil dos metais recuperados das PCIs de acordo com as premissas do Cenário Alternativo para os resíduos de desktop gerados no ano de 2008.

	Metais recuperados na reciclagem	% Recuperados em relação ao total Brasil	
		% Produção	% em Consumo
Ferro e Aço (t)	23.100	0,07%	0,03%
Alumínio (t)	1.141	0,07%	0,12%
Cobre (t)	343	0,16%	0,17%
Ouro (kg)	1.131	2,06%	6,28%

Dessa tabela observa-se que o impacto da recuperação dos metais ferrosos, alumínio e cobre pelos processos modelados nesse estudo são inexpressivos em relação à produção e ao consumo brasileiro. Entretanto, tal não ocorre para o ouro, que se fosse recuperado em um total de 1.131kg representaria um percentual de 6,28% do total de consumo desse metal no país. Portanto, a recuperação do ouro contido nos resíduos de desktop tem um impacto que pode ser relevante no mercado desse material afetando sua demanda nos sistemas produtivos.

No cenário alternativo considera-se que todos os impactos evitados são creditados ao sistema de produto em estudo. Nenhum crédito de impacto será contabilizado para os sistemas de produto que usarão os metais secundários recuperados. Uma análise de sensibilidade será realizada no item 5.2.3 para apresentar os resultados diante de outros critérios de alocação entre os sistemas de produto.

A análise dos plásticos demanda um estudo profundo de cada um dos tipos de polímeros, suas diferenças degradabilidade e contaminações como, e.g. retardantes de chama, que impedem ou ao menos dificultam a sua aplicação como material secundário nos sistemas de produtos primários usuais em larga escala. Devido também à diversidade dos tipos de plásticos e a falta de clareza das possíveis aplicações do plástico secundário oriundo dos REEE, não se inclui a reciclagem do plástico nesse estudo. Assim os rejeitos da corrente de plásticos são dispostos em aterro e os impactos relativos ao seu tratamento são totalmente alocados ao produto primário original.

5.2.2 Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida - AICV

Os dados do inventário obtidos no item anterior para o cenário base e para o cenário alternativo são aqui submetidos à metodologia de avaliação de impacto ambiental do EcoIndicator 99.

Os resultados da avaliação dos impactos ambientais são apresentados na Tabela 24 para o cenários base, para as fases de manufatura do desktop, e gestão de fim de vida com disposição em aterro sanitário com fatores de normalização e ponderação Hierarquista (EI99 H/A).

Tabela 24 - Resultados da AICV para as fases do ciclo de vida do desktop para o Cenário Base

	EcoIndicator 99	
	Pt	%
Extração de materiais e manufatura	61,09	99,6%
Disposição em Aterro Sanitario	0,22	0,4%
Total	61,31	100,0%

Fonte: Elaborado no SIMAPRO.

A fase de extração e manufatura do computador desktop com 61,09 Pts é dominante em relação à fase de disposição em aterro com 0,22 Pts. A disposição em aterro sanitário com uso de barreira na base, controle do lixiviado e emissões de gases apresenta um nível de impactos ambientais baixo.

Destaca-se a contribuição da fase de uso para o grid de energia brasileiro com 4,52 Pts, que é predominantemente de energia renovável. Esse impacto do uso é calculado para um consumo energético de 0,15 KWh, em modo ativo por 8 horas dia em 240 dias por ano por uma vida útil de 4 anos. Essa premissa é bastante agressiva, representando um uso intenso do desktop (sem monitor), mais típico de um uso em escritório. Como o objetivo do estudo não é para fins de energia utilizada na fase de uso, e essa fase para todos os cenários utilizados será igual, a fase de uso no ciclo de vida do produto não é incluída na análise, conforme definido no escopo.

5.2.2.1 – Fase de extração de recursos naturais e manufatura.

A Figura 14 abaixo apresenta os resultados da análise de impacto ambiental do desktop em estudo do berço ao portão (*cradle to gate*). Essa análise não inclui as fases de uso, e de gestão de resíduos do produto, e tem como objetivo avaliar a contribuição de cada uma das partes do computador para fins de reuso e remanufatura. As partes que possuírem maiores impactos deverão ser o principal alvo para o reuso, diluindo assim os impactos por um maior tempo, assim como de reciclagem permitindo que os recursos naturais sejam reaproveitados. Para facilitar a análise o produto foi dividido em três componentes: placa de circuito integrado, baterias íon lítio e outros componentes.

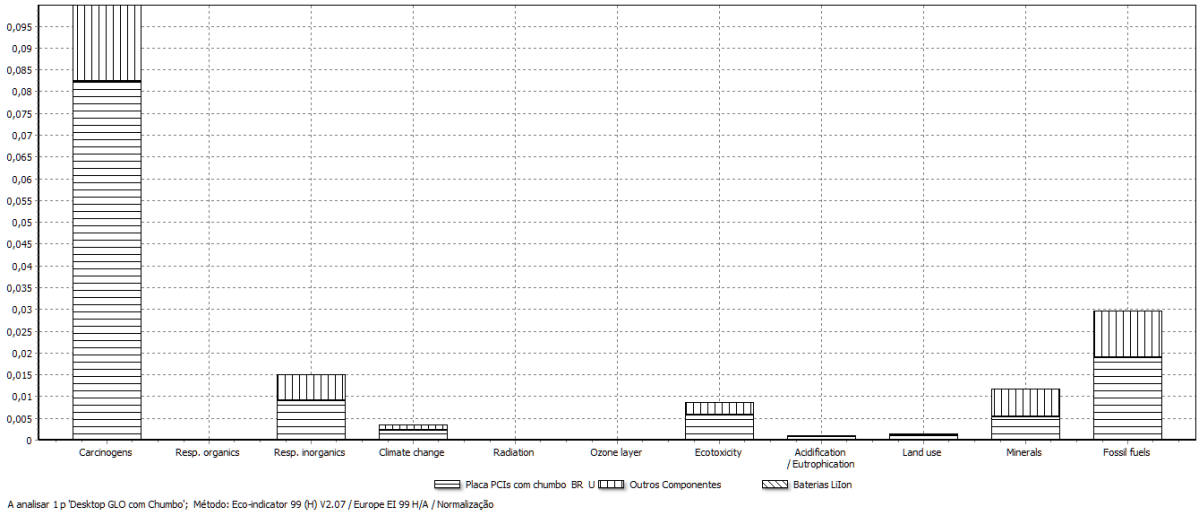

Figura 14 – Impactos ambientais normalizados do desktop do berço ao portão (extração de recursos naturais e manufatura do desktop - metodologia EcoIndicator 99 H).

Nesse gráfico observa-se a relevância da categoria de impacto ambiental carcinogênicos e, em menor grau a da categoria de impacto combustíveis fósseis. Para quase todas as categorias de impacto, o componente placa de circuito impresso é o mais importante.

Tabela 25 – Impactos normalizados das fases de extração de recursos e manufatura do desktop (EcoIndicator 99H).

Categoria de impacto	Total	Placa PCIs	Outros	Cabos	Baterias
Carcinogênicos	40,44	32,94	7,00	0,50	0,00
Resp. inorganicos	6,09	3,63	2,37	0,10	0,00
Combustíves Fósseis	6,01	3,77	2,15	0,08	0,00
Ecotoxicidade	3,62	2,27	1,18	0,17	0,00
Minerais	2,43	1,05	1,31	0,07	0,00
Mudança climáticas	1,42	0,92	0,49	0,01	0,00
Uso da Terra	0,54	0,41	0,13	0,01	0,00
Acidificação/ Eutrofização	0,45	0,30	0,15	0,01	0,00
Radiação	0,06	0,04	0,02	0,00	0,00
Resp. organicos	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Camada de Ozônio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	**61,09**	**45,34**	**14,79**	**0,95**	**0,00**

Dessa análise podemos concluir que a placa de circuito integrado é responsável pela maior parte dos impactos ambientais do produto em todas as categorias de impactos ambientais: 74,2%. Como pode ser visto na Tabela 25, que apresenta os impactos ambientais por componente, a categoria carcinogênico representa 66,2% do total dos impactos, sendo que 81,35% dessa categoria é referente a placa PCIs.

A Tabela 26 abre os impactos ambientais das fases de extração e manufatura para a placa PCI por processo. Denota-se a predominância do processo de disposição dos rejeitos da mineração com 70,7%.

Tabela 26 – Impactos normalizados da fase de extração de recursos e manufatura do desktop referentes ao componente placa PCI (EcoIndicator 99H).

Processo	Total	%
Disposição dos rejeitos em barragem	32,05	70,7%
Estanho em estoque regional/RER U	0,64	1,4%
Gas natural, onshore/RU U	0,58	1,3%
Diesel, combustão/GLO U	0,54	1,2%
Disposição em aterro de rejeitos de mineração de lignita/GLO U	0,51	1,1%
Tratamento does efluentes da fabricação de wafer dos chips/CH U	0,51	1,1%
Disposição de aterro de inertes de cimento/CH U	0,46	1,0%
Processos restantes	10,05	22,2%
Total de todos os processos	**45,34**	**100,0%**

A partir da análise do inventário dos componentes e dos impactos associados, é possível escolher quais são os componentes que devem ser desmontados ou não, para os diversos fins: segregação devido a substâncias perigosas, remanufatura e reciclagem. Dessa forma, um cenário alternativo de gestão de resíduos pode ser criado aonde se procura minimizar os impactos do produto.

5.2.2.2 – Cenários de gestão de fim de vida

Os fluxos dos processos para o Cenário Base, com disposição em aterro sanitário, e Alternativo, com remanufatura e reciclagem, são apresentados nas Figura 15 e Figura 16. Nos processos do diagrama de fluxo pode-se observar uma barra do lado direito que representa a participação percentual de cada processo sobre o total do

impacto do sistema de produto estudado. Na parte superior o peso do material do processo em questão.

No Cenário Base os processo de gestão de resíduos através da disposição em aterro sanitário são pouco representativos, conforme Figura 15. A Figura 16 apresenta o cenário alternativo, no qual os processos de remanufatura do desktop e reciclagem das placas de circuito impresso recuperam os impactos ambientais da extração de recursos e manufatura, gerando um crédito de 16,4Pts para o cenário.

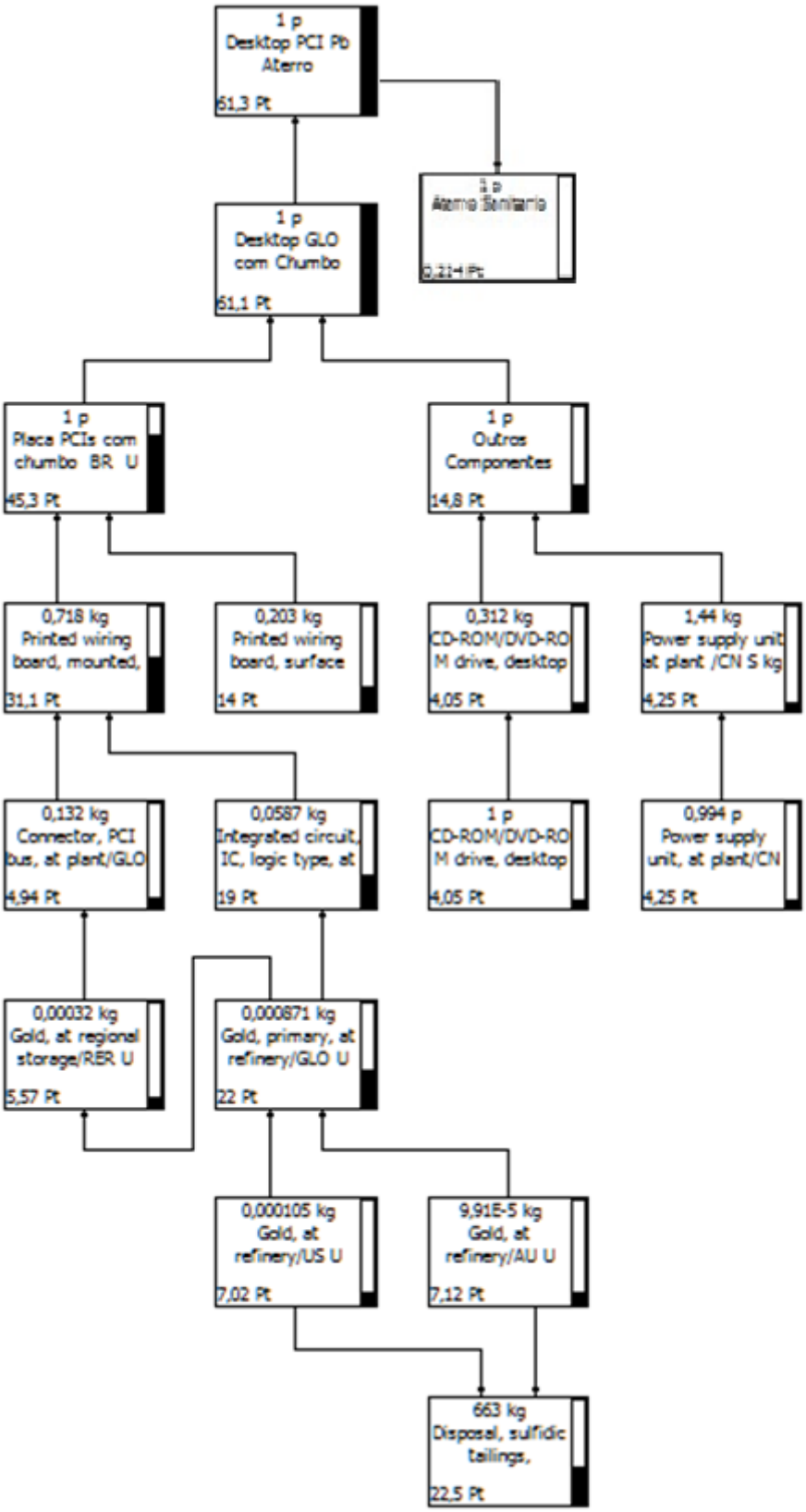

Figura 15 – Ciclo de Vida do desktop para o Cenário Base montado no SIMAPRO.

