

Lucas Leonardo dos Santos Andreoli Vieira

**CARACTERIZAÇÃO DOS MODELOS DE CONSTRUÇÃO DE  
INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.

Florianópolis  
2017

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

Vieira, Lucas Leonardo dos Santos Andreoli  
Caracterização dos Modelos de Construção de  
Inventário de Ciclo de Vida / Lucas Leonardo dos  
Santos Andreoli Vieira ; orientador, Sebastião  
Roberto Soares, 2017.  
100 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de  
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,  
2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Gestão Ambiental. 3.  
Avaliação do Ciclo de Vida. 4. Inventário do Ciclo  
de Vida. 5. Modelos de construção de ICV. I. Soares,  
Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de  
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental. III. Título.

Lucas Leonardo dos Santos Andreoli Vieira

## **CARACTERIZAÇÃO DOS MODELOS DE CONSTRUÇÃO DE INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “Mestre em Engenharia Ambiental”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 05 de Maio de 2017.

---

Prof.<sup>a</sup> Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.<sup>a</sup>  
Coordenadora do Curso

### **Banca Examinadora:**

---

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.  
Orientador  
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

---

Prof.<sup>a</sup> Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr.<sup>a</sup>  
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

---

Prof.<sup>a</sup> Lucila Maria de Souza Campos, Dr.<sup>a</sup>  
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

---

Prof. Armando de Azevedo Caldeira Pires, Dr.  
Universidade de Brasília – UNB



Dedico este trabalho ao meu avô  
Portásio, minha mãe Denise e minha  
companheira Mariana.



## AGRADECIMENTOS

À Deus, causa primeira de todas as coisas, por me permitir estar presente neste momento, buscando progredir sempre nessa escala evolutiva que é a vida, por me proporcionar saúde perfeita e um corpo saudável, equilíbrio do corpo, da mente e principalmente do espírito.

Agradeço a Mariana, companheira de jornada dessa e de outras vidas, pelo seu amor, na mais ampla acepção desta palavra, dedicado a mim em todos os momentos de minha vida.

A minha mãe Denise e meu avô Portásio por todo amor, carinho, companheirismo e dedicação proporcionado, e principalmente por estarem presente em todos os momentos da minha vida apoiando as minhas decisões e acreditando nos meus sonhos.

A toda minha família pelo alicerce que nos faz suportar as situações mais difíceis. Eles fazem parte desta vitória.

Agradeço ao meu orientador, Prof.º Sebastião Roberto Soares pelo tempo dedicado e por todo seu conhecimento fornecido zelando pela qualidade do trabalho, mas principalmente por ter acreditado nessa pesquisa e dado o suporte necessário durante este período.

Aos membros da banca, Prof.<sup>a</sup> Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Prof.<sup>a</sup> Lucila Maria de Souza Campos e Prof.º Armando de Azevedo Caldeira Pires pela disponibilidade de colaborar e contribuir com o desenvolvimento dessa pesquisa.

Aos membros do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), Edivan, Guilherme, Henrique, Karlan, Milton, Bruno, Marcos, Mariane e Nayara, os quais tive o privilégio de conhecer e conviver neste período.

Ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental pelo apoio e ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado.





*A educação, se bem compreendida, é a chave do progresso moral.*  
*Allan Kardec (1804 – 1869)*



## RESUMO

A etapa do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) pode ser considerada a mais complexa, dispendiosa e demorada para ser executada de uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Diante do exposto, esta dissertação caracterizou os principais modelos de construção de ICV para auxílio quanto à escolha mais apropriada às condições da ACV. Para tanto, foram descritos os principais modelos para construção de ICV, sendo eles: Diagramas de Fluxo, Matriz, Quadros Entradas-Saídas(QES), Análise Híbrida em Camadas (AHC), Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES) e Análise Híbrida Integrada (AHI), além de explicar o processo de cálculo para cada modelo para construção de ICV, identificar as vantagens e limitações dos principais modelos de construção de ICV e associar o modelo de inventário à sua condição de uso. As atividades desempenhadas nesta pesquisa contemplaram três macro etapas: Descrição dos Modelos, Modelagem Matemática e Definição dos Critérios. Identificou-se que o Diagrama de Fluxo apresenta tendência de ser um modelo demorado e dispendioso devido a especificidade dos dados e pelo grande número de processos descritos. O modelo da Matriz é empregado por uma série de softwares e bases de dados de ACV, o que traz uma vantagem em relação ao modelo anterior. Já o QES apresenta uma grande incerteza de dados, por não se considerar os processos primários. Nas abordagens híbridas a AHC tem como característica superestimar os impactos ambientais, a AH-ES permite quantificar as interdependências e entradas de toda a economia e a AHI apesar de onerosa, é de fácil aplicação em ferramentas analíticas e apresenta resultados com baixa incerteza de dados. A partir disso, utilizou-se os critérios Disponibilidade de dados; Confiabilidade dos dados; Abrangência do sistema; Tempo; Recurso Humano e Recurso Financeiro para construir um fluxo lógico de decisão para auxílio do especialista quanto à escolha mais apropriada às condições da ACV. Observou-se que não há um modelo de construção melhor que o outro, mas sim modelos que se adaptam melhor a diferentes critérios, tornando-os assim mais adequados a ACV em estudo.

**Palavras-chave:** Inventário do Ciclo de Vida, Diagramas de Fluxo, Matriz, Quadros Entrada-Saída, Abordagens Híbridas.



## ABSTRACT

The Life Cycle Inventory (LCI) step can be considered the most complex, expensive and time-consuming to be run from a Life Cycle Assessment (LCA). Therefore, this dissertation characterized the main models of LCI construction to assist in choosing the most appropriate to the LCA conditions. In order to do so, we have described the main models for the construction of LCI: Flow Diagrams, Matrix, Input-Output (IO), Tiered Hybrid Analysis (THA), Hybrid Input-Output Analysis (IO-HA) and Integrated Hybrid Analysis (IHA), besides explaining the calculation process for each model to construct LCI, to identify the advantages and limitations of the main models of LCI construction and to associate the inventory model with its condition of use. The activities performed in this research contemplated three macro stages: Description of Models, Mathematical Modeling and Criteria Definition. It has been identified that the Flow Diagram tends to be a time-consuming and costly model due to the specificity of the data and the large number of processes described. The Matrix model is used by a number of software and LCA databases, which brings an advantage over the previous model. However, the IO presents an uncertainty of data, not considering the primary processes. In the hybrid approaches THA has the overestimate of environmental impacts, the IO-HA allows to quantify the interdependencies and inputs of the entire economy and the IHA, although it is onerous, it is easy to apply in analytical tools and presents results with low data uncertainty. From this, the criteria used was: Availability of data; Reliability of data; Scope of the system; Time; Human Resource and Financial Resource to build a logical flow of decision to assist the specialist in choosing the most appropriate LCA conditions. It was observed that there is not one model of construction better than the other, but rather models that are better adapted to different criteria, thus making them more appropriate to LCA under study.

**Keywords:** Life Cycle Inventory, Flow Diagrams, Matrix, Input-Output, Hybrid Approaches.



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>25</b>
1.1. PERGUNTAS DE PESQUISA .....	28
1.2. OBJETIVOS.....	29
<b>1.2.1. Objetivo Geral.....</b>	<b>29</b>
<b>1.2.2. Objetivos Específicos.....</b>	<b>29</b>
1.3. JUSTIFICATIVA.....	29
1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO .....	31
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>33</b>
2.1. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) .....	33
<b>2.1.1. Definição de ACV .....</b>	<b>33</b>
<b>2.1.2. Normatização .....</b>	<b>33</b>
<b>2.1.3. Etapas da ACV.....</b>	<b>34</b>
2.2. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV).....	35
2.3. MODELOS DE CONSTRUÇÃO DE ICV .....	40
<b>2.3.1. Diagramas de Fluxo.....</b>	<b>41</b>
<b>2.3.2. Matriz .....</b>	<b>44</b>
<b>2.3.3. Quadros Entradas-Saídas (QES).....</b>	<b>45</b>
<b>2.3.4. Abordagens híbridas (QES-ACV).....</b>	<b>48</b>
2.3.4.1. Análise Híbrida em Camadas (AHC).....	48
2.3.4.2. Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES).49	
2.3.4.3. Análise Híbrida Integrada (AHI) .....	51
<b>2.3.5. Abordagens <i>Bottom-Up</i> (BU) e <i>Top-Down</i> (TD)..</b>	<b>54</b>
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>59</b>
3.1. DESCRIÇÃO DOS MODELOS .....	60
3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA.....	60
3.3. DEFINIÇÃO DOS CRITÉRIOS .....	60

<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>63</b>
4.1. DESCRIÇÃO DOS MODELOS .....	63
<b>4.1.1 Diagramas de Fluxo</b> .....	<b>63</b>
<b>4.1.2 Matriz</b> .....	<b>64</b>
<b>4.1.3 Quadros Entradas-Saídas (QES)</b> .....	<b>64</b>
<b>4.1.4 Análise Híbrida em Camadas (AHC)</b> .....	<b>64</b>
<b>4.1.5 Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES)</b> .....	<b>65</b>
<b>4.1.6 Análise Híbrida Integrada (AHI)</b> .....	<b>65</b>
4.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DOS MODELOS.....	71
<b>4.2.1. Diagramas de Fluxo</b> .....	<b>71</b>
<b>4.2.2. Matriz</b> .....	<b>72</b>
<b>4.2.3. Quadros Entradas-Saídas (QES)</b> .....	<b>73</b>
<b>4.2.4. Abordagens Híbridas (QES-ACV)</b> .....	<b>74</b>
4.2.4.1. Análise Híbrida em Camadas (AHC) .....	75
4.2.4.2. Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES)	78
4.2.4.3. Análise Híbrida Integrada (AHI).....	80
4.3. ANÁLISE CRÍTICA DOS MODELOS .....	81
4.4. CRITÉRIOS PARA CONSTRUÇÃO DO FLUXO LÓGICO DE DECISÃO.....	82
4.5. FLUXO LÓGICO DE DECISÃO.....	83
<b>5. CONCLUSÕES</b> .....	<b>87</b>
<b>6. RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>89</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>91</b>



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Normatização da ACV no Brasil. ....	33
Tabela 2 – Critérios de qualidade de dados.....	38
Tabela 3 – Comparação entre diferentes modelos de ICV .....	41
Tabela 4 - Características das abordagens BU e TD .....	56
Tabela 5 - Caracterização dos principais modelos de construção de ICV .....	67
Tabela 6 – Tabela de entradas e saídas para os setores da indústria e agricultura em valor monetário.....	73
Tabela 7 – Tabela de entradas e saídas para as indústrias em valor monetário.....	76
Tabela 8 – Preços e emissões para fabricação de 1 brinquedo ...	76
Tabela 9 – Transações desagregadas .....	78
Tabela 10 - Critérios para construção de ICV .....	83



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Etapas da ACV.....	34
Figura 2 – Processo elementar de uma fronteira do sistema.....	36
Figura 3 – Etapas operacionais do ICV.....	37
Figura 4 - Diagrama de Fluxo de um sistema de produto simplificado.....	42
Figura 5 - Representação de um Diagrama de Fluxo destacando as atividades nos cinco estágios de ciclo de vida de um produto.....	42
Figura 6 – Interações dos processos da AHC.....	48
Figura 7 – Interações dos processos da AH-ES.....	50
Figura 8 – Interações dos processos da AHI.....	52
Figura 9 – Referência para as abordagens BU e TD.....	55
Figura 10 – Abordagens BU e TD relacionadas a ACV.....	56
Figura 11 – Enquadramento dos modelos de construção de ICV nas abordagens BU e TD.....	58
Figura 12 – Etapas estabelecidas para a pesquisa.....	59
Figura 13 – Sistema de produto da produção de torradeira.....	71
Figura 14 – Rede híbrida para módulos de processo e indústrias.....	75
Figura 15 - Fluxo lógico de decisão para escolha do modelo.....	85



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida  
AHC – Análise Híbrida em Camadas (AHC)  
AH-ES – Análise Híbrida baseada em Entrada-Saída  
AHI – Análise Híbrida Integrada  
BU – *Bottom-Up*  
CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida  
GANA – Grupo de apoio à Normatização Ambiental  
IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia  
ICV – Inventário do Ciclo de Vida (ICV)  
KPI – *Key Performance Indicator*  
PPGEA – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental  
QES – Quadros de Entradas-Saídas  
QES-ACV – Abordagens híbridas  
TD – *Top-Down*  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina



## LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

\$ – Dólar

$A_{soe}$  – setores da economia

$\sum e_e$  – Somatório das entradas de energia

$\sum e_s$  – Somatório das saídas de energia

$\sum m_e$  – Somatório das entradas de massa

$\sum m_s$  – Somatório das saídas de massa

$\Delta_p$  – Preço referente ao módulo do processo

$\tilde{A}$  – Representação matricial de um sistema produto

$A_{ip}$  – Atividade intra-processo

$A_j$  – Fluxo de processo a jusante

$A_m$  – Fluxo de processo a montante

$E_{iad}$  – Vetor de impactos ambientais diretos

$E_{sat}$  – Vetor de saídas ambiental total

$\tilde{M}$  – Matriz de intervenção ambiental

$a_{ij}$  – Entradas ou saídas de matéria ou energia

$b_{ij}$  – Poluentes ou recursos naturais emitidos ou consumidos pelo processo

$b_{ip}$  – emissão relacionado ao processo

$b_{soe}$  – emissões dos setores da economia

$f_{AH-ES}$  – Preço dos insumos

$\tilde{k}$  - Unidade funcional do sistema

$\hat{p}$  – Valor em dólar dos insumos

$\tilde{x}$  – Tempo de operação do processo

$\tilde{y}$  – Saída do sistema

$\Delta$  – Delta

$\sum$  – Somatório

$\infty$  – Infinito

$A_d$  – Coeficiente técnico desagregado

$A_{soe}$  – Matriz de requisitos diretos ajustada

$C_j$  – Matriz de corte a jusante

$C_m$  – Matriz de corte a montante

CO<sub>2</sub> – Dióxido de carbono

kg – Quilograma

MJ – Megajoule

$Q_m$  – Fluxo da economia para o processo

t – Tonelada

$T_{proc}$  – Matriz tecnológica em processos

$B$  – Matriz ambiental em processos

$C$  – Matriz tecnológica em QES

$E$  – Matriz ambiental em QES

$I$  – Matriz identidade

$p$  – Vetor de produção ou demanda



## 1. INTRODUÇÃO

As transformações significativas ocorridas no meio ambiente devido ao crescimento exponencial do desenvolvimento tecnológico faz surgir o conceito de desenvolvimento sustentável<sup>1</sup>. De acordo com Bellen (2005), ao parar para refletir sobre os padrões adotados pela humanidade, verificamos que os mesmos são incongruentes com o processo de regeneração ambiental, provendo a atividade industrial como um fator determinante nas transformações ocorridas.

Desenvolvimento sustentável pode apresentar algumas variações em sua definição de conceito, porém todas partem da mesma premissa da eficiência econômica associada a eficácia social e ambiental, o que significa a melhoria da qualidade de vida das populações atuais, sem comprometer as possibilidades das gerações futuras (MONTIBELLER, 2001).

O caminho para o desenvolvimento sustentável requer que empresas, governo e indivíduos ajam, isto é, mudem seu comportamento de consumo e produção, elaborem políticas e modifiquem algumas práticas. É preciso encontrar maneiras inovadoras que sejam rentáveis e ao mesmo tempo melhorem a atuação dos processos e dos serviços na produção. (UNEP, 2010)

De acordo com Sachs (2008) e Assis (2009), a sustentabilidade cultural, que está associada à transmissão de valores fundamentais, como os sentidos de solidariedade, justiça e liberdade; a sustentabilidade social, que relaciona-se basicamente à busca constante pela melhoria da qualidade de vida dos cidadãos, à garantia de segurança e justiça e à promoção da igualdade de oportunidades; a sustentabilidade econômica, que tem seus princípios baseados na organização da estrutura econômica, na lucratividade a longo prazo e na preservação do patrimônio, seja este tangível ou não; na sustentabilidade espacial, que está o conceito de organização do espaço, rural e urbano, para reduzir a ocupação desordenada, a concentração de atividades e a centralização do poder; e a sustentabilidade ambiental, que está associada à eficiência na utilização dos recursos naturais, limitação do consumo de combustíveis fósseis e recursos escassos, controle da geração de resíduos e de poluição, reuso, remanufatura e reciclagem de produtos, compõe as cinco dimensões do desenvolvimento sustentável.

<sup>1</sup>Nessa pesquisa adotou-se o mesmo sentido e conceituação para desenvolvimento sustentável e sustentabilidade.

Tal cenário torna as indústrias e organizações preocupadas com relação aos seus impactos ambientais, o que resulta na busca pelo melhoramento de todos seus procedimentos gerenciais, operacionais e estratégicos para garantir uma gestão mais eficiente dos processos produtivos (BARBIERI, 2011). Segundo Donaire (2010), algumas empresas têm demonstrado que é possível ganhar dinheiro e proteger o meio ambiente mesmo não sendo uma organização que atua no chamado “mercado verde”, desde que as empresas possuam certa dose de criatividade e condições internas que possam transformar as restrições e ameaças ambientais em oportunidades de negócios.

No Pensamento do Ciclo de Vida, o produto é analisado de maneira holística, considerando-se todas as suas fases e seus deslocamentos, sendo essencial para o desenvolvimento sustentável. Segundo o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), trata-se de um processo de conscientização da condição sistêmica dos processos produtivos que se inter-relacionam com os ambientes naturais e causam impactos ambientais.

Na busca da melhoria contínua dos seus processos, visando a quantificação, gerenciamento e posterior redução de impactos, as empresas podem utilizar-se da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), definida por Guinée et al. (2011), pela norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e por Baumann e Tillman (2004), como metodologia que avalia e quantifica os impactos potenciais associados ao ciclo de vida de um produto, processo ou serviço. Essa abordagem holística da ACV faz com que seja considerada a metodologia mais importante da gestão ambiental da atualidade (LÖFGREN, TILLMAN; RINDE, 2011).

