ALEX RODRIGUES NOGUEIRA

MODELAGEM DE SISTEMAS DE PRODUTO EM ESTUDOS DE ACV ABRANGENDO O REAPROVEITAMENTO DE REJEITOS

São Paulo

2012

ALEX RODRIGUES NOGUEIRA

MODELAGEM DE SISTEMAS DE PRODUTO EM ESTUDOS DE ACV ABRANGENDO O REAPROVEITAMENTO DE REJEITOS

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia.

São Paulo

2012

ALEX RODRIGUES NOGUEIRA

MODELAGEM DE SISTEMAS DE PRODUTO EM ESTUDOS DE ACV ABRANGENDO O REAPROVEITAMENTO DE REJEITOS

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia.

Área de Concentração:
Engenharia Química

Orientador:
Prof. Dr. Gil Anderi da Silva

São Paulo

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

Nogueira, Alex Rodrigues
Modelagem de sistemas de produto em estudos de ACV abrangendo o reaproveitamento de rejeitos / A.R. Nogueira. -- São Paulo, 2012.
86 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Ciclo de vida (Avaliação) I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II. t.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela força, perseverança e bênçãos concedidas em toda a minha vida.

Aos meus pais (Derci e João), meu irmão (André) e demais familiares, pelos exemplos, compreensão, companheirismo e apoio incondicional.

Ao amigo e orientador Prof. Dr. Gil Anderi da Silva, pela confiança sempre depositada, bem como pelas oportunidades concedidas, pelas discussões, e pelos constantes e valiosos ensinamentos transmitidos a cada conversa.

Ao amigo Prof. Dr. Luiz Alexandre Kulay, por suas colaborações e pelos exemplos de dedicação e superação.

Aos amigos do Grupo de Prevenção da Poluição (GP2) Eduardo, Rafael, Laura, Letícia, Maritza, Vivian, Luis Eduardo, Laércio, Regina, Adriana e Victor, pelas discussões e demonstrações recorrentes do verdadeiro significado da palavra grupo.

Aos amigos Eduardo Bordignon, Fernanda Unaya, Heloisa Garcia e Lucas Pereira, pela cumplicidade, estímulos e pelas aventuras.

Aos amigos da República Zimbabwe, pelo companheirismo e alegrias vividas nos últimos anos.

Aos colegas funcionários de Departamento de Engenharia Química da EPUSP Elisete, Alexandre, Graça, Terezinha e Antônio Carlos, pelo apoio em diversos momentos desta pós-graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho.

“Loucura? Sonho? Tudo é loucura ou sonho no começo. Nada do que o homem fez no mundo teve início de outra maneira, mas tantos sonhos se realizaram que não temos o direito de duvidar de nenhum”

Monteiro Lobato

RESUMO

Recentemente, a sociedade tem empreendido ações visando minimizar os impactos ambientais associados ao atendimento de suas necessidades. A reciclagem é uma atividade de destaque e que pode contribuir para que este novo objetivo seja atingido. Porém, as eventuais vantagens decorrentes da reciclagem devem ser analisadas de forma quantificada e sistêmica, ou seja, através de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos produtos. Por outro lado, o método de execução de estudos de ACV apresenta aspectos não consolidados. Um exemplo, é a modelagem de sistemas de produto que envolvam o reaproveitamento de rejeitos, para a qual não há consenso na comunidade científica a respeito da abordagem mais adequada. Neste contexto, esta pesquisa visa a consolidação das alternativas para a abordagem do reaproveitamento de rejeitos em estudos de ACV. Os modelos identificados variam, basicamente, segundo três abordagens. Uma delas é baseada na expansão do sistema, com o objetivo de se evitar a necessidade de alocação de cargas ambientais. Esta abordagem tem a vantagem de considerar diretamente os eventuais benefícios decorrentes do reaproveitamento dos resíduos. Já a segunda abordagem baseia-se na alocação das cargas ambientais associadas aos processos de obtenção das matérias-primas e/ou ao reaproveitamento em si, bem como a disposição final dos rejeitos entre os Sistemas de Produto envolvidos. Por fim, a última abordagem prega a atribuição das cargas ambientais associadas aos processos citados anteriormente exclusivamente à função atendida por cada sistema. Assim, o sistema que fornece um produto pós-consumo para o reaproveitamento arca com as cargas decorrentes da obtenção das matérias-primas, enquanto o sistema que reaproveita o produto pós-consumo fica responsável pelas cargas associadas à reciclagem em si, bem como à eventual disposição final. Salienta-se que este tipo de modelagem privilegia as situações em que um determinado sistema de produto utiliza insumos reciclados, uma vez que estes entram no sistema livres de carga ambiental pregressa.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida; reciclagem; modelagem.

ABSTRACT

Recently, human society has taken actions in order to minimize the environmental impacts associated with meeting their needs. Recycling is an important activity that can contribute to the achievement of this new goal. However, the possible benefits of recycling should be considered systemically, i.e., through Life Cycle Assessment (LCA) of products. On the other hand, LCA method implementation has some unconsolidated aspects. One example is the modeling of product systems end-of-life involving waste recycling, for which there is no consensus in the scientific community regarding the most appropriate approach. In this context, this research aims to consolidate the alternative approaches for modeling wastes recycling in LCA studies. The identified models vary primarily according to three approaches. One of them is based on product system expansion in order to avoid the need for environmental burdens allocation. This approach has the advantage of directly considering the possible benefits of reusing waste. The second approach is based on the allocation of environmental burdens associated with raw materials processing, recycling and final waste disposal between product systems involved. Finally, the last approach considers the attribution of environmental burdens associated with the mentioned processes exclusively the function served by each system. Thus, the system providing a post-consumer product for reuse bears the burdens arising from raw materials processing, while the system that recoveries the post-consumer product is responsible for the loads associated with the recycling as well as eventual final waste disposition. It is noted that this modeling approach favors situations in which a particular system uses a recycled product as raw material, since they enter the product system free of previous environmental burdens.

Keywords: Life Cycle Assessment; LCA; Recycling; Modeling.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 6
2. OBJETIVOS 11
3. METODOLOGIA 12
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 15
4.1. Avaliação do Ciclo de Vida: desenvolvimento 15
4.2. Avaliação do Ciclo de Vida: aplicações e limitações 20
4.3. Formas de Reaproveitamento de Resíduos ao longo do Ciclo de Vida 24
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 29
5.1. Modelos para o Reaproveitamento de Rejeitos em estudos de ACV 29
5.2. Resumo dos modelos identificados ao longo do trabalho 42
5.3. Estudo de caso 45
5.3.1. Contextualização 45
5.3.2. Definição de objetivo e escopo 46
5.3.3. Situação A 48
5.3.4. Situação B 50
5.3.5. Situação C 52
5.3.6. Situação D 57
5.3.7. Comparação entre os indicadores únicos de desempenho ambiental 64
6. CONCLUSÕES 66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 69
GLOSSÁRIO 76
APÊNDICE A – Inventários utilizados para a elaboração do Estudo de Caso 77
APÊNDICE B – Método para determinação do indicador único do desempenho ambiental de um produto 80

1. INTRODUÇÃO

Se analisarmos a história da humanidade, será possível notar que o ser humano é, por natureza, um causador de impactos sobre o meio ambiente. Este fato tem se intensificado ao longo dos tempos, notadamente pelo grande crescimento populacional, bem como por alterações nos padrões de consumo de recursos.

Tal fato chama a atenção para a necessidade de ações visando a vertente ambiental da sustentabilidade, ou seja, ações voltadas para o consumo consciente de produtos, minimizando o risco de esgotamento dos recursos naturais.

Um exemplo que merece destaque é a geração de resíduos sólidos, fato intensificado por pressões exercidas pelo estilo de vida em que estamos inseridos, as quais induzem as pessoas a comprarem produtos muitas vezes supérfluos e, em muitos casos, de má qualidade, o que contribui para que os mesmos sejam descartados rapidamente (SANTOS, 2004).

De acordo com a pesquisa oficial mais recente publicada pelo governo federal, foram geradas no Brasil, apenas no ano de 2008, mais de 183 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU). Isto significava, à época, uma geração *per capita* diária de 0,97 kg (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2010).

Tal quantidade pode ser comparável à de outros países em desenvolvimento como o México (0,92 kg/hab./dia) e Chile (1,00 kg/hab./dia). Porém, apesar de significativa, a taxa de geração de RSU pode ser considerada pequena quando comparada às de países desenvolvidos como os Estados Unidos (1,99 kg/hab./dia), a Suíça (1,93 kg/hab./dia) e a Alemanha (1,61 kg/hab./dia) (UNITED NATIONS STATISTICS DIVISION – UNSD, 2011).

Além disso, esforços devem ser concentrados no sentido de se propor alternativas para que a geração e o descarte de resíduos sólidos sejam minimizados, reduzindo-se consequentemente, os impactos associados a estas ações.

Uma alternativa bastante recomendável, dada a eficácia, para se minimizar os impactos ambientais causados pela geração indiscriminada, e pela disposição não planejada de resíduos sólidos é a implementação de sistemas para o seu gerenciamento integrado.

Tais sistemas deveriam visar, predominantemente, a redução da quantidade de resíduos gerados; sua reutilização; sua reciclagem; sua revalorização; recuperação da energia contida nos materiais e, finalmente, a disposição final adequada do restante em aterros sanitários (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000; ZVEIBIL, 2001; ZANIN e MANCINI, 2004; BERKUN *et al.*, 2005; BRASIL, 2010).

A abordagem citada no parágrafo anterior é reconhecida há décadas. Entretanto, apenas recentemente a mesma foi referendada, com a publicação da Lei Federal 12.305 de 02 de agosto de 2010, a qual oficializou a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Esta lei pode ser considerada um marco para o gerenciamento dos resíduos sólidos no país, uma vez que introduz a responsabilidade compartilhada de fabricantes, consumidores e poder público ao longo do ciclo de vida dos produtos. Com isso, embora a responsabilidade varie de acordo com a parte envolvida, todos devem se empenhar para que o impacto ambiental associado aos resíduos sólidos seja o menor possível.

A lei 12.305/2010 destaca, ainda, a reciclagem como um dos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, e estabelece que o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e/ou reciclados deve ser considerado desde a fase de concepção do produto, devendo-se incentivar a fabricação de embalagens e produtos que possam ser reciclados ao fim do seu ciclo de vida (BRASIL, 2010).

Desta forma, pode-se considerar que a reciclagem é uma atividade que merece destaque dentre as alternativas para o gerenciamento dos resíduos sólidos.

A reciclagem tem taxas crescentes no país, a ponto de demonstrar índices comparáveis aos de países desenvolvidos, apesar das dificuldades enfrentadas pelos recicladores, e da baixa cooperação de boa parte da população e do poder público.

Segundo o Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), no ano de 2009 o Brasil conseguiu reciclar: 49 % das latas de aço; 70 % dos papéis ondulados; 47 % das embalagens de vidro; 98 % das latas de alumínio; 19 % dos plásticos rígidos e filmes – incluindo o Poli (tereftalato de etileno) (PET), para o qual a taxa foi de 56 % (CEMPRE, 2011).

Em função de especificidades inerentes a cada tipo de material, os processos envolvidos na sua reciclagem podem apresentar variações (FORLIN e FARIA, 2002; ZANIN e MANCINI, 2004).

Entretanto, genericamente, estes processos podem ser agrupados de acordo com duas grandes classes, quais sejam: reciclo em circuito aberto e reciclo em circuito fechado (KLÖPFFER, 1996; EKVALL e TILLMAN, 1997; NYLAND *et al.*, 2003; WEIDEMA, 2003; BAUMANN e TILLMAN, 2004; ZANIN e MANCINI, 2004; ISO, 2006; RAMIREZ, 2009; DUBREUIL *et al.*, 2010).

Tratam-se de duas formas de abordagem da reciclagem de materiais reconhecidas na comunidade científica, sendo que os aspectos básicos para a diferenciação ente cada uma delas são: a forma como os processos são modelados; e o grau de qualidade dos materiais após cada ciclo.

No reciclo em circuito fechado, por exemplo, admite-se que a degradação da qualidade do material reaproveitado não é significativa, possibilitando que o mesmo possa ser reaproveitado para o atendimento da mesma função. Com isso, acaba por haver uma simplificação da modelagem (ISO, 2006; DUBREUIL *et al.*, 2010; INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM – ILCD, 2010).

Já na abordagem baseada no reciclo em circuito aberto, o material em estudo acaba sendo incorporado a produtos que atendem a outras funções, seja por perda de propriedades, por razões econômicas ou mesmo legais. Assim, aumenta-se a complexidade do estudo, o que acaba dificultando a distribuição dos impactos ambientais associados ao material em questão enquanto presente em cada sistema (CURRAN, 1996; EKVALL e TILLMAN, 1997; WEIDEMA, 2003; BAUMANN e TILLMAN, 2004; ILCD, 2010).

Independente se em circuito aberto ou fechado, é aceito que a reciclagem traz diversos benefícios para o meio ambiente. Isto se deve principalmente à redução dos impactos ambientais decorrentes do consumo de energia (fato comum ao beneficiamento da maioria dos materiais) e de recursos naturais (redução da necessidade de matéria-prima) (CHEHEBE, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; VALT, 2004; ZANIN e MANCINI, 2004; SUNDQVIST, 2005; CEMPRE, 2011).

Um exemplo, é a produção de alumínio reciclado, para a qual estima-se, além da economia significativa de energia, uma grande redução do consumo de recursos em relação à quantidade necessária para o processamento a partir do minério.

Segundo ZVEIBIL (2001), estima-se que para cada quilograma de alumínio reciclado, 5 kg de bauxita deixam de ser extraídos. Adicionalmente, é possível destacar a avaliação feita por CHOATE (2007), referente ao contexto norte-americano. Segundo este autor, a energia necessária para a produção de alumínio a partir do minério é equivalente a 60,5 kWh para cada quilograma de metal. Já a produção de alumínio a partir de sucata (produção secundária) demanda 2,8 kWh, o que representa uma economia de energia em torno de 95%.

Soma-se a isto o desvio de enorme quantidade de materiais que seriam destinados aos lixões e aterros, e ainda a possibilidade de atividades neste sentido melhorarem a qualidade de vida de muitas pessoas (CHEHEBE, 1997, ZANIN e MANCINI, 2004; LIMA, 2007; CEMPRE, 2011). Neste caso as mudanças ocorreriam por meio do emprego de um grande contingente de trabalhadores que atualmente são subempregadas por sucateiros ou se arriscam como catadores de resíduos nas ruas.

Entretanto, com a implementação da reciclagem, normalmente há a necessidade de se incorporar novos processos ao ciclo de vida do produto em questão (e, conseqüentemente, existe uma variação do seu respectivo nível de emissões, seja na forma de resíduos sólidos, efluentes líquidos ou ainda de poluentes atmosféricos), intensificando e/ou criando novas cargas ambientais associadas ao material de interesse (VALT, 2004; LIMA, 2007).

Um relato que pode exemplificar a afirmação apontada no parágrafo anterior é apresentado no relatório técnico ISO/TR 14049:2000 (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STARDADIZATION – ISO, 2000). O caso em questão trata da recuperação de etileno usado em excesso no processo de produção do HFC-134a. De acordo com as informações apresentadas, é possível se observar que o processo é possível do ponto de vista tecnológico. Entretanto, o consumo de energia, bem como de outros insumos, é aumentado, a ponto de influenciar a viabilidade ambiental desta atividade (ISO, 2000).

Em situações deste tipo, existe a necessidade de se avaliar os impactos da reciclagem sobre o meio ambiente de forma adequada, evitando que cargas ambientais sejam negligenciadas e apenas os aspectos mais convenientes sejam ressaltados por meio de comparações cuja subjetividade é muito elevada (VALT, 2004; NYLAND *et al.*, 2003).

Diante do contexto apresentado, pode-se considerar que a melhor forma de se analisar a questão colocada se dá a partir da realização de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida – ACV.

Trata-se de um método para a identificação e avaliação sistêmicas do impacto de um determinado produto sobre o meio ambiente, considerando-se etapas que vão desde a extração dos recursos naturais (matérias-primas), seu processamento e manufatura, sua distribuição e utilização propriamente dita, finalizando com a destinação final do produto pós-consumo (CURRAN, 1996; UNEP, 1996; BAUMANN e TILLMAN, 2004; LIMA, 2007; SCHMIDINGER e NARODOSLAWSKY, 2008; WEIDEMA *et al.*, 2009; ILCD, 2010).

A ACV vem se difundindo por todo o mundo nas últimas décadas. Tal fato é devido, em grande parte, à sua versatilidade, a qual tem possibilitado aplicações para várias finalidades, com destaque para:

- ✓ identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos;
- ✓ planejamento estratégico;
- ✓ formulação de políticas públicas;
- ✓ rotulagem ambiental.

Entretanto, por se tratar de um método de análise ainda em pleno desenvolvimento, há alguns aspectos metodológicos que carecem de consolidação. Neste contexto, os casos envolvendo o reaproveitamento de rejeitos são exemplos típicos (WEIDEMA, 2003; REAP *et al.*, 2008; DOKA, 2009; DUBREUIL *et al.*, 2010; FEIFEL, 2010; FRISCHKNECHT, 2010; ILCD, 2010).

2. OBJETIVOS

Nesta dissertação, são apresentados resultados obtidos ao longo do desenvolvimento do mestrado do autor, cujo objetivo principal foi: consolidação das alternativas para a abordagem do reaproveitamento de rejeitos em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida.

Ainda, objetivos secundários deste trabalho são:

- ✓ elaboração de um diagnóstico de como a questão do reaproveitamento de rejeitos tem sido considerada nos estudos de ACV;
- ✓ análise das abordagens identificadas, a partir da elaboração de um estudo de caso.

3. METODOLOGIA

Para atingir os objetivos propostos para a pesquisa descrita neste documento, a atividade metodológica fundamental constituiu-se de revisão da bibliografia (tanto nacional quanto internacional), contemplando particularmente os tópicos associados à ACV e reciclagem de materiais.

Nesta etapa, uma quantidade significativa de informações foi obtida a partir de consulta a fontes relacionadas à metodologia de execução de estudos de ACV. Adicionalmente, merecem destaque as contribuições apresentadas pelos periódicos científicos *International Journal of Life Cycle Assessment*, *Journal of Industrial Ecology* e *Journal of Cleaner Production*, respectivamente.

Merecem destaque também as informações obtidas a partir de diretrizes publicadas pelo *ecoinvent Centre*, instituição suíça especializada na elaboração de inventários do ciclo de vida de produtos, e responsável pelo desenvolvimento e pela implementação do maior banco de dados para apoio à execução de estudos de ACV disponível atualmente (DOKA, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009).

Da mesma forma, destacam-se as recomendações produzidas por pesquisadores internacionais coordenados pelo *Institute for Environment and Sustainability* (IES), centro de pesquisa da Comissão Européia, formado com o objetivo de fornecer subsídios científicos e tecnológicos para a formulação de políticas públicas por parte da União Européia. Trata-se de um guia para a execução de estudos de ACV publicado como parte da documentação que compõe o *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) (ILCD, 2010).

Informações úteis também foram extraídas de normas da série 14.040, publicadas pela *International Organization for Standardization* (ISO), bem como das traduções de algumas normas da mesma série publicadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Por fim, vale a pena destacar as contribuições oferecidas por relatórios técnicos produzidos por pesquisadores de grande renome na área, e internacionalmente reconhecidos como formadores de opinião no que diz respeito à metodologia de execução de estudos de ACV.

A análise do material pesquisado ao longo do tempo concentrou os esforços para a identificação do tratamento dado pelos executores de estudos de ACV às diferentes formas de reaproveitamento de rejeitos.

Ainda, as informações obtidas durante a revisão da literatura foram organizadas de acordo com as classes tradicionalmente reconhecidas nas quais este reaproveitamento pode ser subdividido. Neste caso, deu-se ênfase à abordagem de reciclo em circuito aberto, uma vez que esta se encontra menos consolidada comparativamente ao reciclo em circuito fechado.