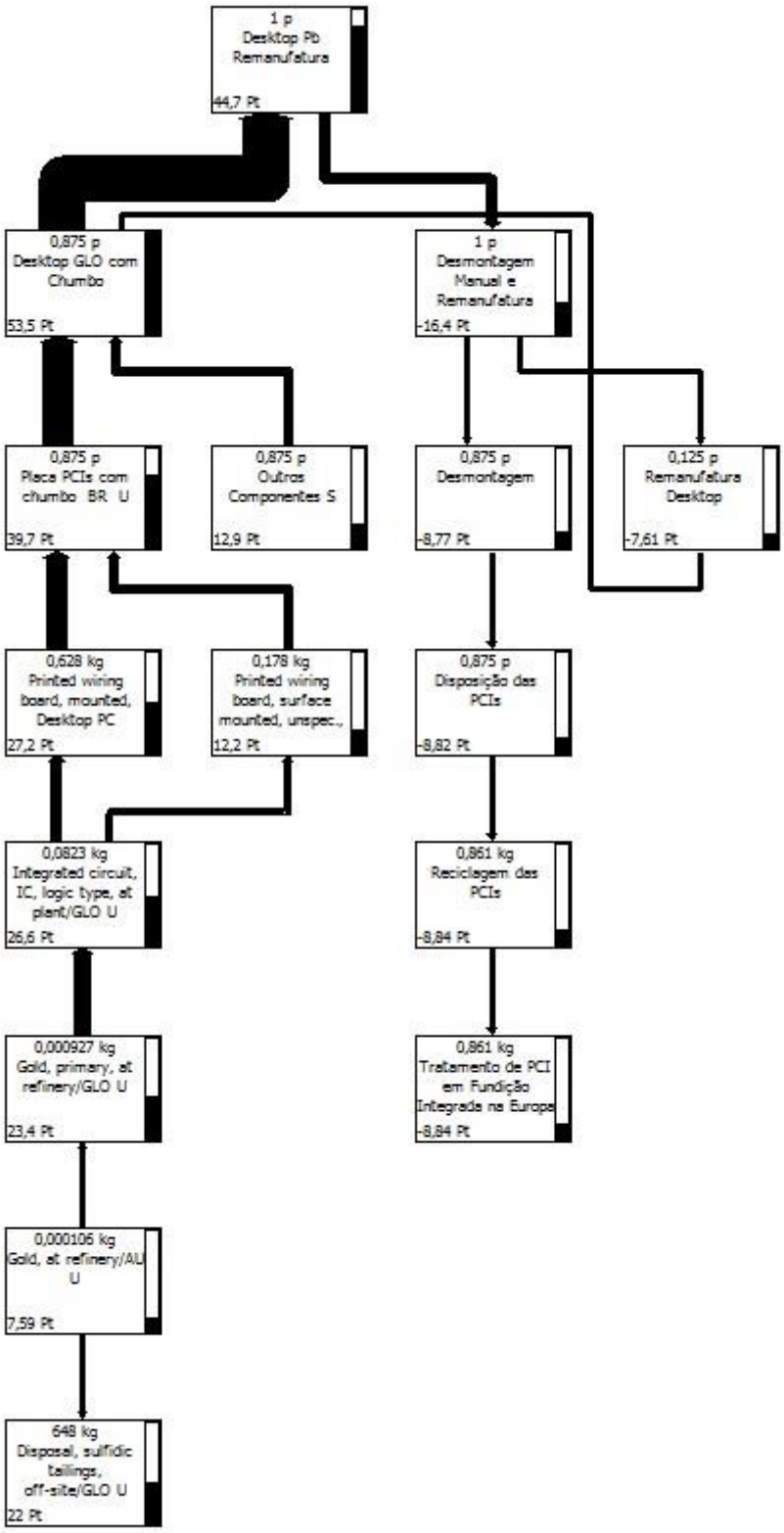

Figura 16 – Ciclo de vida do desktop para o Cenário Alternativo montado no SIMAPRO, com os processos: desmontagem, remanufatura e reciclagem.

A Tabela 27 apresenta a comparação dos resultados ponderados dos dois cenários pela metodologia do EcoIndicator 99H . Note-se a redução dos impactos ambientais em 27,1% para o cenário alternativo. As reduções dos impactos são percentualmente diferentes para cada uma das categorias de impacto ambiental, sendo mais relevantes para respiratório inorgânicos (33%), ecotoxicidade (32%), carcinogênicos (29%) e acidificação (28%).

Tabela 27 – Resultados ponderados do AICV para os Cenários Base e Alternativo. .

Categoria de impacto	Cenário Base	Cenário Alternativo	Redução
	Pts	Pts	%
Resp. inorganicos	6,10	4,09	33,0%
Ecotoxicidade	3,70	2,52	31,8%
Carcinogênicos	40,55	28,82	28,9%
Acidificação/ Eutrophicaçã	0,46	0,33	28,2%
Minerais	2,43	1,93	20,9%
Uso da Terra	0,54	0,46	15,8%
Mudança climáticas	1,43	1,24	13,5%
Resp. organicos	0,01	0,01	13,3%
Radiação	0,06	0,05	13,1%
Combustíves Fósseis	6,03	5,26	12,7%
Camada de Ozônio	0,00	0,00	12,4%
Total	**61,31**	**44,70**	**27,1%**

A Tabela 28 demonstra a participação de cada uma das categorias de impacto no Cenário Alternativo, podendo-se observar como a gestão de resíduos com remanufatura e reciclagem incorpora os créditos de impacto ambiental. Para a fase de gestão de resíduos para as operações de remanufatura e reciclagem e disposição final dos rejeitos em aterro, são gerados créditos de impacto ambiental relativos às emissões evitadas da extração de recursos e manufatura que estão concentrados na categoria carcinogênicos (redução de 11,62 Pts equivalente a 70,9% do total da fase de gestão de resíduos), respiratório inorgânicos (redução de 2Pts equivalente a 12,2% do total) e ecotoxicidade (redução de 1,1 Pts equivalente a 7% do total)..

Tabela 28 – Impactos para o cenário de gestão de resíduos alternativo em Pts.

Categoria de impacto	Total Cenário Alternativo	Extração Recursos e Manufatura	Remanufatura, Reciclagem e Disposição dos Rejeitos	
	Pts	Pts	Pts	%
Carcinogênicos	28,82	40,44	-11,62	70,9%
Resp. inorganicos	4,09	6,09	-2,00	12,2%
Ecotoxicidade	2,52	3,62	-1,10	6,7%
Combustíves Fósseis	5,26	6,01	-0,75	4,6%
Minerais	1,93	2,43	-0,51	3,1%
Mudança climáticas	1,24	1,42	-0,18	1,1%
Acidificação/ Eutrofização	0,33	0,45	-0,13	0,8%
Uso da Terra	0,46	0,54	-0,09	0,5%
Radiação	0,05	0,06	-0,01	0,0%
Resp. organicos	0,01	0,01	-0,00	0,0%
Camada de Ozônio	0,00	0,00	-0,00	0,0%
Total	**44,70**	**61,09**	**-16,39**	**100%**

Cada um dos itens da hierarquia de resíduos é analisado separadamente a seguir, de forma que se torna possível avaliar cada um dos níveis sugeridos pela PNRS para a hierarquia de resíduos e as variáveis importantes que são sujeitas à análise de sensibilidade.

Primeiro nível de gestão da hierarquia de resíduos

Redução da geração de resíduos. Objetivo avaliar o impacto da redução do uso de substâncias perigosas na manufatura do produto, que posteriormente na fase do final de vida poderão gerar maiores impactos para o tratamento.

A

Tabela 29 demonstra abaixo a comparação do ciclo de vida dos computadores desktop com e sem a solda de chumbo. Nessa pode-se observa um inexpressivo aumento dos impactos ambientais ao se seguir a determinação da Diretiva RoHS na redução do uso de chumbo nas soldas das placas de circuito impresso. Efetivamente a ecotoxicidade relativa ao uso do chumbo é reduzida em 0,9%, mas ocorre um aumento dos impactos nas categorias carcinogênicos, respiratórios inorgânicos, acidificação e principalmente o aumento de 6,3% na categoria exaustão de recursos minerais, devido a

substituição do chumbo por estanho, mineral, mas raro e que gera maior impacto ambiental na sua extração do que o chumbo. Portanto, a troca da solda de chumbo pela solda de estanho teve um efeito praticamente nulo nos impactos ambientais totais.

Tabela 29 – Comparação dos impactos ambientais dos ciclos de vida das placas do desktop com e sem solda de chumbo, conforme metodologia de EcoIndicator 99 H.

Categoria de impacto	PCI com chumbo Pts	PCI sem chumbo Pts	Variação %
Minerais	1,05	1,12	6,3%
Carcinogênicos	32,94	33,27	1,0%
Uso da Terra	0,41	0,41	0,6%
Resp. inorganicos	3,63	3,65	0,5%
Acidificação/ Eutrofização	0,30	0,30	0,5%
Resp. organicos	0,00	0,00	0,4%
Combustíves Fósseis	3,77	3,78	0,2%
Camada de Ozônio	0,00	0,00	0,1%
Mudança climáticas	0,92	0,92	0,0%
Radiação	0,04	0,04	-0,3%
Ecotoxicidade	2,27	2,25	-0,9%
TotaIt	**45,34**	**45,75**	**0,9%**

Segundo nível da hierarquia de gestão de resíduos: Reuso.

A eficiência da remanufatura foi modelado nesse estudo para a razão 4:1, ou seja para cada 4 resíduos de computadores desktop, consegue-se um desktop remanufaturado, conforme item 5.2.1.3. Como 12,5% em peso dos equipamentos são reusados, somente o restante 87,5% passa para o nível seguinte da hierarquia de gestão de resíduos, a reciclagem. Todo o impacto evitado é creditado ao próprio sistema (abordagem atribucional em ciclo fechado).

Conforme pode ser observado na Figura 17, a remanufatura representa um impacto negativo (crédito) de 7,62 Pts, para o total de 16,38 Pts do impacto da gestão de resíduo no cenário alternativo. Quanto mais novos forem os computadores que são desmontados para a realização da remanufatura será mais provável que um número maior de peças seja aproveitado na remanufatura. Usualmente resíduos de computadores oriundos de empresas são descartados com uma menor vida útil do que os resíduos residenciais (PC VIDA, 2012).

A **Erro! Autoreferência de indicador não válida.** apresenta os resultados da análise de sensibilidade para o processo de remanufatura também para as razões 5:1 e 3:1 (eficiências de 5 e 3 computadores para a montagem de um computador remanufaturado). A variação da razão de 4:1 para 5:1 redunda em um decréscimo de créditos de impactos ambientais a maior de 1,27 Pts, e de 4:1 para 3:1, gera um aumento do crédito de 2,14 Pts. Portanto, essa é uma variável de importância no modelo para a remanufatura.

Tabela 30 – Sensibilidade dos impactos ambientais da gestão de resíduos do cenário alternativo para as diferentes razões de reaproveitamento 3, 4 ou 5.

Categoria de impacto	Cenário Alternativo		
	3:1	4:1	5:1
Carcinogênicos	27,44	28,82	29,64
Resp. inorganicos	3,89	4,09	4,20
Ecotoxicidade	2,40	2,52	2,59
Combustíves Fósseis	5,01	5,26	5,41
Minerais	1,83	1,93	1,98
Mudança climáticas	1,18	1,24	1,27
Acidificação/ Eutrofização	0,31	0,33	0,34
Uso da Terra	0,44	0,46	0,47
Radiação	0,05	0,05	0,06
Resp. organicos	0,01	0,01	0,01
Camada de Ozônio	0,00	0,00	0,00
	42,56	44,70	45,97

Terceiro nível da hierarquia de gestão de resíduos: Reciclagem.

Após a desmontagem e a separação dos componentes que serão reusados na remanufatura do desktop, o restante do material é reciclado. As placas enviadas para a fundição integrada na Suécia, no qual são recuperados os metais conforme tabela 14. Outros componentes após o processo de trituração são enviados conforme as correntes de metais ferros, alumínio e cobre para refinarias especializadas, conforme a tabela 17. É utilizada a abordagem consequencial em ciclo aberto, na qual todo o impacto evitado é creditado ao próprio sistema de produto (desktop).

O processo de reciclagem das placas em fundição integrada é o processo dominante na reciclagem, representando um crédito de 7,2 Pts de impactos ambientais evitados, já descontados todos os impactos ambientais referentes ao transporte das placas para a fundição integrada na Suécia, assim como todas as emissões da fundição integrada. Os créditos restantes são referentes a reciclagem de ferro, alumínio, cobre dos outros componentes.

Tabela 31 – Sensibilidade do cenário alternativo para as concentrações mínima e máxima dos metais recuperados no processo de fundição integrada, em Pts conforme metodologia de EcoIndicator 99 H.

Categoria de impacto	Cenário Alternativo		
	Min ppm	Média ppm	Max ppm
	Pts	Pts	Pts
Carcinogênicos	33,03	28,82	24,61
Combustíves Fósseis	5,39	5,26	5,14
Resp. inorganicos	5,00	4,09	3,18
Ecotoxicidade	2,84	2,52	2,21
Minerais	1,99	1,93	1,87
Mudança climáticas	1,26	1,24	1,22
Uso da Terra	0,49	0,46	0,43
Acidificação/ Eutrofização	0,39	0,33	0,27
Radiação	0,05	0,05	0,05
Resp. organicos	0,01	0,01	0,01
Camada de Ozônio	0,00	0,00	0,00
Total	**50,44**	**44,70**	**38,98**

A Tabela 31 apresenta a análise de sensibilidade do cenário alternativo para as concentrações máximas e mínimas de acordo com a Tabela 21. Ocorre um aumento de 5,72 Pts nos créditos de impactos evitados para a concentração máxima, e uma redução de 5,76 Pts nos créditos evitados para a concentração mínima.

Esses números denotam a importância de uma correta caracterização dos resíduos, através de ensaios que permitam o conhecimento acurado dos metais contidos nas placas, que possam ser recuperados no processo de fundição integrada.

O cenário alternativo nesse estudo é modelado com 100% da alocação dos créditos para o sistema de produto estudado. Entretanto conforme visto no item 3.4.5 dessa tese, há diferentes critérios para a alocação. A sensibilidade do cenário alternativo é avaliada, seguindo a formula simplificada apresentada por EKVALL e WEIDEMA (2004) para a alocação na abordagem consequencial, que resulta nos efeitos no sistema

de produto do desktop ΔD_x e no sistema de produto que utiliza o material reciclado ΔS_x, através das equações abaixo descritas no item 3.4.2 tem-se os resultados apresentados na Tabela 32.

$\Delta D_x = (\eta_D / (\eta_D - \eta_S)) \times (\Delta X)$, e

$\Delta S_x = (\eta_S / (\eta_D - \eta_S)) \times (\Delta X)$

Tabela 32 – Análise de sensibilidade da elasticidade da demanda e oferta dos metais na reciclagem das placas PCIs em fundição integrada.

Alocação	**100%**	**80%**	**50%**	**20%**	**0%**
Coef. demanda		2,00	1,00	0,50	
Coef. oferta	- **0,50**	- 0,50	- 1,00	- 2,00	
Delta D %	**100%**	80%	50%	20%	0%
Delta S %		-20%	-50%	-80%	-100%
Delta D Pts	**7,20**	5,76	3,60	1,44	
Delta S Pts	-	1,44	- 3,60	- 5,76	- 7,20
Impacto Final Pts	**44,69**	46,13	48,29	50,45	51,89

Os resultados da análise da sensibilidade demonstram que a escolha do critério de alocação é relevante para o caso em estudo. Caso a elasticidade da demanda dos metais analisados seja baixa praticamente todo o crédito referentes aos impactos de produção primária evitados dos metais recuperados na reciclagem são alocados ao sistema de produto que utiliza esses metais, diminuindo assim consideravelmente a vantagem do cenário alternativo em relação ao Cenário Base com disposição em aterro.