Anton et al. (2003) apontam que a ACV é útil para a tomada de decisões e para a seleção de indicadores ambientais relevantes na avaliação de projetos e processos, servindo como suporte em decisões de fabricação na indústria e governo, como no planejamento estratégico.

De acordo com Giannetti e Almeida (2006), a ACV tem o objetivo de proporcionar grandes vantagens às empresas que a aplicam a seus produtos, como por exemplo, identificar os processos, materiais e sistemas que mais contribuem para o impacto ambiental, comparar opções para minimizar esse impacto ambiental, e ter uma visão para se elaborar uma estratégia que considere o projeto do produto, a utilização de materiais e o consumo de energia.

No setor público, a ACV pode ser aplicada para se desenvolver políticas de longo prazo com o intuito de regulamentar o uso de materiais, a conservação de reservas naturais e a redução de impactos ambientais durante o ciclo de vida dos produtos. Além disso, permite

avaliar a redução de reservas naturais e desenvolver tecnologias alternativas para a utilização de resíduos.

De IBICT, diversos países têm utilizado a ACV no estabelecimento de suas políticas ambientais. O uso da ACV colabora para a definição de políticas consistentes, evitando assim que impactos ambientais sejam transferidos para outras fases do ciclo de vida do produto ou serviço.

Por norma, a ACV é dividida em quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação (ABNT, 2009a). O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a fase do estudo da ACV que envolve a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida. De acordo com o documento produzido pelo IBICT (2009), os principais objetivos do inventário são estabelecer uma ampla base de informações dos requerimentos do sistema para futuras análises; identificar pontos dentro do ciclo de vida como um todo, ou dentro de um dado processo onde as melhores oportunidades de redução na demanda de recursos e na geração de emissões podem ser alcançadas; comparar as entradas e saídas do sistema com produtos alternativos; ajudar a guiar o desenvolvimento de novos produtos através da redução de demanda de recursos e geração de emissões; ajudar a identificar necessidades para análise de impacto no ciclo de vida; e promover informações necessárias para conduzir a análise de melhorias. Nesse contexto, verifica-se que os Inventários de Ciclo de Vida são tão importantes para as indústrias, quanto para os órgãos governamentais, de forma a consolidar as bases de dados, sejam ela nacionais ou internacionais.

Suh e Hupples (2005) apontam que os principais modelos para a construção do ICV são: Diagramas de Fluxo, Matrizes, metodologia dos Quadros de Entradas-Saídas (QES) ou as abordagens híbridas (QES-ACV). Estes mesmos modelos, em sua construção utilizam-se de *datasets* com dados diretos e/ou indiretos. Sendo assim, Goedkoop et al. (2015); Jiang et al. (2014) e Cherubini e Ribeiro (2015), mostram que os modelos podem inserir-se tanto numa abordagem de escolha *Bottom-Up* (BU), definida como a abordagem que trabalha com os processos unitários, coletando os dados individualmente, ou numa lógica de escolha *Top-Down* (TD), definida como a abordagem macroeconômica, utilizando-se de dados estatísticos de produção e consumo.

Segundo Ramirez (2009), a falta de um procedimento padrão para a realização do ICV pode levar à obtenção de resultados diferentes, no estudo de um mesmo sistema de produto, isso devido ao uso de

diferentes modelos de ICV, fator esse que se faz presente no dia-a-dia do profissional e pesquisador em ACV.

Desta forma, esta pesquisa insere-se dentro da linha de Gestão Ambiental em Organizações do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). A pesquisa será desenvolvida junto ao Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), com a abordagem da temática em ICV, de forma a complementar os trabalhos desenvolvidos anteriormente pelos pesquisadores do grupo, como Benedet Junior (2007) que avaliou incertezas em inventários de ciclos de vida, onde propõe um modelo sistemático e simplificado para integração de alguns procedimentos isolados existentes em um único método. Para tanto, é utilizada a análise da sensibilidade dos parâmetros utilizados no ICV; a verificação da qualidade destes parâmetros; a determinação do seu grau de incerteza, e a modelagem estocástica dos mesmos. Por fim, aponta que a redução das incertezas está diretamente ligada à coleta dos dados do ICV. Alvarenga (2010), que investigou os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, com o intuito de comparar quatro métodos de AICV, qualitativa e quantitativamente, ressaltando-se a importância de se conhecer a fundo o método antes de utilizá-lo, inicialmente para escolher aquele que atenda as necessidades do estudo, mas também para poder justificar alguns resultados discrepantes e estimar impactos negligenciados. Zanghelini (2013) que realizou uma análise de sensibilidade para a escolha do cenário de melhor desempenho ambiental para o fim de vida do compressor de ar e Cherubini (2015) que avaliou as incertezas relacionadas a aplicação de métodos de alocação, demonstrando que existem aspectos que necessitam de evolução para aumentar a confiança na tomada de decisão.

### 1.1. PERGUNTAS DE PESQUISA

Com base nas informações desse conjunto de questões e incertezas apresentadas anteriormente, definiu-se as seguintes perguntas de pesquisa:

- I. Como diferenciar os modelos para construção de ICV?
- II. Como escolher o modelo de construção de ICV mais apropriado?

## 1.2. OBJETIVOS

### 1.2.1. Objetivo Geral

O objetivo geral deste estudo é caracterizar os principais modelos de construção de ICV para auxílio quanto à escolha mais apropriada às condições da ACV.

### 1.2.2. Objetivos Específicos

- Identificar as vantagens e limitações dos principais modelos de construção de ICV;
- Propor um fluxograma lógico para auxílio na tomada de decisão quanto a escolha do modelo de construção de ICV.

## 1.3. JUSTIFICATIVA

Entre todas as fases da ACV, a do inventário pode ser considerada a mais complexa, dispendiosa e demorada para ser executada. Dessa forma, profissionais e pesquisadores devem atentar-se a fatores como objetivos, escopo e recursos, pois são eles que podem apontar a escolha de um modelo de ICV adequado que pode reduzir o custo, complexidade e tempo envolvidos no estudo de ACV (ISLAM et al., 2016). Assim, cada vez mais percebe-se que o objetivo e escopo traçados anteriormente a esta etapa são de grande importância para o ICV, e também o quanto eles são dinâmicos, podendo ser alterados a qualquer momento do estudo. Porém faz-se necessário compreender que os modelos de construção de inventário atuam na fase do tratamento dos dados, ou seja, gerindo os dados já coletados anteriormente.

O especialista em ACV, na sua atuação cotidiana, se depara com questões básicas na etapa de ICV, como qual modelo para construção do inventário escolher. Normalmente, utiliza-se a forma mais habitual que os grupos de pesquisas estão acostumados a trabalhar, ou como a literatura sugere ou aplicou a determinada pesquisa. Isto se deve ao fato de que as normas da família ISO 14040, apenas apresentam um guia para construção de um ICV, contudo, não estabelecem um procedimento, ocorrendo, que os resultados obtidos nesta etapa podem variar muito em um mesmo sistema de produto, utilizando-se diferentes modelos para sua construção (RAMIREZ, 2009).

Portanto, antes de escolher o modelo mais apropriado para seu estudo é necessário conhecer a complexidade de seus processos, vantagens e limitações, pois de acordo com Lenzen e Crawford (2009),

diferentes modelos de ICV, apresentam diferentes características, alternando vantagens e desvantagens.

Vários estudos encontram-se na literatura para tratar dos diferentes modelos de ICV, tais como: Heijungs e Suh (2006) para o modelo de ICV por processos; Hendrickson et al. (1998) para o modelo QES; Suh e Huppés (2005) para o modelo QES-ACV. Porém, se faz necessário uma revisão consolidada dos modelos de ICV, para que se reúna de forma completa as informações, já que todo e qualquer dado referente ao assunto encontram-se dispersos entre variados estudos de diferentes autores.

Muitos estudos abordam a temática de ICV, porém poucos tratam sobre a perspectiva de se caracterizar os modelos de ICV, como por exemplo, qual o modelo de cálculo a se utilizar, qual a motivação de usualmente utilizar determinado modelo, quais as vantagens e limitações de cada modelo e até mesmo em quais abordagens essas questões estão inseridas, pois a utilização de dados numa visão *Bottom-Up* ou *Top-Down* de um mesmo sistema de produto, pode gerar resultados diferentes (HONG et al., 2015; JIANG et al., 2014; GURSEL et al., 2014; MORETTI, 2011; KULAY e SEO, 2010; GONG et al., 2009; RAMIREZ, 2009; REIS, 2008; CRAWFORD, 2008; BENEDET JUNIOR, 2007; MOURAD et al., 2007; HEIJUNGS E SUH, 2006; EKVAL E WEIDEMA, 2004; HENDRICKSON et al., 1998).

Outra questão que deve ser levada em conta é se a escolha adequada do modelo de ICV pode diminuir o grau de incerteza dos dados utilizados, com o intuito de dar mais credibilidade aos resultados obtidos.

Lenzen (2000) aponta que uma maneira de evitar erros significativos nos inventários, é a utilização de um modelo de inventário de ciclo de vida híbrido. Mas como encontrar essas incertezas? Singh e Bakshi (2009) discutem sobre a ACV disponibilizar inúmeros modelos, sugerindo assim para as questões ecológicas a utilização dos QES, porém essa visão *Top-Down* com a utilização das abordagens híbridas realmente é a mais apropriada? Zhang et al. (2014), no estudo que trata da comparação dos modelos de QES para a Avaliação do Ciclo de Vida, avalia dados obtidos em bases de ACV e também obtidos em QES, sugerindo assim uma análise híbrida, porém será o melhor modelo para se construir um ICV?

Ponto comum a todas essas indagações são as incertezas geradas pela não caracterização de cada modelo de ICV. Tais questões abrem margem para a necessidade de se estabelecer a caracterização dos principais modelos de construção de ICV para se identificar o modelo

mais adequado para diferentes cenários, através de um fluxo lógico, otimizando o tempo do profissional e contribuindo para sua produtividade.

Assim, essa pesquisa se justifica principalmente por concentrar as informações e características dos modelos de ICV que encontram-se dispersas a fim de proporcionar ao profissional ou pesquisador mais conhecimento acerca de qual dos modelos está utilizando. Normalmente essa escolha realiza-se de forma intuitiva e sem denominar as etapas, provavelmente pelo fato das modelagens serem realizadas por *softwares* especializados onde esses modelos matemáticos, principalmente o de Matriz, denominado também de matriz tecnológica, encontram-se embutidos, fato esse que mostra a necessidade de alimentar o programa com informações corretas, para que a interpretação dos resultados seja coerente, trazendo a tona a importância da gestão dos dados coletados para o ICV. Com isso, torna-se interessante o desenvolvimento de estudos sobre a orientação para escolha apropriada do modelo de construção de ICV, através de um fluxo lógico.

#### 1.4. ESTRUTURA DO TRABALHO

O presente trabalho está estruturado em seis tópicos assim definidos:

Na INTRODUÇÃO além de abordar a gestão ambiental e a sustentabilidade de uma forma geral, compreende-se também sobre a temática da avaliação do ciclo de vida, principalmente ao focar na sua etapa denominada Inventário do Ciclo de Vida, sendo esse o tema principal desse trabalho onde se busca a compreensão e a reunião das características dos modelos de construção de inventário. Dessa forma, define-se os objetivos, tanto geral como os específicos afim de alcançar a proposta deste estudo, e assim, através da justificativa, demonstra-se a importância da gestão de dados para obtenção de um ICV mais fidedigno a realidade em estudo.

Assim, para trazer um embasamento técnico científico do tema principal deste estudo, é desenvolvido uma REVISÃO BIBLIOGRÁFICA, abordando as teorias e conceitos mais específicos da ACV, com suas normas e etapas; e posteriormente uma descrição de todos os modelos de construção de ICV classificando os mesmos dentro das abordagens *Bottom-Up* e *Top-Down*.

A partir da conceituação feita no capítulo anterior, determina-se os procedimentos científicos utilizados na METODOLOGIA de forma a atingir os objetivos do estudo, como: Descrição dos principais modelos

de ICV apresentando suas características; Modelagem Matemática dos modelos estudados demonstrando os procedimentos de cálculo e sua etapas; e a Definição dos critérios mais utilizados pelos especialistas na construção de um ICV.

Em face desse panorama, no capítulo dos RESULTADOS E DISCUSSÃO aponta-se as vantagens e limitações de cada modelo, com uma análise crítica para identificar os principais pontos que envolve a problemática dos modelos e propõe-se um fluxo lógico para associar os modelos de inventário à sua condição de uso, orientando assim a escolha do pesquisador.

Já nas CONCLUSÕES faz-se uma compilação das informações apresentadas. Por Fim, sugere-se algumas RECOMENDAÇÕES para evolução da pesquisa na linha estudada por essa dissertação.



## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

#### 2.1.1. Definição de ACV

Segundo a NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), a ACV enfoca os aspectos e os impactos ambientais potenciais de um produto, processo ou serviço, a considerar-se desde a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem até a disposição final, ou seja, do berço ao túmulo. A ACV é tida como a metodologia mais importante para a gestão ambiental na atualidade (LÖFGREN; TILLMAN; RINDE, 2011). Ela pode ser usada para comparar dois ou mais sistemas, ou um sistema em função de uma referência, sendo utilizada nos mais diversos setores econômicos.

#### 2.1.2. Normatização

No Brasil, a ACV teve início na metade dos anos 90, mais exatamente em 1994, com a implantação de um subcomitê específico ao tema dentro do Grupo de Apoio à Normalização Ambiental (GANAA).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), baseando-se nas normas internacionais, lançou a série NBR ISO 14040 com o objetivo de padronizar a metodologia no âmbito nacional, conforme descrita na Tabela 1.

Tabela 1 – Normatização da ACV no Brasil.

<b>Documento ABNT</b>	<b>Ano Publicação</b>	<b>Descrição</b>
NBR ISO 14040	2009	Define os princípios da metodologia, seus conceitos e estrutura. Aborda a estrutura metodológica,
NBR ISO 14044	2009	apresentando requisitos e diretrizes para a realização de um estudo.

Fonte: Autor.

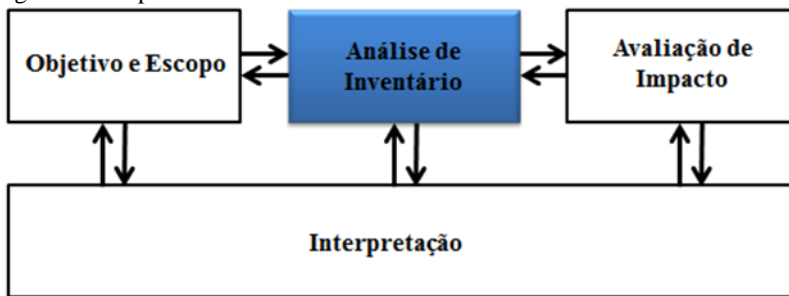
Como mostra a tabela acima, a norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) trata da ACV, especificando sua estrutura geral e orientando a

elaboração de cada uma de suas fases. Também fornece exemplos de algumas das formas de aplicação da ACV e padrões para a apresentação de dados. Já a norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) aborda a estrutura metodológica, apresentando requisitos e diretrizes para a realização de um estudo.

### 2.1.3. Etapas da ACV

A ABNT (2009a) apresenta a estrutura metodológica para avaliação do ciclo de vida, que consiste em definir quatro fases fundamentais: (1) Objetivo e Escopo; (2) Análise de Inventário de Ciclo de Vida; (3) Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida; e (4) Interpretação. Estas etapas estão interligadas entre si, conforme apresentadas na Figura 1.

Figura 1 – Etapas da ACV



Fonte: ABNT NBR 14040, 2009.

Na fase definida como Objetivo e Escopo além apresentar a intenção da aplicação, quais são as razões para realizar o estudo, qual o público-alvo e se o estudo será usado para fins comparativos, deve-se deixar clara a unidade funcional do sistema em estudo, bem como as funções do sistema. A ACV se tratando de uma metodologia interativa permite que o escopo possa ser alterado ao longo do estudo (GUINÉE et al., 2002). Essa fase da ACV tem grande influência na etapa de ICV, pois conforme a medida que os dados são coletados e se conhece mais do sistema, novos requisitos ou limitações podem ser observado, necessitando a revisão dos objetivos e escopo assumidos no início do estudo.

De acordo com Guinée et al. (2002), na Análise de Inventário de Ciclo de Vida ocorre a coleta e quantificação de todas as variáveis envolvidas durante o ciclo de vida de um produto, processo ou

atividade. Segundo Passuelo (2007), a análise de inventário deve incluir: preparação para coleta dos dados, coleta, validação e agregação dos dados. A NBR ISO 14044 aponta que o ICV é orientado pelas definições assumidas na primeira etapa de ACV de objetivo e escopo.

A Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), segundo Alvarenga (2010), é a etapa onde, a partir da análise de inventário, os impactos ambientais são avaliados qualitativamente e quantitativamente, buscando-se atribuir a magnitude e a significância deles. Assim, percebe-se que a fase de AICV depende do ICV para apontar resultados. Observa-se que essa etapa possui em sua estrutura elementos obrigatórios: seleção de categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização, ligação dos resultados da ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação) e cálculo dos resultados dos indicadores das categorias (caracterização); e elementos opcionais: Normalização, agrupamento, ponderação e análise da qualidade dos dados (ABNT, 2009b).

A Interpretação trata-se da fase em que as constatações da análise do inventário e da avaliação de impactos são combinadas, de forma consistente, com o objetivo e o escopo definidos, visando alcançar conclusões e recomendações para os tomadores de decisão (ALVARENGA, 2010). Segundo a norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) está dividida na seguinte forma: Alterações necessárias nas etapas anteriores (objetivo, escopo, coleta de dados e categorias de impacto); Verificação de completeza, avaliando se todos os dados e procedimentos já foram usados e realizados; Verificação de sensibilidade; Verificação de consistência; Demais Verificações.