Já quanto aos procedimentos de alocação das cargas ambientais, a organização das informações foi feita de acordo com os critérios recomendados nas normas da série 14.040 da ISO, quais sejam: situações nas quais se tente evitar a alocação; situações em que a alocação seja feita com base em relações físicas entre os produtos; e situações nas quais a alocação seja baseada em parâmetros não-físicos.

À medida que os resultados foram obtidos, fez-se uma sistematização das diferentes abordagens dadas ao reaproveitamento de rejeitos ao longo do ciclo de vida de produtos, considerando-se a falta de consolidação deste ponto da metodologia de execução de estudos de ACV.

Por fim, as abordagens identificadas ao longo do desenvolvimento desta dissertação foram analisadas através de um estudo de caso simplificado, o qual teve como cenário básico o ciclo de vida de tubos feitos à base de alumínio.

Para a elaboração deste estudo, os dados considerados na composição dos inventários do ciclo de vida foram extraídos a partir das seguintes fontes:

- ✓ GREEN, J.A.S. (Ed.). **Aluminum recycling and processing for energy conservation and sustainability.** Materials Park, OH: ASM International, 2007;
- ✓ PE AMERICAS. **Life Cycle Assessment of Aluminum Beverage Cans.** Washington: PE Americas, 2010, 107 p. [estudo encomendado pela Associação Americana de Metais];
- ✓ PRE-CONSULTANTS. **SimaPro.** Versão 7.2. Pré Consultants, Amsterdam, 2011.

Os processos elementares incluídos no estudo de caso foram: produção de lingotes de alumínio primário (virgem); produção de lingotes de alumínio secundário

(reciclado); produção dos tubos de alumínio; consumo dos tubos de alumínio e disposição final dos tubos em aterro de resíduos inertes.

Tais processos foram analisados de acordo com cenários propostos para o fim do ciclo de vida dos tubos de alumínio, quais sejam:

a) Cenário em que os tubos não são submetidos a alguma forma de reaproveitamento;
b) Cenário em que aparas e tubos de alumínio são reaproveitados em circuito fechado;
c) Cenário em que as aparas alumínio são reaproveitadas em circuito aberto, previamente ao consumo;
d) Cenário em que os tubos são reaproveitados em circuito aberto, após o consumo.

De acordo com os cenários citados acima, os inventários do ciclo de vida foram consolidados de acordo com os modelos identificados no decorrer do desenvolvimento do trabalho.

Ainda, foi calculado um indicador único para cada combinação encontrada. Este indicador serviu de base para a comparação do desempenho ambiental dos tubos em função da aplicação das diferentes abordagens.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Avaliação do Ciclo de Vida: desenvolvimento

Os seres humanos têm se destacado pela intensidade dos impactos ambientais que causam sobre o meio ambiente. Além disto, é possível dizer que tais impactos surgem como resultado das constantes interações entre o Homem e o ambiente em seu entorno, na busca por melhores condições de vida.

Inicialmente, estas interações ocorriam obedecendo a um equilíbrio dinâmico, no qual a retirada dos recursos necessários para a sobrevivência da raça humana era compensada pela recomposição natural dos mesmos.

Entretanto, esta interação começou a tornar-se um problema, sobretudo a partir de meados do século XIX, impulsionado principalmente pelo início da industrialização (SILVA e KULAY, 2006).

Tal fato pode ser considerado um marco, a partir do qual surgiram vários produtos que levaram à melhoria da qualidade de vida de grande parte da população à época. Por outro lado, como consequência das melhores condições de sobrevivência, houve um aumento na taxa de crescimento da população, o que intensificou o desequilíbrio da relação entre o Homem e a natureza.

Nesta época, a maior parte da população não reconhecia a importância do meio ambiente à sua volta, considerando-o como uma fonte infinita de recursos naturais, bem como um sorvedouro infinito de rejeitos. Assim, o crescimento populacional torna as interações com o meio ambiente mais intensas, e, por decorrência, os impactos provocados sobre o meio ambiente (SILVA e KULAY, 2006; BAIRD e CANN, 2008).

Apesar das pressões por parte da população, este cenário persistiu durante a primeira metade do século XX. Pode-se dizer que as discussões ocorridas neste período serviram apenas de embrião para os marcos que se seguiram, com destaque para a publicação do relatório *Os Limites do Crescimento*, por parte do Clube de Roma, e para as conferências da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre desenvolvimento e meio ambiente (BORGER, 2006).

Assim, somente a partir da década de 1960 a sociedade passa a demonstrar alguma preocupação referente aos impactos ambientais associados às suas ações.

Inicialmente, as análises ambientais neste sentido eram abrangentes e qualitativas, com resultados obtidos a partir da observação dos fenômenos naturais. Entretanto, com o tempo, constatou-se que análises intuitivas não eram mais suficientes (HORNE *et al.*, 2009). Houve, portanto, a necessidade de se usar métodos de avaliação que permitissem, ao mesmo tempo, a quantificação dos impactos ambientais, e ainda a ampliação da escala dos cenários analisados para um nível sistêmico (HUNT e FRANKLIN, 1996).

Segundo este novo paradigma, a busca pela sustentabilidade das ações humanas não deve se restringir apenas a pontos específicos da cadeia produtiva. Deve, por outro lado, se estender desde a extração dos recursos naturais e persistir até a destinação final dos resíduos gerados para que as necessidades humanas sejam atendidas (HORNE *et al.*, 2009).

Neste contexto, considera-se que a melhor forma de se atender ao propósito em questão se dá por meio da execução de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Segundo a *International Organization for Standardization* – ISO (2006), ACV pode ser definida como a compilação e avaliação das entradas, saídas, e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto, ao longo do seu ciclo de vida.

Na prática, pode-se entender a ACV como um método de analítico da gestão ambiental, capaz de avaliar o desempenho ambiental de produtos – ou seja, a forma e a intensidade com que estes impactam o ambiente – ao longo de todo o seu ciclo de vida, considerando as etapas que vão desde a extração dos recursos naturais, passam pelos elos da cadeia produtiva, pela distribuição e uso dos produtos, e se estendem até a disposição final dos mesmos (UNEP, 1996; CHEHEBE, 1997; EKVALL, 2000; BAUMANN e TILLMAN, 2004; SILVA e KULAY, 2006; CHOATE, 2007; LIMA, 2007; SCHMIDINGER e NARODOSLAWSKY, 2008).

Dadas as peculiaridades e o caráter sistêmico da abordagem, as avaliações resultantes de estudos de ACV são tradicionalmente chamadas de: “do berço ao tumulo” ou ainda “do nascimento à morte”.

De acordo com BAUMANN e TILLMAN (2004), em função da amplitude associada a estudos desta natureza, é difícil estabelecer com precisão qual foi realmente o primeiro estudo de ACV realizado no mundo. Por outro lado, as próprias

autoras citadas, juntamente com a maior parte da comunidade científica dedicada ao tema, consideram que o primeiro estudo elaborado nos moldes como esta técnica é conhecida atualmente, foi aquele encomendado pela Coca-Cola, e conduzido pelo *Midwest Research Institute* (MRI) entre os anos de 1965 e 1969.

Na ocasião, o objetivo do estudo era comparar diferentes materiais passíveis de serem utilizados como insumos para a fabricação de embalagens. Ainda, o estudo se restringiu à análise do consumo de matérias-primas e de recursos energéticos, bem como da geração de rejeitos resultantes da fabricação das embalagens (CURRAN, 1996; HUNT e FRANKLIN, 1996; SILVA e KULAY, 2006; HORNE *et al.*, 2009).

Embora os detalhes do estudo sejam confidenciais, o pesquisador Willian Franklin (responsável pela sua execução) afirma que as informações obtidas deram tranqüilidade à empresa, para que o plástico pudesse substituir o vidro como matéria-prima para a fabricação das embalagens (SILVA, 2007).

Apesar de simplificado em relação à forma como estudos de ACV são executados atualmente, este estudo pode ser considerado um marco para o desenvolvimento da ACV. RAMÍREZ (2009) defende, ainda, que a importância deste estudo não se restringe ao fato de confirmar o interesse das grandes corporações em relação à questão ambiental. Para a autora, o pioneirismo e o caráter sistêmico do trabalho abriram caminho para o desenvolvimento e disseminação da ACV em todo o mundo.

Com isso, a partir da sua elaboração e divulgação do método utilizado, o estudo do MRI passou a ser uma referência para a execução de análises ambientais de objetivo semelhante, os quais ficaram conhecidos como *Resource Environmental Profile Analysis* (REPA), nos Estados Unidos, e como *Ecobalance*, na Europa (BOUSTEAD, 1996; CURRAN, 1996; CHEHEBE, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; SILVA e KULAY, 2006; HORNE *et al.*, 2009).

Estudos desta natureza passaram, então, a se disseminar rapidamente por todo o mundo, com destaque para o início da década de 1970. Datam desta época, os primeiros estudos realizados no Reino Unido, com o objetivo de comparar a utilização de plásticos com a de vidro para a fabricação de embalagens de leite (BOUSTEAD, 1996).

Simultaneamente, destacam-se também estudos desenvolvidos na Alemanha e na Suécia, com objetivo semelhante, qual seja: de obter informações que

subsidiassem a escolha de matérias-primas para a produção de embalagens diversas, de modo que as consequências sobre o meio ambiente fossem reduzidas (BAUMANN e TILLMAN, 2004).

Ainda nesta época, surge outro fato que, usualmente, é apontado como grande estimulador do crescimento da ACV no mundo: a Crise do Petróleo deflagrada na primeira metade da década de 1970.

À época, a grande instabilidade resultante das constantes oscilações do valor do barril de petróleo fizeram com que formas alternativas e mais eficientes de produção de combustíveis fossem desenvolvidas. Neste contexto, a ACV teve um papel de grande importância como método para a análise do desempenho ambiental das opções propostas (CURRAN, 1996; CHEHEBE, 1997; HORNE *et al.*, 2009).

Por outro lado, esta rápida expansão do uso da ACV acabou por expor algumas de suas limitações. Por se tratar de uma metodologia recente, havia uma variedade de formas para a sua execução, de modo que as premissas eram estabelecidas de forma arbitrária em cada caso. Soma-se a este fato, a ausência de bancos de dados para apoio à execução dos estudos, o que comprometia a consistência dos mesmos.

Com isso, apesar do grande número de estudos realizados na época, observou-se que seus resultados eram incompatíveis. Eram recorrentes, também, questionamentos no que diz respeito à manipulação dos resultados, fato que contribuiu para que a credibilidade da ACV fosse seriamente afetada (CURRAN, 1996; CHEHEBE, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004).

Desta forma, muitas organizações perderam o interesse na metodologia, sendo que as consequências foram percebidas já na década de 1980. Neste período, o número de estudos de ACV publicados sofreu uma redução significativa (BOUSTEAD, 1996; HUNT e FRANKLIN, 1996; LIMA, 2007).

O prejuízo à ACV só não foi mais drástico por conta dos esforços empenhados por instituições como a SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) e a UNEP (*United Nations Environment Programme*). Estas instituições são reconhecidas como as principais fomentadoras de discussão visando ao aprimoramento da ferramenta, e, juntas, têm oferecido contribuições valiosas para a uniformização e a consolidação dos métodos de execução de estudos de ACV (CURRAN, 1996; CHEHEBE, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; VALT, 2004; LIMA, 2007; HORNE *et al.*, 2009).

Merece destaque neste sentido as iniciativas para a disseminação do Pensamento do Ciclo de Vida (do inglês, *Life Cycle Thinking*), com o objetivo de incorporar a visão sistêmica à gestão ambiental empresarial, ou mesmo ao consumo de produtos (SILVA e KULAY, 2006; LIMA, 2007; HORNE *et al.*, 2009).

Ainda, do ponto de vista da execução dos estudos de ACV, as contribuições metodológicas da UNEP e da SETAC acabaram por chamar a atenção da ISO (*International Organization for Standardization*), a qual tem publicado normas relacionadas especificamente à ACV desde o ano de 1997. Tratam-se das normas da série ISO 14.040, as quais estabelecem diretrizes visando a consolidação do método de execução de estudos de ACV (ISO, 2000; ISO, 2006; ABNT, 2009).

Mais recentemente, também se deve destacar a atuação do *ecoinvent Centre*, empresa suíça formada pela parceria entre vários institutos de pesquisa federais, e coordenada pelo Instituto Federal Suíço para Pesquisa e Teste de Materiais (do alemão, EMPA). Apesar de especializado na elaboração de Inventários do Ciclo de Vida, o *ecoinvent Centre* tem contribuído de forma expressiva para o desenvolvimento metodológico da ACV (LIMA, 2007; DOKA, 2009; HORNE *et al.*, 2009).

No que diz respeito ao Brasil, pode-se dizer que a ACV tem despertado um interesse crescente por parte dos diversos setores econômicos. De acordo com levantamento realizado por LIMA (2007), predominam no país estudos de ACV executados por grupos de pesquisa ligados a universidades. Além disso, em relação às empresas, foram poucos os trabalhos encontrados pela autora, sendo que a totalidade destes estava associada a organizações de grande porte.

Há ainda a participação do governo brasileiro, principalmente, por meio da atuação do IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia). Este órgão tem participado de iniciativas para a difusão da ACV no país, e tem coordenado um projeto que visa a construção de um banco de dados nacional, para apoio à execução de estudos de ACV (IBICT, 2005; LIMA, 2007; SILVA, 2007).

Entretanto, LIMA (2007) também destaca que ainda há um longo caminho a ser percorrido. Um dos pontos que devem ser enfrentados nesta evolução, por exemplo, refere-se à carência de mão-de-obra qualificada.

Sem profissionais especializados e preparados para a execução de estudos de ACV, pessoas oportunistas podem oferecer este serviço. Porém, a qualidade de

estudos conduzidos de maneira inadequada pode ser comprometida, o que, em última análise, pode afetar a credibilidade da ACV no país.

Da mesma forma, recomenda-se incentivar o estabelecimento de parcerias entre universidades, empresas e governo, o que poderia contribuir para a construção de um banco de dados amplo e consistente (LIMA, 2007; SILVA, 2007).

4.2. Avaliação do Ciclo de Vida: aplicações e limitações

Basicamente, o método de execução de estudos de ACV de acordo com padronizações internacionais pode ser formalmente dividido em quatro etapas quais sejam (UNEP, 1996; CHEHEBE, 1997; ISO, 2006; SILVA, 2007a; ABNT, 2009; HORNE *et al.*, 2009):

- ✓ Definição do Objetivo e do Escopo, abordando a motivação e a abrangência do estudo, bem como aspectos metodológicos a serem considerados;
- ✓ Análise do Inventário do Ciclo de Vida, envolvendo a descrição e quantificação dos aspectos ambientais e dos fluxos de matéria e energia relacionados ao ciclo de vida do produto em estudo;
- ✓ Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida, considerando a avaliação e classificação dos impactos ambientais potenciais associados aos aspectos inventariados;
- ✓ Interpretação do Ciclo de Vida, envolvendo a combinação dos resultados das fases anteriores, visando alcançar conclusões e recomendações para os tomadores de decisão, bem como análise da consistência do estudo.

De acordo com as fases apresentadas anteriormente, nota-se que a metodologia de execução de estudos de ACV permite que os impactos sobre o meio ambiente sejam avaliados quantitativamente, com clareza e de forma ampla.

Além disso, existe um consenso entre os pesquisadores da área de que a ACV é o método de análise da gestão ambiental mais adequado para associar de maneira biunívoca a contribuição individual de cada produto ao longo do seu Ciclo de Vida em relação à soma dos impactos ambientais de todos os produtos.

Ou seja, a ACV permite que se faça a distinção da parcela associada a cada produto, de tal forma que não poderiam haver cargas ambientais associadas simultaneamente a mais de um produto (EKVALL e TILLMAN, 1997; BAUMANN e TILLMAN, 2004; ISO, 2006; CHOATE, 2007; SILVA, 2007b; RAMÍREZ, 2009; FRISCHKNECHT, 2010).

Assim, esta metodologia favorece a implementação de medidas mais adequadas de combate e minimização dos impactos ambientais nos sistemas de produto de interesse. Isto justifica o porque desta ferramenta ter sido cada vez mais empregada como subsídio para a tomada de decisões visando o desenvolvimento sustentável (CHEHEBE, 1997; WEIDEMA, 2003; NYLAND *et al.*, 2004; LIMA, 2007; SCHMIDINGER e NARODOSLAWSKY, 2008; FEIFEL *et al.*, 2010).

Desde seu surgimento, a ACV tem sido utilizada com sucesso para a comparação do desempenho ambiental de produtos que atendam a uma mesma função (HUNT e FRANKLIN, 1996; KIRKPATRICK, 1996; BAUMANN e TILLMAN, 2004). Em função de seu caráter sistêmico, é possível, inclusive, afirmar que a esta é a única ferramenta da gestão ambiental capaz de realizar esta tarefa de forma adequada.

Além disso, outro diferencial da ACV é a sua contribuição para a identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de um determinado produto (KIRKPATRICK, 1996; BAUMANN e TILLMAN, 2004; ISO, 2006; HORNE *et al.*, 2009).

As informações obtidas como resultado de uma ACV permitem, ao executor do estudo, indicar os processos ao longo do ciclo de vida do produto em que o impacto ambiental é mais acentuado. Assim, podem-se elencar os processos sobre os quais as medidas de prevenção ou de controle da poluição devem ser tomadas prioritariamente, considerando-se, para tanto, a variável ambiental.

Mais recentemente, a ACV tem se destacado por fornecer subsídios à formulação de políticas públicas. Os resultados dos estudos podem auxiliar os governantes na tomada de decisões que acarretem menor impacto ambiental, ou ainda no estabelecimento de padrões legais a serem seguidos (NYLAND *et al.*, 2003; WEIDEMA, 2003; LIMA, 2007; SILVA, 2007; HORNE *et al.*, 2009; FEIFEL *et al.*, 2010).

A ACV também tem sido utilizada com sucesso em ações de marketing ambiental. Neste caso, os resultados do estudo servem de base para a concessão

de rótulos ambientais, com indicadores do desempenho ambiental do produto (IEC, 2008; HORNE *et al.*, 2009; FEIFEL *et al.*, 2010). Informações desta natureza são frequentemente demandadas por clientes (sobretudo, os europeus), de modo que o rótulo pode conferir um diferencial positivo de mercado, para o produto que o possui.

Por outro lado, pelo fato de ser uma técnica ainda muito recente, a ACV apresenta limitações que devem ser encaradas como desafios, particularmente para a área acadêmica, que tem sido a grande impulsionadora do desenvolvimento desta metodologia (BAUMANN e TILLMAN, 2004; WERNER, 2005; SILVA, 2007b; REAP *et al.*, 2008; NICHOLSON, 2009; RAMÍREZ, 2009; FEIFEL *et al.*, 2010).

Assim, alguns dos pontos relacionados à metodologia de execução de estudos de ACV, e ainda carentes de consolidação são:

- ✓ estabelecimento de critérios mais objetivos para a definição das fronteiras do sistema de produto a ser estudado: esta decisão (que pode influenciar o resultado do estudo) atualmente fica sujeita a valores pessoais do responsável pelo estudo;
- ✓ definição da cobertura temporal a ser considerada nos estudos: trata-se de uma decisão que também fica, arbitrariamente, a cargo de executor do estudo, e que pode influenciar diretamente a consistência do estudo;
- ✓ escolha das categorias de impacto ambiental a serem avaliadas: sabe-se que estas devem ser compatíveis com os objetivos do estudo. Entretanto, faltam diretrizes visando a compatibilização de estudos que forem realizados por pesquisadores distintos;
- ✓ estabelecimento de diretrizes para a comunicação dos resultados: trata-se de um ponto relevante, e capaz de influenciar as decisões futuras que vierem a ser tomadas por parte do contratante do estudo. Desta forma, diretrizes devem ser formuladas para elevar o rigor do estudo, e dos relatórios que forem produzidos;
- ✓ levantamento de dados representativos: a execução de um estudo de ACV requer um grande número de dados. Além disso, o resultado da avaliação melhora à medida em que as informações levantadas são mais fiéis à realidade. Desta forma, o desafio consiste na construção de bancos de dados que sejam consistentes, de modo a refletir as especificidades do contexto no qual estes estão inseridos;

- ✓ carência de definições metodológicas para a modelagem de sistemas de produto durante a execução de estudos de ACV.