Quarto nível da hierarquia de gestão de resíduos – Tratamento das baterias íon Lítio

Um pequeno percentual em peso é tratado em unidades especiais para tratamento das substâncias perigosas.

Quinto e último nível da hierarquia de gestão de resíduos: Disposição em aterro

Somente 2,37 kg, equivalentes a 21% em peso dos equipamentos são dispostos em aterro, o restante 79 % foram reusados, reciclados ou tratados nos níveis inferiores da hierarquia de gestão de resíduos.

As incertezas associadas aos processos são avaliadas conforme o método de Monte Carlo. No SIMAPro esse método pode ser aplicado através da matriz pedigree, pela qual fatores são concedidos aos dados dos processos em consideração aos seguintes critérios: confiabilidade, completude, correlações temporal, geográfica e tecnológica, e tamanho da amostra (ver Anexo 4). A Tabela 33 apresenta a análise de incerteza para o estudo em questão pelo método de Monte Carlo.

Tabela 33 – Análise de Incerteza pelo método de Monte Carlo com intervalo de confiança de 95% para o Cenário Alternativo.

Categoria de impacto	Unidade	Média	SD	Coeficiente de Variação %	Err.Pad. da média
Carcinogênicos	DALY	1,1E-03	1,8E-03	156,0	4,9E-02
Radiação	DALY	2,1E-06	1,6E-06	76,7	2,4E-02
Ecotoxicidade	PAF*m2yr	3,3E+02	1,2E+02	65,3	1,1E-02
Uso da Terra	PDF*m2yr	5,9E+00	1,0E+00	17,5	5,5E-03
Camada de Ozonio	DALY	2,4E-08	2,6E-09	10,6	3,3E-03
Acidificação	PDF*m2yr	4,2E+00	3,8E-01	9,1	2,9E-03
Resp. inorganicos	DALY	1,6E-04	1,2E-05	7,9	2,5E-03
Resp. organicos	DALY	2,8E-07	2,0E-08	7,2	2,3E-03
Mudanças Climáticas	DALY	4,7E-05	3,3E-06	7,1	2,2E-03
Combustíves Fósseis	MJ surplus	2,2E+02	1,5E+01	7,0	2,2E-03
Minerais	MJ surplus	8,1E+01	4,6E+00	5,6	1,8E-03

A tabela indica que as maiores incertezas são referentes as categorias de impacto ambiental carcinogênicos, radiação e ecotoxicidade. Tal fato decorre do menor conhecimento em relação aos processos modelados que são mais afetados pelas categorias referidas. Entre esses processos, destaca-se a disposição de rejeitos de mineração para a qual as incertezas associadas são altas devido à diversidade da composição dos diversos metais nos minérios que geram os rejeitos dispostos.

Finalmente, o cenário alternativo é analisado por uma outra metodologia de impacto que não o EcoIndicator 99. Para tal utiliza-se a metodologia ReCiPe Midpoint (H) V1.04 / World ReCiPe H de abordagem voltada ao problema. A Tabela 34 apresenta os resultados normalizados da análise pelo qual pode se constatar que as categorias mais importantes são: ecotoxicidade marinha, toxicidade humana, eutrofização e ecotoxicidade da água.

Tabela 34 – Cenário Alternativo conforme metodologia de ReCiPe Midpoint H.

Categoria de impacto	Cenário Base	Cenário Alternativo	Alternativo-Base	Redução %
Ecotoxicidade marinha	11,14	8,09	-3,05	27%
Toxicidade humana	9,38	6,67	-2,71	29%
Eutroficação	5,84	4,34	-1,51	26%
Ecotoxicidade da água	3,48	2,55	-0,94	27%
Depleção de metais	0,68	0,53	-0,15	22%
Radiação ionizante	0,09	0,08	-0,01	13%
Depleção de combustíveis fósseis	0,05	0,05	-0,01	13%
Mudanças Climáticas	0,04	0,03	-0,01	14%
Eutrofização marinha	0,04	0,03	-0,01	19%
Formação de particulados	0,04	0,03	-0,02	40%
Acidificação terrestre	0,04	0,02	-0,02	57%
Formação de oxidantes fotoquímicos	0,02	0,02	-0,00	20%
Ecotoxicidade terrestre	0,01	0,01	-0,00	18%
Ocupação urbana	0,01	0,01	-0,00	18%
Transformação de terra	0,00	0,00	-0,00	11%
Ocupação de terras agrícolas	0,00	0,00	-0,00	8%
Depleção de ozônio	0,00	0,00	-0,00	13%

Pode-se concluir que não há diferenças relevantes entre os dois métodos de avaliação de impacto utilizados, tanto com abordagem voltada ao problema (ReCiPe), quanto voltada ao dano (EcoIndicator99). Ambos os métodos apontam reduções de impactos similares entre os cenários base e alternativo, assim como, reforçam a pouca relevância das categorias de impacto referentes ao uso de combustíveis, mudanças climáticas, e outros.

5.2.3 Decisão

A decisão a ser tomada já fica explicita a partir dos valores normalizados dos impactos ambientais dos cenários base e alternativo, no qual esse último apresenta uma redução de 27,1% dos impactos ambientais (Tabela 26). A disposição de resíduos de desktop em aterros sanitários demonstra-se uma alternativa tecnológica menos interessante, não devido aos impactos ambientais dos resíduos após serem dispostos no aterro, mas sim, porque o cenário alternativo permite a recuperação de matéria e energia contida no produto desktop. Nesse cenário ao se reciclar e reusar o material ocorre um crédito de impactos ambientais referente à fase de extração de recursos naturais e

manufatura. Crédito esse que reduz o impacto ambiental total do produto que é reusado e reciclado.

Como demonstram os resultados obtidos no presente estudo, o reuso e a remanufatura devem ser incentivados diante do elevado impacto ambiental da produção primária evitada. Os impactos ambientais evitados mais relevantes estão associados com o processo de mineração dos metais contidos nas placas de circuito impresso, particularmente ouro e cobre, e são relativos aos efeitos carcinogênicos da disposição em barragens de rejeitos da mineração dos metais.

As análises de sensibilidade realizadas para os mais importantes parâmetros, como razão de aproveitamento dos desktops usados na montagem de um desktop remanufaturado, composição dos metais nas placas, influência da abordagem de alocação dos créditos de impactos evitados, e teste com uma metodologia de avaliação de impacto ambiental com abordagem ao problema, não apresentaram divergência em relação aos resultados obtidos.

A primeira etapa de preferência da hierarquia de resíduos sugerida pelas legislações ambientais, de eliminação do metal tóxico chumbo utilizados nas soldas dos componentes das placas de circuito impresso, não redundou em redução dos impactos ambientais, mas tão somente uma troca de problema ambiental, diminuindo a toxicidade oriunda do chumbo, mas aumentado os efeitos carcinogênicos da extração de outros metais substitutos. Essa troca de um impacto ambiental por outro não é tão relevante no caso em estudo, mas ressalta a importância da metodologia ACV em evitar que isso ocorra.

Ao se comparar o ciclo de vida de dois desktops com PCI com e sem solda de chumbo BIO (2003) concluíram que não há nenhum efeito positivo em nenhuma categoria de impacto ambiental, excetuando-se a redução em alguns percentuais da categoria de impacto de toxicidade humana via emissão atmosférica. Esses resultados também são compatíveis com o estudo de EKVALL e ANDRAE (2006) que utilizaram a emissão para o ecossistema de 0,1% do chumbo contido nas soldas, partindo da premissa de TUKKER *et al*. (2001) que 2/3 são emitidas para a atmosfera e o restante para o solo. Denotam, entretanto, que a redução da emissão de chumbo é acompanhada de um aumento de emissões de gases efeito estufa devido ao uso do estanho na solda sem chumbo e de um maior uso de energia para a soldagem.

A análise de contribuição para os impactos ambientais dos processos modelados indica que a mineração dos metais, particularmente o ouro, contido nas placas de circuito impresso, é o processo mais impactante. NORGATE e HAQUE (2012) ressaltam que os impactos ambientais da produção do ouro é várias ordens de magnitude superior a de outros metais devido à baixa concentração do metal nos minérios em comparação com os outros metais. Ressaltam ainda os autores que a concentração média global de ouro nos minérios deve cair dos atuais 3,5 g/t para 1,0 g/t de minério em 2050, o que redundará em maiores impactos ambientais por tonelada de ouro extraída dos minérios, com maior gasto energético e um aumento do uso de agentes lixiviantes à base de cianetos. Esses rejeitos da mineração são dispostos em barragens de rejeitos.

Os impactos ambientais associados à disposição de rejeitos da extração de recursos minerais representam um passivo ambiental no setor de mineração que é de grande relevância econômica no Brasil, considerando o volume de rejeitos gerados, a necessidade de extensas áreas para a disposição, a concentração dos metais no minério, características geotécnicas da locação, a variabilidade das características físico-química dos rejeitos e os riscos de colapso das barragens de rejeitos (ARAUJO, 2006; DUARTE, 2008). Esse último, item não passível de análise pela metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida. A elevada incerteza apresentada para as categorias de impacto ambiental carcinogênicos e ecotoxicidade são resultantes de um menor conhecimentos dos processos de dispersão dos rejeitos na disposição em barragens. HISCHIER et al. (2005) reafirmam as limitações em relação aos dados de processos de mineração, particularmente os referentes aos metais preciosos.

O reuso e a reciclagem surgem como etapas da hierarquia de gestão de resíduos apropriadas para a minimização dos impactos ambientais do produto. No caso em questão o tratamento em fundição integrada das PCIs é utilizado para a recuperação dos metais. Mesmo considerando os impactos do transporte do material para a Suécia, os impactos ambientais da produção primária evitada dos metais são superiores aos impactos do tratamento na fundição.

6 - CONCLUSÃO

A relevância do estudo é destacada pelos notórios impactos sociais e ambientais do inadequado tratamento informal dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) realizado em países em desenvolvimento como Índia, China e Gana. A cadeia do ciclo de vida dos equipamentos eletroeletrônicos é esmiuçada, assim como, são apresentadas estimativas de geração dos REEE no Brasil.

As legislações para gestão de resíduos sólidos, particularmente de REEE, apresentam uma evolução capitaneada pela União Europeia, que buscam minimizar esses impactos, com uma velocidade maior do que esses são gerados. A legislação referente aos REEE é discutida, particularmente as diretivas europeias, que serviram de inspiração para a legislação de resíduos brasileira, no contexto da aplicação do conceito de responsabilidade estendida do produtor, no qual esse passa a ser responsável pela coleta e tratamento adequado dos seus produtos na fase do pós-consumo. Esse tratamento deve seguir uma ordem de preferência estipulada pela hierarquia de gestão de resíduos, pela qual deve-se prioritariamente nessa ordem, prevenir a geração, reusar, reciclar, tratar e finalmente dispor adequadamente em aterro, o que não puder ser aproveitado nas etapas anteriores.

Ferramenta central nas políticas de gestão de resíduos, a Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, demanda ainda grande esforço para seu desenvolvimento, particularmente no Brasil, aonde ainda é incipiente. O desenvolvimento da ACV no Brasil demanda aprimoramento da metodologia, assim como de criação de banco de dados locais.

O objetivo principal do estudo é apoiar as diretrizes de incentivo das políticas regulatórias de resíduos sólidos, particularmente em relação aos incentivos ao reuso e reciclagem. Para tal desenvolveu-se um modelo baseado na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida voltado para avaliação de resíduos de produtos eletroeletrônicos. Esse modelo pretende ter a aplicabilidade para analisar todas as categorias de impacto, para cada componentes e em cada uma das fase do ciclo de vida, em seguimento a hierarquia de resíduos determinada pela norma local, permitindo acurácia e precisão, transparência e facilidade de comunicação dos resultados (ao menos para dados normalizados).

6.1 Considerações sobre o estudo de caso

Um estudo de caso que analisa a gestão de resíduos de computadores desktop em final de vida útil é utilizado para validação do modelo como uma representação acurada da realidade. A gestão dos resíduos do desktop é avaliada em dois cenários. O Cenário Base representa a situação atual dos resíduos eletrônicos no Brasil o qual são dispostos em aterro sanitário. O Cenário Alternativo explora as possibilidades recomendadas pela hierarquia de gestão de resíduos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, utilizando alternativas tecnológicas em cada uma das etapas da hierarquia: prevenção da geração, reuso, reciclagem de materiais, tratamento, e finalmente disposição em aterro dos rejeitos que não puderam ser aproveitados nas etapas anteriores da hierarquia. Ao longo desse percurso das várias alternativas da hierarquia de gestão de resíduos a quantidade de material foi diminuindo, e esse foi sendo aproveitado em outros sistemas de produto.

O Cenário Alternativo é comparado com o Cenário Base, permitindo o modelo a identificação dos componentes do desktop que possuem a maior contribuição de impactos e que, portanto, devem ser foco de prevenção da geração, reuso e reciclagem. No modelo apresentado o Cenário Alternativo apresenta uma redução de 27,1% dos impactos ambientais em relação ao Cenário Base, distribuída nas várias etapas da hierarquia de gestão de resíduos.

A prevenção da geração é avaliada pela análise da substituição nas placas de circuito impresso das soldas de chumbo por outro tipo de solda composta por estanho. E demonstra que o impacto total não foi reduzido, visto que o estanho que substituiu o chumbo tem impactos importantes na fase de extração de recursos, embora possua uma toxicidade menor do que a do chumbo. O chumbo é uma das substâncias objeto de uma diretriz europeia (RoHS) que restringe o uso de substâncias perigosas em aparelhos eletroeletrônicos. O ACV é uma ferramenta apropriada para evitar a troca de problemas ambientais, e essa habilidade é destacada nessa análise das soldas de chumbo.

O reuso dos materiais é avaliado pela remanufatura dos desktops, processo realizado em pequena escala por algumas ONGs no Brasil, particularmente pelo Programa Computadores para Inclusão. A remanufatura dos desktops é modelada para uma vida útil adicional de 2 anos, e para a razão de quatro resíduos de computadores desktop necessários para a montagem de um desktop remanufaturado. Tal modelagem resulta em um crédito de impacto ambiental de 7,61Pts, equivalente a 12,4% dos

impactos ambientais totais do produto em estudo. Destaca-se, portanto, a importância do reuso como eficiente alternativa para minimização dos impactos ambientais. O reuso é uma estratégia ambiental já utilizada em grandes corporações como a IBM, que recupera componentes de servidores para remanufatura de equipamentos.

A reciclagem é modelada para a recuperação dos metais preciosos contidos nas placas de circuito impresso em fundição integrada na Europa, processo esse que representa a melhor tecnologia disponível. Esse processo apresenta um impacto ambiental positivo de 8,84Pts, equivalente a 14,4% do total do impacto ambiental do desktop. Portanto, o envio das placas para tratamento na Europa mostra-se uma alternativa que atende a hierarquia de gestão, mesmo considerando os impactos do transporte marítimo, e dos processos de fundição.