Em face dos apontamentos e definições de cada etapa da ACV supracitados, destaca-se a segunda etapa da metodologia, a análise do Inventário de Ciclo de Vida, que será detalhada a seguir.

## 2.2. INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV)

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) de um produto, processo ou serviço refere-se à coleta de dados relativo ao fluxo de matéria e energia de um sistema e aos procedimentos de cálculos, ou seja, é a fase do estudo da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), conforme apresentado na Figura 1, envolvendo a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (GUINÉE et al., 2011; ABNT, 2009b; SAIC, 2006; BAUMANN; TILLMAN, 2004).

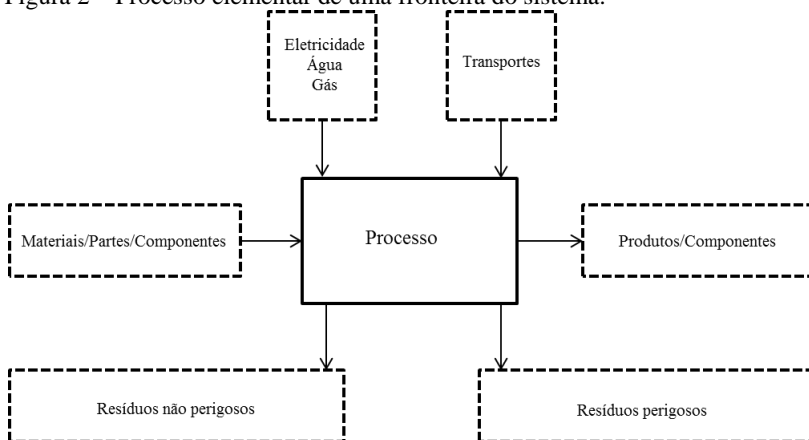
Para a elaboração do inventário de ciclo de vida, deve-se considerar algumas etapas no decorrer do levantamento e análise das

informações. Guinée et al. (2002) apontam que o ICV é baseado na definição do objetivo e escopo e dos limites do sistema, diagrama de fluxos com unidades de processos, coleta de dados para cada um desses processos, alocação e outros cálculos.

Zanghelini (2013) aponta a necessidade de tomarem-se algumas medidas quanto à utilização de fluxogramas para compreensão e organização dos processos elementares e de suas entradas e saídas, de acordo com as fronteiras definidas no escopo do projeto, a descrição detalhada de cada processo, a especificação das unidades dos valores coletados, a descrição da coleta e das técnicas de cálculo necessárias para o tratamento dos dados, a documentação clara dos casos especiais, irregularidades ou outros itens associados aos dados fornecidos, de forma a garantir a confiabilidade do estudo.

De acordo com Kulay e Seo (2010), o resultado de um ICV consiste de uma lista de aspectos ambientais que circulam através das fronteiras do sistema de produto na forma de correntes de matéria e de energia de entrada e saída para cada processo elementar, conforme Figura 2.

Figura 2 – Processo elementar de uma fronteira do sistema.

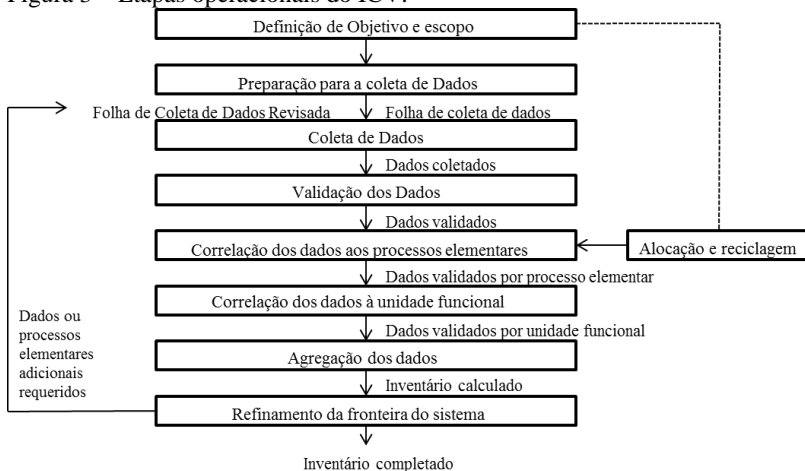


Fonte: SAIC, 2006.

Segundo Rebitzer et al. (2004) organizar um conjunto de dados sob a forma de um inventário, capaz de expressar em termos quantitativos os aspectos ambientais associados a um sistema de produto é a principal função de um ICV.

A norma NBR ISO 14044 (2009b) sugere os passos operacionais para a elaboração do ICV em três etapas, conforme a Figura 3.

Figura 3 – Etapas operacionais do ICV.



Fonte: ABNT NBR 14044, 2009.

Diversos autores apresentam as etapas operacionais do ICV, conforme sugere a norma NBR ISO 14044, de diferentes formas. Alvarenga (2010) em sua pesquisa descreve as etapas para realização de inventários conforme segue abaixo:

1ª Etapa – Coleta de dados: Os dados quantitativos e qualitativos devem ser coletados para cada processo unitário que está incluso nas fronteiras do sistema, e serão utilizados para quantificar suas entradas e saídas.

2ª Etapa – Cálculo dos dados: Todos os cálculos e suposições devem ser documentados. Deve-se realizar uma validação dos dados, para confirmar e fornecer evidências que os requerimentos de dados foram atingidos. Os dados deverão ser relacionados aos processos unitários e a unidade funcional. Se necessário, um refinamento das fronteiras do sistema poderá ser realizado.

3ª Etapa – Alocação: As entradas e saídas deverão ser alocadas aos diferentes produtos, de acordo com procedimentos definidos na etapa de Objetivo e Escopo.

Kulay e Seo (2010) apontam que para realização de um ICV, se faz necessário que dois procedimentos sejam cumpridos: coleta e tratamento de dados.

A coleta de dados consiste no levantamento das informações necessárias à realização do ICV. Esta operação é, no entanto, precedida de uma etapa preparatória em que certas considerações de fundo teórico são feitas a fim de conferir consistência e rigor à atividade que será desempenhada (JENSEN, 1997; REBITZER et. al., 2004). Para a coleta de dados é necessário que se obedeça alguns critérios:

(A) Cobertura temporal – determina período cuja situação de mercado é descrita pelos dados. Nesse contexto, fatores como idade, extensão do período e frequência, são considerados são definidos para efeito de coleta de dados.

(B) Cobertura geográfica – dispõe sobre a amplitude geográfica a ser considerada no estudo para efeito de coleta de dados.

(C) Cobertura tecnológica – representa as tecnologias em uso, de acordo com o escopo e com as coberturas geográfica e temporal, no sistema estudado.

(D) Critérios de qualidade dos dados – a consistência dos resultados gerados pela ACV é diretamente influenciada pela qualidade os dados por ela empregados. Assim, observa-se na Tabela 2 os critérios para tratamento dessas informações, no intuito de buscar qualidade dos dados trabalhados.

Tabela 2 – Critérios de qualidade de dados

<b>Critério</b>	<b>Função</b>
Precisão	Medida da variabilidade dos dados
Completeza	Porcentagem de fontes de coleta de dados primários em relação ao número potencial de fontes
Representatividade	avaliação qualitativa do grau com que o conjunto de dados reflete a população real (refere-se às coberturas geográfica, temporal e tecnológica)
Consistência	avaliação qualitativa do nível de uniformidade com o qual o método é aplicado aos diferentes componentes
Reprodutibilidade	avaliação qualitativa da capacidade de um estudo permitir a um executante reproduzir os resultados por ele atingidos

Fonte: Adaptado de Kulay e Seo (2010).

Segundo Rebitzer et al. (2004) a preparação para a coleta pode ser dividida em três atividades principais:

- Elaboração de um fluxograma com nível de detalhamento suficiente para poder representar os subsistemas e processos elementares que compõem o sistema de produto;
- Preparação de formulários para a coleta de dados; e
- Definição de critérios de exclusão de aspectos ambientais.

Ao proceder-se a elaboração de um ICV é preciso estar ciente de que, em termos práticos, será impossível considerar todos os aspectos ambientais contidos em um sistema de produto. Assim sendo, deve-se aplicar critérios de exclusão de aspectos ambientais visando o refinamento dos mesmos (ABNT, 2009a).

Para proceder efetivamente a coleta dos dados a norma NBR ISO 14044, recomenda a seleção das fontes de informação, o uso de dados específicos e de dados agregados e por fim a substituição, caso necessário, de dados primários por dados secundários.

Já o tratamento de dados, ajusta os resultados gerados pela coleta de forma a espelhar o Perfil de Cargas Ambientais do produto ou serviço em estudo, realizando-se o balanço de massa e energia do sistema, pois considerando a lei da conservação de massa de Lavoisier: “Na natureza, nada se cria, nada se perde, tudo se transforma”.

A etapa de ICV é considerada a mais trabalhosa e a que consome mais tempo num estudo de ACV. É possível realizar esta etapa do tratamento de dados de diversas maneiras, que são divididas nos seguintes modelos (SUH; HUPPES, 2009):

- Diagramas de Fluxo: Esse modelo de cálculo aparece nas primeiras literaturas de ACV. Por este modelo, os processos de um produto são interconectados e, usando álgebra simples, quantificam-se as entradas e saídas de cada processo em função da unidade funcional e conseqüentemente obtém-se o ICV do sistema;
- Matriz: Por este modelo os cálculos para determinação do inventários, considerando as entradas e saídas do sistema são realizados a partir de operações matriciais, onde cada coluna da matriz tecnológica ou simplesmente matriz, é ocupada por um

vetor de entradas e saídas, por unidade de tempo de operação de cada processo;

- Quadros Entradas-Saídas (QES): Utilizam-se dados de fluxo de setores econômicos, ao invés de processos unitários. Apresenta um detalhamento pequeno dos impactos ambientais e a possível diferenciação entre produtos é limitada. Por esse motivo, é recomendada para avaliar impactos ambientais de um projeto específico ou para comparar produtos com grandes diferenças em suas características (REBITZER et al., 2004);
- Abordagens híbridas (QES-ACV): Como a QES é rápida e a por fluxogramas é mais completa, usualmente utilizam-se as duas juntamente, criando modelos híbridos.

Após essa abordagem prévia no que se refere à gestão dos dados coletados para elaboração do ICV, dar-se-á ênfase aos principais modelos de construção de ICV, para compreensão da estrutura de cada um deles.

### 2.3. MODELOS DE CONSTRUÇÃO DE ICV

Suh e Huppel (2005) abordam sobre o fato do ICV em comparação com as demais fases do estudo de ACV ser relativamente um procedimento menos complexo, fazendo com que o modelo utilizado na compilação do ICV não seja questionado. Porém a utilização de diferentes modelos para um mesmo estudo podem apresentar resultados significativamente diferentes.

Verifica-se nesse mesmo estudo que os principais modelos para compilação de ICV são os que utilizam em seus cálculos os Diagramas de Fluxo, Matrizes ou a metodologia dos Quadros de Entradas-Saídas (QES), que podem ser comparados na Tabela 3. Outro modelo que vem sendo utilizados na construção de ICV é a combinação dos modelos citados anteriormente, denominado de híbrido.

Segundo Zamagni (2012), a combinação da ACV tradicional com a QES (QES-ACV) é uma área em desenvolvimento. Weidema (2003) acredita que a utilização de ambas as abordagens na construção do inventário com base metodológica no quadro de entradas-saídas é muito mais proveitosa do que se utilizadas separadamente. Ao integrar as duas abordagens, torna-se possível evitar lacunas de dados enquanto continua a fornecer os detalhes necessários na modelagem dos processos



elementares. Mundialmente, muitos estudos vêm sendo realizados com a utilização de ferramentas de avaliação baseadas no ciclo de vida, diferentemente da ACV tradicional, conforme verifica-se em Jiang et al. (2014); Suh e Huppés (2009); Gong et al. (2009); Crawford (2008); Heijungs e Suh (2006); Suh et al. (2004).

Tabela 3 – Comparação entre diferentes modelos de ICV

	ICV com base na análise de processos		
	Diagrama de fluxo de processo	Matriz	ICV com base no QES
Fonte de dados	Commodities e fluxos ambientais por processo	Commodities e fluxos ambientais por processo	Commodities e fluxos ambientais por setor
Confiabilidade de dados	Alta	Alta	De média a baixa
Incerteza de dados	Baixa	Baixa	De média a alta
Fronteira do sistema montante	De médio a baixo	De médio a baixo	Completo
Fronteira do sistema tecnológico	Completo	Completo	De médio a baixo
Fronteira do sistema geográfico	Sem limite	Sem limite	Doméstico

Fonte: Adaptado de Suh e Huppés, (2005).

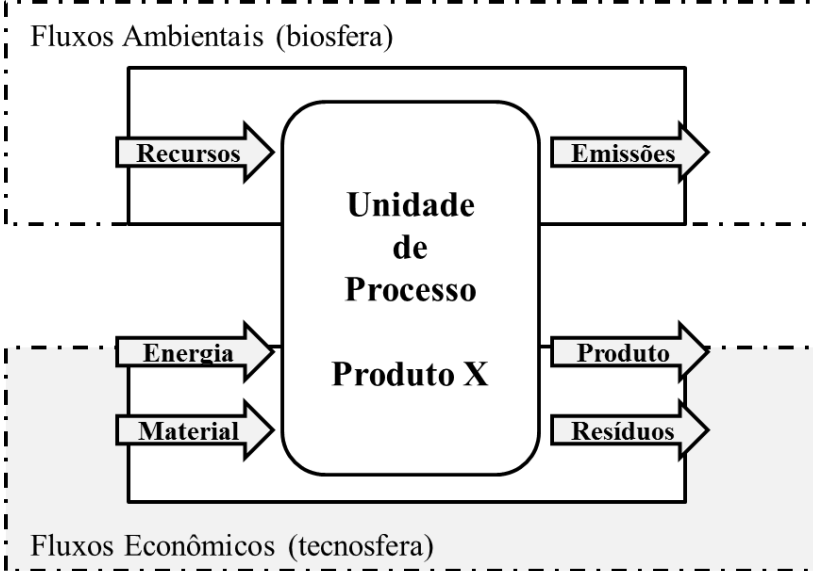
### 2.3.1. Diagramas de Fluxo

O uso de diagramas de fluxo tem sido a prática mais comum entre os especialistas de ACV para compilação de ICV, aparecendo mesmo nas literaturas pioneiras, como no estudo de Fava et al. (1991), Vigon et al. (1993), e Consoli et al. (1993).

Neste modelo de cálculo, verifica-se como os processos de um sistema de produto estão interligados, onde cada processo é representado numa relação entre um certo número de entradas e saídas (Figura 4). Usando álgebra simples, quantifica-se essa relação para o cumprimento de uma determinada unidade funcional, através de multiplicação das

entradas de materiais e energia com a quantidade de intervenções ambientais geradas (saídas), resultando ICV do sistema de produto.

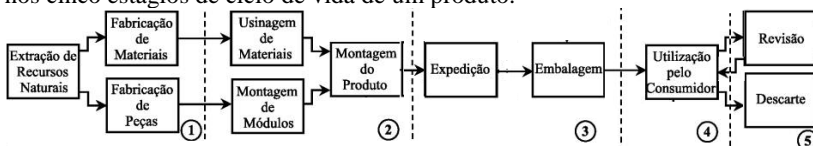
Figura 4 - Diagrama de Fluxo de um sistema de produto simplificado



Fonte: UGAYA,2016

A abordagem utilizada neste modelo é do tipo *Bottom-Up* (vide sessão 2.3.5), definindo-o como um estudo específico e mais preciso, permitindo obter resultados detalhados o que, conseqüentemente, permite comparações de produtos específicos (SUH et al., 2004; HENDRICKSON et al., 2006). Além disso, permite identificar áreas para melhorias de processos, análise de pontos fracos permitindo prever a avaliação de desenvolvimento de produtos futuros (HENDRICKSON et al., 2006). Na Figura 5 observamos a representação de um Diagrama de Fluxo.

Figura 5 - Representação de um Diagrama de Fluxo destacando as atividades nos cinco estágios de ciclo de vida de um produto.



Fonte: Adaptado de Ribeiro et al.(2003).

Cada processo é representado como uma relação entre certo número de entradas e saídas. A aplicação deste modelo é bastante simples. Há quatro passos a serem executados:

- a) identificação dos processos no ciclo de vida;
- b) quantificação das intervenções ambientais de cada processo;
- c) cálculo do nível de produção dos diferentes processos segundo a unidade funcional;
- d) cálculo das intervenções ambientais agregadas segundo a unidade funcional.

Dessa forma, para validação dos dados obtidos nos cálculos através do modelo de diagrama de fluxo, utiliza-se as equações de balanço de massa (1) e balanço de energia (2):

$$\sum m_e = \sum m_s \quad (1)$$

$$\sum e_e = \sum e_s \quad (2)$$

Onde “*m*” refere-se a matéria e “*e*” refere-se a energia. Apesar desta simplicidade, Suh e Huppés (2009) recomendam algumas regras básicas para este modelo:

- cada processo de produção produz apenas um material ou energia;
- cada processo de tratamento de resíduos recebe apenas um tipo de resíduos;
- o sistema de produto em estudo oferece subsídios para, ou recebe saídas a partir de outro sistema de produto;
- fluxos de materiais ou de energia entre os processos não têm retorno (*loop(s)*) isto exige que todos os processos no sistema do produto em estudo não utilizam a sua própria produção indiretamente.

Uma maneira de resolver o problema de retroalimentação (ou loops) é utilizar uma progressão geométrica. O exemplo desse caso pode ser observado em Suh e Huppés (2009).

$$\sum_{n=0}^{\infty} a^n = \frac{1}{(1-a)} \quad (3)$$

### 2.3.2. Matriz

De acordo com Heijungs (1994), o modelo de representação matricial consiste de um modelo matemático utilizado para calcular e para identificar aspectos dominantes na carga ambiental de um determinado produto. Basicamente utiliza-se um sistema de equações lineares para resolver um problema de inventário.