Com relação a estas indefinições metodológicas apresentadas, um dos pontos ainda em aberto junto à comunidade internacional da ACV é a forma como a metodologia aborda o fim do Ciclo de Vida de um determinado produto de interesse (EKVALL e FINNVEDEN, 2001; WEIDEMA, 2003; BAUMANN e TILLMAN, 2004; REAP *et al.*, 2008; DOKA, 2009; NICHOLSON, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009; FEIFEL *et al.*, 2010; FRISCHKNECHT, 2010; SUH *et al.*, 2010).

Segundo NYLAND *et al.* (2003), trata-se de uma atividade fundamental para garantir a representatividade dos estudos, uma vez que pode influenciar diretamente os resultados a serem obtidos.

Associado a este caso temos também o problema da alocação das cargas ambientais. Esta, consiste em uma repartição dos fluxos de matéria e de energia, efetuada quando mais de uma corrente ultrapassam as fronteiras do sistema de produto – seja saindo em direção a um novo sistema de produto, ou entrando no sistema provenientes do ciclo de vida de outros produtos (EKVALL e TILLMAN, 1997; HEIJUNGS e FRISCHKNECHT, 1998; EKVALL e FINNVEDEN, 2001; ISO, 2006; SILVA, 2007a; REAP *et al.*, 2008; RAMÍREZ, 2009; SUH *et al.*, 2010).

Um exemplo hipotético que ilustra esta situação é o caso da modelagem do final do Ciclo de Vida das embalagens plásticas para alimentos. De acordo com resoluções da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), existem restrições para o uso de plásticos reciclados em novas embalagens, sendo mais comum sua fabricação a partir de matéria-prima virgem e posterior transformação dos resíduos pós-consumo em produtos para o atendimento de funções diferentes da inicial (ZANIN e MANCINI, 2004).

Com isso, torna-se necessário que o fim do Ciclo de Vida dessas embalagens seja modelado de acordo com a abordagem de reciclo em circuito aberto, o que cria um ponto de incerteza metodológica. Ou seja, há o surgimento de um ponto no qual o responsável pela execução do estudo deve tomar uma decisão baseada em seus valores pessoais.

Do ponto de vista da ACV, os processos elementares necessários para a transformação da embalagem em um novo produto podem ser modelados com relativa facilidade. Entretanto, não existe um consenso a respeito da forma como a

carga ambiental gerada para a fabricação da embalagem até o momento deve ser considerada, levando-se em consideração a relação entre os processos elementares ao longo de todo o ciclo de vida (KLÖPFFER, 1996; EKVALL, 2000; WEIDEMA, 2003; REAP *et al.*, 2008; DOKA, 2009; NICHOLSON, 2009; FRISCHKNECHT, 2010; SUH *et al.*, 2010).

De fato, inicialmente não parece justo que apenas o produto feito a partir de material virgem seja onerado com toda a carga ambiental associada à extração e beneficiamento das matérias-primas naturais, carga esta que também deveria ser dividida entre todos os produtos que se beneficiarão do uso do polímero reciclado.

Por outro lado, imaginando a hipótese em que a taxa de reciclagem tenda a 100% – algo possível de ser alcançado nas indústrias de produtos metálicos, como as latas de alumínio, por exemplo – também não parece justo que a mesma carga ambiental seja atribuída apenas aos produtos feitos a partir do polímero reciclado, isentando a embalagem do impacto ambiental a ela associado.

Este desafio fica bem claro quando se resgata o objetivo da ACV comentado anteriormente, qual seja: o de quantificar a carga ambiental associada exclusivamente à função atendida por cada produto de interesse, de forma que uma mesma parcela não possa ser atribuída a mais de um sistema de produto (EKVALL e TILLMAN, 1997; ISO, 2006; SILVA, 2007b; FRISCHKNECHT, 2010).

Neste sentido, iniciativas voltadas ao estudo de pontos carentes de consolidação (como neste caso) são de grande relevância para o desenvolvimento da metodologia de execução de estudos de ACV.

4.3. Formas de Reaproveitamento de Resíduos ao longo do Ciclo de Vida

Conforme já citado anteriormente, os resíduos sólidos podem ser gerados ao longo das cadeias produtivas de um bem de consumo, ou após o consumo deste.

Independentemente da fonte, uma vez gerado, é reconhecido que o resíduo necessita de uma destinação final, a qual deve ser ambientalmente adequada.

Tradicionalmente, esta destinação era feita mediante a disposição final dos resíduos em aterros. Entretanto, devem-se destacar alternativas para o

gerenciamento dos resíduos sólidos, como a sua reutilização ou o seu reaproveitamento na forma de recuperação energética ou reciclagem.

Nesta seção serão apresentadas as possibilidades de reaproveitamento de rejeitos que, tradicionalmente, são consideradas durante a execução de um estudo de ACV. Pode-se dizer que a identificação destas alternativas de reaproveitamento constitui uma etapa importante do estudo, uma vez que será a base para o entendimento da modelagem dos sistemas de produto.

Assim, considera-se que a forma mais simples para o reaproveitamento de um produto é a sua reutilização, conforme indicado pela corrente A, da Figura 1, a seguir.

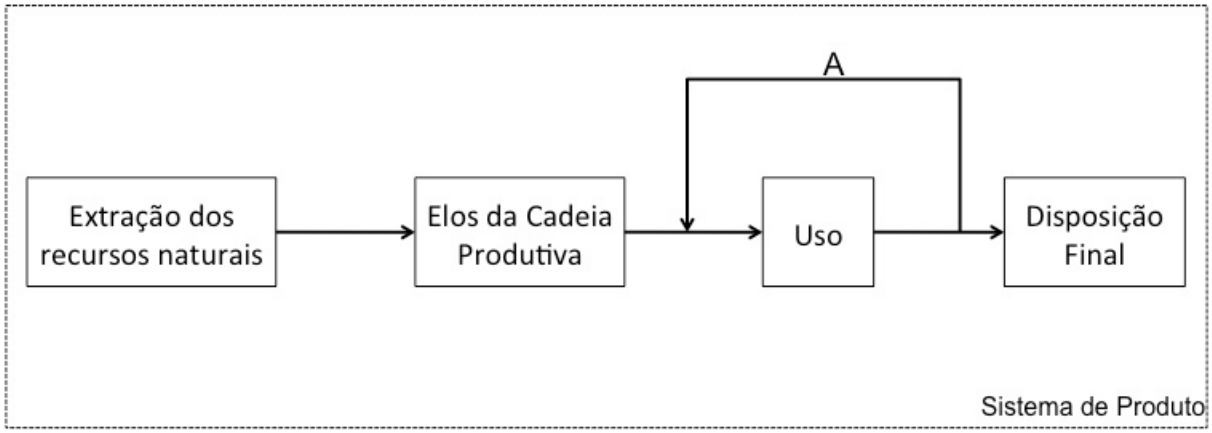

Figura 1 – Exemplo de situação envolvendo a reutilização.

Segundo a Lei Federal 12.305/2010, a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a reutilização é do 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 Sistema Nacional de Meio Ambiente, bem como da Vigilância Sanitária ou da Sanidade Agrária (BRASIL, 2010).

Na prática, pode-se entender a reutilização como a forma de reaproveitamento em que um produto passa a atender repetidas vezes a uma mesma função, evitando a necessidade de se fabricar – bem como de se dispor no meio ambiente – quantidades adicionais do produto (BAUMANN e TILLMAN, 2004; RAMÍREZ, 2009).

Trata-se de uma alternativa interessante a ser considerada ao longo do ciclo de vida de um produto. Entretanto, nem sempre é possível colocá-la em prática. Isto

porque existem aspectos técnicos que dificultam o recolhimento dos produtos distribuídos após o seu uso, e ainda a possibilidade de restrições legais.

Neste caso, vale a pena relembrar que as agências de vigilância sanitária brasileira e americana, por exemplo, em princípio, proíbem que empresas do ramo alimentício reutilizem comercialmente seus produtos, ainda que seja apenas a embalagem dos mesmos (MANCINI e ZANIN, 2004).

Esta proibição visa evitar que o reaproveitamento de rejeitos leve à contaminação do produto obtido a partir do material reaproveitado. Com isso, nos casos em que o fabricante oferece garantias de que o seu processo produtivo não compromete a qualidade do produto, a reutilização pode ser liberada.

Adicionalmente, espera-se que a reutilização se intensifique nos próximos anos, uma vez que faz parte das prioridades da Política Nacional de Resíduos Sólidos, e existe a previsão de incentivos para aqueles que praticarem esta atividade (BRASIL, 2010).

Por outro lado, nos casos em que o produto não puder ser reutilizado, uma alternativa para o seu reaproveitamento pode ser a reciclagem.

Ainda segundo a Lei Federal 12.305/2010, a reciclagem pode ser definida como o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve alteração de suas propriedades biológicas, físicas ou físico-químicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, observadas as condições e os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes do Sistema Nacional de Meio Ambiente, bem como da Vigilância Sanitária ou da Sanidade Agrária (BRASIL, 2010).

Trata-se, portanto, de uma forma de reaproveitamento em que o produto é reincorporado em alguma etapa de uma cadeia produtiva como matéria-prima, sofrendo transformação posterior.

Entretanto, do ponto de vista da Avaliação do Ciclo de Vida, é necessário que se estabeleça uma distinção entre as situações que envolvem a reciclagem, de acordo com a função a ser atendida após o reaproveitamento, bem como o estágio do Ciclo de Vida em que o resíduo é gerado.

A primeira dessas situações é apresentada na Figura 2. Neste caso, um produto descartado após ser consumido (indicado pela corrente A) ou um co-produto de certa cadeia produtiva (indicado pela corrente B) é submetido à reciclagem, de forma que a corrente resultante deste processo seja usada como matéria-prima no mesmo sistema de produto, ou seja, para o atendimento da mesma função definida

no início do estudo. Trata-se, portanto, da reciclagem em circuito fechado (BOUSTEAD, 1996; ISO, 2000; BAUMANN e TILLMAN, 2004; DOKA, 2009; HORNE *et al.*, 2009; RAMÍREZ, 2009; ILCD, 2010).

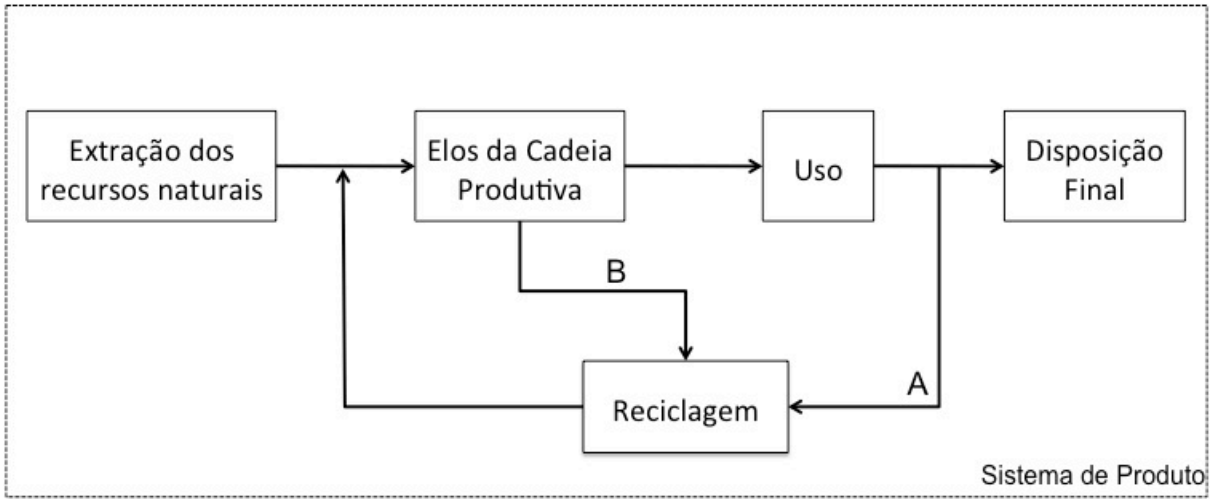

Figura 2 – Exemplo de situações envolvendo a reciclagem em circuito fechado.

Esta forma de reaproveitamento de produtos é comum, por exemplo, no caso de latas de alumínio, ou de embalagens de vidro, que são reprocessadas para nova fabricação de produtos semelhantes, e que atenderão à mesma função (RYDBERG e WIDHEDEN 2001; PE AMERICAS, 2010).

Alternativamente, destaca-se a situação apresentada na Figura 3. Assim como no caso citado anteriormente, um produto descartado após ser consumido (corrente A) ou um co-produto da cadeia produtiva (corrente B) é reciclado em um sistema de produto distinto daquele que o gerou, ou seja, para o atendimento de uma função diferente daquela definida inicialmente. Trata-se, então, da reciclagem em ciclo aberto (BOUSTEAD, 1996; KLÖPFFER, 1996; ISO, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2001; BAUMANN e TILLMAN, 2004; DOKA, 2009; HORNE *et al.*, 2009; RAMÍREZ, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009; FRISCHKNECHT, 2010; GENTIL *et al.*, 2010; ILCD, 2010; SUH *et al.*, 2010).

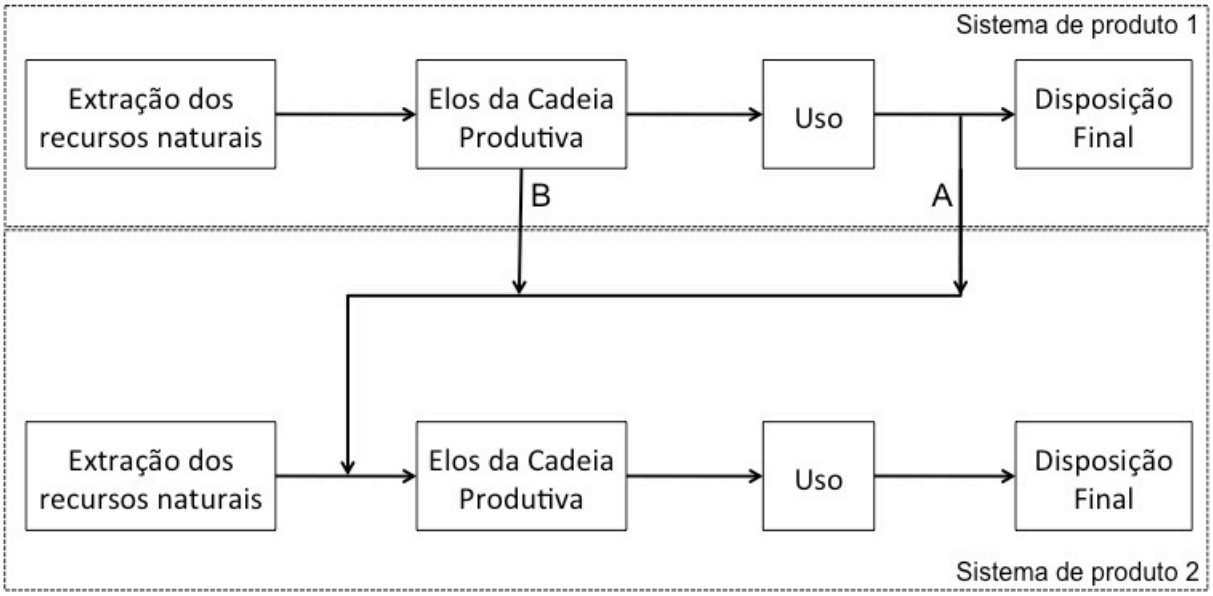

Figura 3 – Exemplo de situações envolvendo a reciclagem em circuito aberto.

Pode-se dizer que as situações exemplificadas na Figura 3 são as mais usuais, no que diz respeito à reciclagem. Por outro lado, são situações que estão entre os temas que mais provocaram discussões quanto à metodologia de execução de estudos de ACV, visto que não há um consenso a respeito da forma mais adequada para a sua modelagem (BOUSTEAD, 1996; KLÖPFFER, 1996; WEIDEMA, 2003; BAUMANN e TILLMAN, 2004; DOKA, 2009; RAMÍREZ, 2009; FEIFEL *et al.*, 2010; FRISCHKNECHT, 2010; PE AMERICAS, 2010; SUH *et al.*, 2010).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Modelos para o Reaproveitamento de Rejeitos em estudos de ACV

Pelas afirmações de HUNT e FRANKLIN (1996), bem como de BOUSTEAD (1996) pode-se considerar que o problema relacionado à modelagem do fim do ciclo de vida de produtos é algo discutido desde meados da década de 1970.

Segundo estes autores, o problema se intensificou a partir do fim da década de 1980, quando um grande número de estudos de ACV envolvendo formas alternativas de gerenciamento de resíduos sólidos foi executado.

HUNT e FRANKLIN (1996) lembram também que o objetivo dos estudos à época era o de analisar de que forma ações como a reciclagem de resíduos sólidos, bem como a substituição de matérias-primas ou ainda o desenvolvimento de produtos reutilizáveis poderiam reduzir a dependência americana em relação aos aterros sanitários. Ou seja, situações para as quais a modelagem do sistema de produto tem um papel relevante.

Considerando-se que a ACV é um método para a avaliação do desempenho ambiental associado ao atendimento de uma função, as possibilidades de reaproveitamento dos rejeitos apresentadas anteriormente podem ser agrupadas em duas categorias.

Neste caso, o ponto de partida para a diferenciação de cada caso será o comportamento do fluxo de produto em relação à fronteira do sistema de produto.

Inicialmente, portanto, a primeira abordagem identificada para o tratamento da reciclagem em estudos de ACV diz respeito às situações representadas nas Figuras 1 e 2, referentes aos casos de reutilização e reciclo de produtos em ciclo fechado, respectivamente.

Esta abordagem parte de um aspecto comum aos casos citados, que é o fato de não haver fluxo de produto através da fronteira estabelecida para o Sistema.

Assim, como os fluxos de matéria e energia ficam restritos ao sistema de produto, as cargas ambientais associadas a esta atividade são atribuídas somente à função atendida pelo sistema em estudo (EKVALL e FINNVEDEN, 2001; BAUMANN

e TILLMAN, 2004; DOKA, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009; DUBREUIL *et al.*, 2010; ILCD, 2010).

Logo, apesar dos cenários envolverem a reciclagem de produtos, o tratamento é considerado simples, e restringe-se ao aperfeiçoamento dos próprios balanços de massa e energia formulados para a etapa de inventário do ciclo de vida.

Este ponto de vista, aliás, é compartilhado por pesquisadores como RYDBERG e WIDHEDEN (2001), DOKA (2009), WEIDEMA *et al.* (2009), e pela PE AMERICAS (2010). Na mesma linha, também é possível destacar as afirmações feitas pelo ILCD (2010) em seu guia para a realização de estudos de ACV. No documento, os autores deste guia apontam que o fato do produto ser reciclado para atender a uma mesma função é o que torna o entendimento desta alternativa mais fácil, bem como simplifica a modelagem que será feita futuramente (ILCD, 2010).

Resta, assim, a análise do cenário representado na Figura 3. Neste caso, parte-se da premissa de que os produtos são reaproveitados em um sistema de produto diferente daquele no qual eles são descartados, ou seja, os produtos são usados para o atendimento de uma outra função.

NYLAND *et al.* (2003), bem como EKVALL e TILLMAN (1997), citam algumas abordagens possíveis quando o sistema de produto em estudo envolve a reciclagem de materiais em ciclo aberto. Tais abordagens vão desde a simples divisão das cargas ambientais em parcelas iguais até a consideração de aspectos econômicos e de mercado para a tomada de decisão sobre o impacto ambiental dos produtos.