Várias premissas adotadas para o caso em estudo são submetidas à uma análise de sensibilidade para avaliação da influência no resultado final. Entretanto, os resultados do caso em estudo não apresentam dúvidas em relação a sensibilidade dos parâmetros.

No Cenário Alternativo os créditos de impactos ambientais são totalmente alocados no sistema de produto do desktop. Diferentes abordagens de alocação são analisadas para o caso em estudo, pelas quais os créditos ambientais podem ser alocados em diferentes percentuais entre o sistema de produto desktop e o sistema de produto que utilizará o material reciclado.

Pode-se questionar se o computador remanufaturado atende as mesmas funções que um computador novo. Caso não se aceite essa premissa, o computador remanufaturado deve ser considerado como um produto diferente do produto original e, portanto, o critério de alocação deve ser reconsiderado. No caso do reuso dos REEE corporativo realizado por algumas empresas de hardware independentemente do sistema de gestão de resíduos, torna-se claro que essas empresas devem receber integralmente os créditos dos impactos evitados no seu sistema de produto. Isso ocorre também imperceptivelmente nos sistemas manufatureiros que recuperam dentro da sua própria operação as sobras e aparas, retornando o material para o início do processo.

Assume-se no Cenário Alternativo que não ocorre "*downcycling*", ou seja, nenhum dos metais recuperados sofreu degradação ou contaminação. Tal fato não ocorre na realidade onde há indícios de que ouro recuperado de REEE por recicladoras

informais, e posteriormente utilizado na manufatura de joias, tem traços de contaminação de metais pesados.

Portanto, considera-se que a questão específica abordada nessa tese foi adequadamente respondida: Qual a melhor alternativa de tratamento do resíduo de computador desktop?

6.2 Considerações sobre o modelo de gestão ambiental do ciclo de vida de resíduos eletroeletrônicos

Os resultados finais do estudo de caso não demonstram dúvidas em relação às decisões a serem tomadas na gestão dos resíduos de desktop. O modelo permite avaliar nas diferentes etapas da hierarquia de estão de resíduos as possibilidades existentes para a minimização dos impactos, a partir de cada componente desmontado do produto. Considera-se que o modelo atende o objetivo para o qual foi proposto, permitindo avaliar o resíduo eletroeletrônico, suas partes e componentes separadamente para os cenários estabelecidos.

Dessa forma, podemos responder a questão central da presente tese: A hierarquia de gestão de resíduos sólidos recomendada pela PNRS deve ser sempre seguida? O modelo em questão esclarece que pode ocorrer a migração de um problema para outro, diminuindo-se uma categoria de impacto ambiental, mas aumentado outra categoria de impacto. Portanto, o uso da ferramenta ACV pode esclarecer e evitar incorreções em relação à escolha das melhores alternativas para a minimização de impactos.

Não se inclui no estudo de caso categorias de impacto sociais e econômicas, por falta de dados e informações. Essas podem ser relevantes para a tomada de uma decisão na gestão de resíduos sólidos. Entretanto, a tomada de decisão demanda valores subjetivos que são percebidos pelos atores envolvidos que são particulares ao estudo em questão. Para permitir essa subjetividade os dados finais da avaliação de impacto da ACV podem ser ponderados pelos valores estabelecidos para as categorias de avaliação dos impactos, com ferramentas de suporte a decisão como Análise Multicritério**.**

Os diferentes critérios de alocação demonstram as diferentes formas de considerar os créditos recuperados com as alternativas de gestão dos resíduos. Esses podem interferir no resultado final dos impactos do sistema estudado, afetando a decisão a ser tomada. À ressaltar o fato de que os impactos evitados que são alocados

aos diferentes sistemas de produto não ocorrem na mesma locação física e temporal, sendo assim distribuído ao longo do tempo e, principalmente, entre os diversos atores em países diferentes com legislações de produção e consumo sustentável díspares.

A definição dos critérios para alocação interferirá em estratégias de incentivo ao desenvolvimento de produtos mais fáceis de desmontagem (DfD), com o atendimento a normas de redução do uso de substâncias perigosas no eco design como a RoHS, e ou outros mecanismos de mercado como créditos de carbono. Mas, principalmente, poderá auxiliar os legisladores na criação de incentivos ou penalidades, tanto para os produtores no sistema de produto primário, quanto para os atores à jusante, que utilizam os materiais secundários nos seus processos produtivos.

6.3 Recomendações

A cadeia de gestão de resíduos eletroeletrônicos está sendo desenvolvida no Brasil após a promulgação da lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos. Há ainda um longo percurso a ser percorrido para a elaboração de políticas públicas no estabelecimento de diretrizes para a gestão de resíduos sólidos, particularmente os REEE, em busca da minimização dos impactos ambientais e sociais.

Acredita-se que o modelo proposto possa contribuir para a análise e o desenvolvimento da gestão dos resíduos eletroeletrônicos no país. Entretanto, são necessários mais dados e um completo mapeamento desses resíduos no Brasil, considerando as especificidades locais, como mercado cinza, perfil de uso, mercado de equipamentos usados, geração de empregos, distribuição regional e capacitação regional para realização dos tratamentos e outras.

Nas atuais legislações tanto na UE, como no Brasil, há pouco foco no reuso. O estudo de caso em questão, resssalta a relevante redução de impactos com a remanufatura dos desktops. Para van NES & CRAMER (2006) "*produtos de maior duração e serviço para extensão da vida útil dos produtos são uma combinação de fechamento de ciclo de materiais e redução da velocidade do fluxo do recurso através de uma utilização mais longa do produto*". Ressaltam que a vida útil de um produto não é um critério predefinido na pesquisa e desenvolvimento do produto pelo fabricante,

mas sim, uma decisão do usuário e que, o comportamento do consumidor que necessita ser mudado pelo design do produto, em busca da otimização da vida útil do produto.

Pelo viés tecnológico, o que deve ser incentivado no Brasil é o desenvolvimento de tecnologias de reciclagem que não necessitem dos altos investimentos em bens de capital como as fundições integradas europeias, com menores impactos ambientais, e que permitam que os materiais sejam utilizados com pouca perda de qualidade.

A aplicação do modelo apresentada nessa tese ressalta a importância dos impactos ambientais da mineração. Esse fato reforça a procura pela Sociedade da Reciclagem, onde não mais os recursos naturais são jogados fora ao serem dispostos em aterros. Mesmo que esses sejam dispostos em aterros sanitários que impeçam, em princípio, a contaminação do solo e de águas subterrâneas, não se pode dispensar os créditos associados com os impactos ambientais incorridos na extração e beneficiamento dos recursos minerais.

Finalmente, a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, demanda ainda grande esforço para seu desenvolvimento no Brasil. É necessária a criação de bancos de dados de processos, com as tecnologias locais. Essa é uma tarefa que está sendo capitaneado pelo Ministério da Indústria, e necessita de colaboração dos diversos setores produtivos no país, particularmente indústria e agricultura. Também importante para o Brasil é o desenvolvimento de metodologias próprias de avaliação de impacto, que exigirá esforços da comunidade acadêmica e centros de pesquisa para a elaboração de modelos regionais que absorvam as particularidades dos ecossistemas brasileiros e sua interação com os aspectos e impactos antropogênicos.

Como sugestões para pesquisas futuras destaca-se a obtenção de dados primários de processos de tratamento de reciclagem de resíduos eletroeletrônicos em desenvolvimento no Brasil, incluindo os impactos sociais e econômicos, além dos ambientais.

BIBLIOGRAFIA

ABRÃO, A. **Química e tecnologia das terras-raras**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1994.

ABINEE – Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica. Panorama Econômico e Desempenho Setorial 2009. www.abinee.org.br. Acesso em 20/06/2010, 2010.

ABINEE – Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica. **Desempenho Setorial**. www.abinee.org.br. Acesso em 26/07/2011, 2011

ABNT. **NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2001.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2011.

AEA TECHNOLOGY. **WEEE & Hazardous Waste Part 1**. Comissionado pelo Departamento de Meio Ambiente, Alimentos, e Assuntos Rurais (DEFRA) Reino Unido, Londres, 2004.

AEA TECHNOLOGY**. WEEE & Hazardous Waste Part 2**. Comissionado pelo Departamento de Meio Ambiente, Alimentos, e Assuntos Rurais (DEFRA) Reino Unido, Londres, 2006.

ARAÚJO, C. B. **Contribuição ao estudo do comportamento de barragens de rejeito de mineração de ferro**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro, 2006.

ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A; MAHLER, C.F.; BILITEWSKI, B. A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012.

AYRES, R. Life Cycle Analysis: A critique. **Resources, Conservation and Recycling**, 14, 199-223, 1995.

BAIRD, C e CANN, M. **Química Ambiental**. 4º. Edição. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BAN – BASEL ACTION NETWORK; SVTC – SILICON VALLEY TOXICS COALITION. **Exporting Harm: The High-Tech Trashing of Asia**. Seattle, WA, Fevereiro de 2002.

BANDINI, M. **Seminário Internacional de Resíduos Eletroeletrônicos**. Acesso em 12.12.2009. Disponível em http://www.seminarioree.com.br/, 2009.

BILITEWSKI, B.; HAERDTLE, G.; MAREK, K. **Abfallwirtschaft: Handbuch fur Praxis und Lehre**. Berlin: Springer-Verlag, 2000.

BIO Intelligente Service. **External Environmental Effects related to the Life Cycle of Products and Services**. Fevereiro, 2003.

den BOER, E; den BOER, J.; JAGER, J. (eds.) **Waste Management Planning and Optimisation. Handbook for municipal waste prognosis and sustainability assessment of waste management systems**. ibidem-Verlag: Stuttgart, 2005

BOHR, P.; GUTOWSKI, T. Collective, Collaborative or Competitive? An Analysis of EPR Approaches Using Material Recovery Certificates for the Recycling of Cooling and Freezing Appliances in Austria. **International Eco-X Conference**, Viena, Austria, Maio, 2007.

BOLINDEN. Bolinden Ronnskar factsheets, Disposnível em www.bonlinden.com. Acesso em 03/05/2012, 2012.

del BORGHI, A.; GALLO, M.; del BORGHI, M. A survey of life cycle approaches in waste management. **International Journal of Life Cycle Assessment** 14, 597-610, 2009.

BRASIL, MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. **Plano Nacional de Mineração 2030**. Brasília: MME, 2010.

BRAUNE, A.; WARBURG, N. **A Methodology to define Environmental Performance Indicators of ICT Products – based on Example of Personal Computers. EPIC-ICT Consortium. EPIC-ICT Methodology**. Disponível em www.epic-ict.org. Acesso em 27/05/201,1 IKP – Universidade de Stuttgart – Alemanha, 2006a.

BRAUNE, A.; WARBURG, N Development of Environmental Performance Indicators for ICT Products on the example of Personal Computers. Deliverable 6. **EPIC-ICT Consortium. EPIC-ICT Methodology**. Disponível em www.epic-ict.org. Acesso em 27/05/201,1 IKP – Universidade de Stuttgart – Alemanha, 2006b

CASTELL, A. CLIFT, R., Extended Producer Responsibility Policy in the European Union: A Horse or a Camel ?. **Journal of Industrial Ecology**, 8 (1-2), 4-7, 2004.

BRUNNER, P. Clean Cycles and Safe Final Sinks - Editorial **Waste Management Research**, 2010.

CEMPRE – Compromiso Empresarial com a Reciclagem. CICLOSOFT SURVEY, 2010. Disponível em http://www.cempre.org.br/ciclosoft_2010.php. Acessado em 12.03.11, 2011.

CHANCEREL, P.; MESKERS, C.; HAGELUKEN, C.; ROTTER, V.S. WEEE: metals too precious to ignore. **Recycling International**, November, 42-49, 2008

CHANCEREL, P.; ROTTER, V.R. Stop wasting gold – How a better mining of end-of-life electronic products would save precious resource. Proceedings of **R 09 Conference**, Davos, Suiça, 2009.

CHIARI, K. D. M. **Aspectos econômicos do processo de tratamento e disposição de resíduos sólidos**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, UFRJ 2008.

CHOI, B.-C., H.-S. SHIN,et al. Life Cycle Assessment of a Personal Computer and its Effective Recycling Rate. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 11 (2), 122-128, 2006.

CHRISTENSEN, T. **Notas de aula do curso: Modelagem de Avaliação do Ciclo de Vida de Sistemas de Resíduos Sólidos – Aplicação do Modelo EASEWASTE**. Life Cycle Assessment Modelling of Solid Waste Systems – Application of the EASEWASTE Model. Danish Technical University. Copenhagen, June, 2010.
CIA – Central Intelligence Agency. **CIA World Factbook**. Disponível em <http://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>, 2010.

CIROTH, A.; FRANZE, J. **LCA of an Ecolabeled Notebook: Consideration of Social and Environmental Impacts Along the Entire Life Cycle**. GreenDeltaTC GmbH comissionado por FINTO Belgium Federal Public Planning Service Sustainable Development, Berlin, 2011.

CLASSEN, M.; ALTHAUS, H.-J. ; BLASER, S.; TUCHSCHMID, M.; JUNGBLUTH, N. DOKA, G.; FAIST EMENNEGER, M. ; SCHARNSHORST, W. **Life Cycle Inventories of Metal. Final report Ecoinvent data 2.1, no.10** EMPA, Dubendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventory, 2009.

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

COLTRO, L.; GARCIA, E.E.C.; QUEIROZ G.C.Life Cycle Inventory for Electric Energy System in Brazil. **Int.Jr LCA** 8 (5), 290-296, 2003.

COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana. **Caracterização Gravimétrica e Microbiológica dos Resíduos Sólidos Domiciliares do Município do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro. Disponível www.rio.rj.gov.br/comlurb. Acessado em 14.07.11, 2009.

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

CUI, J.; ZHANG, L. Metallurgical recovery of metals from electronic waste: A review. **Journal of Hazardous Materials**, 158, 228-256, 2008.

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

CURRAN, M. A; NOTTEN, P. CHAYER, J.A.; CICAS, G.. **Summary of Global Life Cycle Inventory Data Resources. Task Force 1: Database Registry**. SETAC/UNEP Life Cycle Initiative, 2006.

CURRAN, M.A. **Development of a life cycle assessment methodology: a focus on co-product allocation**. Tese de Doutorado, Erasmus University Rotterdam, Junho, 2008.

DISPLAY SEARCH. **2011 TV Market Outlook Reduced in Latest Forecast**. Disponível em www.displaysearch.com. Acessado em 06.08.2011, 2011.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent data v 2.0, no.13**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. EMPA TSL, Duebendorf, Suiça, 2007.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report, no.13, v.2.1**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. St. Gallen, 2009.

DREYER, L.C.; HAUSCHILD, M.Z.; SCHIERBECK, J. A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. **Int. J LCA** 11 (2) 88-97, 2006.