Nesta abordagem cada coluna da matriz tecnológica é ocupada por um vetor de entradas e saídas, por unidade de tempo de operação de cada processo, incluindo o uso e a fase de eliminação (SUH;HUPPES, 2005). No cálculo desta matriz é necessário informar duas partes: a parte econômica e a parte ambiental. A parte econômica tem informações sobre a utilização e produção de entidades econômicas (matérias, serviços, energia) e os dados ambientais são referentes à extração de materiais e emissões de substâncias (HEIJUNGS, 1994).

A equação geral definida para representação matricial de um sistema de produto em ACV se dá da seguinte forma:

$$\tilde{A} = |a_{ij}| \quad (4)$$

O elemento  $a_{ij}$  representa as entradas ou saídas de matéria ou energia ( $i$ ) do processo ( $j$ ), durante certo período de operação (SUH; HUPPES, 2005; HEIJUNGS; SUH, 2002).

Entende-se que os processos em questão estão sob uma condição de estado estacionário, de modo que a seleção de uma janela temporal, específica para cada processo não altera a proporção relativa entre os elementos em uma coluna. Cada entrada de um vetor na coluna  $\tilde{x}$  mostra o tempo de operação do processo necessário para produzir a saída requerida do sistema. A saída do sistema  $\tilde{y}$  de matéria e energia é representada por:

$$\tilde{A}\tilde{x} = \tilde{y} \quad (5)$$

O que mostra que a quantidade de um produto entregue para fora do sistema é igual à quantidade produzida menos a quantidade utilizada dentro do sistema.

O tempo total de operação  $\tilde{x}$  necessário para atender o total de saída  $\tilde{y}$  é calculado pela equação abaixo:

$$\tilde{x} = \tilde{A}^{-1} \tilde{y} \quad (6)$$

Define-se, ainda, uma matriz  $\tilde{B} = |b_{ij}|$  do tipo  $p \times n$ , onde um elemento  $b_{ij}$  mostra a quantidade de poluentes ou de recursos naturais ( $i$ ) emitidos ou consumidos pelo processo ( $j$ ) durante o tempo de operação já especificado. Suponha-se que o  $\tilde{A}$  não é único, em relação ao consumo total de emissões de poluentes diretos e indiretos e aos recursos naturais. Assim, para fornecer a quantidade de saída de matéria e energia do sistema, deve-se calcular pela seguinte equação:

$$\tilde{M} = \tilde{B}\tilde{A}^{-1} \tilde{k} \quad (7)$$

Em que  $\tilde{M}$  é a matriz de intervenção ambiental direto e indireto total, e  $\tilde{k}$  é um vetor arbitrário que mostra a unidade funcional do sistema.

Posteriormente efetua-se o método de inversão de matriz que fornece o inventário do sistema pela seguinte fórmula:

$$\tilde{M}' = \tilde{B}\tilde{A}'^{-1} \tilde{k} \quad (8)$$

### 2.3.3. Quadros Entradas-Saídas (QES)

Os quadros de entradas e saídas foi desenvolvido por Leontief no ano de 1936, baseado em uma análise estatística bastante simples de contas de entradas e saídas das atividades econômicas que ocorrem dentro de qualquer país. Bilec et al. (2006) explica que este modelo de interdependência quantifica inter-relações proporcionais entre os setores econômicos em uma economia inteira.

Consiste basicamente em três tabelas: de transação intermediária, de demanda final e a de entradas. A parte intermediária dessa tabela mostra o quanto de entrada de cada indústria utiliza de outras indústrias, a fim de produzir a sua própria saída (produto). Cada coluna de uma tabela de entrada e saída consiste em coeficientes que representam a

quantidade relativa de insumos (entrada) necessários para produzir o equivalente a um dólar de produção (saída) de uma indústria. Supondo que esses coeficientes sejam fixos, qualquer magnitude da produção de uma determinada indústria vai exigir entradas de outras indústrias proporcionais a esses coeficientes fixos. Partindo desse pressuposto, é possível calcular o total de requisitos de entrada direta e indireta para cumprir uma determinada demanda externa (SUH; HUPPES, 2005).

Assim, uma matriz  $A$  do tipo  $m \times m$  é definida de tal forma que a coluna de  $A$  aponta as saídas intermediárias da indústria em valores monetários necessários para produzir uma unidade de produto monetária do outro. Seja  $x$  a produção total da indústria, assim,  $x$  é igual a soma da produção da indústria consumido pelas indústrias intermediárias, pelas famílias como consumidores finais, e pelas exportações. Isto é,

$$x = Ax + y \quad (9)$$

Onde  $y$  indica aquisição domiciliar total de saídas da indústria. A produção total da indústria  $x$  necessária para suprir as compras totais do agregado familiar de saídas da indústria é calculada por:

$$x = (I - A)^{-1}y \quad (10)$$

Onde  $I$  representa a matriz identidade do tipo  $m \times m$ .

Os QES, quanto aos aspectos ambientais, podem ser facilmente feitos presumindo que a quantidade de intervenção ambiental gerado por uma indústria é proporcional à quantidade de produção da indústria e da identidade das intervenções ambientais e a relação entre eles. Para produzir uma saída monetária unitário de cada indústria, define-se uma matriz  $B$  do tipo  $q \times m$ , que mostra a quantidade de poluentes ou recursos naturais emitidos ou consumidos. Para a produção de um determinado produto, o consumo total de emissões de poluentes diretos e indiretos e os recursos naturais, são calculados por:

$$M = B(I - A)^{-1}k \quad (11)$$

Onde  $M$  é a matriz de intervenção direta e indireta ambiental interna total, e  $k$  é um vetor arbitrário que mostra a saída do sistema de produção da indústria.

Hendrickson et al. (1998), apontam que se há  $n$  número de indústrias na economia global e cada uma dela produz unidades  $X_i$ , o vetor de produção  $P_i$  é definido pela Eq. (12):

$$P_i = \begin{bmatrix} X_1 \\ X_2 \\ \dots \\ \dots \\ \dots \\ X_n \end{bmatrix} \quad (12)$$

Se o consumo pelas indústrias é  $C \times P$ , e  $(p - C \times p)$  é a saída disponível para uso, esta saída disponível pode ser expressa como:

$$(p - C \times p) = (I - C) \times p \quad (13)$$

Posteriormente, a demanda  $d$  para a saída da indústria  $I$  pode ser expressa como:

$$d = \begin{bmatrix} d_1 \\ d_2 \\ \dots \\ \dots \\ \dots \\ d_n \end{bmatrix} \quad (14)$$

Se a demanda for cumprida sem qualquer excesso ou escassez, define-se por:

$$(I - C) \times p = d \quad (15)$$

Se  $(I - C)$  for inverso, a equação pode ser expressa como:

$$p = (I - C)^{-1} \times d \quad (16)$$

Se  $E_{iad}$  consiste nos impactos ambientais diretos da produção para cada setor industrial em valor monetário, então  $E_{sat}$  sendo o vetor de saídas ambientais total, pode ser expresso como:

$$E_{sat} = E_{iad} \times p \quad (17)$$

$$E_{sat} = E_{iad} \times (I - C)^{-1} \times d \quad (18)$$

### 2.3.4. Abordagens híbridas (QES-ACV)

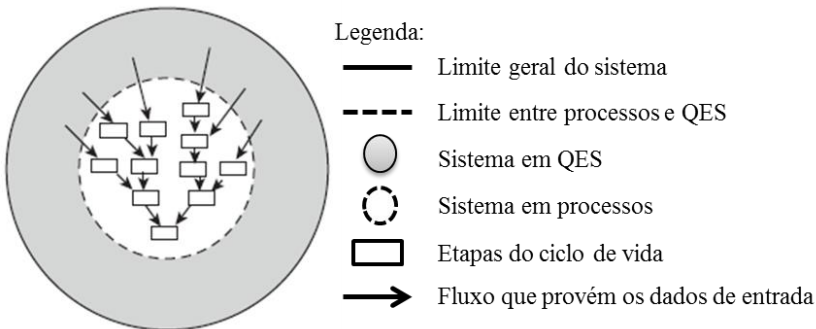
O objetivo de uma ACV híbrida é permitir a combinação das vantagens de cada abordagem, o que leva obter exatidão e integridade (SUH et al., 2004). Embora estes modelos sejam apresentados distintamente, os modelos são semelhantes em que eles combinam processo e métodos de entradas e saídas de alguma forma e diferem principalmente nas proporções de dados de entrada e saída e de cada processo (BILEC et al., 2006).

Existem vários tipos de modelos híbridos: análise híbrida em camadas; análise híbrida baseada em entrada-saída; análise híbrida integrada. (KITZES, 2013; ALEXANDER; FRANCHETTI, 2012; LENZEN; CRAWFORD, 2009; BILEC et al., 2006; SUH; HUPPES, 2005; SUH et al., 2004).

#### 2.3.4.1. Análise Híbrida em Camadas (AHC)

Análise híbrida em camadas utiliza a análise baseado em processos que aproveitam e eliminam fases bem como de vários processos importantes a montante, afim de que os requisitos de entrada ausentes sejam importados de uma ACV baseada num QES (SUH; HUPPES, 2005). Para melhor visualização é representado na Figura 6 como ocorrem as interações dos processos na AHC.

Figura 6 – Interações dos processos da AHC



Fonte: Suh e Hupples (2009)



A linha externa mostra o limite geral do sistema e a linha tracejada mostra o limite entre a parte do sistema baseada em processos, ou seja, diagramas de fluxo ou matriz (parte branca) e a parte do sistema em QES (parte cinza). Na análise híbrida em camadas, os recursos que entram no sistema baseado em processos são modeladas usando o sistema baseado em QES.

Para Bilec et al. (2006) este modelo utiliza a análise de entradas e saídas de forma interativa a cada etapa, aumentando o detalhe do modelo em uma estrutura de processo semelhante, a fim de determinar a carga de energia de um sistema de produto, ou seja, determina a demanda de energia de um produto atípico desagregando-o do orçamento ou de materiais de outros setores representativos o qual o associa com intensidades de energia. Assim para obter determinado valor é necessário atravessar a fronteira do sistema de um processo corroborando com *modus operandi* do modelo QES.

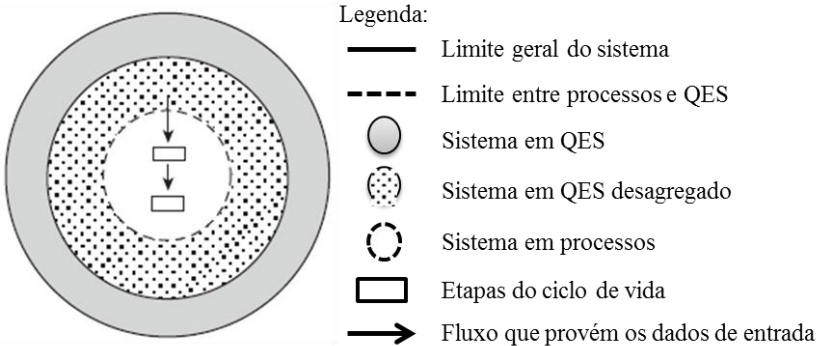
Islam et al. (2016) discutem a proposta de Alexander e Franchetti, (2012) para compreensão da AHC, a qual que os dados de processo dos módulos principais são calculados pela modelagem orientada em processo e adicionados os dados a montante que são calculados por QES. Considerando que  $E$  é uma matriz ambiental baseada em QES,  $B$  é a matriz ambiental baseada no processo;  $C$  é a matriz tecnológica de QES e  $A$  é a matriz de tecnologia baseada em processo;  $p$  é o vetor de demanda baseado em processo. Se  $I$  é a matriz identidade, a fórmula geral da AHC e dada por:

$$M_{camadas} = B \times A^{-1} \times P + E \times (I - C)^{-1} \times d \quad (19)$$

#### 2.3.4.2. Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES)

Com o intuito de tornar o modelo (QES-ACV) mais flexível Joshi (2000) desenvolveu três modelos para ser utilizado quando: (1) um produto existente não está bem representado; (2) o setor mercadológico ou um produto completamente novo é introduzido na economia; (3) para desagregar setores existentes e adicionando novos setores para os quais as informações do processo de ACV estejam disponíveis (BILEC et al., 2006). Esse modelo é conhecido como Análise híbrida baseada em entrada-saída. Para melhor visualização é representado na Figura 7 como ocorrem as interações dos processos na AH-ES.

Figura 7 – Interações dos processos da AH-ES



Fonte: Suh e Huppés (2009)

Conforme a Figura 6, a linha externa mostra o limite geral do sistema e a linha tracejada mostra o limite entre a parte do sistema baseada em processos, ou seja, diagramas de fluxo ou matriz (parte branca) e a parte do sistema em QES (parte cinza). O que difere é a área pontilhada que indica o sistema em QES desagregado, enquanto que o branco completo refere-se apenas aos processos de uso e pós-uso.

Bilec et al. (2006) citam outro modelo híbrido baseado em processos aumentados muito semelhante ao Modelo de Joshi (2000), pois apresenta as seguintes características: incorpora uma estrutura de processo detalhado; mantém toda a economia como o limite de análise; e inclui os processos em falta com modelos de processo.

Weidema (2011) esclarece que a principal diferença entre o sistema de entradas e saídas (QES) e a ACV não é a estrutura e cálculo do modelo, mas sim a via pela qual os dados são obtidos. Ambos os tipos de dados provêm de relatórios de empresas individuais, mas que os dados de entrada e saída (QES) são comunicados aos órgãos de estatística onde eles são balanceados e agregados. Utiliza informações desagregadas sobre as transações da indústria desde as aquisições de matérias-primas oriundas de outros setores (ou outras indústrias) bem como as informações sobre emissões diretas ambientais destas indústrias, para estimar as emissões totais de toda a cadeia de abastecimento (CARNEGIE, 2008).

Assim, a Análise híbrida baseada em Entrada-Saída (AH-ES) é calculada por:

$$M' = B'(I - A')^{-1}k' \quad (20)$$

Para Islam et al. (2016) no modelo AH-ES, as entradas diretas para um produto específico ou processo a ser estudado são calculados utilizando análise de processo através dos diagramas de fluxo. Os processos indiretos contabilizados que estão a montante, são determinados por outras aplicações de análise de processo ou QES quando os dados do processo não estão disponíveis ou por demandar muito tempo para coletar.

Segundo Cruze (2013) para definir a matriz da AH-ES, considera-se  $A_{soe}$  como os setores originais da economia,  $A_m$  é o fluxo de processo a montante,  $A_j$  é o fluxo de processo a jusante e  $A_{ip}$  é a atividade intra-processo:

$$A_{AH-ES} = \begin{bmatrix} A_{soe} & A_m \\ A_j & A_{ip} \end{bmatrix} \quad (21)$$

Se  $b_{soe}$ , é a proporção das emissões devido ao setor específico da economia que se encontra e  $b_{ip}$  é a quota de emissão devido ao processo, então cada vetor de emissões devem também ser desagregados:

$$b_{AH-ES} = [b_{soe} \quad b_{ip}] \quad (22)$$

Para dar continuidade na construção do inventário final por meio da AH-ES, representa-se o vetor  $T_{AH-ES}$  da seguinte forma (Cruze, 2013):

$$T_{AH-ES} = I - A_{AH-ES} \quad (23)$$

Se  $f_{AH-ES}$  é o preço dos insumos em termos monetários, então o inventário final  $r_{AH-ES}$  é dado pela seguinte equação:

$$r_{AH-ES} = b_{AH-ES} T_{AH-ES}^{-1} f_{AH-ES} \quad (24)$$

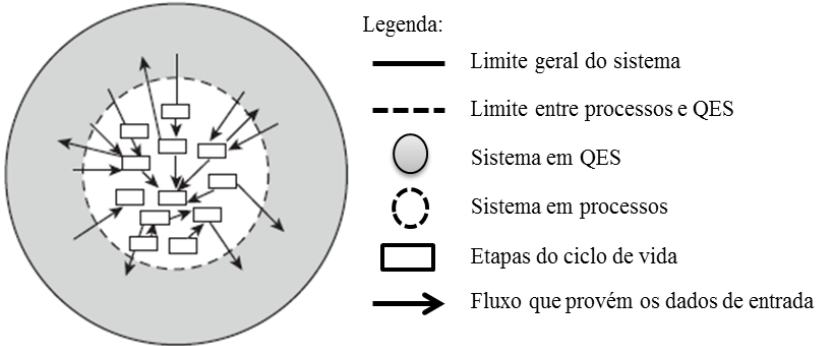
#### 2.3.4.3. Análise Híbrida Integrada (AHI)

Desenvolvido por Suh (2004) este modelo baseia-se em processos de entrada e saída com uma estrutura matemática. Os dados de processo são descritas em uma matriz tecnológica com unidades físicas por tempo de operação para cada processo, enquanto que as unidades no modelo de entradas e saídas são monetárias, os quais estão ligadas por meio de um

quadro composição e utilização que está ligado, através dos fluxos no limite de cada sistema (BILEC et al., 2006).

Para melhor visualização é representado na Figura 8 como ocorrem as interações dos processos na AHI.

Figura 8 – Interações dos processos da AHI



Fonte: Suh e Huppés (2009)

Novamente, a linha externa mostra o limite geral do sistema e a linha tracejada mostra o limite entre a parte do sistema baseada em processos, ou seja, diagramas de fluxo ou matriz (parte branca) e a parte do sistema em QES (parte cinza). Na AHI, a maior parte dos fluxos de recursos é representada pelo sistema baseado em processos, e os *cut-offs* estão ligados ao sistema baseado em QES.