EKVALL e TILLMAN (1997) reconhecem ainda a necessidade de se desenvolver e difundir critérios para se abordar a reciclagem em sistemas de produto, e citam que os mesmos deveriam ser de fácil aplicação, consistentes com a realidade e de ampla aceitação dentre os usuários.

Entretanto, juntamente com as sugestões de abordagens, os próprios autores também reconhecem que sua aplicação deve ser feita com cuidado, dado o nível significativo de incertezas que podem estar associados a generalizações ou à adoção de premissas inadequadas. Tal visão é compartilhada por pesquisadores como EKVALL e TILLMAN (1997), EKVALL (2000), NYLAND *et al.* (2003), REAP *et al.* (2008), FRISCHKNECHT (2010) e SUH *et al.* (2010).

Inicialmente, a modelagem do reaproveitamento de produtos passava pela alocação das cargas ambientais entre o sistema que fornece o produto para a reciclagem, e aquele que usa o material reciclado (BOUSTEAD, 1996; KLÖPFFER,

1996; KIRKPATRICK, 1996; CHEHEBE, 1997; EKVALL e TILLMAN, 1997; RAMÍREZ, 2009).

Neste caso, o desafio consiste em escolher os critérios para a alocação das cargas ambientais, os quais, preferencialmente, deveriam refletir alguma relação física entre o fluxo de produto que deixa o sistema, e aquele que permanece no sistema de produto após o atendimento da função definida inicialmente.

À época, vários eram os critérios propostos para a alocação das cargas ambientais, com destaque para: contribuição mássica; contribuição energética; contribuição em termos do volume ocupado; valor de mercado do material reciclado em relação ao virgem; qualidade do material reciclado; número de usos futuros etc. (KIRKPATRICK, 1996; CHEHEBE, 1997; EKVALL e TILLMAN, 1997; HEIJUNGS e FRISCHKNECHT, 1998; WERNER, 2005; RAMÍREZ, 2009).

A recomendação de que a escolha dos critérios observasse uma relação física é, inclusive, ressaltada por BOUSTEAD (1996). Segundo o autor, as discussões foram motivadas por um problema ambiental de caráter físico, de modo que os modelos não deveriam se preocupar com os desdobramentos econômicos resultantes de sua aplicação.

Mais recentemente, entretanto, viu-se que esta abordagem fundamentada na alocação não é a melhor forma de se representar a realidade (EKVALL, 2000; WEIDEMA e SCHMIDT, 2010). Isto contribuiu para que a mesma perdesse força entre os pesquisadores que lidam com a ACV, abrindo o caminho para a proposição de abordagens alternativas.

Desde o fim da década de 1990, alguns pesquisadores comprometidos com o desenvolvimento da metodologia de execução de estudos de ACV, e reconhecidos formadores de opinião, têm criticado a elevada subjetividade da alocação das cargas ambientais. Em contraposição, estes pesquisadores propõem que a alocação seja evitada (KIRKPATRICK, 1996; EKVALL e FINNVEDEN, 2001; RYDBERG e WIDHEDEN, 2001; WEIDEMA, 2003; VILLANUEVA *et al.*, 2004; GENTIL *et al.*, 2010; WEIDEMA e SCHMIDT, 2010).

Por consequência, nos casos em que inicialmente haveria um fluxo de produto através das fronteiras do sistema, defende-se a ideia de que a melhor abordagem para este cenário compreende a expansão do sistema de produto e subtração das cargas ambientais evitadas em função do reaproveitamento dos resíduos (EKVALL e WEIDEMA, 2004; SUH *et al.*, 2010).

Desta forma, com a expansão do sistema de produto nos casos que envolvem a reciclagem, seriam incluídos os processos elementares que realmente são afetados pela oferta de material reciclado. Assim, pode-se avaliar os efeitos do cenário modelado, em relação ao caso em que não haveria a reciclagem (EKVALL, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2001; RYDBERG e WIDHEDEN, 2001; WEIDEMA, 2003; FRISCHKNECHT, 2010; WEIDEMA e SCHMIDT, 2010).

Ainda, no que diz respeito à identificação dos processos elementares que serão considerados afetados em função da reciclagem, EKVALL e WEIDEMA (2004), e, posteriormente, SUH *et al.* (2010) recomendam o uso de um conceito chamado elasticidade.

Trata-se de um procedimento que relaciona variações da oferta de um produto ou resíduo a variações da demanda deste mesmo produto ou resíduo e de seus sucedâneos. Assim, pode-se estimar a sensibilidade do mercado no qual o produto em questão está inserido, bem como identificar os produtos com maior probabilidade de serem afetados em função do reaproveitamento.

Entretanto, potencialmente, esta abordagem pode levar a um impasse metodológico. Isto por que, ao expandir as fronteiras do sistema de produto, este novo cenário passa a contribuir para o atendimento de mais de uma função, contrariando-se um dos grandes diferenciais da ACV.

Para evitar esta situação, a abordagem baseada na expansão do sistema de produto estabelece que seja realizada a subtração das cargas ambientais que forem evitadas em função do reaproveitamento de um determinado resíduo (WEIDEMA, 2003; VILLANUEVA *et al.*, 2004; RAMÍREZ, 2009).

Um exemplo de cenário modelado segundo esta abordagem é o reaproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos. Neste caso, a energia elétrica obtida a partir da incineração dos resíduos ou da combustão do biogás produzido durante a decomposição destes é disponibilizada à população e evita a necessidade de geração de energia elétrica a partir das fontes tradicionais. Com isso, as respectivas cargas ambientais evitadas são descontadas das cargas ambientais identificadas para o sistema de produto inicialmente em estudo.

Conforme apresentado anteriormente, a reciclagem leva à incorporação de novas cargas ambientais ao sistema de produto. Em contrapartida, como decorrência da reciclagem, os impactos ambientais associados à extração e beneficiamento de matérias-primas virgens, bem como à disposição final dos

resíduos são reduzidos. Portanto, o desempenho ambiental aferido segundo o modelo baseado na expansão do sistema de produto será calculado de acordo com o balanço entre os novos impactos, e aqueles que forem evitados (EKVALL e FINNVEDEN, 2001; WEIDEMA, 2003; EKVALL e WEIDEMA, 2004; RAMÍREZ, 2009; DUBREUIL *et al.*, 2010; WEIDEMA e SCHMIDT, 2010).

Esta abordagem tem chamado a atenção de vários pesquisadores, e vem se difundindo entre grupos de pesquisa e empresas de consultoria responsáveis pela execução de estudos de ACV.

Como exemplo de estudo influenciado pela abordagem centrada na expansão do sistema de produto, pode-se citar a avaliação realizada por SUNDQVIST (2005). Trata-se de um estudo financiado pela agência sueca de administração energética, e que tinha o objetivo de investigar diferentes estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos no país, sob os pontos de vista ambiental, energético e econômico.

Neste caso, optou-se pela modelagem dos sistemas de produto baseada na expansão do sistema e consideração das cargas evitadas, abordagem que destacou a reciclagem como alternativa de melhor desempenho ambiental. Entretanto, o autor salienta que as conclusões obtidas, embora satisfatórias, não são definitivas, e chama a atenção para a necessidade de estudos complementares.

Outro estudo que pode ser citado como exemplo foi realizado por MERCANTE *et al.* (2009). Neste estudo, pretendia-se avaliar o desempenho ambiental de diferentes cenários alternativos para o gerenciamento de resíduos da construção civil da área urbana metropolitana de Mendoza, na Argentina.

Para tanto, a modelagem dos cenários também envolveu exclusivamente a expansão do sistema, e substituição das cargas ambientais associadas aos produtos que eventualmente deixariam de ser consumidos em função da reciclagem dos resíduos de construção e demolição (carga evitada).

Assim como no caso anterior, os autores chegaram à conclusão de que a reciclagem é a alternativa mais adequada para o manejo dos resíduos estudados. Ainda, a contabilização das cargas evitadas foi apontada como de grande influência sobre o resultado final do estudo.

Por fim, outro exemplo de estudo influenciado pela abordagem baseada na expansão do sistema, e que merece destaque, foi publicado pelo Programa de Ação sobre Resíduos e Recursos (sigla, em inglês, WRAP). Trata-se de uma organização

britânica, envolvida com iniciativas no sentido de minimizar o impacto ambiental associado aos resíduos sólidos (WRAP, 2010).

Este estudo foi elaborado com foco na comunicação a públicos externos. Assim, considera-se que ele merece destaque pelo seu caráter formador de opinião, dada a visibilidade do WRAP.

Do ponto de vista metodológico, o estudo consistiu na comparação do desempenho ambiental da reciclagem, aterramento ou a incineração de alguns resíduos apontados como relevantes no contexto britânico.

Neste caso, os autores responsáveis pela execução do estudo também optaram pela expansão dos sistemas de produto, chegando-se à conclusão de que todas as alternativas envolvendo a reciclagem dos resíduos (qualquer que fosse a sua natureza) tinham um desempenho ambiental significativamente melhor (WRAP, 2010).

Paralelamente à abordagem baseada na expansão do sistema de produto, pesquisadores com uma visão diferente das apresentadas até o momento têm se dedicado ao desenvolvimento de uma abordagem alternativa.

Assim como no caso anterior, os defensores desta abordagem que será apresentada a seguir também reconhecem que uma nova função é atendida pelo produto que atravessa as fronteiras do sistema.

Entretanto, esta nova solução proposta não envolve a expansão do sistema ou a alocação das cargas ambientais. Alternativamente, parte-se da premissa de que o produto é concebido para atender a funções determinadas. Neste contexto, as cargas ambientais geradas ao longo do Ciclo de Vida devem ser atribuídas somente à função atendida pelo produto (RAMÍREZ, 2009; FRISCHKNECHT, 2010).

Assim, quando há reciclagem em circuito aberto, apesar do atendimento a uma nova função, nenhuma parcela de carga ambiental é dividida entre o sistema de produto que fornece o material para a reciclagem e aquele que recebe o material reciclado. Ou seja, o material reciclado entra no Sistema de Produto subsequente como fluxo elementar (FRISCHKNECHT, 2010).

Esta abordagem também é conhecida como "*cut-off*", conforme apresentado por EKVALL e TILLMAN (1997), bem como por BAUMANN e TILLMAN (2004), por DOKA (2009) e ILCD (2010).

É importante salientar que esta abordagem não é aplicável para o caso em que o material a ser reciclado não passou pela etapa de uso. Tal diferenciação é

fundamental para se evitar que o fluxo de produtos que ainda não tenham atendido a uma função seja considerado elementar, isto é, para evitar que cargas ambientais sejam geradas, sem atribuí-las a uma função (DOKA, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009; ILCD, 2010).

Desta forma, no caso em que o produto sai do sistema sem que uma função seja atendida (como no exemplo da corrente B da Figura 3), as cargas ambientais geradas até o momento devem ser alocadas. Tal fato evita que o sistema de produto que oferece o resíduo para a reciclagem arque com toda a carga ambiental, enquanto um outro sistema de produto recebe o material reciclado sem qualquer impacto associado.

Assim como a abordagem baseada na expansão dos sistemas de produto, esta modelagem também tem influenciado instituições importantes em todo o mundo. Neste sentido, um exemplo marcante são as iniciativas propostas pela IEC (sigla inglesa para Cooperação Internacional para Declarações Ambientais de Produtos).

Trata-se de uma instituição sueca com ações já bastante avançadas no que diz respeito à implementação de projetos para promover a Rotulagem Ambiental de produtos.

Recentemente, alguns colaboradores da IEC desenvolveram um trabalho de referência contendo diretrizes para a execução de estudos de ACV que tiverem como objetivo a utilização dos resultados como base para a elaboração de Declaração Ambiental de Produtos (IEC, 2008).

O trabalho prevê a situação em que resíduos são reciclados ao fim do ciclo de vida. Neste caso, ao explicar a abordagem recomendada pela instituição, os autores, desde o início, afirmam que um dos tratamentos preconizados pelas normas da série ISO 14.040 – nas quais se propõe que a alocação das cargas ambientais seja evitada por meio da expansão do sistema de produto – não é aplicável ao caso específico de estudos visando a rotulagem ambiental.

Isto porque a IEC compartilha o entendimento de que os impactos ambientais gerados ao longo do ciclo de vida de um produto devem ser atribuídos exclusivamente ao produto em estudo, independentemente de eventuais consequências que este possa provocar sobre a oferta ou demanda de outros produtos.

Entretanto, diferentemente dos argumentos já apresentados, a IEC não leva a discussão para a base do atendimento a uma determinada função. Na verdade, a instituição complementa a abordagem, ainda que superficialmente, com base em critérios econômicos.

Os autores estabelecem que os impactos associados devem ser atribuídos àquele produto que agrega valor ao material. Assim, são duas as possibilidades de modelagem ao fim do ciclo de vida, quais sejam:

- ✓ se o material é disposto no ambiente, sem que haja aproveitamento posterior (como exemplo, pode-se citar o caso do aterramento dos resíduos sólidos), as cargas ambientais associadas a esta atividade são atribuídas ao sistema de produto responsável pelo descarte;
- ✓ se o material é submetido à reciclagem (ou seja, novos processos são incorporados visando ao aumento do valor agregado do mesmo, e ao seu posterior reaproveitamento), as cargas ambientais associadas a esta atividade são atribuídas ao sistema de produto que aproveita o material reciclado, de forma que o produto descartado inicialmente é considerado um fluxo elementar.

A solução para o impasse identificado durante o desenvolvimento desta dissertação poderia ser objeto de diretrizes da *International Organization for Standardization* (ISO). Trata-se de uma instituição reconhecida por seus esforços visando ao desenvolvimento da metodologia de execução de estudos de ACV, e capaz de promover uma discussão ampla e construtiva em torno do tema.

Entretanto, muito embora a ISO tenha abordado o tema em suas normas, isto não ocorreu de forma conclusiva até o momento (REAP *et al.*, 2008; DOKA, 2009; FRISCHKNECHT, 2010; SUH *et al.*, 2010; ILCD, 2010; WEIDEMA e SCHMIDT, 2010).

A ISO reconhece a subjetividade da alocação em casos como os citados até o momento, e recomenda que esta seja evitada (ISO, 2000; ISO, 2006; ABNT, 2009). Ainda, apela-se para o bom senso dos responsáveis pela execução dos estudos ao recomendar que a modelagem dos sistemas de produto represente a realidade da melhor forma possível. Para tanto, as alternativas propostas envolvem inicialmente a divisão do Sistema de Produto, ou a sua expansão, respectivamente (ISO, 2000; ISO, 2006).

Porém, em virtude da disponibilidade (ou não) dos dados específicos associados aos processos elementares de interesse, as recomendações citadas podem se tornar inviáveis. Consequentemente, o executor do estudo deverá modelar o sistema de produto de alguma outra forma.

Então, a ISO prossegue sugerindo que, na impossibilidade de se aplicar as alternativas anteriores, seja feita a alocação das cargas ambientais segundo critérios físicos, ou com base em alguma relação entre os fluxos de produto afetados (ISO, 2000).

Porém, a ISO não entra em detalhes a respeito de como se expandir o Sistema, e estabelece que tais decisões devem ficar a cargo das partes envolvidas na execução do estudo. Pode-se, assim, concluir que as normas não contribuem para a solução do problema (FRISCHKNECHT, 2010).

Pelo contrário, as diretrizes publicadas pela ISO são flexíveis o suficiente para permitir que todas as abordagens apresentadas anteriormente, ao longo deste documento, estejam de acordo com as normas da série ISO 14.040 (WEIDEMA e SCHMIDT, 2010).

Tamanha indefinição tem causado grande influência sobre grupos de pesquisa em todo o mundo, os quais preferem não eleger uma abordagem única.

Neste caso, os responsáveis pela execução de estudos acabam indicando cenários alternativos, com mais de um modelo para o fim do ciclo de vida dos produtos em questão, e acabam deixando a interpretação dos resultados por conta daqueles que leem o relatório final do estudo.

Entretanto, o risco associado a esta iniciativa é elevado, uma vez que nem sempre os leitores têm conhecimento suficiente em ACV, e podem acabar formando opiniões equivocadas sobre os resultados do estudo.

Um exemplo de trabalho neste sentido foi publicado recentemente por OLIVETTI *et al.* (2009). No estudo, os autores formularam sete cenários distintos para o gerenciamento de resíduos sólidos. Feito isso, eles analisaram a influência das condições estabelecidas em cada caso sobre a escolha do material reciclado mais adequado para ser utilizado como matéria-prima em novas cadeias produtivas.

Resultados indicaram que a tomada de decisão é susceptível às mudanças dos critérios para a modelagem das cargas ambientais, de tal forma que o material preferível pode variar, dependendo da aplicação pretendida para o produto reciclado (OLIVETTI *et al.*, 2009). Em outras palavras, pode-se considerar que os resultados

são muito susceptíveis à manipulação por parte do tomador de decisão, o que acaba por colocar em risco a credibilidade da ACV.

Outro estudo neste sentido foi conduzido pela empresa *Franklin Associates*, sob encomenda do conselho americano de química e da associação das indústrias norte-americanas de PET.

Neste estudo – realizado com o objetivo de comparar o desempenho ambiental de resinas plásticas virgens ao de resinas recicladas – os autores reconhecem que a alocação das cargas ambientais no caso da reciclagem em ciclo aberto é um grande desafio que persiste indefinido há anos (FRANKLIN ASSOCIATES, 2010). Desta forma, os consultores preferiram apresentar dois cenários distintos, quais sejam:

- ✓ cenário 1: as cargas ambientais associadas ao produto feito a partir de material virgem ficam restritas ao ciclo de vida do mesmo. Ainda, o material usado como matéria-prima para a produção do produto reciclado é considerado um fluxo elementar (ou seja, ele entra no sistema de produto livre de cargas ambientais pregressas);
- ✓ cenário 2: parte da premissa que parcelas dos impactos ambientais devem ser compartilhadas entre o sistema de produto que fornece o produto para a reciclagem, e aquele que usa o material reciclado. Ainda, define que o critério para a alocação das cargas ambientais será a massa de produto encaminhada para a reciclagem.

Na definição do escopo deste estudo, ficou estabelecido que seriam consideradas apenas as cargas ambientais associadas à extração dos recursos naturais, produção da matéria-prima virgem, coleta e reciclagem dos produtos pós-uso, bem como a disposição final dos produtos que não puderem mais ser reaproveitados (FRANKLIN ASSOCIATES, 2010).

Entretanto, a diferença entre os resultados não foi muito significativa, indicando que a proposição dos cenários alternativos não contribuiu para a diferenciação do desempenho ambiental das resinas.

Finalmente, outro estudo que merece destaque foi conduzido pela empresa ERM (do inglês, Gerenciamento Ambiental de Recursos), sob encomenda do grupo *Kimberly-Clark*.

Para este estudo, o grupo estabeleceu os seguintes objetivos: identificar eventuais oportunidades de melhoria do desempenho ambiental dos seus produtos feitos a partir de toalhas de papel; e investigar se o uso de fibras celulósicas recicladas seria preferível ao uso de fibras virgens.

Um ponto interessante associado ao desenvolvimento deste estudo diz respeito ao fato de que o mesmo era voltado para a divulgação ao público-externo. Assim, havia a necessidade de sua submissão à revisão por especialistas em execução de estudos de ACV. Neste caso, os especialistas consultados foram:

- ✓ Walter Klöpffer (atual editor do periódico *International Journal of Life Cycle Assessment*);
- ✓ Mary Ann Curran (diretora do programa de pesquisa em ACV, da Agência Ambiental Americana);
- ✓ Jim Bowyer (professor emérito da Universidade de Minessota)

Dada a complexidade da modelagem, bem como a falta de consenso a respeito da melhor abordagem para o problema da reciclagem das fibras celulósicas em questão, os consultores responsáveis pela execução do estudo optaram por apresentar três cenários distintos a serem analisados pelos tomadores de decisão. Os cenários citados compreendem:

e) Predominância de fibras virgens;
f) Predominância de fibras recicladas, sendo que estas trazem consigo uma parcela das cargas ambientais geradas ao longo do ciclo de vida precedente;
g) Predominância de fibras recicladas, sendo que entram no sistema de produto livre de cargas ambientais anteriores (ou seja, os impactos seriam contabilizados somente a partir da reciclagem das fibras).