DUAN, H.; EUGSTER, M.; HISCHIER, R.; STREICHER-PORTER, M.; LI, J. Life cycle assessment study of a Chinese desktop personal computer. **Science of the Total Environment** 407, 1755-1764, 2009.

DUARTE, A.P. **Classificação das barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais no estado de Minas Gerais em relação ao potencial de risco**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, Belo Horizonte, 2008.

EARLES, J.M.; HALOG, A. Consequential life cycle assessment: a review. **International Journal of Life Cycle Assessment** 16, 445-453, 2011.

EC/EU **CHAINET. Definition Document: final version**. European Network on Chain Analysis for Environmental Decision Support. CML, Leiden University, 1998.

EC (European Comission) JRC (Joint Research Centre) IES (Institute for Environment and Sustainability). **Environmental Assessment of Mucicipal Waste Management Scenarios: Part I – Data collection and preliminary assessments for life cycle thinking of pilot studies**, Eds. Koneczny, K. e Pennington, D., 2007a.

EC (European Comission) JRC (Joint Research Centre) IES (Institute for Environment and Sustainability). **Environmental Assessment of Mucicipal Waste Management Scenarios: Part II - Detailed Life Cycle Assessment**, Eds. Koneczny, K. e Pennington, D., 2007b.

EC (European Comission) JRC (Joint Research Centre) IES (Institute for Environment and Sustainability). **ILCD International Reference Life Cycle Data System. General Guide for Life cycle Assessment – Detailed guidance**. 2010a

EC (European Comission) JRC (Joint Research Centre) IES (Institute for Environment and Sustainability). **ILCD International Reference Life Cycle Data System. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment**, 2010b**.**

EC/EU European Comission**. The Story behind the Strategy EU Waste Policy**. disponível em http://ec.europa.eu/environment/waste/pdf/story_book.pdf, acesso em 10/10/2011, 2011.

EC/EU European Comission ETC/SCP e EEA Environmental European Agency. Working paper 3/2011. **Key messages on material resource use and efficiency in Europe: Insights from environmentally extended input-output analysis and material flow accounts**. Copenhagen, 2011.

EEA - Environmental European Agency. **Waste from Electrical and Electronic Equipments WEEE – quantities, dangerous substances and treatment methods**. European Topic Centre on Waste. Copenhagen, 2003.

EICKER, M.O.; HISCHIER, R.;KULAY, L.A.; LEHMANN, M.; ZAH, R.; HURNI, H.The applicability of non-local LCI data for LCA. **Environmental Impact Assessment Review** 30, 192-199, 2010.

EKVALL, T. **System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment – With Implications for Wastepaper Management**. PhD thesis, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden, 1999.

EKVALL, T. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. **Resources Conservation & Recycling**. 29, 91-109, 2000.

EKVALL, T; FINNVENDEN, G. Allocation in ISO 14041 – a critical review. **Journal of Cleaner Production** 9, 197-208, 2001.

EKVALL, T., WEIDEMA, B.P. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment** 9 (3) 161-171, 2004.

EKVALL, T.; ANDRAE, A.S.G. Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders. **Int Jr. Life Cycle Assessment**, 11 (5), 344-353, 2006.

EKVALL, T.; ASSEFA, G; BJORKLUD. A; ERIKSSON, O, FINNVENDEN, G. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. **Waste Management** 27, 989-996, Elsevier, 2007.

ENVIRON. WEEE Legislation. Disponível em http://www.b2bweee.com/requirements/be, Acessado em 10/02/2010, 2010.

EPA – Environmental Protection Agency – United State. **Plug-In To e-Cycling 2008 Activities**. Disponível em: (http://www.epa.gov/epawaste/partnerships/plugin/index.htm). Acessado em 12 de Dezembro de 2011, 2009.

ESPINOZA, O.; VILLAR, L.; POSTIGO, TALIA;, VILLAVERDE, H.; **Diagnóstico del Manejo de los Resíduos Electronicos en el Perú**. EMPA, SECO – Swissterland, IPES, CONAM, DIGESA – Peru. 2008, apud ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A;

MAHLER, C.F.; A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012

ETTLER, V.; MIHALJEVIC, M.; SEBEK, O. Antimony and arsenic leaching from secondary lead smelter air-pollution-control residues. **Waste Manag Res**, 28: 587, 2010.

EUROSTAT – STATISTIC DIVISION OF EUROPEAN COMISSION. **Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide**. Luxembourg. Office for Official Communications of the European Communities, 2001a.

EUROSTAT– STATISTIC DIVISION OF EUROPEAN COMISSION. **Handbook on volume and prices**. Luxembourg: Office for Official. Publications of the European Communities, 2001b.

FEO, G.; MALVANO, C.. The use of LCA in selecting the best MSW management system. **Waste Management** 29, 1901-1915, 2009.

FINKBEINER, M.; SCHAU, E.M.; LEHMANN, A. ; TRAVERSO, M. Towards on Life Cycle Sustainability Assessment. **Sustainability**, 2, 3309-3322. doi: 103390/su2103390, 2010.

FINNVENDEN, G. Solid Waste Treatment Within the Framework of Life Cycle Assessment. Meals in Municipal Solid Waste Landfills. **Int. Jr. LCA** 1(2), 74-78, 1996.

FINNVENDEN, G. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. **Resources, Conservation & Recycling** 26, 173-187, 1999a**.**

FINNVENDEN, G. **A Critical Review of Valuation / Weightning Methods for Life cycle Assessment**. FMS (Forskningsgruppen fôr miljostrategiska studier) Stockholm Universitet. AFR Report 253. Swedish Environmental Protection Agency. Estocolmo, 1999b.

FINNVENDEN G.; BJORKLUNG, A.; MOBERG, A.; EKVALL, T.; MOBERG, A. Environmental and economic assessment methods for waste management decision-suppport: possibilities and limitations. **Waste Management & Research** 25, 263-269, 2007.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S.; KOEHLER, A.; PENNINGTON, D.; SUH, S. Recent Developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management** 91, 1-21, 2009.

FISHBEIN, B.K. **Waste in the Wireless World: The Challenge of Cell Phones**. NY: Inform, Inc. ISBN 0-918780-78-0, Maio, 2002.

FIVE WINDS INTERNATIONAL **Toxic and Hazardous Materials in Electronics. An Environmental Scan of Toxic and Harzadous Materials in IT and Telecom**

Products and Waste. Final Report. Comissionado por Environment Canada, National Office of Pollution Prevention and Industry Canada, Computers for Scholl Program, Outubro, 2001.

FGV - FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. Tecnologia **de Informação 20ª Pesquisa Anual - 2009**. www.fgv.br. Acesso em 11/01/2010.

FLANAGAN, R.J.; BRAITHWAITE, R.A.;BROWN, S.S.; WIDDOP, B.; WOLFF, F.A. **Basic analytical toxicology**. World Health Organization, Genebra, 1995.

FRANKLIN ASSOCIATES. **Life cycle inventory of 100% postconsumer HDPE and PET recycled resin from postconsumer containers and packaging**, comissionado por The Plastics Division of the American Chemistry Council, Inc. The Association of Postconsumer Plastic Recyclers, The National Association for PET Container Resources (napcor), and the Pet Resin Association, 2010.

FREDHOLM, S.A; GREGORY, J.R. Characterising architectural options for electronic waste recycling systems. **IEEE International Symposium in Electronics and the Environment, 2008,** citado por StEP Solving the E-Waste Problem. StEP Green Paper on e-waste Indicators, Transfer Industrial Sector Studies. UNEP, UNU-ISP, Bonn – Alemanha. 2011.

FREES, N. Crediting Aluminium Recycling in LCA by Demanding or by Disposal ? **International Journal of Life Cycle Assessment** 13 (3), 212-218, 2008.

FRISCHKNEHCT, R. **Life cycle Inventory Analysis for Decision-Making: Scope-dependent Inventory System Models and Context-specific Joint Product Allocation**. DSc thesis Swiss Federal Institute of Technology Zurich, 1998.

FRISCHKNEHCT, R.; JUNGBLUTH, N.; ALTHAUS, H.J.; DOKA, G.; HECK, T.; HELLWEG, S.; HISCHIER, R.; REBITZER, G. SPIELMANN, M.; WERNET, G. **Overview and Methodology. Ecoinvent report No.1**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007a.

FRISCHKNEHCT, R.; JUNGBLUTH, N.; ALTHAUS, H.J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; HELLWEG, S.; HISCHIER, R.; HUMBERT, S.; KOLLNER, T.; LOERINCIK, Y. MARGNI, M. NEMECEK, T. **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Data v2.0 Ecoinvent report No.3**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007b.

GABRIEL, R. **LEITFADEN FUR DIE BEHANDLUNG VON ELEKTRO-UND-ELEKTRONIKGERATEN**. Bundesministerium fur Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Austria, 2000.

GATTI, J. B., de CASTILHO QUERIOZ, G., CORREA GARCIA, E.E. Recycling of Aluminum Can in Terms of Life Cycle Inventory (LCI). **Int. J.LCA** 13(3), 219-225, 2008.

GEHIN, A.; ZWOLINSKI, A.; BRISSAUD, D. Integrated design of products lifecycles – The fridge case study. **CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology** 1, 214-220, 2009.

GENTIL, E.; DAAMGARD, A.; HAUSCHILD, M.; FINNVEDEN, G.; ERIKSSON, O.; THORNELOE, S.; KAPLAN, P.O.; BARLAZ, M.; MULLER, O.; MATSUI, Y.; LI, R.; CHRISTENSEN, T. Models for waste lifecycle assessment: Review of technical assumptions. **Waste Management** 30, 2636-2648, 2010.

GeSi – GLOBAL SUSTAINABILITY INITIATIVE, BCG – THE BOSTON CONSULTING GROUP. **Evaluating the Carbon-reducing impacts of ICT: An assessment methodology**. September 2010.

GEYER, R & BLASS, V.R. The economics of cell phone reuse and recycling. **Int J Adv Manuf Technol** 47, 515–525, 2010.

GLUCH, P; BAUMANN, H. The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion on its usefulness for environmental decision. **Building and Environment**, 39, 571-580, 2004.

GMUNDER, S. **Recycling – From Waste to Resource. Assessment of optimal manual dismantling depth of a desktop PC in China based on eco-efficiency calculations**. Diploma Thesis. Swiss Federal Institute of Technology Zurich, EMPA, 2007.

GRIMES, S.; DONALDSON, J.; GOMEZ, G.C. **Report on environmental Benefits of Recycling**. CSPRE – Imperial College, London. Commissioned by the Bureau of International Recycling, 2008.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. The Eco-indicator 99: **A damage oriented method for Life Cycle Impact Management. Methodology Report.** Pre Consultant, The Netherlands, 2001.

GOEDKOOP, M.; SCHRYVER, A.D.; OELE, M. **Introduction to LCA with SIMAPRO 7**. Pre Consultant, The Netherlands, 2008a.

GOEDKOOP, M.; OELE, M. ;SCHRYVER, A.D.; VIEIRA, M. **SIMAPRO Databse manual: Methods Library 7**. Pre Consultant, The Netherlands, 2008b.

GOEDKOOP, M.; SCHRYVER, A.D.; OELE, M; DURKSK, S.; de ROEST, D.. **Introduction to LCA with SIMAPRO 7**. Pre Consultant, The Netherlands, 2010

GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. **Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards**. **I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background**. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 2002.

GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; HEIJUNGS, R; VAN DER VOET, E., ZAMAGNI, A.; BUTTOL, P.; BUONAMICI, R.; MASONI, P. ; EKVALL, T.; RYDBERG, T. **CALCAS. Co-ordination Action for Innovation on Life-Cycle Analysis for Sustainability. Deliverable 20: Blue Paper on Life Cycle Sustainability Analysis**. European Commission, 6th Framework, June 2009.

GUINÉE, J.B.; HEIJUNGS, H.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P; BUONAMICI, R. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science and Technology**, 45(1), 90-96, 2011.

GUTOWSKI, T. AND J. DAHMUS. "Mixing Entropy and Product Recycling," IEEE **International Symposium on Electronics and the Environment**, New Orleans, Louisiana, USA, May 16-19, 2005

HAGELUEKEN, C. Recycling of Electronic Scrap at Umicore´s Integrated Smelter and Refinery. World of Metallurgy **Erzmetall**, 59, 3, 2006.

HAGELUEKEN, C. The challenge of open cycles – Barriers to a closed loop economy demonstrated for consumer electronics and cars. In: Hilty, L;M.; Edelmann, X.; Ruf, A. (eds.) **R'07 World Congress – Recovery of Materilas and Energy for Resource Efficiency**. September 2007, Davos. EMPA Materials Science and Technology. ISBN 978-3-905594-49-2, 2007.

HANSEN, T.L.; BHANDER, G.S.; CHRISTENSEN, T.H.; BRUUN, S.; JENSEN, L.S. Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). **Waste Management & Research**, 24; 153-166, 2006a.

HANSEN, T.L.; SCHMIDT, S.; CHRISTENSEN, T.H. Environmental modelling of use of treated organic waste on agricultural land: a comprison of existinf models for life cycle assessment of waste systems. **Waste Management & Research**, 24; 141-152, 2006b.

HAUSCHILD, M. and BARLAZ, M. LCA in Waste Management: Introduction to Principle and Method. In: **Solid Waste Technology and Management.** Christensen, T. (ed) UK: Blackwell Publishing, John Wiley and Sons, 2011.

HAUSCHILD, M. **Notas de aula do curso: Modelagem de Avaliação do Ciclo de Vida de Sistemas de Resíduos Sólidos – Aplicação do Modelo EASEWASTE**. Life Cycle Assessment Modeling of Solid Waste Systems – Application of the EASEWASTE Model. Danish Technical University. Copenhagen, June, 2010.

HARA, M.; HONDA T.; NGUYEN, H.X.; NAKAZAWA, K.; YAMAMOTO, R.; YASUI, I. Risk evaluation with waste scenario: lead emissions in solder waste treatment. **J Mater Cycles Waste Manag** 7, 78-87, 2005.

HEIJUNGS, R. e GUINÉE, J. Allocation and "what if" scenarios in life cycle assessment of waste management systems. **Waste Management** 27, 997-1005, 2007.

HIKWAMA, B.P. **Life cycle assessment of a personal computer**. Research thesis. University of Southern Queensland, Australia, 2005 apud TEEHAN, P.; KANDLIKAR, M. Sources of Variation in Life Cycle Assessments of Desktop Computers. Journal of Industrial Ecology 16 (81), 182-193, 2012.

HISCHIER, R; CLASSEN, M.; LEHMANN, M.; SCHARNHORST, W. **Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. Data v 2.0, Ecoinvent report no.18**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. EMPA TSL, Duebendorf, Suiça, 2007b.