A fórmula geral da Análise Híbrida Integrada é:

$$M_{IH} = B_{IH}A_{IH}^{-1}K_{IH} = \begin{bmatrix} \tilde{B} & \mathbf{0} \\ \mathbf{0} & B \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \tilde{A} & Y \\ X & I - A \end{bmatrix}^{-1} \begin{bmatrix} \tilde{k} \\ \mathbf{0} \end{bmatrix} \quad (25)$$

Islam et al. (2016) sintetizam a AHI como sendo o método de inversão matricial. A matriz tecnológica consiste numa matriz baseada em processos, matrizes de corte a montante e a jusante e matriz de requisitos diretos ajustados, derivada das tabelas de fabricação e utilização em que os fluxos econômicos correspondentes aos módulos de processo foram retirados. A matriz de corte a montante mantém as entradas nos processos que não são cobertos pela base de dados, expressa em unidades monetárias por unidade física enquanto que a matriz de corte a jusante mantém as entregas de saídas de processo para o QES, expressas em unidades físicas por unidade monetária.

Para construção do inventário pela AHI, considera-se  $C_m$  como a matriz de corte a montante,  $C_j$  a matriz de corte a jusante,  $A_{soe}$  a matriz de requisitos diretos ajustada e  $T_{proc}$  a matriz tecnológica baseada em processos.

Portanto, a matriz tecnológica para este modelo é representada da seguinte forma:

$$T_{AHI} = \begin{bmatrix} I - A_{soe} & -C_m \\ -C_j & T_{proc} \end{bmatrix} \quad (26)$$

Se  $Q_m$  representa o fluxo da economia para o processo e  $\hat{p}$  é o valor em dólar dos insumos recebidos pelo processo da economia, a matriz de requisitos a montante é dada por:

$$C_m = \hat{p}Q_m \quad (27)$$

Se  $A_d$  é o coeficiente técnico desagregado e  $\Delta_p$  é o preço referente ao módulo do processo, então a matriz de corte a jusante é representada da seguinte forma:

$$C_j = \Delta_p^{-1}A_d \quad (28)$$

Se  $b_{soe}$  são as emissões ajustadas correspondentes aos setores econômicos e  $b_{ip}$  é a emissão do processo correspondente a um módulo específico, então o vetor de emissões  $b_{AHI}$  para construção do inventário através da AHI também é desagregado e é representado da seguinte forma:

$$b_{AHI} = [b_{soe} \quad b_{ip}] \quad (29)$$

Sendo  $f_{AHI}$  o fator de escala, o inventário é calculado pela equação abaixo da seguinte forma:

$$r_{AHI} = b_{AHI}T_{AHI}f_{AHI} \quad (30)$$

### 2.3.5. Abordagens *Bottom-Up* (BU) e *Top-Down* (TD)

As abordagens BU e TD são estratégias de processamento de informação e ordenação de conhecimento, que na ACV são lógicas utilizadas para construção de ICV.

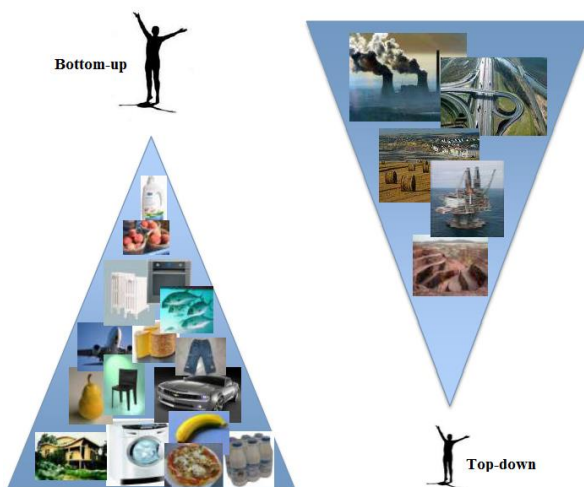
Numa abordagem TD é formulada uma visão geral do sistema, partindo de uma instância final para a inicial, como uma engenharia reversa. Cada nível vai sendo detalhado, do mais alto ao mais baixo, de forma a se chegar às especificações dos níveis mais básicos do processo em estudo. Na abordagem BU o processamento da informação é baseado em dados de entrada, onde os processos básicos são descritos em detalhes e associados para formar um subsistema maior, que então pode ser associado a outros processos em muitos outros níveis até completar o nível mais alto do sistema.

Pode-se obter uma melhor compreensão sobre as abordagens BU e TD no estudo em que Lautier e colaboradores (2015) tratam sobre o desenvolvimento de fatores de normalização para estatísticas de consumo individual e nacional.

No estudo, a referencia para BU é equivalente ao consumo total de bens e serviços (alimentação, transporte, etc) por cidadão canadense, já para TD refere-se as emissões e consumo de recursos de toda a produção nacional (indústria, agricultura, etc), ou seja, a abordagem BU baseia-se no consumo, já a abordagem TD baseia-se na produção (Figura 9).

Dessa forma, é possível justificar a Tabela 4 já que segundo Lautier et al. (2015), as principais diferenças encontradas no cenário BU e TD são a falta de informação na avaliação considerada BU e também as diferenças entre as atividades de produção e de consumo, pontos esses já destacados nas características de cada uma das abordagens.

Figura 9 – Referência para as abordagens BU e TD.



Fonte: Lautier et al. (2015).

Segundo Wanke (2008), a realização de um ICV pode ocupar-se tanto de uma abordagem BU que tende a ser mais adotada em horizontes de tempo mais curtos de representatividade de dados e para itens individuais, porém é utilizada quando se busca uma solução ou modificação colaborativa e que tenha efeitos prolongados, demandando mais tempo de execução, enquanto uma lógica TD que opta pela sua aplicação em horizontes de tempo mais longos de representatividade de dados e para dados mais agregados, utilizada quando envolver uma tomada rápida de decisão, com execução rápida, visto que cada uma das abordagens pode, individualmente, ser mais aderente a um determinado sistema de produto (Tabela 4).

Assim, para uma estratégia de tomada rápida de decisão, o uso de uma abordagem TD é mais indicado e traz melhores resultados. Já para uma estratégia que seja implementada em longo prazo, a abordagem BU é mais indicada.

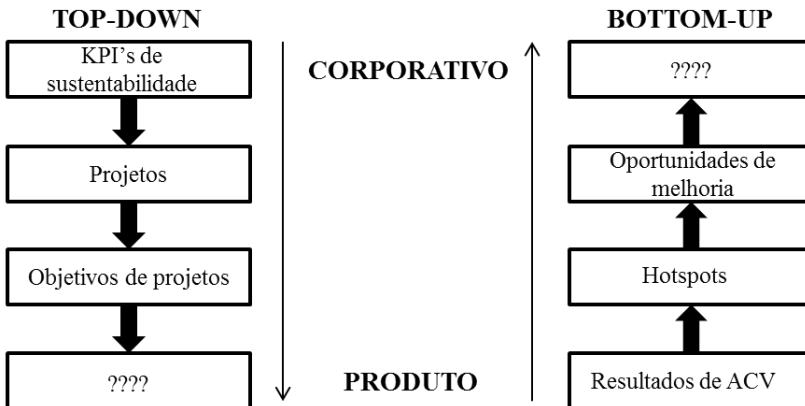
Tabela 4 - Características das abordagens BU e TD

<i>Bottom-Up (BU)</i>	<i>Top-Down (TD)</i>
Coleta de dados individualmente	Dados mais agregados
Representa um curto período	Representa um longo período
Processos unitários	Abordagem macroeconômica
Diagramas de fluxo	Utiliza-se de dados estatísticos de produção e consumo
Foco na matéria e energia e na exclusão de entradas menores e de serviço	Quadro de entradas e saídas

Fonte: Autor.

De acordo com Goedkoop et al. (2015) na maioria das empresas, as metas de sustentabilidade são definidas a partir de uma abordagem TD, como por exemplo, são estabelecidas metas para a energia, a água e as alterações climáticas. A ACV refere-se muito mais a uma abordagem BU, uma vez que começa em um nível de produto (Figura 10).

Figura 10 – Abordagens BU e TD relacionadas a ACV



\***KPI** é a sigla que corresponde a *Key Performance Indicator*, uma técnica de gestão conhecida em português como Indicador-chave de Desempenho. Os **KPI** facilitam a transmissão da visão e missão de uma determinada empresa para funcionários que não ocupam cargos elevados.

Fonte: Adaptado de Goedkoop et al. (2015).

Nesse sentido, a Figura 10 mostra que na visão BU o resultado de ACV, identifica os pontos mais ameaçados dentro da organização (*hotspots*) apresentando assim uma oportunidade de melhoria para os



KPI de sustentabilidade da empresa, o qual será definido pelo objetivo e escopo do projeto. Já a visão TD, apresenta as metas estabelecidas para os KPI de sustentabilidade, que com base nos objetivos dos seus processos, buscam medir os resultados para informar sobre eles e melhorar seu desempenho.

Cherubini e Ribeiro (2015) apontam que as principais bases de dados de ACV existentes mundialmente estão focadas em processos, produtos e serviços, numa lógica BU, alicerçada em processos unitários. Porém há ICV desenvolvidos de forma diferenciada, atendendo uma abordagem macroeconômica TD, de modo a considerar os efeitos inter industriais do sistema de produto que leva em conta as informações econômicas geograficamente delimitadas, para aplicar-se na metodologia dos Quadros de Entradas-Saídas (QES) (HENDRICKSON et al., 1998; LEONTIEF, 1985).

Jiang et al. (2014) discutem sobre o modelo de QES-ACV ser uma abordagem TD que abrange infinita expansão de etapas de produção a montante, pois utiliza-se de dados estatísticos de produção e consumo nos setores industriais individuais. Na abordagem BU os modelos utilizados são os baseados em diagramas de fluxo dos sistemas em estudo.

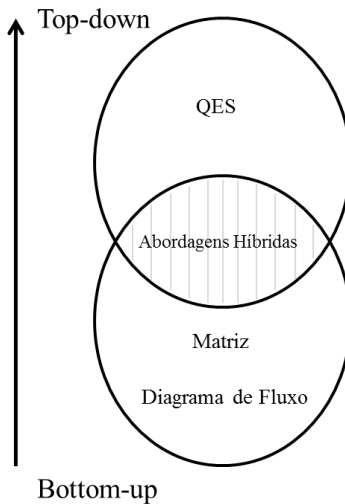
Conforme a Figura 11, para associar as abordagens BU e TD com os modelos de ICV expostos, pode-se fazer uma inter-relação quanto ao moldes como os dados são coletados. As abordagens BU e TD se referem principalmente a forma que o dados disponível que será utilizado foi coletado, sendo a BU numa perspectiva mais unitária e específica, detalhando os processos e a TD num conceito mais abrangente e amplo, generalizando os processos.

Apesar dos modelos de ICV não se referirem a coleta de dados propriamente dita, mas sim sobre a gestão dos dados, podemos fazer essa relação quando identificamos no modelo de QES dados mais generalistas e quadros macroeconômicos, podendo relacioná-lo com uma abordagem TD.

Já os modelos Matriz e Diagrama de Fluxo utilizam dados baseados em processos, com alto nível de detalhes, que já podem ser relacionados a um abordagem BU.

No entanto para as abordagens híbridas, temos a junção dos modelos citados anteriormente, que demonstram uma possibilidade de coleta de dados de ambas as formas.

Figura 11 – Enquadramento dos modelos de construção de ICV nas abordagens BU e TD.



Fonte: Autor.

A partir destas teorias e conceitos apresentados neste capítulo, identifica-se que os modelos de construção de ICV apresentam similaridades e diferenças entre si, passível da aplicação de procedimentos científicos, de forma a estruturá-los individualmente, e posteriormente compará-los por diferentes critérios definidos através de uma descrição, caracterização e análise crítica. Portanto, o capítulo apresentado a seguir (metodologia), faz-se fundamental para que o objetivo principal desse trabalho possa ser apontado em uma discussão orientativa ao leitor.

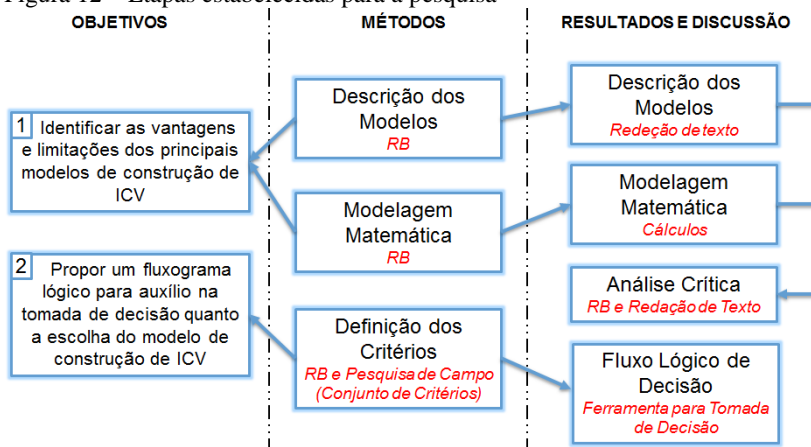
### 3. METODOLOGIA

A metodologia proposta para esta dissertação compõe-se de três etapas principais:

- I. Descrição dos modelos de construção de ICV ;
- II. Modelagem matemática para explicar o processo de cálculo para cada modelo de construção de ICV; e
- III. Definição dos critérios para construção do fluxo lógico de decisão.

Na Figura 12, temos a representação de como toda a estrutura dessa pesquisa foi estabelecida, e de que forma cada passo metodológico determinado nos levou aos resultados desejados.

Figura 12 – Etapas estabelecidas para a pesquisa



Fonte: Autor.

Primeiramente fez-se uma descrição dos modelos através de uma revisão bibliográfica, onde se apresentou suas principais características baseadas em critérios específicos, conceitos conhecendo suas vantagens e limitações de uso. Posteriormente apresentou-se a resolução dos cálculos para cada modelo proposto, em estudos de caso sugeridos por diversos autores. Terminada as duas primeiras etapas metodológicas, efetuou-se uma análise crítica da compilação realizada, para cada modelo. Por fim, com o intuito de criar um auxílio para o pesquisador quanto à escolha mais apropriada às condições da ACV, definiu-se os

critérios utilizados pelos pesquisadores na etapa de construção de ICV, através da revisão bibliográfica e da pesquisa em campo, para criar um fluxo lógico de decisão.

### 3.1. DESCRIÇÃO DOS MODELOS

A descrição dos modelos foi realizada através de uma pesquisa bibliográfica, utilizando-se como base de dados para busca das publicações: Scopus, *Web of Knowledge*, Google Acadêmico e Scielo. Como estratégia de busca definiu-se as palavras-chave pela relevância que apresentam para o estudo. São elas: Avaliação do Ciclo de Vida, ACV, Inventário de Ciclo de Vida, ICV, Métodos de Inventário de Ciclo de Vida, Métodos de ICV, *Bottom-up* e *Top-Down*, utilizadas em inglês ou português, conforme a base utilizada, procurado no título, resumo e palavras-chave para o período de 2005 a 2016, com o intuito de embasar-se em estudos atuais.

Após essa pesquisa bibliográfica identificou-se as publicações e os estudos que eram pertinentes ao tema principal desse trabalho, os quais serviram de base para fazer uma compilação dos principais modelos de construção de ICV e então, possibilitaram a redação do texto da descrição dos modelos.

### 3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA

A partir da revisão bibliográfica, selecionou-se as publicações que apresentavam estudos de caso com exemplos para a construção do ICV, utilizavam-se dos diferentes modelos propostos por essa pesquisa, para a realização dos cálculos.

Para tanto, estruturou-se logicamente as equações matemáticas referentes a cada modelo, e foi realizada sua modelagem através da resolução dos cálculos.

### 3.3. DEFINIÇÃO DOS CRITÉRIOS

Esta etapa buscou-se levantar os critérios utilizados em estudos quanto à construção de ICV. A escolha dos critérios deu-se por meio da discussão com aplicadores de ACV, da interpretação dos trabalhos da literatura, através de pesquisa bibliográfica e da realização da descrição e modelagem matemática dos modelos de construção de ICV.

Utilizou-se também os exemplos de alguns critérios que podem ser identificados para a construção de um ICV encontrados no estudo de Weidema e Wesneis (1996) *apud* Benedit Junior (2007):

- Método de aquisição (método de medição dos dados, método de cálculo de parâmetros inferidos dos dados, suposições feitas para dados estimados, etc.);
- Os métodos utilizados para verificação dos dados (balanço de massa e energia, agregação, alocação, etc.);
- O número de pontos de dados coletados, período coberto e sua representatividade em relação à população total;
- A idade do dado expressa como o ano em que foi feita sua medição;
- A área geográfica da qual o dado é representativo;
- O processo ou nível tecnológico para o qual o dado representa;
- Incerteza das informações.



## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. DESCRIÇÃO DOS MODELOS

Os modelos de construção de ICV, em sua maioria, apresentam características diferentes entre si. Para que os cálculos de cada modelo seja processado, faz-se necessário níveis de informações prévias específicas para cada um deles. Porém ponto comum a todos eles é o intuito de garantir um balanço de massa e energia dentro do sistema, de forma que todo e qualquer recurso que entrar no processo, possa sair, sendo em emissão ou produto. Na modelagem de um ICV de acordo com Suh et al. (2004), tanto o número de processos envolvidos no sistema de produto, como os processos *downstream* (extração de matéria prima, fabricação de produto, uso, consumo e disposição final), ou seja, os processos a jusante do sistema, são limitados, por serem processos básicos sem informações aprofundadas, trazendo assim, incompleta no estudo de ACV, devido as informações que podem ser omitidas.

#### 4.1.1 Diagramas de Fluxo

Na modelagem de um ICV com Diagramas de Fluxo, os dados específicos de um processo dentro de um sistema de produto são compilados e as sucessivas entradas a montante são consideradas como um impacto insignificante perante aos impactos considerados das entradas a jusante (SUH et al., 2004). Consequentemente tanto o número quanto a ordem dos processos a montante são limitados mesmo que todos os processos estejam interligados na rede de oferta e demanda de uma economia moderna. Isto demonstra a fragilidade desta abordagem, pois sempre estará incompleto, já que a fronteira do sistema vem para delimitar o estudo, caso contrário as “árvores do processo” se tornam infinitas. De qualquer modo, esses impactos que estão fora do sistema de produto não são considerados.