Por se tratar de um sumário executivo, premissas não foram apresentadas de maneira detalhada. Por outro lado, o fato de que o estudo foi revisado por especialistas de competência reconhecida sugere que a metodologia aplicada pelos executores foi consistente, o que aumenta a credibilidade do estudo.

Quanto aos resultados, os pesquisadores concluíram que não houve um cenário cujo desempenho tornasse-o preferível aos demais, de modo que a escolha, novamente, ficaria a cargo de valores pessoais das partes envolvidas.

Neste contexto, três iniciativas no sentido de se reduzir a discrepância entre os resultados de estudos conduzidos por grupos de pesquisa distintos merecem destaque.

A primeira delas diz respeito às pesquisas que resultaram nas diretrizes dos países nórdicos para a realização de estudos de ACV, conforme informado por RYDBERG e WIDHEDEN (2001). Segundo os autores, nas diretrizes é possível encontrar recomendações para o caso específico da modelagem do reaproveitamento de rejeitos em circuito aberto, em estudos de ACV.

Trata-se de um documento publicado no ano de 1995, no qual a forma de se abordar o problema é resumida em três procedimentos, quais sejam:

1) para cada corrente que atravessa as fronteiras do sistema de produto, é feita a alocação das cargas ambientais segundo parâmetros físicos, e o resultado é comparado com a situação em que 100% do impacto é atribuído à função atendida pelo produto em estudo;
2) nos casos em que a diferença entre os resultados dos cenários formulados no item anterior é tida como não significativa, a recomendação é de que se adote uma postura apresentada como conservadora, segundo a qual prevalece a situação em que 100% do impacto ambiental é atribuído ao produto em questão;
3) já nos casos em que a diferença entre o desempenho ambiental dos cenários formulados no item 1 for considerada significativa (fato esperado na maioria dos estudos), a recomendação é de que se realize a expansão das fronteiras do sistema de produto.

Segundo os autores, as diretrizes dos países nórdicos chegam a prever a possibilidade de não ser possível a expansão do sistema, dependendo do objetivo do estudo. Neste caso, destacado como não prioritário, o responsável pelo estudo deve manter o procedimento de alocação citado no item 1, segundo a mesma sistemática que posteriormente seria explicitada nas normas produzidas pela ISO (RYDBERG e WIDHEDEN, 2001).

Pelo exposto anteriormente, é possível observar que o guia dos países nórdicos tem um direcionamento voltado para a expansão do sistema, fato que tem influenciado o trabalho de um grande número de grupos de pesquisa na região (VILLANUEVA *et al.*, 2004; GENTIL *et al.*, 2010).

Outra iniciativa que merece destaque diz respeito às diretrizes publicadas pelo *ecoinvent Centre* (DOKA, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009).

Esta instituição, reconhecida pela amplitude e pela consistência dos elementos do seu banco de dados, acabou por tomar uma decisão que deve ser seguida pelos pesquisadores que desejam adicionar inventários do ciclo de vida de produtos ao banco.

A fim de minimizar as discrepâncias entre os elementos que compõem o seu banco de dados, todos os inventários envolvendo o alternativas de reaproveitamento de resíduos devem ser produzidos segundo a abordagem *"cut-off"*. Ou seja, o *ecoinvent Centre* recomenda que os rejeitos reaproveitados por um sistema de produto sejam considerados fluxos elementares (DOKA, 2009; WEIDEMA *et al.*, 2009).

Segundo os autores, trata-se de uma abordagem adequada para a modelagem dos casos envolvendo a reciclagem, uma vez que representa a realidade física, ao mesmo tempo em que evita a dupla contagem de cargas ambientais (DOKA, 2009).

Entretanto, caso os elementos do banco de dados gerenciado pelo *ecoinvent Centre* sejam usados em estudos nos quais se opte pela expansão do sistema, os inventários devem ser modificados, a fim de se privilegiar a consistência do estudo.

Por fim, também merece destaque a iniciativa conduzida pelo ILCD (2010). Assim como no caso do *ecoinvent Centre*, esta instituição vem se dedicando ao estabelecimento de um banco de dados para suporte à execução de estudos de ACV.

Por esta razão, o ILCD se viu obrigado a se debruçar sobre o tema, chegando às recomendações que são apresentadas no seu guia para a execução de estudos de ACV (ILCD, 2010).

Assim como já comentado anteriormente, o guia do ILCD reconhece que os casos envolvendo o reaproveitamento de rejeitos em circuito fechado pode ser modelado com facilidade.

Já para o caso do reaproveitamento em circuito aberto, o guia faz duas considerações, quais sejam:

1) se o resíduo em estudo tem um valor de mercado positivo, o executor do estudo deve considerá-lo como um co-produto do sistema, aplicando-se a sistemática de alocação já discutida nas normas da ISO;

2) se o resíduo em estudo tem valor de mercado negativo, o executor do estudo deve complementar a alocação, considerando também critérios econômicos, segundo metodologia específica.

O guia do ILCD (2010) também apresenta algumas diretrizes para a abordagem do reaproveitamento de resíduos em estudos de ACV consequencial. Embora o foco seja ligeiramente diferente, neste trecho, o guia contem alguns comentários sobre a expansão do sistema de produto, os quais eventualmente podem ser úteis aos pesquisadores que executam estudos de ACV segundo esta abordagem.

5.2. Resumo dos modelos identificados ao longo do trabalho

Durante o desenvolvimento desta dissertação, foram encontradas quatro formas para se abordar o reaproveitamento de resíduos no momento da elaboração de modelos dos sistemas de produto envolvidos, as quais foram apresentadas no relatório final.

Tais abordagens são resumidas no Quadro 1, a seguir, considerando-se os seguintes parâmetros:

- ✓ Situação em que pode ser aplicada, onde se considera a distinção entre o reaproveitamento dos resíduos em circuito aberto ou em circuito fechado;
- ✓ Principais premissas, com destaque para a ocorrência de eventuais fluxos de produtos através das fronteiras do sistema (e, portanto, o atendimento de mais de uma função), e considerações sobre a atribuição das cargas ambientais envolvidas;
- ✓ Aspectos práticos, em que são apresentados comentários sobre a implementação de cada abordagem durante a etapa de análise de inventário do ciclo de vida;

É possível observar que as informações apresentadas no Quadro 1 reforçam as observações de que não existe uma abordagem única para a elaboração dos modelos dos sistemas de produto.

Assim, cada pesquisador tem a possibilidade de escolher a abordagem que considera mais adequada aos objetivos estabelecidos para os estudos a serem executados.

Tal fato reforça a necessidade de que os estudos tenham o máximo de transparência possível, para que as partes interessadas possam ter consciência das condições associadas ao resultado de cada análise.

Quadro 1 – Resumo das diferentes abordagens para a modelagem de sistemas de produtos envolvendo o reaproveitamento de resíduos identificadas durante o desenvolvimento do presente projeto de pesquisa.

Abordagem	1	2	3	4
Situação em que pode ser aplicada	Reaproveitamento de resíduos em circuito fechado.	Reaproveitamento de resíduos em circuito aberto.	Reaproveitamento de resíduos em circuito aberto.	Reaproveitamento de resíduos em circuito aberto.
Principais premissas	Não há fluxo de produto através das fronteiras do sistema. Assim, apesar de ocorrer o reaproveitamento, uma mesma função é atendida.	Há fluxo de produtos através das fronteiras do sistema. Em decorrência, as cargas ambientais devem ser compartilhadas entre o sistema que fornece o resíduo e aquele que o recebe.	Há fluxo de produtos através das fronteiras do sistema. Entretanto, o foco desta abordagem é voltado para o atendimento de uma determinada função, pelo sistema de produto.	Há fluxo de produtos através das fronteiras do sistema, evitando a produção de matéria-prima virgem. Este benefício ambiental deve ser creditado ao sistema de produto que propicia o reaproveitamento do resíduo.
Aspectos Práticos	Deve-se proceder a readequação dos balanços de massa e energia, de modo a representar a situação em que o resíduo é usado como matéria-prima no mesmo sistema de produto. Situações comuns destacam a redução do consumo de recursos naturais, redução do descarte de rejeitos, bem como eventuais alterações devidas à reincorporação dos materiais reciclados na cadeia produtiva.	Compartilhamento das cargas ambientais geradas pelos processos elementares é feito através da alocação destas. Um grande desafio, então, consiste em escolher os critérios que serão usados como base para a alocação, tarefa para a qual não existe consenso na comunidade científica. Na impossibilidade de se evitar a alocação, diretrizes internacionais recomendam que ela seja feita prioritariamente a partir de critérios físicos.	Considera-se que a função do sistema é atendida quando o produto de uso final é consumido. Desta forma, caso o resíduo seja gerado previamente ao consumo (ao longo da cadeia produtiva), as cargas ambientais ocorridas até então devem ser alocadas entre o sistema que gerou o resíduo e aquele que o utiliza. Já caso o resíduo seja gerado após o atendimento da função (pós-consumo), todas as cargas ambientais necessárias para o reaproveitamento do resíduo na cadeia produtiva subsequente serão atribuídas à nova função que for atendida pelo produto reciclado.	Dados devem ser considerados sem prévia alocação. Ao se observar um fluxo de produto através das fronteiras do sistema, deve-se proceder a expansão deste. Para tanto, identifica-se a matéria-prima virgem cuja produção é evitada pela reciclagem. Em seguida, os processos elementares associados à produção desta matéria-prima são incorporados ao sistema, porém com valores opostos (ou seja, sua carga ambiental é subtraída).

5.3. Estudo de caso

5.3.1. Contextualização

As abordagens para a modelagem do fim do ciclo de vida de produtos, identificadas ao longo deste documento foram analisadas por meio de um estudo de caso.

Salienta-se que o cenário de base para a elaboração do estudo é relacionado ao ciclo de vida de tubos feitos a partir de alumínio.

Por questão de simplificação, foram contemplados somente os seguintes processos elementares:

- ✓ Produção de lingote de alumínio primário (virgem);
- ✓ Produção de lingote de alumínio secundário (reciclado);
- ✓ Produção dos tubos de alumínio;
- ✓ Consumo dos tubos de alumínio;
- ✓ Disposição final dos tubos e/ou sucata de alumínio.

O processo elementar de produção dos lingotes de alumínio primário considera a extração da bauxita, o beneficiamento da alumina pelo processo Bayer e a produção do alumínio pelo processo eletrolítico Hall-Héroult. Deve-se destacar que os dados foram obtidos a partir de GREEN (2007).

No que diz respeito ao processo elementar de produção dos lingotes de alumínio secundário, as atividades contempladas envolvem o processamento da sucata de alumínio proveniente tanto de aparas industriais quanto a partir de resíduos descartados após o consumo.

A sucata de alumínio é, então, encaminhada inicialmente para as operações de retalhamento e decapagem. Em seguida, o montante recuperado é fundido, para a produção dos lingotes de alumínio.

Assim como no caso do alumínio primário, os dados referentes a este processo elementar são simplificados e foram obtidos a partir de GREEN (2007) e de PE AMERICAS (2010).

Com relação à produção dos tubos de alumínio, o processamento pode ser feito a partir dos lingotes primários ou secundários sem alterações significativas. As atividades consistem na fusão dos lingotes e posterior moldagem dos tubos na própria fábrica.

Os dados relacionados a este processo elementar e utilizados neste estudo foram obtidos a partir de um inventário disponível no *software SimaPro*, versão 7.2 (PRE CONSULTANTS, 2011).

Já o processo elementar de consumo dos tubos de alumínio compreende a utilização destes durante sua vida útil, estimada em 25 anos. Diferentemente dos demais processos elementares, admitiu-se que os aspectos ambientais associados ao consumo seriam desconsiderados. Mesmo assim, este processo foi incluído no momento da modelagem.

Finalmente, outro processo elementar considerado foi a disposição final dos tubos e/ou da sucata de alumínio. Dadas as propriedades de produto, adotou-se a premissa de que a disposição final se daria por meio da distribuição destes em um aterro de resíduos inertes. Assim, os aspectos ambientais identificados são, essencialmente, aqueles decorrentes da operação do aterro.

Neste caso, os dados também foram adaptados a partir de um inventário disponível no *software SimaPro*, versão 7.2 (PRE CONSULTANTS, 2011).

Outras informações e considerações sobre os inventários usados como base para a elaboração do estudo de caso podem ser encontradas nas Tabelas 10 a 13, apresentadas no Apêndice A.

5.3.2. Definição de objetivo e escopo

Conforme já salientado, o presente estudo de caso foi concebido com o objetivo de analisar as abordagens para a modelagem do fim do ciclo de vida de produtos, identificadas ao longo do desenvolvimento desta dissertação.

Ainda, apesar das simplificações realizadas para a modelagem dos sistemas de produto, neste estudo de caso também se pretende comparar o desempenho ambiental dos tubos de alumínio, em função da destinação final das sucatas geradas ao longo do ciclo de vida destes.

A função estabelecida para os sistemas de produto dos tubos de alumínio – entendida como a necessidade a ser atendida – foi de: conduzir água ao longo de um percurso.

Neste contexto, a unidade funcional destes sistemas, ou seja, a quantificação do exercício da função, foi admitida como: conduzir água por um percurso de 240 metros, durante 25 anos.

Para o cálculo do fluxo de referência – entendido como a quantidade de tubos necessária para atender a unidade funcional do estudo – foram adaptadas as especificações citadas pela empresa EXATA ALUMÍNIO (2011).

A partir das informações da empresa, definiu-se que uma tubulação com diâmetro de 4 polegadas usualmente é composta por barras de 6 metros de comprimento. Ainda, a massa de cada barra é de 25 kg e estas deverão atender a função adequadamente durante os 25 anos considerados.

Assim, para um percurso de 240 metros, serão necessárias 40 barras tubulares, num total de 1000 kg de tubos.

Com relação à modelagem dos sistemas de produto, foram estabelecidas diferentes situações possíveis para a destinação dos resíduos de alumínio, conforme lista a seguir:

A. Todos os resíduos são encaminhados para disposição final em aterro;
B. Parte dos resíduos é reaproveitada, em circuito fechado;
C. Sucata gerada na produção dos tubos de alumínio (anteriormente ao consumo) é reaproveitada em circuito aberto;
D. Parte da sucata gerada após o consumo dos tubos é reaproveitada em circuito aberto.

É importante destacar que nas situações em que há o reaproveitamento dos resíduos de alumínio durante a produção dos tubos, considerou-se que todo o material recolhido é encaminhado para a reciclagem.

Já nas situações em que o reaproveitamento da sucata ocorreu após o consumo, foi usado o percentual informado pela ALCOA (2011), segundo a qual apenas 35,5 % dos resíduos de alumínio foram reciclados no ano de 2007.

Trata-se de um número muito diferente dos 98 % informados pelo CEMPRE (2011). Entretanto, o valor citado pela ALCOA refere-se a todos os produtos de

alumínio consumidos no país, ao passo que a análise do CEMPRE foi focada apenas na reciclagem de latas de alumínio.

Neste contexto, as situações consideradas no presente estudo de caso são apresentadas a seguir.

5.3.3. Situação A

Esta situação foi construída a partir da premissa de que a fabricação dos tubos de alumínio é feita exclusivamente tendo-se os lingotes de alumínio primário como matéria-prima. Ainda, neste caso, as sucatas geradas ao longo do ciclo de vida dos tubos não são reaproveitadas.

Apesar de não contemplar a reciclagem, esta situação será adotada como referência, para a comparação dos modelos identificados neste trabalho.

Assim, os processos elementares que fazem parte deste cenário foram organizados segundo a Figura 4.

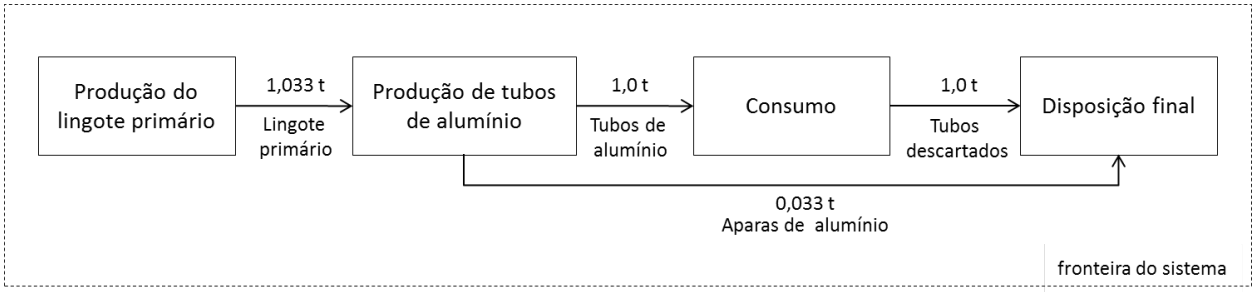

Figura 4 – Sistema de produto dos tubos de alumínio, modelado segundo a situação A.

Conforme apresentado na Figura 4, os fluxos intermediários mencionados dizem respeito às quantidades que devem ser produzidas para se atender o fluxo de referência do sistema, definido como 1000 kg de tubos de alumínio.

Ainda, considerando-se os fluxos citados na Figura 4, bem como os inventários de cada processo elementar, apresentados no Apêndice A, foi possível estabelecer o inventário consolidado deste sistema de produto.

Tal inventário é apresentado na Tabela 1, a seguir.

Tabela 1 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação A (1 tonelada de tubos, sem reaproveitamento).

FLUXO		Unidade	Processo elementar			TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de tubos	Disposição Final	
ENTRADA	Bauxita	kg	5,26E+03			5,26E+03
	Água	kg	1,71E+04			1,71E+04
	NaOH	kg	1,48E+02			1,48E+02
	Coque	kg	3,78E+02			3,78E+02
	Piche	kg	1,06E+02			1,06E+02
	Óleo lubrificante	kg	9,61E+01			9,61E+01
	Calcário	kg	9,09E+01			9,09E+01
	Energia	MJ	1,92E+05	6,39E+03	3,95E+01	1,99E+05
SAÍDA	CO_2	kg	1,19E+04		2,18E+01	1,20E+04
	CO	kg	7,64E+01		5,93E-02	7,65E+01
	SO_X	kg	8,78E+01		3,25E-02	8,78E+01
	NO_X	kg	4,13E+01		1,50E-01	4,15E+01
	Material particulado	kg	4,44E+01		2,13E-02	4,44E+01
	CF_4	kg	2,27E-01			2,27E-01
	HPA*	kg	5,27E-03			5,27E-03
	COVs**	kg		2,92E+01	3,59E-02	2,92E+01
	NH_3	kg		2,25E-01		2,25E-01
	Lama vermelha	kg	1,97E+03			1,97E+03
	Efluentes líquidos	kg	2,77E+03	1,50E+02		2,92E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Chama a atenção na Tabela 1 o grande consumo de insumos (sejam materiais ou energéticos) e a geração de rejeitos no processo de produção do lingote primário. Trata-se, entretanto, de um desempenho comum a indústrias de base, uma vez que as operações de beneficiamento dos recursos naturais apresenta uma eficiência baixa.

Por fim, considerando-se o inventário consolidado apresentado na Tabela 1, bem como os procedimentos citados no Apêndice B, foi calculado o indicador único de desempenho ambiental deste sistema de produto. Neste caso, o valor do indicador único foi de $1{,}15 \times 10^{-10}$ pontos.

5.3.4. Situação B

Neste caso, parte-se da premissa de que a sucata gerada (seja a partir de aparas da produção de tubos ou do descarte destes após o seu consumo) é reaproveitada em circuito fechado.

Assim, o sistema de produto que representa esta situação foi modelado de acordo com a Figura 5, apresentada a seguir.