HISCHIER, R.; WAEGER, P.; GAUGLHOFER, J. Does WEEE recycling make sense form an environmental perspective? The environmental impacts of the Swiss take-back and recycling systems for waste electrical And electronic equipments. **Environmental Impact Asessment Review** 25, 525-539, 2005.

HOFSTETTER, P. **Perspective in Life Cycle Impact Assessment: A Structured Approach to Combine Analysis of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere**, Kluver Academic Publishers, 1998 citado por GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. The Eco-indicator 99: **A damage oriented method for Life Cycle Impact Management. Methodology Report.** Pre Consultant, The Netherlands, 2001.

HORNGREN, C.T. **Contabilidade de Custos: um enfoque administrativo**. São Paulo Ed Atlas, 1989.

HUISMANN, J. **The QWERTY/EE concept, quantifying Recyclability and Eco-Efficiency for End-of-Life Treatment of Consumer Electronic Products**. PhD thesis, Delft University of Technology, Delft – Holanda, 2003.

HUISMANN, J. Where did WEEE go wrong in Europe? Practical and academic lessons for the US. **IEEE International Symposium on Electronic and the Environment**, 2006.

HUISMANN, J.; MAGALINI, F.; RUEDIGER, K.; MAURER, C.; OGILVIE, S.; POLL, J.; DELGADO, C.; ARTIM, E.; SZLEVAK, J.; STEVELS,A. **2008 Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE**). Bonn: United Nations University, 2007.

IAA/TUD, Intecus, TUB. **Leitfaden Monitoring: zur Handhabung des Monitorings der Elektrogerateentsorgung durch Betreiber von Erstbehandlungsanlagen nach # 11 (3) ElektroG.** Guia para Monitoramento das Primeiras Operadoras de Instalações de Tratamento dos Equipamentos Eletro-Eletrônicos segundo art. 11 da Lei de REEE. Ministério do Meio Ambiente Alemão (UmweltBundesAmt) Janeiro, 2007.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTISTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2000.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTISTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2001**. Rio de Janeiro, 2002.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTISTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2008**. Rio de Janeiro, 2009.

IEEP - INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY, ECOLOGIC, ARCADI, UMWELTBUNDESAMT, BIO INTELLIGENCE SERVICES, VITO **Final Report – Supporting the Thematic Strategy on Waste Prevention and Recycling**, Outubro, 2010.

INFORM INC. **A Review of California and Maine's Electronic Recycling Program**. Disponível em (www.informinc.org). Acessado em 3 de Janeiro de 2012. Nova York, Fevereiro 2007.

ITU International Telecommunication Union. **Measuring the Information Society – The ICT Development Index 2009 ed**. Disponível em www.itu.int. Acesseado em 20.02.11, 2011.

IVF – Industrial Research and Development Corporation. **Preparatory studies for eco-design requirements of EuPs, lot 3, personal computers (desktops and laptops) and computer monitors**. IVF report 07004. MôIndal, Suécia, 2007.

JANZ, A.; BILITEWSKI, B. **WEEE in and outside Europe Hazards, Challenges and Limits** Apresentação realizada em BOKU – Universitât fûr BodenKultur Wien, Vienna, 16 de Abril, 2009.

JANZ, A. **Schwermetalle aus Elektroaltgerâten und Batterien im kommunalen Restabfall – Potenziale, Mobilisierung und Freisetzung wâhrend der Deponierung**. Tese de Doutorado na Universidade Técnica de Dresden, 2010.

JENSEN, D.L.; HOLM, P.E.; CHRISTENSEN, T.H. Soil and groundwater contamination with heavy metals at two scrap iron and metal recycling facilities. **Waste Manag Res,**18: 52, 2000

JEITA – Japan Electronics and Information Technology Industries Association, **Domestic Shipments of Major Consumer Electronic Equipment**. Disponível em www.jeita.org.jp. Acessado em 03.09.11, 2011.
2011.

JOERGENSEN, A.; DREYER, L, WANGEL, A. The effects of three diferentes SLCA methods. **International Seminar on Social LCA**. Montpellier, France, http://social-lca-2011.cirad.fr/, 2011.

KAPLAN, P.O. **Consideration of Costs and Environmental Emissions of Solid Waste Management under Conditions of Uncertainty**. Tese de Mestrado Universidade do Estado da Carolina do Norte, 2001.

KEMMA, R. ELBURG, M.; LI, W.; van HOSTEIJN **MEEUP Methodology Study for Ecodesign of Energy-Using Products – Methodology Report**. VHK, VAN HOLSTEIJN & KEMMA BV Comissionados pela União Europeia, Delft, 2005b.

KHETRIWAL, S.D.; KRAUECHI, P.; WIDMER, R. Producer responsibility for e-waste management: Key issues for consideration – Learning from Swiss experience. **Journal of Environmental Management,** doi 10.10016/jenvman.2007.08.019, 2007.

KIKERBY, J.T.; BIRGISDOTTIR, H.; HANSEN, T.D.; CHRISTENSEN, T.H.; BHANDER, G.S.; HAUSCHILD, M. Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. **Waste Management & Research**, 24;3-15, 2006a.

KIKERBY, J.T.; BIRGISDOTTIR, H.; HANSEN, T.D.; CHRISTENSEN, T.H.; BHANDER, G.S.; HAUSCHILD, M. Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aahurs, Denmark (EASEWASTE). **Waste Management & Research**, 24; 16-26, 2006b.

KLOEPFFER, W. Life Cycle Sustainability Assessment of Products. **International Journal of Life Cycle Assessment,** 13(2), 89-95, 2008.

KROGH, L; RAADAL, H.L.; HANSSEN, O.J.; **Life Cycle Assessment of Different Scenarios for Waste Treatment of a Plastic Bottle Used for Food Packaging**. Ostfold Research Foundation. OR 39.01, 2004.

KOJIMA, M.; YOSHIDA, A.; SASAKI, S. Difficulties in applying extend producer responsibility policies in developing countries: case studies in e-waste recycling in China and Thailand. **J Mater. Cycles Waste Manag**. 11, 263-269, 2009.

KUEHR, R.; WILLIAMS, E. **Computers and the Environment: Understanding and Managing their Impacts**. Dordrecht – The Netherlands: Kluver Academic Publishers, United Nations University, 2003.

LAMB, C. Projeto Brasileiro Inventário do Ciclo de Vida para Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira(SICV Brasil) **II Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida**, Florianópolis, Novembro 2011.

LEE, C-H; CHANG, C-T; FAN, K-S; CHANG, T-C. An overview of recycling and treatment of scrap computers. **Journal of Hazardous Material** B114, 93-100, 2004.

LEIGH, N.G., REALFF, M.J., NING, A., FRENCH, S.P., ROSS, C.L., BRASS, B. Modeling obsolete computer stock under regional data constraints: an Atlanta case study.**Resources, Conservation and Recycling** 51, 847–869, 2007.

LEGLER, J; BROUWER, A. Are brominated flame retardants endocrine disruptors? **Environment International** 29, 879–885, 2003.

LESKINEN, P. Multicriteria analysis of social and environment impacts. http://www.ecotech-tools.org/wp-content/uploads/2011/12/1302_111124_Leskinen.pdf Acesso em 2/02/2012, Environmental & Integrated Assessment of Complex Systems Biosystems - Water - Land Management Conference, Montpellier, France, 2011.

LEUNG, A.; CAI, z.w.; WONG, M.H. Environmental contamination from electronic waste recycling at Guiyu, southeast China. **J Mater Cycles Waste Manag,** 8: 21 – 33, 2006.

LEUNG, A.; LUKSEMBURG, W.J.; WONG, A.S.; WONG, M.H. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soil and combusted esidue at Guiyu, an electronic waste recycling site in Southeast China. **Environmental Sci. Technology**, 41, 2730-2737, 2007.

LI, H., YU, L.; SHENG, G; FU, J.; PENG, P. Severe PCDD/F and PBDD/F pollution in air around an electronic waste dismantling area in China. **Environ Sci Technol 41**(16): 5641-5646, 2007.

LIMONTA, J. Case da VIVO. **VI Seminário de Resíduos Recicle CEMPRE**. Sao Paulo, 2010.

LINDHQVIST, T. **Extended Producer Responsibility in Cleaner Production: Policy Principle to Promote environmental Improvements of Product Systems**. Dissertação de Doutorado. IIEEE, Lund University, Suécia, 2000.

LIU, R.; SHIEH, R.S.; YEH, R.I.L.; LIN, C.H. The general utilization of scrapped PC board. **Waste Management** 29, 2842-2845, 2009.

LUA, L-T, WERNICK, I.K.; HSIAO, T-Y; YU, Y-W; YANG, Y-M; MAA, H.W. Balancing the life cycle impacts of notebook computers: Taiwan's experience. **Resources, Conservation and Recycling** 48, 13–25, 2006.

LUO, L.; van der VOET, E.; HUPPES, G. Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 13, 1613-1619, 2009.

Mc DOUGLAS, F.R.; WHITE, P. R. **Integrated solid waste management: a life cycle inventory**. John Wiley & Sons, 513pgs, 2011.

MACOMBE, C. International Seminar on Social LCA Presentation of the programme: recent developments in assessing the social impacts of the product life cycles. **International Seminar on Social LCA**. Montpellier, France, http://social-lca-2011.cirad.fr/, 2011.

MAGRINI, A. **Metodologia de Avaliação de Impacto Ambiental. O caso das usinas hidrelétricas**. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Novembro de 1992.

MAGRINI, A. Política e gestão ambiental: conceitos e instrumentos. **Revista Brasileira de Energia**. Campinas, Junho 2001.

MAGRINI, A.; SANTOS, M.A. **Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas**. Ed COPPE/UFRJ, 2001.

MAGRINI, A. Política e Gestão Ambiental: conceitos e instrumentos. in **Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas**. Editores: Magrini, A.; Santos, M.A. IVIG, COPPE/UFRJ, 2004.

MAGRINI, A. **Notas de aula da disciplina de Gestão Ambiental**. UFRJ, Programa de Planejamento Energético, 2008.

MAHLER, C.F. **Notas de Aula da disciplina de Aterros de Resíduos Sólidos**. Programa de Engenharia Civil – COPPE – UFRJ, 2008.

MATTHEWS, H. S. AND SMALL, M.J. Extending the Boundaries of Life-Cycle Assessment through Environmental Input-Output Models. **Journal of Industrial Ecology**, vol 4 (3), 7-10, 2001.

MATSUTO, T.; JUNG, T.H.; TANAKA, N. Material and heavy metal balance in a recycling facility for home electrical appliances. **Waste Management** 24, 425-436, 2004.

MELO, P.R.S.; RIOS, E.C.D; GUTIERREZ, R.M.**V Placas de Circuito Impresso: Mercado Atual e Perspectivas. BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, no. 14, Setembro, 2001.

MENDES, M.R.; ARAMAIKI, T.; HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in Sao Paulo city as determined by LCA. **Resources, Conservation & Recycling** 41, 47-63, 2004.

MESKERS, C.; HAGELUEKEN, C .The Impact of different pre-processing routes on recovery on the metal recovery from PCs. **R09 Davos Twin World Congress and World Resource Forum Resource Management and technology form matrial and energy efficiency**, EMPA Materials Science and Technology, St Gallen, Suiça, 2009.

MESKERS, C.; HAGELUEKEN, C.; SALHOFER, S.; SPITZBART, M. Impact of pre-processing Routes Precious Metal Recovery from PCs. **Proceedings on European Metallurgical Conference Emc2009**. Innsbruck, Austria, 2009.

MINISTÉRIO DAS COMUNICAÇÕES. **Programa Computadores para Inclusão - Documento Propositivo**, Secretaria de Inclusão Digital, Brasília, 2012.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resíduos Sólidos. Informativo mensal do Ministério do Meio Ambiente. Ano I no 01, 2010.

MOGUEL, G.J.R. **Diagnóstico sobre la generation de bausra eletrónica en Mexico. Instituto Nacional de Ecología**. Disponível em www.residuoselectronicos.net México. 2007. Apud ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A; MAHLER, C.F.; A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012

MORF, L.; TAVERNA, R. Metallische und nischmetallische Stoffe im Elektronikschrott – Stoffflussanalyse. Schriftenreihe Um welt Nr. 374, Umweltgefâhedende Stoffe/Abfall. Bundesamt fûr Um welt, Wald und Landschaft, Bern, 2004. Citado por HISCHIER, R; CLASSEN, M.; LEHMANN, M.; SCHARNHORST, W. **Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. Data v 2.0, Ecoinvent report no.18**. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. EMPA TSL, Duebendorf, Suiça, 2007b.

MURRAY, C.; LOPEZ, A. **The Global Burden of Disease**. Organização Mundial da Saúde (WHO), Banco Mundial e Harvard School of Public Health, Boston, 1996, citado por GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. The Eco-indicator 99: **A damage oriented method for Life Cycle Impact Management. Methodology Report.** Pre Consultant, The Netherlands, 2001.
NAKAMURA, S.; KONDO, Y. A waste input-output cost analysis of the recycling of end-of-life electrical home appliances. **Ecological Economics**, 57 494-506, 2006.

NASSIF, A. **BNDES 50 anos – Histórias Setoriais: O complexo Eletrônico Brasileiro**. BNDES. Acesso em 10/11/2011. Disponível em http://www.bndes.gov.br, 2002.

NAKAMURA, SHINICHIRO; YASUSHI KONDO. A waste input–output life-cycle cost analysis of the recycling of end-of-life electrical home appliances **Ecological Economics** 57 (2006) 494– 506.

van NES, N. ; CRAMER, J. Product lifetime optimization: a challenging strategy towards more sustainable consumption patterns. **Journal of Cleaner Production** 14, 1307-1318, 2006.

NNOROM, I.C.; OSIBANJO, O.; NNOROM, S.O. Achieving Resource Conservation in Electronic Waste Management: A Review of Options Available to Developing Countries. **Journal of Applied Sciences** 20, 2918-2933, 2007.

NIU, Q.; LIU, X.; SHI, C.; XIANG, D.; DUAN, G. The Recycle Model of Printed Circuit Board and its Economic Evaluation. **IEEE**, 2007.

NORGATE, T.; HAQUE, N. Using life cycle assessment to evaluate some environmental impacts of gold production. **Journal of Cleaner Production**, 29/30, 53-63, 2012.

NORRIS, G.A. Integrating Life Cycle Costing Analysis and LCA. **Int. Jr. LCA** 6 (2), 118-120, 2001.

OECD – Organization for Economic Co-Operation and Development. **Measuring material flow and resource productivity**. 2008.

OXIGÊNIO. **Comunicação pessoal.** São Paulo, 2010.

OTT, D. **Gestión de resíduos electrónicos en Colombia: Diagnóstico de computadores y telefónos celulares**. SECO, EMPA, CCIT. 2008, Apud ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A; MAHLER, C.F.; A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012

PARK, P-J; TAHARA, K.; KEONG, I-T; LEE, K-M. Comprison of four methods for integrating environmental and economic aspects in te end of stage of a washing machine. **Resources, Conservation & Recycling** 48, 71-8, 2006.