Outras limitações são apontadas por Hendrickson et al. (2006) como: a tendência de ser demorada e dispendiosa devido a especificidade dos dados e pelo grande número de processos descritos, o corte de processos que embora sejam insignificante a definição da fronteira do sistema torna-se subjetiva, é difícil aplicar novas concepções do processo e no uso de dados de propriedade industrial não podem ser replicados se forem utilizados dados confidenciais e somado a tudo isso, a incerteza dos dados. Assim, verifica-se a necessidade de um modelo que pode expressar os vários sistemas de produtos de forma a resolvê-los simultaneamente.

#### **4.1.2 Matriz**

Em relação ao modelo de Diagramas de Fluxo, a representação matricial ou simplesmente Matriz, apresenta a vantagem de representar ordens infinitas das relações de processos a montante e também é empregado por uma série de softwares e bases de dados de ACV. Em contrapartida, as relações são limitadas aos processos que estão incluídos dentro dos limites do sistema escolhido, existindo problemas com a retroalimentação do sistema ou recirculação de processos e a dificuldade de inclusão de coeficientes de sensibilidade com base na diferenciação das fórmulas à base de matriz (HEIJUNGS, 2010). Assim, verifica-se que para a modelagem orientada para o processo necessita de muitos dados de processos primários o que torna este modelo demorado. Pode-se, dessa forma, afirmar que o modelo Matriz é preferido ao modelo dos Diagramas de Fluxos.

#### **4.1.3 Quadros Entradas-Saídas (QES)**

Os dados disponibilizados nos QES são cegos para os processos individuais. Por conseguinte, não pode ser usado para guiar uma modelagem a nível de produto. Esta incerteza gerada do dados, por não se considerar os processos primários é estimada no estudo de Heijungs e Lenzen, (2014). Outro problema que o modelo dos QES apresenta é o fato de considerar o montante dos encargos ambientais associados à aquisição de matérias-primas e as fases de fabricação, porém não considera os encargos que estão associados ao uso de produtos e alternativas de fim de vida. Contudo, verifica-se que o modelo do QES são adotados por alguns especialistas em ACV por oferecer uma solução simples e rápida, com o limite do sistema mais expandido.

#### **4.1.4 Análise Híbrida em Camadas (AHC)**

A AHC fornece resultados razoavelmente completos e relativamente rápidos para o inventário, porém deve-se ter cuidado com a seleção dos dados uma vez que erros significativos podem ser introduzidos quando modelados pelo QES. Além disso, existem alguns problemas de dupla contagem que devido aos dados sobrepostos irão superestimar os impactos ambientais (STRØMMAN et al., 2009). Como os fluxos de mercadorias do sistema baseado em processos já estão incluídos no QES, estas porções devem ser subtraídas da parte de entradas e saídas (SUH; HUPPES, 2005). E, finalizando a interação entre o sistema baseado no processo e o sistema baseado nas análises de



entradas e saídas não pode ser avaliada de maneira sistemática como, por exemplo, os efeitos na escolha de diferentes fins de vida de um produto podem interferir no fornecimento de matérias e energia (SUH; HUPPES, 2005).

Assim, sintetizando, no modelo da AHC não existe uma regra que determina a fronteira entre os processos e a modelagem baseada em QES. Além disso, devido à sobreposição entre dados de QES e processos, a dupla contagem de valores no inventário também pode ocorrer. Porém fornece resultados mais confiáveis com a integridade do sistema do que os modelos anteriores já citados.

#### **4.1.5 Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES)**

A AH-ES combina dados nacionais do setor às interações do setor econômico, o qual permite quantificar as dependências entre os setores, com efeitos ambientais a nível setorial sobre os dados de uso de recursos (BILEC et al., 2006). Joshi (2000) caracteriza a abordagem deste modelo como sendo *Top-Down* (TD), porém através da análise individual de cada modelo, apontamos como enquadramento de abordagens de maneira lógica conforme se apresenta na Figura 11. Destaca-se também que um ponto forte deste modelo são as interdependências e entradas de toda a economia, os quais são modelados com um conjunto de equações simultâneas lineares. Contudo, neste modelo, os dados específicos são coletados através de uma QES que pode aumentar a probabilidade da incerteza dos dados.

#### **4.1.6 Análise Híbrida Integrada (AHI)**

Em relação a AHI, pode-se citar como vantagens desta técnica, a sua estrutura consistente matemática para todo o ciclo de vida que evita a dupla contagem e é de fácil aplicação em ferramentas analíticas. Já as desvantagens estão relacionadas ao tempo e à obtenção dos dados (SUH et al., 2004). Mostra-se também um modelo muito oneroso ao solicitante do estudo, porém verifica-se ser a melhor opção, pois além de apresentar informações sobre o valor monetário para os fluxos, disponibiliza os dados de entradas e saídas ambientais de forma mais precisa.

Analisando os modelos apresentados neste estudo, pode-se concluir que não existe um modelo melhor que outro, mas sim um modelo que se adapta melhor à diferentes critérios do estudo da ACV. Ao utilizar-se os Diagramas de Fluxo o ICV sempre estará incompleto, já que a fronteira do sistema vem para delimitar o estudo. Já a Matriz

pode ser empregada por uma série de softwares e bases de dados de ACV por apresentar uma modelagem mais compatível. Os QES são cegos para os processos individuais, sendo sempre necessário associá-lo a outro modelo. Nas abordagens híbridas, a AHC superestima os impactos ambientais por dupla contagem; a AH-ES por utilizar-se de dados desagregados geram menor incerteza no resultado e a AHI disponibiliza os dados de entradas e saídas ambientais de forma mais precisa.

Assim, com base na discussão acima através da análise comparativa entre os modelos e no intuito de auxiliar o especialista em ACV quanto a escolha do modelo mais apropriado ao seu estudo, criou-se uma tabela de caracterização dos principais modelos de construção de ICV, apresentando suas vantagens e limitações, conforme observamos na Tabela 5.

Tabela 5 - Caracterização dos principais modelos de construção de ICV

<b>Abordagem</b>	<b>Modelo</b>	<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens e/ou Limitações</b>	<b>Autores</b>
<i>Bottom-Up</i>	Diagramas de Fluxo	<p>Apresenta detalhamento de todos os níveis de processos do ciclo de vida identificados no estudo</p> <p>Mais eficaz para um sistema único de produto, já que os processos conectados material e energeticamente pelos fluxos, modelam o ciclo de vida de um produto</p> <p>Apresenta melhor compreensão por ser mais simples</p>	<p>Capacidade de calcular apenas uma saída (demanda) por sistema de produto</p> <p>Pode apresentar erro de truncamento, que significa que os fluxos dentro do sistema podem se estender infinitamente</p> <p>Demanda de tempo muito alta para coleta de dados</p>	<p>Suh et al., 2004</p> <p>Suh e Hupples, 2005</p> <p>Hendrickson et al., 2006</p> <p>Nucci et al., 2014</p> <p>Kulak et al., 2015</p>

<i>Bottom-Up</i>	Matriz	<p>Eficaz para sistema maiores, ou seja, que apresentam grande quantidade de processos elementares</p> <p>Considera entradas e saídas múltiplas no sistema</p> <p>Considera alocação, que é a distribuição proporcional das entradas e saídas de um processo ou sistema de produto, entre o sistema de produto em estudo e outros sistemas de produto</p>	<p>Demanda de tempo muito alta para coleta dados, pois naturalmente grandes dados requerem mais tempo disponível para dedicação do projeto</p> <p>Os fluxos dentro do sistema de produto podem se estender infinitamente</p>	<p>Heijungs, 1994 Heijungs e Suh, 2002 Suh e Hupples, 2005 Heijungs, 2010 Ocampo et al., 2015</p>
<i>Top-Down</i>	QES	<p>Sem necessidade de detalhamento dos processos</p> <p>Considera os encargos ambientais a montante</p> <p>Solução simples e rápida</p>	<p>Não atende o ciclo de vida inteiro do objeto em estudo</p> <p>Não considera os níveis de processos detalhados</p> <p>Apresenta incerteza dos dados</p>	<p>Suh e Hupples, 2005 Bilec et al., 2006 De Benedetto e Klemes, 2010 Tan et al., 2012 Chang et al., 2015</p>

<i>Top-Down e Bottom-Up</i>	AHC	<p>Relativamente mais simples para execução em relação aos outros modelos híbridos</p> <p>Pode apresentar resultados mais completos que Diagramas de Fluxo, Matriz e QES pois essa fusão entre os modelos pode complementar dados faltantes</p>	<p>Pode apresentar contagem dupla de informações visto que considera-se os impactos dos processos e as informações providas dos QES</p> <p>Não há limite de fronteira entre os processos e a modelagem por QES</p>	<p>Hondo et al., 1996</p> <p>Suh e Hupples, 2005</p> <p>Bilec et al., 2006</p> <p>Strømman et al., 2009</p>
<i>Top-Down e Bottom-Up</i>	AH-ES	<p>Não apresenta dupla contagem por se utilizar dos dados dos QES desagregados</p> <p>Fornecer um inventário mais robusto do que a AHC</p>	<p>A desagregação dos dados do QES pode ser um processo complexo</p> <p>A utilização de dados utilizados de outras localidades pode apresentar resultados que não condiz com a realidade em estudo</p>	<p>Joshi, 2000</p> <p>Bilec et al., 2006</p> <p>Carnegie, 2008</p> <p>Sharrard et al., 2008</p> <p>Weidema, 2011</p> <p>Gonzalez-García et al., 2011</p>

<i>Top-Down e Bottom-Up</i>	AHI	<p>Estrutura matemática consistente</p> <p>Evitam a dupla contagem dos encargos ambientais</p> <p>Apresenta a melhor avaliação de impactos ambientais</p>	<p>Apresenta alta complexidade para utilização devido o conhecimento matemático que o modelo exige</p> <p>Demanda de tempo muito alta para coleta de dados</p>	<p>Suh, 2004</p> <p>Suh et al., 2004</p> <p>Bilec et al., 2006</p> <p>Wiedmann et al., 2011</p>
-----------------------------	-----	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------

Fonte: Adaptado de Islam et al. (2016).

Na Tabela 5, observou-se as particularidades de cada modelo para construção de ICV, definindo assim suas principais características. Assim, podemos afirmar que não há um modelo melhor que o outro, mas sim modelos que se adaptam melhor a diferentes critérios, tornando-os mais adequados a ACV em estudo.

## 4.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DOS MODELOS

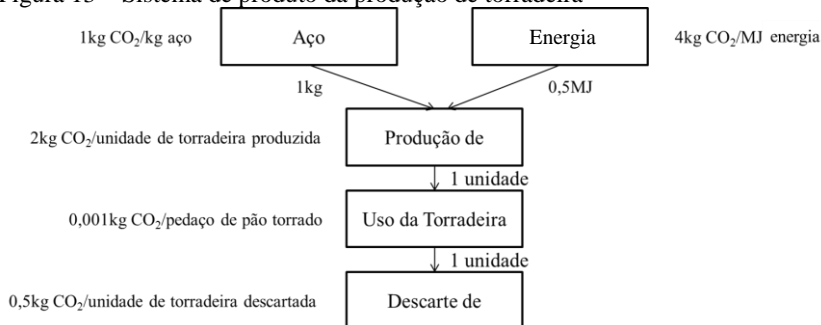
### 4.2.1. Diagramas de Fluxo

O exemplo apresentado para este item se refere ao sistema de produto de uma torradeira do estudo de Suh e Hupples, (2009).

O resultado do cálculo do inventário tem como objetivo apresentar a quantidade de CO<sub>2</sub> emitida em todos os processos que envolvem a produção, uso e descarte da torradeira.

No sistema de produto mostrado na Figura 13, uma unidade da torradeira é produzida usando 1 kg de aço e 0,5MJ de energia, e é então utilizado por 1.000 vezes e eliminado.

Figura 13 – Sistema de produto da produção de torradeira



Fonte: Adaptado de Suh e Hupples , 2009

A produção de 1 kg de aço, 1 MJ de energia e uma unidade de torradeira requer 1,4 e 2 kg de emissão de CO<sub>2</sub>, respectivamente. Torrar um pedaço de pão e eliminar de 1 unidade de torradeira emite 0,5 kg e 0,001 kg de CO<sub>2</sub>, respectivamente.

Suponha que a torradeira em estudo produz 1.000 pedaços de torrada durante o seu tempo de vida, e a unidade funcional do sistema do produto é dada por 1.000 pedaços de torrada.

Em seguida, pode-se calcular a quantidade de intervenção ambiental da seguinte forma:

$$\begin{aligned}
& \left( \frac{1 \text{ kg CO}_2}{\text{kg aço}} \times 1 \text{ kg aço} \right) + \left( \frac{4 \text{ kg CO}_2}{\text{MJ}} \times 0,5 \text{ MJ} \right) \\
& + \left( \frac{2 \text{ kg CO}_2}{\text{unidade torradeira produzida}} \times 1 \text{ unidade torradeira produzida} \right) \\
& \quad + \left( \frac{0,001 \text{ kg CO}_2}{\text{pedaço de pão torrado}} \times 1000 \text{ pedaços de pão torrado} \right) \\
& + \left( \frac{0,5 \text{ kg CO}_2}{\text{Unidade de torradeira descartada}} \times 1 \text{ unidade de torradeira} \right) \\
& \quad = \mathbf{6,5 \text{ kg CO}_2}
\end{aligned}$$

Para um sistema simples de produto como este exemplo, o modelo de diagrama de fluxo de processo funciona bem. Mas, na realidade processos industriais tem múltiplos fluxos de entrada ou gera múltiplos fluxos de saída. Normalmente, apenas uma das saídas é de interesse para o estudo. Dessa forma, precisa considerar o problema de alocação.

#### 4.2.2. Matriz

Considerando ainda o exemplo de Suh e Hupples, (2009) para fabricação de uma torradeira que tem como objetivo apresentar a quantidade de CO<sub>2</sub> emitida em todos os processos que envolvem a produção, uso e descarte da torradeira, o modelo da matriz para expressar o sistema de produto dá-se da seguinte forma:

$$\tilde{A} = \begin{bmatrix} 1 & 0 & -1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & -0,5 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & -1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1000 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & -1 \end{bmatrix}$$

As colunas indicam a produção de aço, energia, produção de torradeira, uso de torradeira e descarte de torradeira, da esquerda para a direita, enquanto cada linha é atribuído a aço (kg), energia (MJ), torradeira (unidade), pão torrado (pedaço) e torradeira descartada (unidade).

A matriz de intervenção ambiental é dada por:

$$\tilde{B} = [1 \ 4 \ 2 \ 1 \ 0,5]$$



Onde,  $\tilde{B}$  mostra a quantidade consumida de aço, energia, e a emissão de  $CO_2$  para produção de torradeira, uso de torradeira e descarte de torradeira.

A saída do sistema de produto é dada por:

$$\tilde{k} = \begin{bmatrix} 1 \\ 0 \\ 0 \\ 1000 \\ 0 \end{bmatrix}$$

Onde  $\tilde{k}$  mostra a unidade funcional do sistema, que está definida como a produção de 1000 torradas.

O resultado deste sistema de inventário de produto é calculado utilizando a equação 7.

$$\tilde{M} = \tilde{B}\tilde{A}^{-1}\tilde{k} = 6,5 \text{ kg } CO_2$$

#### 4.2.3. Quadros Entradas-Saídas (QES)

Para a resolução de QES, buscou no trabalho de Islam et al. (2016) um exemplo apresentado por Kitzes, 2013, que considerou uma economia com dois setores: indústria e agricultura. Neste exemplo será calculado a quantidade total de  $CO_2$  para os setores. Para tanto, tem-se como informação prévia que o inventário inicial de emissões das atividades do setor da agricultura resulta na emissão de 8t  $CO_2$  e as atividades do setor da indústria resulta na emissão 4t  $CO_2$ .

O QES para estes setores é apresentado na Tabela 6:

Tabela 6 – Tabela de entradas e saídas para os setores da indústria e agricultura em valor monetário

	<b>Agricultura</b>	<b>Indústria</b>	<b>Demanda</b>	<b>Saída</b>
	<b>(\$)</b>	<b>(\$)</b>	<b>Final</b>	<b>Total</b>
<b>Agricultura</b>	8	5	3	16
<b>Indústria</b>	4	2	6	12
<b>Valor adicionado</b>	4	5		
<b>Entrada Total</b>	16	12		

Partindo do pressuposto do inventário de emissões inicial , a  $E_{sat}$  é definida como:

$$E_{sat} = [8 \ 4]$$

Onde, setor da agricultura resulta na emissão de 8t CO<sub>2</sub> e as atividades do setor da indústria resulta na emissão 4t CO<sub>2</sub>.

Utilizando-se os valores de Saída Total da Tabela 6, o vetor de produção de  $p$  pode ser expresso, conforme define Hendrickson et al. (1998), por:

$$p = \begin{bmatrix} 16 \\ 12 \end{bmatrix}$$

Utilizando-se os valores de Demanda Final da Tabela 6, o vetor  $d$  é expresso, Hendrickson et al. (1998), por:

$$d = \begin{bmatrix} 3 \\ 6 \end{bmatrix}$$

Agora a matriz de fator ambiental  $E_{iad}$  para a emissão de CO<sub>2</sub> para cada setor é expressa por:

$$E_{iad} = [0,5 \ 0,3]$$

Através do vetor  $E_{iad}$ , verifica-se que o setor da Agricultura apresenta uma contribuição direta de 0,5t CO<sub>2</sub>/\$ e o setor da Indústria apresenta uma contribuição direta de 0,3t CO<sub>2</sub>/\$.

Portanto, a produção total de CO<sub>2</sub> é de 8t para agricultura e 4t para indústria, considerando uma produção total de \$16 e \$12 respectivamente, podendo ser estabelecida a relação de impacto por produção para cada setor em estudo e também consumidor final.