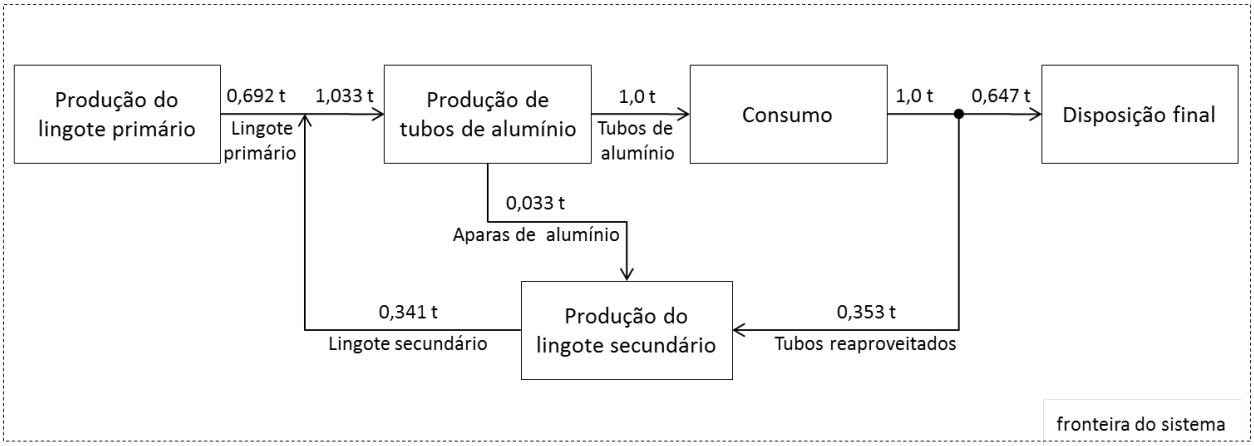

Figura 5 – Sistema de produto dos tubos de alumínio, modelado segundo a situação B.

Observa-se na Figura 5 que todo o montante de sucata reaproveitada é encaminhado o processo de produção dos lingotes de alumínio secundário. Este, por sua vez, fornece parte da quantidade de lingotes necessária para a fabricação de novos tubos. Com isso, apenas a diferença para a produção dos 1000 kg de tubos é suprida por alumínio primário.

Os processos elementares foram organizados de acordo com os fluxos mencionados na Figura 5, e os dados constantes do Apêndice A, tendo-se como resultado o inventário consolidado da Tabela 2.

A partir das informações constantes na Tabela 2, e de comparações com o resultado da Situação A, pode-se notar que a reciclagem em circuito fechado se mostrou vantajosa em relação à situação anterior. Assim, mesmo com a incorporação de novos fluxos devidos à produção dos lingotes secundários, a redução da intensidade da produção de lingotes virgens teve influência significativa sobre o resultado final.

Tabela 2 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação B (1 tonelada de tubos, com reaproveitamento em circuito fechado).

FLUXO		Unidade	Processo elementar				TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de Al secundário	Produção de tubos	Disposição Final	
ENTRADA	Bauxita	kg	3,52E+03				3,52E+03
	Água	kg	1,15E+04	3,28E+02			1,18E+04
	NaOH	kg	9,90E+01	3,31E-02			9,90E+01
	Coque	kg	2,53E+02				2,53E+02
	Piche	kg	7,13E+01				7,13E+01
	Óleo lubrificante	kg	6,44E+01	4,50E-01			6,48E+01
	Calcário	kg	6,09E+01				6,09E+01
	Energia	MJ	1,29E+05	3,99E+03	6,39E+03	2,47E+01	1,39E+05
	Ligas metálicas	kg		7,16E+00			7,16E+00
	Granuladores	kg		3,07E+00			3,07E+00
SAÍDA	CO_2	kg	8,00E+03	2,10E+02		1,36E+01	8,23E+03
	CO	kg	5,12E+01	3,41E-01		3,71E-02	5,16E+01
	SO_X	kg	5,88E+01	1,71E+00		2,04E-02	6,05E+01
	NO_X	kg	2,77E+01	1,02E+00		9,41E-02	2,88E+01
	Material particulado	kg	2,98E+01	3,41E-01		1,34E-02	3,01E+01
	CF_4	kg	1,52E-01				1,52E-01
	HPA*	kg	3,53E-03				3,53E-03
	COVs**	kg			2,92E+01	2,25E-02	2,92E+01
	NH_3	kg		1,51E-04	2,25E-01		2,26E-01
	Lama vermelha	kg	1,32E+03				1,32E+03
	Efluentes líquidos	kg	1,86E+03	1,32E+02	1,50E+02		2,14E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Finalmente, o inventário consolidado da Tabela 2 foi usado em conjunto com o procedimento citado no Apêndice B, obtendo-se como resultado o indicador único do desempenho ambiental deste sistema, no valor de $7,92 \times 10^{-11}$ pontos.

5.3.5. Situação C

Neste caso, partiu-se da premissa de que as aparas provenientes do processo de produção dos tubos de alumínio são totalmente reaproveitadas. Já os tubos descartados após o consumo são encaminhados para a disposição final em aterros de resíduos inertes.

Entretanto, para este cenário, o reaproveitamento das aparas ocorre em circuito aberto. Ou seja, o montante recuperado é encaminhado para um sistema de produto distinto.

As premissas adotadas para a modelagem deste sistema de produto são resumidas na Figura 6, a seguir.

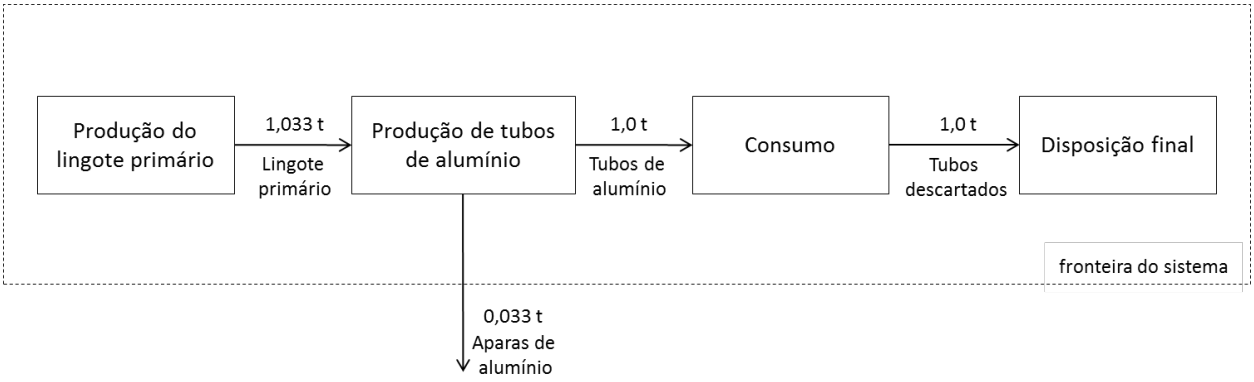

Figura 6 – Sistema de produto dos tubos de alumínio, modelado segundo a situação C.

Entretanto, conforme apresentado anteriormente nesta dissertação, foram identificadas duas abordagens possíveis para a consolidação dos inventários apresentados no Apêndice A, as quais são descritas a seguir.

Situação C1

A primeira das abordagens que podem ser aplicadas é aquela que se baseia na alocação das cargas ambientais entre o sistema de produto que fornece o material para a reciclagem e aquele que o reaproveita.

Segundo RAMÍREZ (2009), existem vários critérios disponíveis para a alocação das cargas ambientais nesta situação, sendo que a escolha daquele considerado mais adequado fica sob responsabilidade das partes envolvidas na execução do estudo.

Para este estudo de caso, foi considerada a alocação segundo o critério mássico. Segundo este critério, deve-se analisar a contribuição mássica de cada co-produto do processo de produção dos tubos (quais sejam, o tubo e as aparas) em relação ao total de produtos deste processo elementar.

Assim, para a consolidação do inventário segundo esta abordagem, 96,8% das cargas ambientais associadas ao processo de produção de tubos e também do processo de produção dos lingotes primários são atribuídos ao sistema de produto dos tubos de alumínio. Além disso, soma-se a este montante, a carga ambiental decorrente da disposição dos tubos de alumínio descartados.

Já os 3,2% restantes das cargas ambientais associadas aos processos de produção de tubos e de produção de lingotes primários devem ser atribuídos ao sistema de produto que usa as aparas reaproveitadas como insumo.

O inventário do ciclo de vida dos tubos de alumínio consolidado segundo a abordagem citada é apresentado na Tabela 3, a seguir.

Comparando-se a Tabela 3, com o inventário consolidado para a Situação A, pode-se observar que os valores finais são semelhantes. Tal comportamento deve-se ao fato da geração de aparas ser muito baixa, em comparação à quantidade de tubos produzidos.

Assim, o fator de alocação das cargas ambientais do em questão para o fluxo de aparas também foi muito baixo, representando uma pequena influência sobre os valores totais.

Tabela 3 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação C1 (1 tonelada de tubos, com reaproveitamento das aparas em circuito aberto e alocação das cargas ambientais).

FLUXO		Unidade	Processo elementar			TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de tubos	Disposição Final	
ENTRADA	Bauxita	kg	5,08E+03			5,08E+03
	Água	kg	1,66E+04			1,66E+04
	NaOH	kg	1,43E+02			1,43E+02
	Coque	kg	3,66E+02			3,66E+02
	Piche	kg	1,03E+02			1,03E+02
	Óleo lubrificante	kg	9,29E+01			9,29E+01
	Calcário	kg	8,79E+01			8,79E+01
	Energia	MJ	1,86E+05	6,19E+03	3,82E+01	1,92E+05
SAÍDA	CO_2	kg	1,16E+04		2,11E+01	1,16E+04
	CO	kg	7,39E+01		5,74E-02	7,40E+01
	SO_X	kg	8,49E+01		3,15E-02	8,49E+01
	NO_X	kg	4,00E+01		1,45E-01	4,01E+01
	Material particulado	kg	4,30E+01		2,07E-02	4,30E+01
	CF_4	kg	2,20E-01			2,20E-01
	HPA*	kg	5,09E-03			5,09E-03
	COVs**	kg		2,83E+01	3,47E-02	2,83E+01
	NH_3	kg		2,18E-01		2,18E-01
	Lama vermelha	kg	1,90E+03			1,90E+03
	Efluentes líquidos	kg	2,68E+03	1,45E+02		2,83E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Por fim, desconsiderando-se as cargas alocadas ao sistema que utiliza as aparas como insumo, o inventário consolidado da Tabela 3 foi usado em conjunto com o procedimento citado no Apêndice B, para o cálculo do indicador único do desempenho ambiental deste sistema. Neste caso, o resultado do indicador único apresentou o valor de $1,11 \times 10^{-10}$ pontos.

Situação C2

Já a segunda abordagem identificada como passível de aplicação no caso da Situação C baseia-se na expansão do sistema de produto em análise.

O argumento principal associado a esta abordagem estabelece que o reaproveitamento do resíduo de alumínio (ainda que em um outro sistema de produto) leva à substituição do uso de um insumo com características similares previamente utilizado pelo sistema que recebe o resíduo.

Com isto, o desafio consiste na determinação do insumo sucedâneo que será substituído pelo resíduo reaproveitado. Entretanto, neste caso específico, dadas as características das aparas em questão, pode-se considerar que estas substituem o uso de alumínio primário.

Portanto, todas as cargas ambientais que forem evitadas pela não utilização do alumínio primário (notadamente, neste caso, decorrentes da cadeia representada pelo processo elementar de produção de lingotes de alumínio primário) são consideradas um benefício resultante do reaproveitamento das aparas.

Assim, do ponto de vista prático, os fluxos inventariados para o processo elementar de produção de lingotes primários (apresentados no Apêndice A) são subtraídos do inventário deste sistema de produto, proporcionalmente à quantidade de aparas reaproveitada.

Neste caso, o inventário consolidado segundo a abordagem voltada para a expansão do sistema de produto é apresentado na Tabela 4, a seguir.

Comparando-se os valores da Tabela 4 e da Tabela 1, (que consolida o desempenho do sistema de produto segundo a Situação A), também é possível notar que os valores totais são similares.

Neste caso, assim como já comentado em relação à Situação C1, a pequena diferença é igualmente devida à elevada eficiência do processo de produção dos tubos, a partir do qual há uma baixa geração de aparas.

Desta forma, a quantidade de alumínio virgem substituída – e, consequentemente, a carga ambiental evitada – acaba por exercer fraca influência sobre o inventário consolidado.

Tabela 4 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação C2 (1 tonelada de tubos, com reaproveitamento das aparas em circuito aberto e expansão do sistema de produto).

FLUXO		Unidade	Processo elementar				TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de tubos	Disposição Final	Produção de Al primário evitada	
ENTRADA	Bauxita	kg	5,26E+03			-1,68E+02	5,09E+03
	Água	kg	1,71E+04			-5,47E+02	1,66E+04
	NaOH	kg	1,48E+02			-4,72E+00	1,43E+02
	Coque	kg	3,78E+02			-1,21E+01	3,66E+02
	Piche	kg	1,06E+02			-3,40E+00	1,03E+02
	Óleo lubrificante	kg	9,61E+01			-3,07E+00	9,30E+01
	Calcário	kg	9,09E+01			-2,90E+00	8,80E+01
	Energia	MJ	1,92E+05	6,39E+03	3,82E+01	-6,15E+03	1,93E+05
SAÍDA	CO_2	kg	1,19E+04		2,11E+01	-3,82E+02	1,16E+04
	CO	kg	7,64E+01		5,74E-02	-2,44E+00	7,41E+01
	SO_X	kg	8,78E+01		3,15E-02	-2,81E+00	8,50E+01
	NO_X	kg	4,13E+01		1,45E-01	-1,32E+00	4,01E+01
	Material particulado	kg	4,44E+01		2,07E-02	-1,42E+00	4,30E+01
	CF_4	kg	2,27E-01			-7,26E-03	2,20E-01
	HPA*	kg	5,27E-03			-1,68E-04	5,10E-03
	COVs**	kg		2,92E+01	3,47E-02		2,92E+01
	NH_3	kg		2,25E-01			2,25E-01
	Lama vermelha	kg	1,97E+03			-6,29E+01	1,91E+03
	Efluentes líquidos	kg	2,77E+03	1,50E+02		-8,86E+01	2,83E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Assim como nos casos anteriores, o inventário consolidado da Tabela 4 foi usado em conjunto com o procedimento citado no Apêndice B, para o cálculo do indicador único do desempenho ambiental deste sistema. Neste caso, o resultado do indicador único apresentou o valor de $1,12 \times 10^{-10}$ pontos.

5.3.6. Situação D

Ao contrário do cenário representado pela situação anterior, a Situação D parte da premissa de que parte dos tubos descartados após o consumo é reaproveitada como insumo em um novo sistema de produto.

A modelagem de tal reaproveitamento foi feita de acordo com o percentual citado pela ALCOA (2011), segundo a qual apenas 35,3% dos resíduos de alumínio gerados no Brasil no ano de 2007 foram reciclados.

Já no que diz respeito às aparas geradas no processo de produção dos tubos de alumínio, foi estabelecido que estas seriam encaminhadas para disposição final em aterro.

Na figura 7, é apresentado o sistema de produto definido segundo as premissas citadas anteriormente.

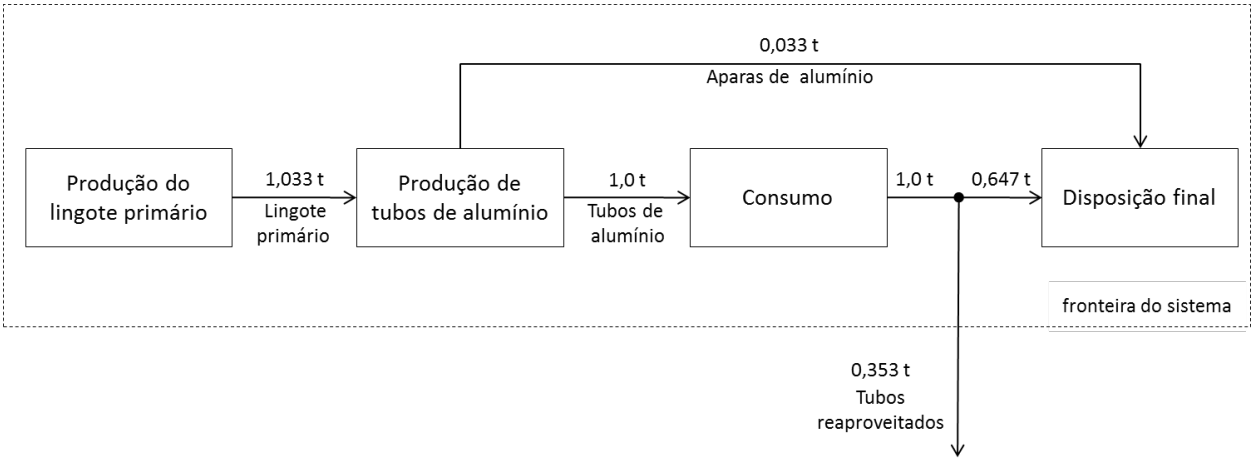

Figura 7 – Sistema de produto dos tubos de alumínio, modelado segundo a situação D.

Da mesma forma como ocorrido nas considerações sobre a Situação C, salienta-se que durante o desenvolvimento desta dissertação foram identificadas mais de uma abordagem para a consolidação dos fluxos inventariados neste caso.

Tais abordagens são apresentadas a seguir.

Situação D1

A primeira forma identificada para a modelagem do fim do ciclo de vida de produtos similares a este caso segue os mesmos princípios apresentados para a situação C1. Ou seja, como a corrente de resíduos atravessa as fronteiras do sistema de produto para posterior reaproveitamento em um outro sistema, admite-se que deve ser feita a alocação das cargas ambientais entre o sistema que fornece o resíduo e aquele que o aproveita.

Com isso, aplicando-se o critério de massa comentado anteriormente, a carga ambiental atribuída ao sistema de produto dos tubos de alumínio corresponde a apenas 64,7% das cargas ambientais associadas aos processos elementares anteriores ao consumo, bem como a carga ambiental proporcional à disposição final da sucata restante.

Por outro lado, adotando-se o mesmo raciocínio, a carga ambiental a ser imputada ao sistema de produto que utiliza a sucata de alumínio como insumo é equivalente a 35,3% do impacto ambiental decorrentes dos processos de produção de lingotes primário e de produção de tubos de alumínio.

Neste caso, realizada a alocação das cargas ambientais, obteve-se o inventário consolidado segundo esta abordagem, o qual é apresentado na Tabela 5, a seguir.

Comparando-se a Tabela 5 e a Tabela 1 (referente à Situação A), nota-se uma redução significativa do consumo de recursos e da geração de rejeitos. Neste caso, diferentemente da Situação C1, o novo fator de alocação é cerca de 10 vezes maior que o anterior, o que teve influência sobre o resultado do inventário consolidado.

Entretanto, deve-se lembrar que as interações com o meio ambiente nesta situação ainda é semelhante àquela computada na Situação A. A diferença, porém, é associada ao fato de que naquela ocasião toda a carga ambiental era associada a um único sistema de produto. Já na Situação D1, as cargas são compartilhadas entre os sistemas envolvidos.

Tabela 6 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação D1 (1 tonelada de tubos, com reaproveitamento dos tubos descartados em circuito aberto e alocação das cargas ambientais).