PARKER, D. **An Analysis of the Spectrum of Re-use: A Component of the Remanufacturing Pilot for DEFRA** Department for Environment, Food, and Rural Affairs – United Kingdon. By Oakdene Hollins LTD. Maio, 2007.

PC VIDA. **Comunicação pessoal. Sr. Abner Feital**. Março de 2012.

PILZ, H.; BRANDT ,B.; FEHRINGER, R. **The impact of plastics on life cycle energy consumption and greenhouse gas emissions in Europe**. Denkstat & PlastiEurope Summary report, 2010.

PROTOMASTRO, G.F. **La cadena de valor de los RAEE: Estudio sobre los circuitos formales e informales de gestión de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos en Argentina**. E-scrap, 2007. Disponível em: http://www.residuoselectronicos.net apud ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A; MAHLER, C.F.; A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012

REAP, J; ROMAN, F; DUNCAN, S; BRAS, B. A survey on unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation**. International Journal of Life Cycle Assessment** 13:374-388, 2008.

REBITZER, G. **ENHANCING THE APPLICATION EFFICIENCY OF LIFE CYCLE ASSESSMENT FOR INDUSTRIAL USES.** DSc. Thesis, ÉCOLE POLYTECHNIQUE FÉDÉRALE DE LAUSANNE 2005.

REMMEN, A.; JENSEN, A.A.; FRYDENDAL, J.. **Life Cycle Management: A business guide to sustainability**. Encomendado por UNEP e Danish Standards. 2007.

RIBER, C.; BHANDER, G.S.; CHRISTENSEN, T.H. Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (EASEWASTE). **Waste Management & Research** 26, 96-103, 2006.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; GIUGLIANO, M. Life Cycle Assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems. **Waste Management** 29, 934-944, 2009.

ROBINSON, B.H. E-waste: an assessment of global production and environmental impacts. **Science of the Total Environment** 408, 183–191, 2009

ROCHA, H.T.R.; GOMES, F.V.B; , **Diagnóstico da Geração de Resíduos Eletroeletrônicos no Estado de Minas Gerais**. Meius Engenharia, EMPA FEAM. Disponível em: http://ewasteguide.info, 2009, apud ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A; MAHLER, C.F.; A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012

RODRIGUES, A.C. **Impactos socioambientais dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos: estudo da cadeia pós-consumo no Brasil**. Dissertação - Universidade Metodista de Piracicaba, Faculdade de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. São Paulo. 2007.

ROMBACH, G. **Sustainable Metals Management. Chapter 10 - Limits Of Metal Recycling**. Springer: Netherlands, 2006.

van ROSSEM, C. **Individual Producer Responsibility in WEEE Directive: From Theory to Practice**. Tese DSc. Suécia, Lund University, IIIEE, 2008

RREUSE – REUSE AND RECYCLING EUROPEAN UNION SOCIAL ENTREPRISES (União Européia de Empreendedores Sociais de Reuso e Reciclagem). **Rreuse response to the ENVI Committee vote on WEEE Recast.** Acessado em 2 de Janeiro de 2012, Disponível em http://www.rreuse.org/t3/fileadmin/editor-mount/documents/200/00247-Position-paper-WEEE-PIN-wrt-revised-WEEE-directive-2010-02-22.pdf, 2011.

RYDBERG, T.; WESTERDAHL, J.; HALLBERG, E.; OMAN, A.; ANDERSSON, P.L., HAGLUND, P.; HOLMGREN, T.; FURHMAN, F.; MOLANDER, S.; TIVANDER, J. Emissions of Additives from Plastics in the Societal Material Stock: A Case Study for Sweden. In B. Bilitewski et al. (eds.) **Global Risk-Based Management of Chemicals Additives I: Production, Usage and Environmental Occurrence**. Handbook of Environmental Chemistry 18:253-264, Spinger Verlag Berlin Heidelberg, 2011.

SAHNI, S.; BOUSTANI, A.; GUTOWSKI, T. GRAVES, S. **Personal Computer Manufacturing and Energy Savings**. Environmentally Benign Laboratory. Laboratory for Manufacturing and Productivity. Sloan School of Management, 2010.

SAWHNEY, P; HENZLER, S.; MELNITZKY, S.; LUNG, A. **Best Practices for E-waste Management in Developed Countries.** Adelphi Research e Austrai Recycling comissionados por European Union, Europe-Aid Cooperation Office, Agosto, 2008.

SEPULVEDA, A.; SCHLUEP, M.; RENAUD, F.G.; STREICHER, M.; KUEHR, R.; HAGELUKEN, C.; GERECKE, A.C. 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 30, 28-41, 2010.

SETAC**. Environmental Life Cycle Cost: A Code of Pratice**. Eds. Thomas E. Swarr, David Hunkeler, Walter Klopffer, Hanna-Leena Pesonen, Andreas Ciroth, Alan C. Brent, and Robert Pagan. ISBN 978-1-880611-87-6, SETAC Press, February, 2011.

SJODIN, A.; CARLSSON, H.; THURESSON, K.; SJÖLIN, S.; BERGMAN, Å.; OSTMAN, C. Flame Retardants in Indoor Air at an Electronics Recycling Plant and at Other Work Environments. **Environ Sci Technol** 35(3): 448- 454, 2001. Citado por TSYDENOVA, O.; BENGTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, 31 (1), 45-58, 2011

SKINKUMA, T.; MANAGI S. On the effectiveness of a license scheme for E-waste recycling: The challenge of China and India. **Environmental Impact Assessment Review** 30, 262-267, 2010.

SMITH, T.; SONNENFEL, D.A.; PELLOW, D.N. **Challenging the Chips: Labor Rights and Environmental Justice in Global Electronics Industry**, Filadélfia, EUA: Temple University Press, 2006.

SOCOLOFF, M.L.; OVERLY, J.G.; KINCAID, L.E.; GEIBIG, J.R. **Desktop Computer Display: A Life-Cycle Assessment – volume 1**. Departamento de Produção e Tecnologia Limpa da Universidade de Tennessee, EUA. Comissionado pela US-EPA. Acessado em 03/09/2010. Disponível em www.epa.gov/dfe, 2001.

STEUBING, B., BONI, H.; SCHLUEP,M.; SILVA, U; LUDWIG, C. Assessing computer waste generation in Chile using material flow analysis. **Waste Management**, 30, 473-482, 2010. Apud ARAÚJO, M.G.; MAGRINI, A; MAHLER, C.F.; A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. **Waste Management 32**, 2, 335-342, 2012.

STREICHER-PORTE, M.; WIDMER, R.; JAIN, A. BADER, H.; SCHEIDEGGER, R.; KYTZIA, S. Key drivers of the e-waste recycling system: Assessing and modelling e-waste processing in the informal sector in Delhi. **Environmental Impact Assessment Review** 25, 472-491, 2005.

STREICHER-PORTE, M.; MARTHALER, C; BONI, H; SCHLUEP, M; CAMACHO, A. HILTY, L. One laptop per child, local refurbishment or overseas donations? Sustainability assessment of computer supply scenarios for schools in Colombia. **Journal of Environmental Management,** 90 (2009) 3498–3511

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

TASAKI, T.; TAKASUGA, T.; OSAKO, M.; SAKAI, S. Substance flow analysis of brominated flame retardants and related compounds in waste TV sets in Japan. **Waste Management**, 24 (2004) 571-580.

TEEHAN, P.; KANDLIKAR, M. Sources of Variation in Life Cycle Assessments of Desktop Computers. Journal of Industrial Ecology 16 (81), 182-193, 2012.

TEKAWA, M.; MIYAMOTO, S.; INABA, A. Life cycle assessment: Na approach to environmentally friendly PCs. **Proceedings of the 1997 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment**, São Francisco, EUA, Maio, 1997 apud TEEHAN, P.; KANDLIKAR, M. Sources of Variation in Life Cycle Assessments of Desktop Computers. Journal of Industrial Ecology 16 (81), 182-193, 2012.

TELME, K., BONHAM-CARTER, G.F., KLIZA, D.A., HALL, G.E.M. The atmospheric transport and deposition of smelter emissions: evidence from multielement geochemistry of snow, Quebec, Canada. **Geochimica et Cosmochimica Acta** 68(14), 2961–2980, 2004, apud TSYDENOVA, O.; BENGTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, 31 (1), 45-58, 2011

TERAZONO, A.; MURAKAMI, S.; ABE, N.; INANC, B.; MORIGUCHI, Y.; SHIN-ICHI, S.; KOJIMA, M.; YOSHIDA, A.; LI, J.; YANG, J.; WONG, M.H.; JAIN, A, KIM, I-S.; PERALTA, G.L.; LIN, C-C.; MUNGCHAROEN, T.; WILLIAMS, E. Current status and ressearch on e-waste issues in Asia. **J. Mater Cycles Wates Manag** 8, 1-12, 2006.

THOMAS, V.M. Demand and Dematerialization Impacts of Second-Hand Markets. **Journal of Industrial Ecology** 7 (2), 65-78, 2003.

THOMPSON, M.; ELLIS, R.; WILDASKY, A.; **Cultural Theory**, Westview Print Boulder, 1990. Citado por GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. The Eco-indicator 99: **A damage oriented method for Life Cycle Impact Management. Methodology Report.** Pre Consultant, The Netherlands, 2001.

THOMSEN, C.; LUNDANES, E.; BECHER, G., Brominated flame retardants in plasma samples from three different occupational groups in Norway. **Journal of Environmental Monitoring** 3, 366–370, 2001. Citado por TSYDENOVA, O.; BENGTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, 31 (1), 45-58, 2011

TOWNSEND T.G. Environmental Issues and Management Strategies for Waste Electronic and Electrical Equipment. **Journal of the Air and Waste Management Association** 61, 587-610, 2011.

TSYDENOVA, O.; BENGTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, 31 (1), 45-58, 2011.

TUKKER A, BUIJST H, VAN OERS L, VAN DER VOET E **Risk to Health and the Environment Related to the Use of Lead in Products**. TNO Report STB-01-39, 65, 2001 apud EKVALL, T.; ANDRAE, A.S.G. Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders. **Int Jr. Life Cycle Assessment**, 11 (5), 344-353, 2006.

UDO de HAES, H. Life Cycle Assessment and Developing Countries. **Journal of Industrial Ecology**, 8 (1-2), 2004.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME**. Recycling from e-waste to resources: sustainable innovation and technology**. Transfer Industrial Sector Studies, StEP Solving the E-waste Problem, Bonn: Alemanha, 2009a.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME**. One Global Understanding of Re-Use – Common Definitions**. Transfer Industrial Sector Studies, StEP Solving the E-waste Problem, Bonn: Alemanha, 2009b.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME**. Whie Paper: On te revision on EU´s WEEE Directive – COM (2008) 810 final**. Transfer Industrial Sector Studies, StEP Solving the E-waste Problem, Bonn: Alemanha, 2010.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **StEP Green Paper on e-waste Indicators**, Transfer Industrial Sector Studies, Bonn – Alemanha. 2011.

UNEP/SETAC. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products: Social and socio-economic LCA guidelines complementing Environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the contex of sustainable development**. Editors: Benoit, C & Mazjin B. ISBN 972-92-807-3021-0, 2009.

UNU – United Nations University, AEA Technology, Gaiker, Regional Environmental Center for Central and Eastern Europe, TU Delft. **Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): Final Report**.UNU: Bonn, Alemanha, Agosto 2007.

UNITED NATIONS UNIVERSITY. **2008 Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE)** Contract No: 07010401/2006/442493/ETU/G4 ENV.G.4/ETU/2006/0032, 2008.

VALDIVIA, S.; SONNEMANN, G. A UNEP/SETAC Approach towards a Life Cycle Sustainability Assessment of Products. **International Seminar on Social LCA**. Montpellier, France, http://social-lca-2011.cirad.fr/, 2011

VARIN, B.; ROINAT, P-E. **The Entrepreneur´s Guide to Computer Recycling. Volume 1. Basics to start up a computer recycling business in emerging markets**. UNESCO, ADEME, TicEthic, Institute Telecom, Paris, 2008.

VASILE, C.; BREBU, M.A.; KARAYLDIRIM, T.;YANIK, J.; DARIE, H. Feedstock recycling from plastic and thermoset fractions of used computers (1): pyrolisys. **J. Mater. Cycle Waste Mgmt** 8, 99-108, 2006.

VEIT, H.N.; DIEHL, T.R.; SALAMI, H.P.; RODRIGUES, J.R.; BERNARDES, A.M.; TENORIO, J.A.S. Utilization of magnetic and electrostatic separation in the recycle of printed circuit boards scrap. **Waste Management** 25, 67-74, 2005.

VEIT, H.N.; BERNARDES, A.M.; FERREIRA, J.Z.; TENORIO, J.A.S, MAFALTTI, C.F. Recovery of cooper from printed circuit boards scraps by mechanical processing and electrometallurgy. **Journal of Hazardous Materials** B137, 1704-1709, 2006.

VHK van Holsteijn & Kemma BV M**EEUP. Methodology study for Ecodesign of Energy-Using Products**. Comissionados por European Comission, Delfth, 2005.

WAGER, P.; BONI, H.; BUSER, A.; MORF, L.; SCHLUEP, M. STREICHER, M. Recycling of Plastics from Waste Electrical and Electronic Equipments: Tentative Results of a Swiss Study**. R 09**, 2009.

WANG, Y.; RU, Y, VEENSTRA, A, WANG R., WANG, Y. Recent developments in waste electrical and electronics equipment legislation in China. **Int. Jr. Adv.Manuf Technol**, 2009.

WANG, F.; HUISMAN, J.; MESRKERS, C.E.M.; SCHLUEP, M.; STEVELS,A.; HAGELUKEN, C. The Best-of-2-Worlds philosophy: Developing local dismantling

and global infrastructure network for sustainable e-waste treatment in emerging economies. **Waste Management** 32, 214-2146, 2012.

WANG, F.; GAUSTAD. Prioritizing material recovery for end-of-life printed circuit boards. **Waste Management** 32, 1903-1913, 2012.

WASSERMAN, G.; BEIGL, P.; MENSESES, M.; DEN BOER, J. **Life Cycle Assessment based Tools for the Development of Integrated Waste Management Strategies for Cities and Regions with Rapid Growing Economies**. Disponível em http://www.wastesolutions.org/fileadmin/user_upload/wastesolutions/S3P6_-_Montse_Menses.pdf. Acesso em 23 de novembro de 2011. AWARE Conference, Orleans, 2005

WASTE & RESOURCE ACTION PROGRAMME - (WRAP) UNIVERSIDADE TÉCNICA DA DINAMARCA (IPU-DUT) E O CENTRO TÓPICO DINAMARQUES DE RESÍDUOS. **Environmental Benefits of Recycling: An international review of life cycle comparisons for key materials in the UK recycling sector**, 2006.