#### 4.2.4. Abordagens Híbridas (QES-ACV)

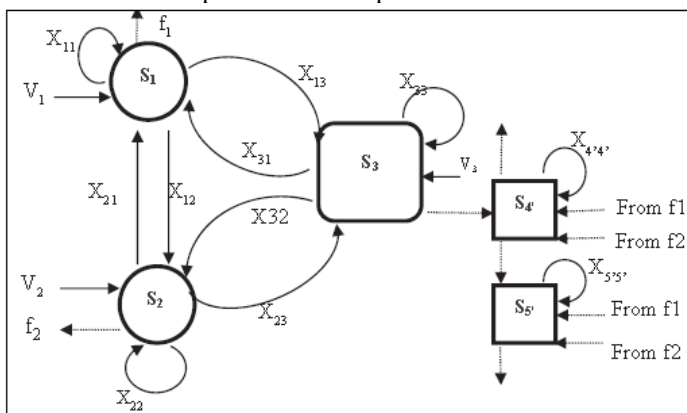
Para as QES-ACV, considera-se como unidade funcional (UF) a produção de 1 brinquedo, para os exemplos do cálculo do inventário de cada modelo de abordagem . Nesses modelos, não definiu-se o tipo de carga ambiental, pois, considera-se que possa ser usado para a emissão de qualquer poluente ou impacto ambiental, visto que os exemplos servem para demonstrar as etapas do cálculo, assim os resultados não apresentam unidades métricas.

#### 4.2.4.1. Análise Híbrida em Camadas (AHC)

Para ilustração da resolução da AHC que busca calcular o inventário através da dissociação dos valores a montante e distribuindo os processos em camadas, apresentou-se um exemplo de Cruze (2013), que mostra o processo principal para a produção de 1 brinquedo, dividido em dois módulos, sendo  $S_5'$  o módulo alvo, que recebe a saída processada pelo módulo  $S_4'$ .

Na Figura 14 observa-se o sistema global, composto por uma rede híbrida para módulos de processos e indústrias.

Figura 14 – Rede híbrida para módulos de processo e indústrias



Fonte: Islam et al. (2016).

$S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  descrevem as três indústrias.  $S_4'$  e  $S_5'$  mostra os dois módulos de processos e as setas denotam todos os fluxos entre eles. Já  $f_1, f_2$  descrevem a demanda final e  $V_1, V_2, V_3$  descreve o valor adicionado à indústria.

A Tabela 7 representa um QES agregado, mostrando as transações entre as indústrias  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  em valor monetário, a sua demanda final, a entrada bruta e o valor bruto da saída.

Tabela 7 – Tabela de entradas e saídas para as indústrias em valor monetário

	<b>S<sub>1</sub></b> <b>(\$)</b>	<b>S<sub>2</sub></b> <b>(\$)</b>	<b>S<sub>3</sub></b> <b>(\$)</b>	<b>Demanda</b> <b>final</b>	<b>Saídas</b> <b>brutas</b>
<b>S<sub>1</sub></b>	150	250	150	220	770
<b>S<sub>2</sub></b>	300	210	220	140	870
<b>S<sub>3</sub></b>	250	222	295	243	1010
<b>Valor adicionado</b>	70	188	345		
<b>Entradas brutas</b>	770	870	1010		

Fonte: CRUZE, (2013).

As informações sobre as emissões de poluentes e do custo ao produtor são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 – Preços e emissões para fabricação de 1 brinchedo

<b>Setor</b>	<b>Poluente</b> <b>1</b>	<b>Poluente</b> <b>2</b>	<b>Poluente</b> <b>3</b>	<b>Fator</b>	<b>Fator</b>	<b>Fator</b>	<b>Custo ao</b> <b>produtor</b>
				<b>de</b> <b>emissão</b> <b>1</b>	<b>de</b> <b>emissão</b> <b>2</b>	<b>de</b> <b>emissão</b> <b>3</b>	
<b>S<sub>1</sub></b>	30	30	30	0,039	0,039	0,039	\$1
<b>S<sub>2</sub></b>	28	28	28	0,032	0,032	0,032	\$1
<b>S<sub>3</sub></b>	41	505	100	0,041	0,500	0,099	\$2
<b>S<sub>3</sub>'</b>	20	492,5	100	0,020	0,500	0,102	\$2
<b>S<sub>4</sub>'</b>	12	5,5	0,2	1,091	0,500	0,018	\$2
<b>S<sub>5</sub>'</b>	9	7	0,1	0,643	0,500	0,007	\$2

Fonte: CRUZE, (2013).

Para determinar os fatores de emissão utilizou-se as saídas brutas apresentadas na Tabela 7 pela emissão de poluente apresentados na Tabela 8.

A saída líquida para  $S_4'$  é 5,375 e a entrada líquida para  $S_5'$  é de 2,5 e saída para  $S_5'$  é de 6. O  $S_4'$  depende da saída que vem da indústria  $S_3$ .  $S_3$  está interligada com outras duas indústrias dentro da economia. Foram adotados esses valores de coeficiente para a matriz tecnológica de processos, de acordo com o estudo de Heijungs (1994).

Considerando as entradas e saídas para  $S_4'$  e  $S_5'$ , a matriz  $A$  é apresentada da seguinte forma:

$$A = \begin{bmatrix} 5,375 & -2,5 \\ 0 & 6 \end{bmatrix}$$

Os dados para o poluente 1 são encontrados na Tabela 8, onde a matriz  $B$  é escrita da seguinte forma:

$$B = [12 \quad 9]$$

A unidade funcional é "1 brinquedo único". Assim, o vetor  $p$  para  $S_4$  e  $S_5$  apresenta-se da seguinte forma:

$$p = \begin{bmatrix} 0 \\ 1 \end{bmatrix}$$

O QES da matriz tecnológica  $C$  para as entradas a montante de  $S_4$  é apresentado, onde as colunas representam o requisito de entrada física de  $S_4$  e  $S_5$  e as linhas representam a contribuição econômica dos setores  $S_1$ ,  $S_2$ ,  $S_3$  conforme segue abaixo:

$$C = \begin{bmatrix} 0,25 & 1,75 \\ 0,25 & 1,75 \\ 5 & 0 \end{bmatrix}$$

A demanda final para o QES do vetor  $d$  é representado da seguinte forma:

$$d = [0,311 \quad 0,311 \quad 0,775]^T$$

A matriz ambiental  $E$  que mostra os valores do poluente 1 para  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  é apresentada abaixo:

$$E = [30 \quad 28 \quad 41]$$

Assim, o inventário construído através da AHC para o poluente 1 é calculado utilizando a equação (19):

$$M_{camadas} = B \times A^{-1} \times P + E \times (I - C)^{-1} \times d = 2,43 + 0,221 = \mathbf{2,652}$$

Portanto, o inventário total do poluente 1 construído através da AHC para produzir "1 brinquedo" é 2,652.

#### 4.2.4.2. Análise Híbrida em Entrada-Saída (AH-ES)

Considerando ainda o exemplo do brinquedo já discutido na AHC da seção 3.1.4.1, para os inventários construídos por uma Análise Híbrida baseada em Entrada-Saída (AH-ES) é requerido uma desagregação do QES do setor específico. Se  $S_3$  é considerada como uma forma agregada de  $S_3'$ ,  $S_4'$  e  $S_5'$ , a desagregação das transações de entradas e saídas para as indústrias em valor monetário (Tabela 7) é apresentada na Tabela 9:

Tabela 9 – Transações desagregadas

	<b>S<sub>1</sub></b>	<b>S<sub>2</sub></b>	<b>S<sub>3</sub>'</b>	<b>S<sub>4</sub>'</b>	<b>S<sub>5</sub>'</b>	<b>Demanda final</b>	<b>Saídas brutas</b>
	<b>(\$)</b>	<b>(\$)</b>	<b>(\$)</b>	<b>(\$)</b>	<b>(\$)</b>		
<b>S<sub>1</sub></b>	150	250	148	0,250	1,750	220	770
<b>S<sub>2</sub></b>	300	210	218	0,250	1,750	140	870
<b>S<sub>3</sub>'</b>	245	220	274	10	0	236	985
<b>S<sub>4</sub>'</b>	3	0	1,75	0,25	5	1	11
<b>S<sub>5</sub>'</b>	2	2	2	0	2	6	14
<b>Valor adicionado</b>	70	188	341,25	0,25	3,5		
<b>Entradas brutas</b>	770	870	985	11	14		

Fonte: CRUZE, (2013).

A partir do QES mostrado na Tabela 7, a matriz de entradas e saídas para as indústrias  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3'$  é concebida calculando a entrada de valor monetário necessária de determinada indústria por unidade de produção bruta que produzem.

A Matriz  $A_{soe}$  com suas entradas e saídas é apresentada da seguinte forma:

$$A_{soe} = \begin{bmatrix} \frac{150}{770} & \frac{250}{770} & \frac{150}{770} \\ \frac{300}{870} & \frac{210}{870} & \frac{220}{870} \\ \frac{250}{1010} & \frac{222}{1010} & \frac{295}{1010} \end{bmatrix}$$

A partir da Tabela 9, o fluxo dos processos a montante do vetor  $A_m$  para os módulos dos processos  $S_4$  e  $S_5$  são calculados por inserir a quantia de dólar necessário em  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  por sua entrada bruta.

Assim, o fluxo do processo a montante do vetor  $A_m$  é apresentado a seguir:

$$A_m = \begin{bmatrix} 0,25 & 1,75 \\ \frac{11}{0,25} & \frac{14}{1,75} \\ \frac{11}{10} & \frac{14}{0} \\ \frac{11}{11} & \frac{14}{14} \end{bmatrix}$$

O fluxo de processo a jusante do vetor  $A_j$  para  $S_4$  e  $S_5$  é calculado da sua produção para as indústrias  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  pela produção bruta em dólares, necessária por estas indústrias.

Portanto, o fluxo de processo a jusante representado por  $A_j$  é apresentado a seguir:

$$A_j = \begin{bmatrix} 3 & 0 & 1,75 \\ \frac{770}{2} & \frac{870}{2} & \frac{985}{2} \\ \frac{770}{770} & \frac{870}{870} & \frac{985}{985} \end{bmatrix}$$

$A_{ip}$  é a matriz tecnológica de processos convertida em matriz de entradas e saídas. Dessa forma, a matriz  $A_{ip}$  é representada da seguinte forma:

$$A_{ip} = \begin{bmatrix} 0,25 & 5 \\ \frac{11}{0} & \frac{14}{2} \\ \frac{11}{11} & \frac{14}{14} \end{bmatrix}$$

Portanto, a matriz de requisitos desagregados é formada conforme segue abaixo:

$$A_{AH-ES} = \begin{bmatrix} A_{soe} & A_m \\ A_j & A_{ip} \end{bmatrix}$$

$$A_{AH-ES} = \begin{bmatrix} 0,193 & 0,287 & 0,150 & 0,023 & 0,125 \\ 0,390 & 0,241 & 0,221 & 0,023 & 0,125 \\ 0,318 & 0,252 & 0,278 & 0,909 & 0,000 \\ 0,004 & 0,000 & 0,002 & 0,023 & 0,357 \\ 0,003 & 0,002 & 0,002 & 0,000 & 0,143 \end{bmatrix}$$

Assim, posteriormente a matriz  $T_{AH-ES}$  é apresentada da seguinte forma:

$$T_{AH-ES} = I - A_{AH-ES}$$

As informações sobre emissões devem ser desagregadas e utilizado os valores do fator de emissão 1 da Tabela 7, assim o novo vetor de emissão  $b_{AH-ES}$  é calculado:

$$b_{AH-ES} = [b_{soe} \quad b_{ip}] = [0,039 \quad 0,032 \quad 0,020 \quad 1,091 \quad 0,643]$$

Portanto, ao preço de \$2, o inventário construído do Poluente 1 através da AH-ES é calculado pela equação abaixo:

$$r_{AH-ES} = b_{AH-ES} T_{AH-ES}^{-1} [0 \quad 0 \quad 0 \quad 0 \quad \$2]^T = \mathbf{2,628}$$

Com a AH-ES, o ICV do poluente 1 é 2,628 para produzir “1 brinquedo” ao preço de \$2.

#### 4.2.4.3. Análise Híbrida Integrada (AHI)

Assim como utilizado para as demais abordagens híbridas, consideramos novamente a produção de 1 brinquedo para este exemplo. Conforme a AH-ES, o inventário construído através da AHI requer a desagregação das entradas e saídas específicas do processo. Utilizando-se da Tabela 9, as entradas a montante de  $S_4$  e  $S_5$  para  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$  são calculadas de acordo com a matriz abaixo:



$$C_m = \hat{p}Q_m = \begin{bmatrix} 0,250 & 1,750 \\ 0,250 & 1,750 \\ 10,000 & 0,000 \end{bmatrix}$$

Sendo as variáveis dessa matriz, os valores monetários desagregados que  $S_4$  e  $S_5$  utilizam na indústria  $S_1$ ,  $S_2$  e  $S_3$ .

Utilizando-se da Tabela 9, a matriz de corte a jusante  $C_j$  é expresso como a equação abaixo:

$$C_j = \Delta_p^{-1}A_j = \begin{bmatrix} 0,0019 & 0,0000 & 0,0009 \\ 0,0013 & 0,0011 & 0,0010 \end{bmatrix}$$

Por conseguinte, o vetor unitário das emissões  $b_{AHI}$  é:

$$b_{AHI} = [b_{soe} \quad b_{ip}] = [0,390 \quad 0,032 \quad 0,020 \quad 12 \quad 9]$$

O vetor de escala sendo  $[0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 1]$ , o inventário resultante do poluente 1 é:

$$r_{AHI} = b_{AHI}T_{AHI}^{-1}[0 \ 0 \ 0 \ 0 \ 1]^T = 2,628$$

Portanto, com a AHI, o ICV do poluente 1 é 2,628 para produzir “1 brinquedo” ao preço de \$2.

#### 4.3. ANÁLISE CRÍTICA DOS MODELOS

A análise crítica desta pesquisa buscou verificar se a descrição e caracterização realizadas dos modelos acrescentaria a contribuição científica proposta com o objetivo dessa pesquisa. Dessa forma, foram identificados alguns pontos de maior interesse a serem abordados nesse capítulo.

Considerando a norma NBR ISO 14044 (2009b) que sugere os passos operacionais para a elaboração do ICV, ilustrados na Figura 3, verifica-se que o uso do modelo se faz necessário após a etapa da Coleta de dados, ou seja, na etapa de tratamento e gestão dos dados coletados, para que se possa estabelecer um balanço de massa e energia dentro de um sistema buscar o seu equilíbrio, e assim, gerar o ICV.

Ressalta-se também uma real necessidade de os pesquisadores comecem a recorrer aos usos dos modelos de construção de ICV de uma forma consciente, pois de acordo com Zanghelini (2013), a qualidade dos dados é uma questão recorrente em análises críticas de

ACV, principalmente no que se refere a inventários, e portanto, a utilização de um modelo mais adequado à condição de uso pode vir a diminuir a incerteza dos dados.

Ao considerar todos os modelos apresentados, confirma-se que os estudos de ACV recorrem indiretamente aos modelos de construção de ICV, visto que quando realizada a coleta de dados do sistema em estudo para abastecer os softwares especializados com as informações necessárias para a modelagem, já está implícito que essa gestão dos dados acontece, fazendo com que esta fase do ICV passe despercebida aos olhos do pesquisador.

Outro ponto importante se dá quanto a possibilidade da escolha do modelo de construção de ICV modificar a forma como o levantamento de dados é feito. Verifica-se que isso não ocorre, pois contrapondo a essa ideia, a coleta pode significar um indicador de qual modelo se utiliza, capaz então, de direcionar para o uso do modelo mais adequado.

Observou-se que a complexidade de cada modelo pode levar a um resultado final de estudo com dados mais completos; como, por exemplo, uma AHI, que apesar de sua alta complexidade de realização, considerando a demanda de tempo elevada e o alto custo, apresenta um resultado mais completo do que qualquer outro modelo, porém não significa ser o melhor método, já que o objetivo e escopo da ACV definem os critérios a se levar em conta na hora da escolha do modelo.

Verifica-se que todos os métodos abordados apresentam suas vantagens e desvantagens. Escolher um modelo apropriado pode aumentar a confiabilidade do resultado e apresenta grande chance de redução de tempo empregado nessa etapa. No entanto, esta etapa da ACV apesar de consolidada, continua a ser umas das mais complexas da metodologia.

A construção de ICV mais precisos pode ser uma ferramenta importante na gestão ambiental no que se refere a avaliação de dados ambientais dentro de uma organização.

#### 4.4. CRITÉRIOS PARA CONSTRUÇÃO DO FLUXO LÓGICO DE DECISÃO

Para definição dos critérios mais utilizados na etapa de construção de ICV, fez-se uma revisão bibliográfica e uma pesquisa em campo.

Nesse sentido, elaborou-se uma tabela com os principais critérios considerados critérios considerados pelos pesquisadores para construção de um ICV, considerando também a significância de cada um deles (

Tabela 10).

Tabela 10 - Critérios para construção de ICV

<b>Critérios</b>	<b>Hierarquia</b>
Disponibilidade de dados	1º
Confiabilidade dos dados	2º
Abrangência do sistema	3º
Tempo	4º
Recurso Humano	5º
Recurso Financeiro	6º

Após estabelecer os critérios para construção de ICV, torna-se possível associar o modelo de inventário à sua condição de uso.

#### 4.5. FLUXO LÓGICO DE DECISÃO

A partir da identificação dos critérios definidos pelos pesquisadores, buscou-se a construção de um fluxo lógico de decisão para auxílio do especialista quanto à escolha mais apropriada às condições da ACV. O fluxo lógico de decisão é apresentado na Figura 15.

Para a sua utilização, o especialista deve ter um conhecimento prévio sobre as características do sistema a ser estudado, de forma a relacioná-las com suas condições de uso. Contudo, mesmo não conhecendo essas características o fluxo lógico de decisão lhe apontará um modelo de construção de ICV, porém não tão assertivo, pois as incertezas de informações do especialista é equivalente ao resultado apontado pelo fluxo.