FLUXO		Unidade	Processo elementar			TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de tubos	Disposição Final	
ENTRADA	Bauxita	kg	3,40E+03			3,40E+03
	Água	kg	1,11E+04			1,11E+04
	NaOH	kg	9,56E+01			9,56E+01
	Coque	kg	2,45E+02			2,45E+02
	Piche	kg	6,88E+01			6,88E+01
	Óleo lubrificante	kg	6,22E+01			6,22E+01
	Calcário	kg	5,88E+01			5,88E+01
	Energia	MJ	1,24E+05	4,14E+03	2,55E+01	1,29E+05
SAÍDA	CO_2	kg	7,73E+03		1,41E+01	7,74E+03
	CO	kg	4,95E+01		3,84E-02	4,95E+01
	SO_X	kg	5,68E+01		2,10E-02	5,68E+01
	NO_X	kg	2,67E+01		9,72E-02	2,68E+01
	Material particulado	kg	2,87E+01		1,38E-02	2,88E+01
	CF_4	kg	1,47E-01			1,47E-01
	HPA*	kg	3,41E-03			3,41E-03
	COVs**	kg		1,89E+01	2,32E-02	1,89E+01
	NH_3	kg		1,46E-01		1,46E-01
	Lama vermelha	kg	1,27E+03			1,27E+03
	Efluentes líquidos	kg	1,79E+03	9,68E+01		1,89E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Com relação à representação da realidade física, esta abordagem também é passível de críticas. Isto porque conforme se aumenta o percentual de resíduo reciclado, há uma redução proporcional dos fatores de alocação das cargas ambientais que a serem atribuídas ao sistema que fornece o resíduo para reaproveitamento.

Ou seja, quanto mais intensa for a reciclagem, menor será a carga do sistema de produto em questão para o atendimento de uma função, o que não parece uma modelagem adequada.

Ainda assim, a partir do inventário consolidado da Tabela 6 e dos dados apresentados no Apêndice B, foi calculado o indicador único do desempenho ambiental deste sistema. Neste caso, o resultado do indicador único apresentou o valor de $7{,}46 \times 10^{-11}$ pontos.

Situação D2

Uma forma alternativa para a modelagem do fim do ciclo de vida de produtos nesta situação baseia-se na expansão do sistema de produto.

Na prática, trata-se de uma abordagem cujas premissas são idênticas àquelas citadas na Situação C2.

Assim, admitindo-se a taxa de reciclagem de 35,3%, tem-se que após o consumo de 1 tonelada de tubos de alumínio 353 kg de sucata descartada serão reaproveitadas como insumo em um sistema de produto distinto. Como consequência, a produção da mesma quantidade em massa de lingotes virgens será evitada, representando portanto um benefício para o meio ambiente.

Assim, a abordagem segundo a expansão do sistema de produto estabelece que a forma de se contabilizar este benefício é a subtração da carga ambiental evitada, no momento da consolidação do inventário do ciclo de vida.

Para este caso, o resultado do inventário elaborado segundo o modelo que se baseia na expansão do sistema é apresentado na Tabela 7, a seguir.

A partir da Tabela 7 é possível notar que o resultado é compatível com a situação D1, porém com aspectos ambientais mais intensos. Tal comportamento deve estar associado ao fato de que o processo elementar afetado em maior grau na presente situação é o de produção do lingote primário. Já para a modelagem da Situação D1, a alocação das cargas ambientais teve influência sobre todo o sistema de produto em estudo.

Tabela 7 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação D2 (1 tonelada de tubos, com reaproveitamento dos tubos descartados em circuito aberto e expansão do sistema de produto).

FLUXO		Unidade	Processo elementar				TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de tubos	Disposição Final	Produção de Al primário evitada	
ENTRADA	Bauxita	kg	5,26E+03			-1,80E+03	3,46E+03
	Água	kg	1,71E+04			-5,85E+03	1,13E+04
	NaOH	kg	1,48E+02			-5,05E+01	9,72E+01
	Coque	kg	3,78E+02			-1,29E+02	2,49E+02
	Piche	kg	1,06E+02			-3,64E+01	7,00E+01
	Óleo lubrificante	kg	9,61E+01			-3,28E+01	6,32E+01
	Calcário	kg	9,09E+01			-3,11E+01	5,98E+01
	Energia	MJ	1,92E+05	6,39E+03	2,60E+01	-6,58E+04	1,33E+05
SAÍDA	CO_2	kg	1,19E+04		1,43E+01	-4,08E+03	7,88E+03
	CO	kg	7,64E+01		3,90E-02	-2,61E+01	5,04E+01
	SO_X	kg	8,78E+01		2,14E-02	-3,00E+01	5,78E+01
	NO_X	kg	4,13E+01		9,89E-02	-1,41E+01	2,73E+01
	Material particulado	kg	4,44E+01		1,40E-02	-1,52E+01	2,93E+01
	CF_4	kg	2,27E-01			-7,77E-02	1,50E-01
	HPA*	kg	5,27E-03			-1,80E-03	3,47E-03
	COVs**	kg		2,92E+01	2,36E-02		2,92E+01
	NH_3	kg		2,25E-01			2,25E-01
	Lama vermelha	kg	1,97E+03			-6,72E+02	1,30E+03
	Efluentes líquidos	kg	2,77E+03	1,50E+02		-9,48E+02	1,98E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Ainda, o inventário consolidado da Tabela 7 foi usado juntamente com o procedimento citado no Apêndice B para o cálculo do indicador único do desempenho ambiental deste sistema. Neste caso, o resultado do indicador único apresentou o valor de $7,59 \times 10^{-11}$ pontos.

Situação D3

Por fim, a terceira abordagem identificada durante o desenvolvimento desta dissertação apresenta premissas diferentes daquelas citadas até o momento neste estudo de caso. Trata-se da abordagem conhecida como *cut-off*.

Conforme já comentado em ações anteriores, o foco desta abordagem é o atendimento da função pelo produto, o que acontece na etapa de uso.

Ainda, esta forma de modelagem estabelece que a carga ambiental associada a um sistema de produto deve ser atribuída somente à função por ele atendida.

Assim, nesta Situação, todos os aspectos ambientais decorrentes da produção de lingotes de alumínio, da fabricação dos tubos e da disposição final dos resíduos não aproveitados foram imputados à função atendida pelos tubos de alumínio.

Neste contexto, a consolidação dos inventários apresentados no Apêndice A, segundo a abordagem *cut-off* é resumida na Tabela 8.

Observando-se a Tabela 8, chama a atenção o fato de que os valores calculados são muito similares àqueles da Situação A.

Porém, a grande vantagem desta abordagem desta abordagem está associada ao fato de que o resíduo que deixa o sistema de produto em questão o faz na qualidade de fluxo elementar. Ou seja, ele é utilizado como insumo isento de carga ambiental pregressa, a qual já foi atribuída à função atendida originalmente.

Ainda, como os insumos reciclados passam a ser isentos de carga ambiental (desde que já atendida a função analisada inicialmente) considera-se que esta abordagem fomenta o uso de material reciclado, evitando indiretamente a produção de novas quantidades de insumos virgens

Tabela 8 – Inventário consolidado segundo o cenário da Situação D3 (1 tonelada de tubos, com reaproveitamento dos tubos descartados em circuito aberto e abordagem *cut-off*).

FLUXO		Unidade	Processo elementar			TOTAL
			Produção de Al primário	Produção de tubos	Disposição Final	
ENTRADA	Bauxita	kg	5,26E+03			5,26E+03
	Água	kg	1,71E+04			1,71E+04
	NaOH	kg	1,48E+02			1,48E+02
	Coque	kg	3,78E+02			3,78E+02
	Piche	kg	1,06E+02			1,06E+02
	Óleo lubrificante	kg	9,61E+01			9,61E+01
	Calcário	kg	9,09E+01			9,09E+01
	Energia	MJ	1,92E+05	6,39E+03	2,60E+01	1,99E+05
SAÍDA	CO_2	kg	1,19E+04		1,43E+01	1,20E+04
	CO	kg	7,64E+01		3,90E-02	7,65E+01
	SO_X	kg	8,78E+01		2,14E-02	8,78E+01
	NO_X	kg	4,13E+01		9,89E-02	4,14E+01
	Material particulado	kg	4,44E+01		1,40E-02	4,44E+01
	CF_4	kg	2,27E-01			2,27E-01
	HPA*	kg	5,27E-03			5,27E-03
	COVs**	kg		2,92E+01	2,36E-02	2,92E+01
	NH_3	kg		2,25E-01		2,25E-01
	Lama vermelha	kg	1,97E+03			1,97E+03
	Efluentes líquidos	kg	2,77E+03	1,50E+02		2,92E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

** compostos orgânicos voláteis

Finalmente, o inventário consolidado da Tabela 8 foi combinado ao procedimento citado no Apêndice B para o cálculo do indicador único do desempenho ambiental deste sistema. Neste caso, o resultado do indicador único apresentou o valor de $1,14 \times 10^{-10}$ pontos.

5.3.7. Comparação entre os indicadores únicos de desempenho ambiental

Ao longo deste estudo de caso, conforme os inventários dos sistemas de produto foram consolidados, em conjunto com o procedimento apresentado no Apêndice B, calculou-se o indicador único de desempenho ambiental segundo a modelagem de casa situação.

Os resultados obtidos são resumidos na Tabela 9, a seguir.

Tabela 9 – Comparação dos indicadores únicos de desempenho ambiental calculados para cada situação considerada neste estudo de caso.

Situação	Abordagem	Indicador Único
A	sem raproveitamento	$1{,}15 \times 10^{-10}$
B	reaproveitamento em circuito fechado	$7{,}92 \times 10^{-11}$
C	1) alocação das cargas ambientais	$1{,}11 \times 10^{-10}$
	2) Expansão do sistema de produto	$1{,}12 \times 10^{-10}$
D	1) alocação das cargas ambientais	$7{,}46 \times 10^{-11}$
	2) Expansão do sistema de produto	$7{,}59 \times 10^{-11}$
	3) atribuição das cargas ambientais à função atendida	$1{,}14 \times 10^{-10}$

Apesar das limitações e simplificações citadas no Apêndice B, considera-se que o indicador único é uma boa base para a comparação do desempenho ambiental apresentado em cada caso. Isto porque sua concepção leva em consideração diversas categorias de impacto ambiental distintas.

Analisando-se a Tabela 9, é possível notar a ocorrência de duas faixas de valores segundo os quais os indicadores poderiam ser agrupados: uma delas entre 7,46 e 7,92 x 10^{-11} e a segunda com valores em torno de 1,13 x 10^{-10} pontos.

Pode-se considerar que a faixa de valores da ordem de 1,13 x 10^{-10} compreende modelos em que a reciclagem não representou uma mudança

significativa do resultado dos inventários consolidados, seja pela pequena quantidade de resíduos reaproveitados, ou por peculiaridades da própria abordagem.

Já os valores abaixo de $8{,}00 \times 10^{-11}$ são referentes a abordagens em que os processos elementares (sobretudo o de produção de lingote virgem) foram afetados significativamente.

6. CONCLUSÕES

A reciclagem é uma atividade pujante, e capaz de contribuir para que o impacto associado às interações humanas com o ambiente seja reduzido. Ainda, são vários os benefícios a ela associados, sendo que a única forma de quantificá-los de forma sistêmica é através da execução de estudos de ACV.

Entretanto, uma das limitações usualmente atribuídas à ACV é, justamente, a falta de consolidação da metodologia quanto à forma mais adequada para a modelagem de cenários envolvendo o reaproveitamento de materiais. Desta forma, há um aumento significativo da subjetividade associada aos resultados de estudos conduzidos por pesquisadores distintos, prejudicando a sua comparação.

Do ponto de vista metodológico, são duas as possibilidades de reaproveitamento de produtos ao longo do seu ciclo de vida. Neste caso, a diferença básica entre elas refere-se ao destino dado ao produto, em relação às fronteiras do sistema.

No caso em que o produto retorna a alguma etapa da cadeia produtiva para o atendimento de uma mesma função (reciclo em circuito fechado) a solução é considerada simples, e consiste no aprimoramento dos balanços de massa e energia já formulados quando da coleta e tratamento dos dados, durante a etapa de análise do inventário do ciclo de vida.

Por outro lado, para o cenário em que existem fluxos de produto através da fronteira do sistema de produto (e, portanto, o atendimento a uma nova função), observou-se a existência de diversas possibilidades de modelagem das cargas ambientais.

Como consequência, a elaboração dos modelos é influenciada por valores pessoais e subjetivos das partes envolvidas no estudo, o que prejudica a comparação de estudos conduzidos por pesquisadores diferentes.

Pode-se afirmar também que as diretrizes tanto da *International Organization for Standardization* (ISO), como do *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) e também do *ecoinvent Centre* não são conclusivas em relação ao tema. Pelo contrário, elas tentam harmonizar as diferentes abordagens possíveis, apesar de

salientarem a prioridade da escolha de parâmetros físicos por ocasião da modelagem dos sistemas de produto.

Ainda para o caso em que ocorre o reaproveitamento de rejeitos em circuito aberto, não foi identificada uma abordagem única que pudesse ser aplicada em todos os estudos de ACV envolvendo a reciclagem de produtos.

Tal afirmação decorre do fato de que há duas correntes de pensamento distintas, cujos argumentos são conflitantes entre si.

Na corrente baseada na expansão do sistema de produto, prega-se a necessidade de se avaliar o cenário modelado em comparação à situação em que não haveria a reciclagem. Ainda, a identificação dos processos elementares evitados em função do reaproveitamento do produto é feita com o auxílio de estimativas baseadas em conceitos econômicos, o que muda o foco da avaliação.

Por outro lado, a corrente que defende a abordagem conhecida como *"cut-off"* considera que as cargas ambientais devem ser atribuídas exclusivamente à função atendida pelo ciclo de vida de cada produto em estudo. Assim, o sistema de produto que fornece material para a reciclagem responde pelos impactos ambientais gerados até o descarte do produto. Já o sistema que recebe o resíduo fica responsável pelos impactos que ocorrerem a partir da reciclagem em si, até a eventual disposição final do produto reciclado.

Para esta abordagem, entretanto, o responsável pela execução do estudo deverá fazer uma distinção entre os fluxos de produto que saem do Sistema anteriormente à etapa de uso (para os quais, deve ser feita a alocação), e os fluxos de produto que deixam o Sistema pós-uso (que entram no Sistema subsequente como fluxos elementares).

Ainda, as abordagens identificadas ao longo do desenvolvimento do trabalho foram analisadas por meio de um estudo de caso.

Apesar dos bons valores obtidos no estudo de caso, a abordagem baseada na alocação das cargas ambientais não é recomendada. Isto porque a representação da realidade física muitas vezes fica prejudicada.

No que diz respeito à abordagem baseada na expansão do sistema de produto, os resultados obtidos para os indicadores únicos de desempenho ambiental foram comparáveis àqueles referentes a situações em que se procedia a alocação das cargas ambientais.

Entretanto, comparativamente, esta abordagem tem a vantagem de considerar diretamente os eventuais benefícios decorrentes do reaproveitamento dos resíduos.

Por fim, a abordagem *cut-off* não apresentou resultados de indicadores únicos significativamente melhores que os demais. Por outro lado, salienta-se que este tipo de modelagem privilegia as situações em que um determinado sistema de produto utiliza insumos reciclados, uma vez que estes entram no sistema livres de carga ambiental pregressa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.** Rio de Janeiro: ABNT, 2009, 21 p.

ALCOA Incorporation. **Reciclagem:** o que é reciclagem? Disponível na página da organização em <http://www.alcoa.com/brazil/pt/custom_page/reciclagem/reciclagem.asp> Acesso em 12 dez. 2011

BAIRD, C.; CANN, M. **Environmental Chemistry.** 4th Ed. Nova Iorque: W. H. Freemam and Company. 2008. 773 p.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA:** an orientation in life cycle assessment methodology and application. Lund, Sweden: Studentlitteratur AB, 2004. 544 p.

BERKUN, M.; ARAS, E.; NEMLIOGLU, S. Disposal of solid waste in Istanbul and along the Black Sea coast of Turkey. **Waste Management**, v.25, 2005, p.847-855.

BORGER, F.G. Responsabilidade Corporativa: a dimensão ética, social e ambiental na gestão das organizações. In: VILELA JR., A.; DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e Ferramentas de Gestão Ambiental:** desafios e perspectivas para as organizações. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2006, p. 13-40.

BOUSTEAD, I. LCA – How it Came About: the beginning in the U.K. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 1(3), 1996, p. 147-150.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Atos do Poder Legislativo, Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 1, p.3-7.

CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM. Página da entidade. Disponível em:<http://www.cempre.org.br> Acesso em 15 dez. 2011.

CHEHEBE, J.R.B. **Análise do ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000.** Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 1997.

CHOATE, W. U.S. Energy Requirements for Aluminum Production: historical perspective, theoretical limits, and new opportunities. In: GREEN, J.A.S. (Ed.). **Aluminum recycling and processing for energy conservation and sustainability.** Materials Park, OH: ASM International, 2007, p. 159-221.

CURRAN, M.A. The History of LCA. In: CURRAN, M.A. **Environmental Life-Cycle Assessment.** Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996. 434 p.

D´ALMEIDA, M.L.O e VILHENA, A. (coord.) **Lixo Municipal**. IPT/CEMPRE, São Paulo, 2000.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories for Waste Treatment Services:** ecoinvent report No. 13. St. Gallen: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009, 122 p.

DUBREUIL, A.; YOUNG, S.B.; ATHERTON, J.; GLORIA, T.P. Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 15 (6), 2010, p. 621-634.

EKVALL, T. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. **Resources, Conservation and Recycling,** v. 29, 2000, p.91-109.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041 – a critical review. **Journal of Cleaner Production,** v. 9, 2001, p. 197-208.

EKVALL, T.; TILLMAN, A.M. Open-Loop Recycling: criteria for allocation procedures. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 2(3), 1997, p. 155-162.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B.P. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 9 (3), 2004, p. 161-171.

ERM – ENVIRONMENTAL RESOURCES MANAGEMENT. **Life Cycle Assessment of Tissue Products.** Sumário executivo do relatório encomendado pela Kimberly-Clark. Dallas, TX. 2008.

EXATA ALUMÍNIO. Sistemas de distribuição de fluidos Ltda. **Características do tubo de alumínio.** Disponível em: <http://www.exataaluminio.com.br/page005.php> Acesso em 20 nov. 2011.

FEIFEL, S; WALK, W; WURSTHORN, S. LCA, how are you doing today? A snapshot from the 5th German LCA workshop. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 15 (2), 2010, p.139-142.

FORLIN, F.J.; FARIA, J.A.F. Considerações Sobre a Reciclagem de Embalagens Plásticas. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, vol. 12, nº 1, 2002, p. 1-10.

FRANKLIN ASSOCIATES. **Life Cycle Inventory of 100% postconsumer HDPE and PET recycled resin from postconsumer containers and packaging.** Prairie Village: American Chemistry Council, Inc. 2010, 73 p. Disponível em <http://www.americanchemistry.com/s_plastics/sec_pfpg.asp?CID=1439 &DID=10907>. Acesso em 02 ago. 2010.

FRISCHKNECHT, R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-eficiency. **International Journal of Life Cicle Assessment**, vol. 15 (7), 2010, p. 666-671.

GENTIL, E.C.; DAMGAARD, A.; HAUSCHILD, M.; FINNVEDEN, G.; ERIKSSON, O.; THORNELOE, S.; KAPLAN, K.O.; BARLAZ, M.; MULLER, O.; MATSUI, Y.; II, R.; CHRISTENSEN, T.H. Models for waste life cycle assessment: review of technological assumptions. **Waste Management**, v.30, 2010, p.2636-2648.

GREEN, J.A.S. (Ed.). **Aluminum recycling and processing for energy conservation and sustainability.** Materials Park, OH: ASM International, 2007.

HEIJUNGS, R.; FRISCHKNECHT, R. A Special View on the Nature of the Allocation Problem. **International Journal of Life Cicle Assessment**, vol. 3 (5), 1998, p. 321-332.

HORNE, R.; GRANT, T.; VERGUESE, K. **Life Cycle Assessment:** principles practice and prospects. Collingwood: CSIRO Publishing, 2009, 192 p.

HUNT, R.G.; FRANKLIN, W.E. LCA – How it Came About: personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 1(1), 1996, p. 4-7.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2008**. IBGE, Rio de Janeiro-RJ, 2010, 219 p.

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. **Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira.** Brasília: MCT-IBICT, 2005.

IEC – INTERNATIONAL EPD COOPERATION. **Supporting Annexes for an international EPD system for environmental product declarations.** Estocolmo: IEC. 2008, 27 p.