WATSON, A.; BRIGDEN, K.; SHINN, M.; COBBING, M. Toxic Transformers; - a review of the hazards of brominated & chlorinated substances in electrical and electronic equipment. **Greenpeace Research Laboratories Technical Note** 01/2010, January 2010.

WEEE Forum. **WEEE Forum guidance document on compliance with Directive 2002/96/EC on waste electrical and electronic equipment WEEE**. Disponivel em www.weee-forum.org, Acesso em 5/10/2011. Bruxelas, Bélgica, Outubro, 2008.

WEEE Forum. **WEEE Forum 2008 Annual Report.** Disponivel em www.weee-forum.org, Acesso em 5/10/2011. Bruxelas, Bélgica, Outubro, 2009.

WEIDEMA, B. Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology**, vol.4 (3), 11-33, 2001.

WEIDEMA, B. ISO 14044 also Applies to Social LCA. **Int. Journal of LCA** 10 (6) 381, 2005.

WESTERDAHL, J.; BELHAJ, M. RYDBERG, T.; MUNTHE, J.; DARBRA, R.M.; AGUEDA, A.; HEISE, S.; ZIYANG, L. Additives and Other Hazardous Compounds in Electronic Products and Their Waste. In B. Bilitewski et al. (eds.) **Global Risk-Based Management of Chemicals Additives I: Production, Usage and Environmental Occurrence**. Handbook of Environmental Chemistry 18:253-264, Spinger Verlag Berlin Heidelberg, 2011.

WIDMER, R.; OSWALD-KRAPF, H.; SINHA-KHETRIWAL, D.; SCHNELLMANN, M.; BONI, H. Global Perspective on e-waste. **Environmental Impact Assessment Review** 25, 436-458, 2005.

WILLIAMS, E.; AYES, R. HELLER, M. The 1.7 Kilogram Microchip: Energy and Material Use in the Production of Semiconductor Devices **Environ. Sci. Technol**., 36, 5504-5510, 2002.

WILLIAMS, E.; KAHHAT, R.; ALLENBY, B.; KAVAZANJIAN, E.; KIM, J.; XU, M. Environmental, Social and Economic Implications of Global Reuse and Recycling of Personal Computers. **Environmental Sci. Technology**, 42, 6466-6454, 2008.

WILLIAMS, E. Energy intensity of computer manufacturing: Hybrid assessment conbining process and economic input-output methods. **Environmental Science & Technology** 38 (22), 6166-6174, 2004 apud TEEHAN, P.; KANDLIKAR, M. Sources of Variation in Life Cycle Assessments of Desktop Computers. Journal of Industrial Ecology 16 (81), 182-193, 2012.

WRAP – Waste & Resources Action Programme. **Environmental life cycle assessment (LCA) study of replacement and refurbishment options for household washing machines**. Project code MDD019, www.wrap.org.uk, Janeiro de 2011.

WRINKLER, J. **Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management**. Tese de Doutorado, Beitraege zu Abfallwirtschaft/Altlasten vol. 36, Universidade Técnica de Dresden, 2004.

WRINKLER, J.; BILITEWSKI, B. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. **Waste Management** 27, 1021-1031, 2007.

WONNACOTT, P.; WONNACOTT, R.; CRUSIUS, Y.R.; CRUSIUS, C.A. Economia. McGraw Hill São Paulo, 1983.

YANG, J.; LU, B.; XU, C. WEEE flow and mitigating measures in China. **Waste Management** 28, 1589-1597, 2008.

YOO, J-M.; JEONG, J.; YOO, K.; LEE, J-C.; KIM, W. Enrichment of the metallic components of printed circuit boards by a mechanical separation process using a stamp mill. **Waste Management** 29, 1132-1137, 2009.

ZAGMANI, A.; BUTTOL, P.; BUONAMICI, R.; MASONI, P.; GUINÉE, J.B.; HUPPES, G.; HEIJUNGS, R.; van DER VOET, E.; EKVALL, T.; RYDBERG, T. **D20 Blue Paper on Life Cycle Sustainability Analysis Revision 1 after the open consultation.** CALCAS
Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability. Comissão Européia, Junho de 2009.

ZDANOWICZ, C.M., BANIC, C.M., PAKTUNC, D.A., KLIZA-PETELLE, D.A. Metal emissions from a Cu smelter, Rouyn-Noranda, Québec: characterization of particles sampled in air and snow. Geochemistry: Exploration, **Environment, Analysis** 6 (2–3), 147 162, 2006 apud TSYDENOVA, O.; BENGTSSON, M. Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. **Waste Management**, 31 (1), 45-58, 2011.

ZHANG, S.; FORSSBERG, E.; VAN HOUWELINGEN, J.; REM, P.; WEI, L-Y. End-of-life electric and electronic equipment management towards the 21 st century. **Waste Manag Res**, 18:73-84, 2000.

ZHAO, G., ZHOU, H., WANG, D., ZHA, J., XU, Y., RAO, K., PBBs, PBDEs and PCBs in foods collected form e-waste disassemble sites and daily intake by local residentes. Science of Total Environment 407, 2565–2575, 2009.

ZHENG, L., WU, K., LI, Y., QI, Z., HAN, D., ZHANG, B., GU, C., CHEN, G., LIU, J., CHEN, S., XU, X., HUO, X., Blood lead and cadmium levels and relevant factors among children from an e-waste recycling town in China. **Environmental Research** 108 (1), 15–20, 2008.

ZHOU, X.; SCHOENUNG, J.M. An integrated impact assessment and weighting methodology: Evaluation of the environemtal consequences of computer display technology substituion. **Journal of Environmental Management** 83, 1-24, 2007.

ZHOU, T.; WU, W.; QIU, K.; Recovery of materials from waste printed circuit boards pyrolysis and vaccum centrifugal separation. **Waste Management** 30, 2299-2304, 2010.

ZOETEMAN, B.C.J.; KRIKKE, H.R.; VENSELAAR, J. Handling WEEE waste flows: on the effectiveness of producer responsibility in a globalizing world. **International Journal of Advanced Manufacturing Technology** 47, 415–436, 2010.

ANEXOS

ANEXO 1 – Legislação Europeia referente a resíduos

EU/EC European Comission Diretiva Quadro Resíduos (*Waste Framework*) Dir 75/442/EEC, 1975

EU/EC European Comission. Diretiva de Resíduos Perigosos (*Hazardous Waste Directive*), atualizada pela Diretiva 91/689/EEC), 1975.

EU/EC European Comission. Diretiva de Transporte (*Waste Shipment Regulation)*, atualizada pela Dir. 93/259/EEC), 1993

EU/EC European Comission. Diretiva de Controle e Prevenção Integrada de Poluição (IPPC), Dir. 96/61/EC, 1996; atualizada pela Dir 2008/1/EC (*Industrial Emissions*).

EU/EC European Comission. Diretiva de Incineração de Resíduos, Dir 2000/76/EC, 2000.

EU/EC European Comission. Diretiva de Aterros (*Landfill Dir*) 1999/31/EC, 2001.

EU/EC European Comission. Diretiva Eletroeletrônicos (*WEEE*) Dir.2002/96/EC, 2002a.

EU/EC European Comission. Diretiva Restrição de Substâncias Perigosas em Equipamentos Eletroeletrônicos (*RoHS – Restriction on use of Certain Hazardous Substantes in Electrical and electronic Equipment*) Dir 2002/95/EC, 2002b.

EU/EC European Comission. 6º Comunicação do Programa de Ação do Meio Ambiente, 2003.

EU/EC European Comission. Diretiva Fim de Vida de Veículos (*ELV - End of Life Vehicles*) Dir. 2000/53/EC, 2003.

EU/EC European Comission. Diretiva de Embalagens (*Packaging and Packaging Waste*), Dir. 94/62/EC, 2004.

EU/EC European Comission. Estratégias Temáticas de Prevenção e Reciclagem de Resíduos COM 0666, 2005a.

EU/EC European Comission. Uso Sustentável de Recursos COM 270, 2005b.

EU/EC European Comission. Nova estratégia para os resíduos: transformar a Europa numa sociedade de reciclagem. IP/05/1673. Bruxelas, 2005.

EU/EC European Comission. Regulation Register, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals No 1907/2006 (REACH), 2006a.

EU/EC European Comission. Diretiva Pilhas e Baterias – Dir. 91/157/EEC, 2006b.

EU/EC European Comission 2008. COM(2008) 810 final. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council of 3 December 2008 on waste electrical and electronic equipment, 2008a.

EU/EC European Comission Plano de Ação para um Consumo e Produção Sustentáveis e Política Industrial (SCP COM 2008 397), 2008b.

ANEXO 2 – Legislação Brasileira referente a Resíduos

BRASIL, REPÚBLICA FEDERATIVA.
Política Nacional do Meio Ambiente (Lei no. 6.938 de 31 de Agosto de 1981)
Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei no. 9.433 de 8 de Janeiro de 1987),
Política Nacional de Saneamento Básico (Lei no. 1.445 de 5 de Janeiro de 2007)
Política Nacional de Mudanças Climáticas (Lei no. 12.187 de 29 de Dezembro de 2009)
Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei no. 12.305 de 2 de Agosto de 2010)
Decreto nº 7.404/2010, que regulamenta a Lei no 12.305/2010.
Decreto nº 7405/2010 - Programa Pró-Catador.
Resolução CONAMA 1-A de janeiro de 1986 – Transporte de produtos perigosos em território nacional.
Resolução CONAMA Nº 010 de 06/12/ - Estabelece critérios específicos para o Licenciamento Ambiental de extração mineral da Classe II.
Resolução CONAMA 023 de 12/12/1996 – Importação e uso de resíduos perigosos.
Resolução CONAMA 235 de 7/01/1998 – Nova lista de resíduos com importação proibida.
Resolução CONAMA 313 DE 29/10/2002 – Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais
Resolução CONAMA 307 de 5/07/2002 - resíduos de construção civil
Resolução CONAMA 416 de 30/09/2009 – resíduos de pneus
Resolução CONAMA 362 de 23/06/2005 e 258/1999 – resíduos de óleos lubrificantes.
Resolução CONAMA 334/2003 e Lei nº 9.974/2000 – resíduos de embalagens de agrotóxicos.
NBR 10.004 – Classificação de Resíduos
NBR 10.005 – Lixiviação de Resíduos
NBR 10.006 – Solubilização de Resíduos
NBR 10.007 – Amostragem de Resíduos
NBR 11.174 – Armazenamento de Resíduos
NBR 11.174 – Armazenamento de Resíduos Sólidos Classe II (não inertes) e inertes
NBR 12.235 – Armazenamento de Resíduos Sólidos Perigosos
NBR 7.500 – Símbolos de Risco e Manuseio para o Tratamento e Armazenagem de Materiais
NBR 7.501 – Transporte de carga perigosa – Terminologia
NBR 7.502 – Transporte de carga perigosa – Classificação
NBR 7.503 – Ficha de Emergência para o Transporte de Cargas Perigosas
NBR 8.418 – Apresentação de Aterros de Resíduos Industriais Perigosos.
NBR 8.419 – Apresentação de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.
NBR 10.157 – Aterros de Resíduos Perigosos – Critério para Projeto, Construção e Operação.

NBR 13.896 – Aterros de Resíduos Não Perigosos – Critério para Projeto, Construção e Operação.

ANEXO 3 – Lista de materiais do módulo Outros Componentes para o estudo de caso de computadores desktop.

Materiais		
Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer, ABS, at plant/RER U	0,0319	kg
Aluminium, production mix, at plant/RER U	0,027338	kg
Aluminium, production mix, wrought alloy, at plant/RER U	0,3672	kg
Cable, connector for computer, without plugs, at plant/GLO U	2,5	m
Cable, network cable, category 5, without plugs, at plant/GLO U	3	m
Cable, ribbon cable, 20-pin, with plugs, at plant/GLO U	0,0506	kg
CD-ROM/DVD-ROM drive, desktop computer, at plant/GLO U	1	p
Chromium steel 18/8, at plant/RER U	0,032	kg
Copper, at regional storage/RER U	0,062475	kg
Corrugated board, recycling fibre, double wall, at plant/RER U	2,19	kg
HDD, desktop computer, at plant/GLO U	1	p
Hot rolled sheet, steel, at plant/RNA	0,032	kg
Integrated circuit, IC, memory type, at plant/GLO U	0,015	kg
Plugs, inlet and outlet, for computer cable, at plant/GLO U	1	p
Plugs, inlet and outlet, for network cable, at plant/GLO U	1	p
Polypropylene, granulate, at plant/RER U	0,2046	kg
Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U	0,02499	kg
Steel, low-alloyed, at plant/RER U	6,2123	kg

ANEXO 4 – Tabela da Análise de Incertezas por Monte Carlo. Fonte: Goedkoop et al.(2010)

Score	1	2	3	4	5
Confiabilidade	1 Dados verificados baseados em medições	1,05 Dados verificados parcialmente baseados em premissas ou não verificados baseados em medições.	1,1 Dados nao verificados baseados parcialmente em estimativas qualificadas.	1,2 Estimativas qualificadas (especialista), dados derivados de informação teórica (estequiometria, entalpia, etc..)	1,5 Estimativa não qualificada.
Completeza	1 Dados representativos de todos os sites relevantes para o mercado considerado em um período adequado para equilibrar flutuações.	1,02 Representatividade maior que 50%, de sites elevantes para o mercado em estudo considerado em um período de tempo adequado.	1,05 Dados representativos de somente alguns sites (<50%), elevantes ao mercado considerado, ou >50% de sites com períodos curtos.	1,1 Dados representativos de somente um site relevante, ou de alguns sites mas sobre períodos curtos de tempo.	1,2 Representatividade desconhecida ou dados de uma pequena quantidade de sites mas sobre períodos curtos de tempo.
Cobertura Temporal	1 Menos de três anos em relação ao ano de referência	1,03 Menos de seis anos em relação ao ano de referência	1,1 Menos de dez anos em relação ao ano de referência	1,2 Menos de quinze anos em relação ao ano de referência	1,5 Idade dos dados desconhecida ou maior do que quinze anos
Cobertura Geográfica	1 Dados da área em estudo	1,01 Dados médios de grande área na qual a área em estudo está incluída.	1,02 Dados de pequena área ou de áreas similares.		1,1 Dados de áreas desconhecidas ou de áreas claramente diferentes
Cobertura Tecnológica	1 Dados próprios de empresas, processos e materiais em estudo.		1,2 Dados de processos e materiais correlatos mas com a mesma tecnologia, ou dados dos processos e materiais em estudo mas com tecnologia diferente.	1,5 Dados de processos e materiais correlaotos, mas com diferentes tecnologias, ou dados de processos em escala de laboratório e mesma tecnologia.	2 Dados de processos e materiais correlatos mas em escala de laboratório com tecnologias diferentes.
Tamanho Amostra	1 Mair que 100, medições contínuas, balanço dos produtos comprados.	1,02 Maior que 20	1,05 Maior que 10, números agregados em elatório ambiental	1,1 Maior ou igual a 3	1,2 Desconhecido