ILCD – INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM. **General guide for Life Cycle Assessment – detailed guidance.** European Union: Joint Research Center; Institute for Environment and Sustainability. 2010, 414 f.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.** Geneva: ISO, 2006, 54 p.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO/TR 14049: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis** (technical report). Geneva: ISO, 2000, 43 p.

KIRKPATRICK, N. Application of Life-Cycle Assessment to Solid Waste Management Practices. In: CURRAN, M.A. **Environmental Life-Cycle Assessment.** Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996. 434 p.

KLÖPFFER, W. Allocation Rule for Open-Loop Recycling in Life Cycle Assessment – a review. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v.1(1), 1996, p. 27-31.

LIMA, A.M.F. **Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil: inserção e perpectivas.** 2007. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo). Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador-BA.

MERCANTE, I.T.; ARENA, A.P.; BOVEA, M.D. LCA of Construction and Demolition waste in Mendoza metropolitan urban area (Argentina). *In: III Conferencia Internacional de Análisis de Ciclo de Vida en Latinoamérica (CILCA)*. Púcon, 2009. Anais em CD-Rom.

NICHOLSON, A.L. **Methods for managing uncertainty in material selection decisions:** robustness of early stage Life Cycle Assessment. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Instituto de Tecnologia de Massachusetts, Cambridge-MA.

NYLAND, C.A.; MODAHL, I.S.; RAADAL, H.L.; HANSSEN, O.J. Application of LCA as a Decision-Making Tool for Waste Management Systems. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 8(6), 2003, p.331-336.

OLIVETTI, E.; NICHOLSON, A.; FIELD, F.; GREGORY, J.; KIRCHAIN, R. The impact of end-of-life LCA allocation methods on materials selection decisions in cases of open loop recycling. *In: IX Life Cycle Assessment Conference (InLCA)*. Boston, 2009. Anais em CD-Rom.

PE AMERICAS. **Life Cycle Assessment of Aluminum Beverage Cans.** Washington: PE Americas, 2010, 107 p. [estudo encomendado pela Associação Americana de Metais]

PRE CONSULTANTS. **SimaPro.** Versão 7.2. Pré Consultants, Amsterdam, 2011.

RAMÍREZ, P.K.S. **Análise de métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida.** 2009. 138 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis-SC.

REAP, J.; ROMAN, F.; DUNCAN, S.; BRAS, B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment – part 1: goal and scope and inventory analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 13(4), 2008, p. 290-300.

RYDBERG, T.; WIDHEDEN, A. **Recycling of metallic materials in LCA:** recomendations. Gothenburg: CPM (Centre for the environmental assessment of products and materials systems), 2001, 25 p. [*CPM-report 2001:15*]

SANTOS, L.C. Dissertação (Mestrado em Geografia). 2004, 120 p. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista. Rio Claro-SP.

SCHMIDINGER, A. N.; NARODOSLAWSKY, M. Life Cycle Assessment as an engineers' tool? **Journal of cleaner production.** v. 16, 2008, p. 245-252.

SILVA, G.A. **Ecoeficiência, Produção mais Limpa e Avaliação do Ciclo de Vida.** Palestra proferida durante o IX SIMAI – Seminário Internacional de Meio Ambiente Industrial, em 25 de outubro de 2007.

SILVA, G.A. LCA in Brazil: from cradle to CILCA-2007. *In: 3rd International Conference on Life Cycle Management.* Zurich, 2007. Anais em CD-Rom.

SILVA, G.A.; BRÄSCHER, M. **Avaliação do ciclo de vida para a competitividade ambiental da indústria brasileira: ontologia terminológica.** Brasilia, DF: IBICT, 2011.

SILVA, G.A.; KULAY, L.A. Avaliação do Ciclo de Vida. In: VILELA JR., A.; DEMAJOROVIC, J. (Org.). **Modelos e Ferramentas de Gestão Ambiental:** desafios e perspectivas para as organizações 1ª Ed. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2006, p. 313-336.

SUH, S.; WEIDEMA, B.P.; SCHMIDT, J.H.; HEIJUNGS, R. Generalized Make and Use Framework for Allocation in Life Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology.** v. 14 (2), 2010, p. 335-353.

SUNDQVIST, J.O. **How should municipal solid waste be treated:** a system study of incineration, material recycling, anaerobic digestion and composting. Estocolmo: IVL Swedish Enrironmental Research Institute, 2005, 34 p. (*IVL report B1547*)

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Life Cycle Assessment**: What it is and How to do It. Paris: UNEP, 1996.

UNSD – UNITED NATIONS STATISTICAL DIVISION. **Environmental Indicators: waste.** Disponível em: <http://unstats.un.org/unsd/ENVIRONMENT/qindicators.htm> Acesso em 17 out. 2011.

VALT, R.B.G. **Análise do Ciclo de Vida para Embalagens de PET Alumínio e de Vidro para refrigerantes no Brasil Variando a Taxa de Reciclagem dos Materiais.** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR.

VILLANUEVA, A.; WENZEL, H.; STRÖMBERG, K.; VIISIMAA, M. Review of existing LCA studies on the recycling and disposal of paper and cardboard. Copenhagen: European Topic Centre on Waste and Material Flows, 2004, 80 p. [*final draft report*]

WEIDEMA, B.P. **Market information in Life Cycle Assessment.** Copenhague: Danish Environmental Protection Agency, 2003. (Relatório do projeto nº 863).

WEIDEMA, B.P.; HISCHIER, R.; ALTHAUS, H.J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N.; NEMECEK, T.; PRIMAS, A.; WERNET, G. **Code of Practice:** ecoinvent report No. 2. St. Gallen: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009, 40 p.

WEIDEMA, B.P.; SCHMIDT, J.H. Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. **Journal of Industrial Ecology.** v. 14 (2), 2010, p. 192-195

WERNER, F. **Ambiguities in Decision-Oriented Life Cycle Inventories:** the role of mental models and values. Dordrecht: Springer, 2005, 415 p.

WRAP – WASTE & RESOURCES ACTION PROGRAMME. **Environmental Benefits of Recycling** – 2010 update. Banbury: WRAP, 2010, 255 p

ZANIN, M. e MANCINI, S.D. **Resíduos Plásticos e Reciclagem: Aspectos Gerais e Tecnologia**. São Carlos: Editora da UFSCar, 2004.

ZVEIBIL, V. Z. (coord.). **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

GLOSSÁRIO

A seguir, são apresentadas as definições de alguns termos empregados ao longo do texto. Tais definições foram extraídas da norma NBR ISO 14040: 2009 (ABNT, 2009) e de SILVA e BRÄSCHER (2011).

Alocação – repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema (s) de produto.

Análise de inventário do ciclo de vida – fase da avaliação do ciclo de vida envolvendo a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida.

Avaliação do ciclo de vida – compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida.

Carga Ambiental – qualquer consequência negativa ao meio ambiente, associada a um sistema de produto.

Categoria de impacto – classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados.

Fluxo elementar – material ou energia retirado do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana.

Fronteira do sistema – conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte de um sistema de produto.

Indicador de categoria de impacto – representação quantificável de uma categoria de impacto.

Processo elementar – menor elemento considerado na análise de Inventário do ciclo de vida para o qual dados de entrada e saída são quantificados.

Produto – qualquer bem ou serviço.

Sistema de produto – conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto, desempenhando uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto.

APÊNDICE A – Inventários utilizados para a elaboração do Estudo de Caso

Conforme salientado ao longo do texto, os dados utilizados para a elaboração do estudo de caso foram obtidos a partir de inventários já publicados anteriormente.

No que diz respeito à produção de lingotes primários (virgens) de alumínio, os dados foram extraídos do livro editado por GREEN (2007). Tais dados são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Inventário do processo elementar de produção de lingotes primários de alumínio (dados referenciados a 1 tonelada de lingotes).

FLUXO		UNIDADE	QUANTIDADE
ENTRADA	Bauxita	kg	5,09E+03
	Água	kg	1,66E+04
	NaOH	kg	1,43E+02
	Coque	kg	3,66E+02
	Piche	kg	1,03E+02
	Óleo Lubrificante	kg	9,30E+01
	Calcário	kg	8,80E+01
	Energia	MJ	1,86E+05
SAÍDA	Lingote primário	kg	1,00E+03
	CO_2	kg	1,16E+04
	CO	kg	7,40E+01
	SO_X	kg	8,50E+01
	NO_X	kg	4,00E+01
	Material particulado	kg	4,30E+01
	CF_4	kg	2,20E-01
	HPA*	kg	5,10E-03
	Lama vermelha	kg	1,91E+03
	Efluentes líquidos	kg	2,69E+03

* hidrocarbonetos aromáticos policíclicos

Já os dados referentes à produção de lingotes secundários de alumínio, a partir de sucata, foram obtidos com base nos estudos publicados por GREEN (2007) e por PE AMÉRICAS (2010). Os dados consolidados são apresentados na Tabela 11, a seguir.

Tabela 11 – Inventário do processo elementar de produção de lingotes secundários de alumínio (dados referenciados a 1 tonelada de lingotes).

FLUXO		**UNIDADE**	**QUANTIDADE**
ENTRADA	Sucata	kg	1,13E+03
	Água	kg	9,63E+02
	NaOH	kg	9,70E-02
	Óleo Lubrificante	kg	1,32E+00
	Energia	MJ	1,17E+04
	Ligas metálicas	kg	2,10E+01
	Granuladores	kg	9,00E+00
SAÍDA	Lingote secundário	kg	1,00E+03
	CO_2	kg	6,17E+02
	CO	kg	1,00E+00
	SO_X	kg	5,00E+00
	NO_X	kg	3,00E+00
	Material particulado	kg	1,00E+00
	NH_3	kg	4,44E-04
	Efluentes líquidos	kg	3,88E+02

Para o processo elementar de produção dos tubos de alumínio a partir de lingotes, foi feita uma simplificação dos dados disponibilizados no *software SimaPro*, versão 7.2 (PRE CONSULTANTS, 2011). O inventário deste processo elementar é apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 – Inventário do processo elementar de produção de tubos de alumínio (dados referenciados a 1 tonelada de tubos).

FLUXO		UNIDADE	QUANTIDADE
ENTRADA	Lingote de alumínio	kg	1,03E+03
	Energia	MJ	6,39E+03
SAÍDA	Tubo de alumínio	kg	1,00E+03
	COVs*	kg	2,92E+01
	NH_3	kg	2,25E-01
	Efluentes líquidos	kg	1,50E+02
	Sucata	kg	3,28E+01

* compostos orgânicos voláteis

Finalmente, salienta-se que os dados referentes ao processo elementar de disposição final dos tubos de alumínio também foram obtidos a partir de uma simplificação dos dados disponibilizados no *software SimaPro*, versão 7.2 (PRE CONSULTANTS, 2011). Os dados consolidados deste processo elementar são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Inventário do processo elementar de disposição final dos tubos de alumínio (dados referenciados a 1 tonelada de tubos dispostos).

FLUXO		UNIDADE	QUANTIDADE
ENTRADA	Energia	MJ	3,43E+01
	Alumínio para aterro	kg	1,00E+03
SAÍDA	CO_2	kg	2,11E+01
	CO	kg	5,74E-02
	SO_X	kg	3,15E-02
	NO_X	kg	1,45E-01
	Material particulado	kg	2,07E-02
	COVs*	kg	3,47E-02

* compostos orgânicos voláteis

APÊNDICE B – Método para determinação do indicador único do desempenho ambiental de um produto

Conforme citado anteriormente nesta dissertação, os procedimentos que serão apresentados nesta seção foram utilizados para a determinação do indicador único de desempenho ambiental dos tubos de alumínio.

Como fonte dos dados para a avaliação do impacto do ciclo de vida dos produtos, foi considerado o método *CML 2 baseline 2000*, em sua versão 2.05. Trata-se de um método desenvolvido pelo Instituto de Ciências Ambientais, da Universidade de Leiden, e disponível no *software SimaPro*, versão 7.2 (PRE CONSULTANTS, 2011).

Os cálculos mostrados a seguir foram feitos segundo os passos recomendados pela norma ISO 14044 (ISO, 2006), conforme a relação apresentada na sequência:

- ✓ Seleção das categorias de impacto ambiental;
- ✓ Classificação;
- ✓ Caracterização;
- ✓ Normalização;
- ✓ Ponderação.

Com relação às categorias de impacto ambiental selecionadas, neste estudo optou-se por considerar estas oito listadas a seguir, quais sejam:

- ✓ Depleção de recursos abióticos (DRA);
- ✓ Mudanças climáticas (MC);
- ✓ Acidificação (Ac);
- ✓ Formação fotoquímica de oxidantes (FFO);
- ✓ Eutrofização (Eut);
- ✓ Toxicidade Humana (TH);
- ✓ Ecotoxicidade terreste (ET_T);
- ✓ Ecotoxicidade aquática (ET_A).

Já a etapa de classificação é marcada pela associação entre os fluxos listados no inventário do ciclo de vida e as categorias de impacto ambiental selecionadas. Tal correlação é feita de acordo com o efeito que cada fluxo produz sobre o meio ambiente (BAUMANN e TILLMAN, 2004; ISO 2006).

Considerando-se os fluxos identificados no estudo de caso desta dissertação, a etapa de classificação pode ser resumida na Tabela 14, a seguir.

Tabela 14 – Classificação dos fluxos inventariados, segundo as categorias de impacto ambiental selecionadas.

FLUXO	**CATEGORIA DE IMPACTO AMBIENTAL**							
	DRA	**MC**	**Ac**	**FFO**	**Eut**	**TH**	**ET_T**	**ET_A**
Bauxita	X							
Água								
NaOH								
Coque	X							
Piche								
Óleo lubrificante								
Calcário	X							
Energia								
Ligas metálicas								
Granuladores								
CO_2		X						
CO		X		X				
SO_X			X	X		X		
NO_X			X	X	X	X		
Material particulado						X		
CF_4		X						
HPA*						X	X	X
COVs**								
NH_3			X		X	X		
Lama vermelha								
Efluentes líquidos								

* hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
** compostos orgânicos voláteis

Observando-se a Tabela 14, é possível notar que alguns dos fluxos listados contribuem para mais de uma categoria de impacto ambiental. Tal fato está associado a peculiaridades de cada substância, e representa uma postura conservadora na qual se considera os possíveis impactos que podem ser causados por uma dada quantidade desta.

Por outro lado, também é possível observar fluxos inventariados para os quais não foi feita a classificação. No caso dos fluxos de água, compostos orgânicos voláteis e efluentes líquidos, esta falta é devida à ausência de correlação no próprio método CML.

Já para os demais fluxos, considera-se que a ausência de classificação está relacionada às simplificações do estudo de caso, que levaram à exclusão de processos elementares de fabricação de insumos. Com isso, alguns dos fluxos inventariados são produtos intermediários (e não recursos naturais) não previstos nesta etapa do método CML.

Ainda de acordo com a norma ISO 14044, o próximo componente da avaliação do impacto do ciclo de vida de um produto é a caracterização. Trata-se do procedimento por meio do qual se quantifica a contribuição dos fluxos inventariados para cada categoria de impacto ambiental selecionada.

Para tanto, são utilizados os fatores de caracterização (ou fatores de equivalência), os quais convertem os resultados do inventário do ciclo de vida para uma unidade comum a cada categoria de impacto, expressa pelo indicador de categoria. Para o presente trabalho, a caracterização dos fluxos considerados no estudo de caso é resumida na Tabela 15.

A partir dos fatores de caracterização apresentados na Tabela 15, o próximo passo é a determinação do perfil ambiental dos sistemas de produto em estudo, o qual representa a contribuição cumulativa dos fluxos inventariados para cada categoria de impacto ambiental selecionada.

Tabela 15 – Caracterização dos fluxos inventariados no presente estudo de caso.

FLUXO	CATEGORIA DE IMPACTO AMBIENTAL							
	DRA	**MC**	**Ac**	**FFO**	**Eut**	**TH**	**ET_T**	**ET_A**
	kg Sb eq /kg	kg CO_2 eq /kg	kg SO_2 eq /kg	kg C_2H_4 eq /kg	kg PO_4 eq /kg	kg 1,4-DB* eq /kg	kg 1,4-DB* eq /kg	kg 1,4-DB* eq /kg
Bauxita	2,90E-09							
Água								
NaOH								
Coque	1,34E-02							
Piche								
Óleo lubrificante								
Calcário	7,08E-10							
Energia								
Ligas metálicas								
Granuladores								
CO_2		1,00E+00						
CO		1,57E+00		2,70E-02				
SO_X			1,20E+00	4,80E-02		9,60E-02		
NO_X			5,00E-01	2,80E-02	1,30E-01	1,20E+00		
Material particulado						8,20E-01		
CF_4		5,70E+03						
HPA**						5,72E+05	1,02E+00	1,72E+02
COVs***								
NH_3			1,60E+00		3,50E-01	1,00E-01		
Lama vermelha								
Efluentes líquidos								

* 1,4–diclorobenzeno
** hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
*** compostos orgânicos voláteis

No contexto desta dissertação, durante o estudo de caso foram feitas combinações dos processos elementares se acordo com as abordagens para o fim do ciclo de vida de produtos identificadas ao longo da pesquisa. Desta forma, cada abordagem resultou em inventários diferentes.

O perfil ambiental foi obtido, portanto, para cada combinação, a partir da multiplicação dos dados listados em cada inventário pelos seus respectivos fatores de caracterização listados na Tabela 15.

Porém, dadas as diferenças entre cada categoria de impacto, o perfil ambiental não é suficiente para a determinação do indicador único de desempenho ambiental.

Neste caso, a norma ISO 14044 prevê a realização de um procedimento conhecido como normalização. Trata-se do cálculo da magnitude dos resultados dos indicadores de categoria de impacto em relação a alguma informação de referência (ISO, 2006).

Para este estudo, os valores de referência – também chamados de fatores de normalização – representam o contexto mundial no ano de 1995, conforme apresentado na Tabela 16, a seguir.

Tabela 16 – Fatores de normalização para as categorias de impacto ambiental consideradas no estudo de caso, segundo o contexto mundial no ano de 1995.

Categoria de impacto	**Fator de normalização**	**Unidade**
Depleção de recursos abióticos	6,39E-12	kg Sb eq $^{-1}$
Mudanças climáticas	2,41E-14	kg CO_2 eq $^{-1}$
Acidificação	3,11E-12	kg SO_2 eq $^{-1}$
Formação fotoquímica de oxidantes	1,04E-11	kg C_2H_4 eq $^{-1}$
Eutrofização	7,56E-12	kg PO_4 eq $^{-1}$
Toxicidade Humana	1,75E-14	kg 1,4-DB eq $^{-1}$
Ecotoxicidade terrestre	3,72E-12	kg 1,4-DB eq $^{-1}$
Ecotoxicidade aquática	4,90E-13	kg 1,4-DB eq $^{-1}$

Na prática, os valores normalizados foram obtidos a partir da multiplicação dos resultados do perfil ambiental pelos fatores de normalização listados na Tabela 16, propostos no método CML.

Por fim, o último passo para a determinação do indicador único foi a ponderação e o agrupamento dos valores normalizados.

Durante a ponderação, é possível ressaltar a importância relativa de cada categoria de impacto no contexto de um estudo. Entretanto, no presente caso, foi

admitido que as categorias de impacto ambiental têm o mesmo peso, conforme indicado na Tabela 17.

Tabela 17 – Fatores de ponderação para as categorias de impacto ambiental consideradas no estudo de caso.

Categoria de impacto	**Fator de ponderação**
Depleção de recursos abióticos	0,125
Mudanças climáticas	0,125
Acidificação	0,125
Formação fotoquímica de oxidantes	0,125
Eutrofização	0,125
Toxicidade Humana	0,125
Ecotoxicidade terrestre	0,125
Ecotoxicidade aquática	0,125

Finalmente, para cada abordagem indicada no estudo de caso, o indicador único de desempenho ambiental foi calculado a partir da soma dos valores ponderados, calculados anteriormente.