Com relação aos critérios que foram definidos e utilizados para construção do fluxo lógico, quando se trata da disponibilidade de dados, o consultor deve observar se é possível obter um detalhamento dos processos do sistema em estudo e se existe fácil acesso aos dados dentro desse sistema.

Para a confiabilidade dos dados, considerar se os dados foram coletados de fontes primárias ou secundárias, podendo ser por base de dados e quais os seus tipos; mas sempre relacionando se a forma como foram coletados demonstra alto ou baixo grau de incerteza.

Já no critério de Abrangência do sistema, o consultor deve identificar se o sistema estudado é um grande sistema, ou seja, que envolve mais de um sistema de produto ou se apresenta apenas um sistema único de produto.

Para o critério Tempo é importante relacioná-lo com o prazo que se tem para desenvolver a ACV, pois naturalmente grandes dados requerem mais tempo disponível para dedicação do projeto.

Analisando os Recursos Humanos, podemos considerar como a mão-de-obra disponível envolvida no estudo, de forma a coletarem e/ou repassarem informações pertinentes aos dados que construirão o ICV.

Quanto aos Recursos Financeiros, sabe-se que qualquer um dos modelos envolvem processos onerosos, contudo nesse critério o consultor, de acordo com sua percepção, deve avaliar se será necessário dispendir altas quantias para detalhamento do sistema.





## 5. CONCLUSÕES

Esta dissertação analisou os principais modelos para construção de um Inventário de Ciclo de Vida (Diagramas de Fluxo, Matriz, Quadros Entradas-Saídas e Abordagens Híbridas: em camadas, baseadas em entrada-saída e integrada), de forma a evidenciar as vantagens e limitações de cada um deles, através da resolução dos seus cálculos, análise do referencial teórico e construção de um fluxo lógico de decisão, auxiliando assim o especialista em ACV à compreender a importância desta etapa para a ACV na utilização do modelo mais adequado em seu estudo.

Todos os modelos de construção de ICV propostos nessa pesquisa são adequados para diversos fins, de acordo com o objetivo que o estudo propõe-se e a quais critérios seja necessário atender. Por exemplo, construção de um ICV rápido, considerando uma manufatura de um produto de determinado setor econômico, QES é adequado, e se alguns dados do processo estiverem disponíveis, o modelo AH-ES fornece melhor resultado.

Em contrapartida, para a decisão de longo prazo, o modelo da AHC é mais apropriado. Porém, com grande disponibilidade de tempo e dinheiro disponíveis, a escolha mais adequada para buscar uma oportunidade de melhoria dentro da organização que realiza a construção de um ICV deve ser o modelo da AHI, por apresentar informações mais robustas e confiáveis.

Todos os modelos abordados apresentam suas vantagens e desvantagens. Escolher um modelo de construção de ICV apropriado pode aumentar a confiabilidade do resultado e apresentar grande chance de redução de tempo empregado. No entanto, os modelos para construção de ICV continuam a ser complexos e demorados. O modelo dos Diagramas de Fluxo, o modelo da Matriz e a desagregação da tabela do QES requerem uma análise quali e quantitativa minuciosa dos dados.

Contudo, observa-se que as pesquisas relacionadas ao ICV ainda são escassas ou se concentram apenas em alguns autores, onde cada grupo de pesquisa defende seu ponto de vista, sem apresentar um consenso sobre as características de cada modelo.

Identificou-se também que, conforme aumenta gradativamente a complexidade dos modelos, proporcionalmente requer-se uma maior aptidão aos conhecimentos matemáticos. Assim, ressalta-se a falta de um tutorial de como proceder com a realização dos cálculos, pois além do conhecimento matemático, é necessário o conhecimento técnico

aprofundado da prática de ACV para relacionar os resultados obtidos dos cálculos com o fator ambiental que envolve o estudo.



## 6. RECOMENDAÇÕES

Com o intuito da continuidade dessa pesquisa definiu-se algumas recomendações para trabalhos futuros. Recomenda-se a validação dos critérios definidos nesse estudo para construção de ICV com aplicadores de ACV através de um painel de especialistas, de forma a sugerir novos critérios e hierarquizá-los, por uma análise multicritério.

Sugere-se a criação do fluxo lógico de decisão de forma computacional, para ser programado na rotina do *software* o apontamento do modelo a ser utilizado na ACV.

Indica-se também a validação do fluxo lógico de decisão construído nessa pesquisa através de sua aplicação em algum estudo de caso para analisar se a lógica e os critérios utilizado na sua construção apontam um modelo mais adequado ao perfil do estudo.

Torna-se interessante um aprofundamento maior nas ramificações dos modelos híbridos existentes para construção de ICV, devido ao fato da busca de melhoria continua dos modelos propostos nessa pesquisa.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDER, S., FRANCHETTI, M., 2012. Development of a disaggregated hybrid model for life cycle assessment and de-manufacturing. **J. Environ. Sci.** 901-917.

ALVARENGA, R. A. F. de. **Avaliação de Métodos de AICV: Um Estudo de Caso de Quatro Cenários de Ração para Frangos de Corte.** 158p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

ANTON, A., MONTERO, J.I., CASTELLS, F. Life cycle assessment: a tool to evaluate and improve the environmental impact of Mediterranean greenhouses. **Acta Horticulturae.** International Society for Horticultural Science (ISHS). Leuven– Belgium. N. 614, Vol 1, p. 35-40, 2003.

ASSIS, B. B. de. **Avaliação do ciclo de vida do produto como ferramenta para o desenvolvimento sustentável.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2009.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044:** Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações, 46. Rio de Janeiro, 2009b.

BARBIERI, J. C. **Gestão ambiental empresarial:** conceitos, modelos e instrumentos. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011. 376 p.

BAUMANN, H; TILLMAN, A. M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA:** an orientation in life cycle assessment methodology and application. Student litteratur, EUA. 1ª Edição. 2004. 543 p.

BELLEN, H. M.. **Indicadores de sustentabilidade:** uma análise comparativa. Rio de Janeiro: FGV, 2005. 256 p.

BENEDET JUNIOR, G. **Avaliação de Incertezas em Inventários do Ciclo De Vida**. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BILEC, M., RIES, R., MATTHEWS, H. et al. Example of a hybrid life-cycle assessment of construction processes. **J. Infrastruct. Syst.**, v.12, n. 4, p. 207-215, 2006.

CARNEGIE Mellon University Green Design Institute. (2008) **Economic Input-Output Life Cycle Assessment (EIO-LCA)**, US 1997 Industry Benchmark model [Internet], Disponível em: <<http://www.eiolca.net>>. Acessado em 23/02/2016.

CHANG, Y., HUANG, Z., RIES, R.J., MASANET, E., 2015. The embodied air pollutant emissions and water footprints of buildings in China: a quantification using disaggregated input-output life cycle inventory model. **Journal Cleaner Production** 113, 274-284.

CHERUBINI, E. **Incertezas na avaliação do ciclo de vida: Um estudo de caso na suinocultura**. 246 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

CHERUBINI, E; RIBEIRO, P. T. **Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil**. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - Ibict, Brasília: 2015.

CONSOLI, F.; ALLEN, D.; BOUSTEAD, I. et al (Ed.) **Guidelines for life cycle assessment: a code of practice**. 1.ed. Brussels, Belgium and Pensacola, Florida, USA: Society for Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1993.

CRAWFORD, R. H., 2008. Validation of a hybrid life-cycle inventory analysis method. **Journal of Environmental Management**.88, 496-506.

CRUZE, N.; GOEL, P. K.; BAKSHI, B. R. On the “rigorous proof of fuzzy error propagation with matrix-based LCI”, 2013. **Int J Life Cycle Assess**.18, 516–519

DE BENEDETTO, L., KLEMES, J., 2010. The environmental bill of material and technology routing: an integrated LCA approach. **Clean Technol. Environ. Policy** 12 (2), 191-196.

DONAIRE, D. **Gestão ambiental na empresa**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2010.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B.P., 2004. System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. **Int J LCA**. 9 (3) 161 – 171.

FAVA, J.; DENISON, R.; JONES, B.; CURRAN, M.; VIGON, B.; SELKE, S. e BAMUM, J.A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. **SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry**, 1991.

GIANNETTI, B. F.; ALMEIDA, C. M.V.B., **Ecologia Industrial**. São Paulo, Edgard Blücher, 2006.

GOEDKOOP, M; MIREAS, E.; GAASBEEK, A.; CONTRERAS, S., 2015 How to make the life cycle assessment team a business partner. **Life Cycle Management**.105-115.

GONG, X.; WANG, Z.; NIE, Z.; GAO, F., 2009. **Calculation Model of Life Cycle Inventory for a Product System**. Proceeding of 2009 4th International Conference on Computer Science Education.1208-1211.

GONZALEZ-GARCÍA, S., SILVA, F.J., MOREIRA, M.T., PASCUAL, R.C., LOZANO, R.G., GABARRELL, X., PONS, J.R., FEIJOO, G., 2011. Combined application of LCA and eco-design for the sustainable production of wood boxes for wine bottles storage. **Int. J. Life Cycle Assess**. 16 (3), 224-237.

GUINÉE, J. B., REINOUT, H., GJALT, H., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 90-96, 2011.

GUINÉE, J.B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. DE; OERS, L. VAN; WEGENER SLEESWIJK, A.; SUH, S.; UDO DE HAES, H.A.; BRUIJN, H. DE; DUIN, R. VAN; HUIJBREGTS, M.A.J. (2002). **Handbook on Life Cycle Assessment**. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692.

GURSEL, A. P.; MASANET, E.; HORVATH, A.; STADEL, A., 2014. Life-cycle inventory analysis of concrete production: A critical review. **Cement & Concrete Composites**. 51, 38-48.

HEIJUNGS, R. ; LENZEN, M., 2014. Error propagation methods for LCA—a comparison. **Int J Life Cycle Assess**. 19, 1445-1461.

HEIJUNGS, R. A generic method for the identification of options for cleaner products. **Ecol Econ**, v. 10, p. 69 – 81, 1994.

HEIJUNGS, R. Sensitivity coefficients for matrix-based LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 5, p. 511-520, Jun., 2010.

HEIJUNGS, R., 1994. A Generic Method for the Identification of Options for Cleaner Products. **Ecological Economics**, 10,69-81.

HEIJUNGS, R.; SUH, S. **The computational structure of life cycle assessment**. Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers; 2002.

HEIJUNGS, R.; SUH, S., 2006. Reformulation of matrix-based LCI: from product balance to process balance. **Journal of Cleaner Production**. 14, 47-51.

HENDRICKSON, C.; HORVATH, A.; JOSHI, S.; LAVE, L. Economic Input-Output Models for Environmental Life-Cycle Assessment. **Environmental Science e Technology**, v. 32, n. 4, p. 184-191, 1998.

HENDRICKSON, C.; LAVE, L. B.; MATTHEWS, H. S. **Environmental Life Cycle Assessment of Goods and Services: An Input-Output Approach**. 2006.

HONDO, H., NISHIMURA, K., UCHIYAMA, Y., 1996. Energy Requirements and CO2 Emissions in the Production of Goods and Services: Application of an Input-output Table to Life Cycle Analysis. Central Research Institute of Electric Power Industry. **CRIEPI Report Y**, 95013.

HONG, J.; ZHANG, F.; XU, C.; XU, X.; LI, X., 2015. Evaluation of life cycle inventory at macro level: a case study of mechanical coke production in China. **Internacional Journal Life Cycle Assessment**. 20, 751-764.

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). **Metodologia Padrão para Elaboração de Inventários de Ciclo de Vida da Industria Brasileira**. Brasília, 2009.

ISLAM, S.; PONNAMBALAM, S. G.; LAM, H. L., 2016. Review on life cycle inventory: methods, examples and applications. **Journal of Cleaner Production**. 136, 266-278.

JENSEN, A. (coord.). Life-Cycle Assessment (LCA): A guide to approaches, experiences and information sources. **Copenhagen: Report to the European Environmental Agency**, 1997.

JIANG, Q.; LI, T.; LIU, Z.; ZHANG, H.; REN K., 2014. Life Cycle Assessment of an Engine with Input-Output Based Hybrid Analysis Method. **Journal of Cleaner Production**. 78, 131-138.

JOSHI, S. Product environmental life-cycle assessment using input-output techniques. **Journal of Industrial Ecology**, v. 3, n. 2-3, p. 95–120, Apr., 2000.

KITZES, J. An introduction to environmentally-extended input-output analysis. **Resources**, v. 2, p. 489-503, 2013.

KULAK, M., NEMECEK, T., FROSSARD, E., CHABLE, V., GAILLARD, G., 2015. Life cycle assessment of bread from several alternative food networks in Europe. **Journal Cleaner Production**. 90, 104-113.

KULAY, L. A.; SEO, E. S. M. **Orientações conceituais para elaboração de inventários de ciclo de vida.** Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente, 5 (1), 2010.

LAUTIER, Anne et al. **Interpreting LCIA results: development of Canadian normalization factors, from individual consumption and national statistics.** Montreal: Cirraig, 2015. 25 slides, color.

LENZEN, M. Errors in Conventional and Input-Output—based Life—Cycle Inventories. **Journal of Industry Ecology**, v. 4, 127-148, 2000.

LENZEN, M; CRAWFORD, R. The path exchange method for hybrid LCA. **Environ. Sci. Technol.**, v. 43, p. 8251–8256, 2009.

LEONTIEF, W. (1985). Input-output analysis. **Input- Output Economics** - 1986. W. Leontief (Eds.), New York, Oxford University Press: 435 pp.

LÖFGREN, B.; TILLMAN, A.; RINDE, B. Manufacturing actor's LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 17/18, p. 2025-2033, 2011.

MONTIBELLER, G. F. **O Mito do Desenvolvimento Sustentável: meio ambiente e custos sociais no moderno sistema produtor de mercadorias.** Editora da UFSC. Florianópolis. 2001. p. 306.

MORETTI, T. V. **Método de avaliação da estrutura de inventários de ciclo de vida: análise para casos brasileiros**, 2011, Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 112p.

MOURAD, A.L.; COLTRO L.; OLIVEIRA, P. A. P. L. V.; KLETECKE, R. M.; BADDINI, J. P. A. O., 2007. A Simple Methodology for Elaborating the Life Cycle Inventory of Agricultural Products. **Int J LCA** .12 (6) 408–413.



NUCCI, B., PUCCINI, M., PELAGAGGE, L., VITOLO, S., NICOLELLA, C., 2014. Improving the environmental performance of vegetable oil processing through LCA. **Journal Cleaner Production**, 64, 310-322.

OCAMPO, L., CARREON, R., CARVAJAL, J. A., GALAGAR, K. J., GIALOLO, D. M., GULAYAN, M., INDIG, D., NUNEZ, D. M., TAGSIP, W. C., VALLECERA, J. M., VILLEGAS, Z., 2015. **Matrix based life cycle assessment (MLCA) on polystyrene and recycled paper egg tray packaging**. Novi Sad 18 (1), 87-91.

PASSUELO, A. C. B. **Aplicação da Avaliação do ciclo de vida em embalagens descartáveis para frutas: estudo de caso**. 2007. 148f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RAMIREZ, P. **Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida**. 138p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

REBITZER, G. (coord.) Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment Internacional**, 30, pp. 701-720, 2004.

REIS, E.A. **Um estudo sobre modelos de informações para elaboração de inventários de ciclo de vida da base da cadeia industrial (ICVBCI)**. 209 f. Dissertação (Mestrado em Ciência da Informação) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

RIBEIRO, C. M.; GIANNETI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): uma ferramenta importante da ecologia industrial. **Revista de Graduação da Engenharia Química**, v. 6, n. 12, 2003. Acessado em 02/05/2016. Disponível em <<http://hottopos.com/regeq12/art4.htm>>.

SACHS, Ignacy. **Caminhos para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro, Editora Garamond, 2008.

SCIENTIFIC APPLICATIONS INTERNATIONAL CORPORATION (SAIC). **Life Cycle Assessment: Principles And Practice**. Cincinnati: Office of Research And Development, 2006. p.80.

SHARRARD, A.L., MATTHEWS, H.S., RIES, R.J., 2008. Estimating construction project environmental effects using an input-output-based hybrid life-cycle assessment model. **J. Infrastruct. Syst.** 14 (4), 327-336.

SINGH, S.; BAKSHI. B. R. **Eco-LCA : A tool for quantifying the role of ecological resources in LCA**. 2009.

STRØMMAN, A. H.; PETERS, G. P.; HERTWICH, E. G. Approaches to correct for double counting in tiered hybrid life cycle inventories. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, p. 248–254, 2009.

SUH, S. Functions, commodities and environmental impacts in an ecological–economic model. **Ecological Economics**, v. 48, n. 4, p 451-467, 2004.

SUH, S., HUPPES, G., 2005. Methods for life cycle inventory of a product. **Journal of Cleaner Production**. 13, 687-697.

SUH, S.; HUPPES, G., 2009. Methods in the Life Cycle Inventory of a Product. **Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology**. 263-282.

SUH, S.; LENZEN, M.; TRELOAR, G. J.; et al. System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. **Environmental Science & Technology**, v. 38, p. 657-664, 2004.

SUH, S.; LENZEN, M.; TRELOAR, G. J.; HONDO, H.; NORVATH, A.; HUPPES, G.; JOLLIET, O.; KLANN, U.; KREWITT, W.; MORIGUCHI, Y.; MUNKSGAARD, J.; NORRIS, G., 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. **Environmental Science & Technology**. 38, 657-664.

TAN, R.R., AVISO, K.B., BARILEA, I.U., CULABA, A.B., CRUZ, J.B., 2012. A fuzzy multi-regional input-output optimization model for biomass production and trade under resource and footprint constraints. **Appl. Energy**, 90 (1), 154-160.

UGAYA, C. M. L. **Avaliação do Ciclo de Vida**. Disponível em: <[https://www.ecoinvent.org/files/131021\\_ugaya\\_avaliao\\_\\_\\_\\_o\\_do\\_ciclo\\_de\\_vida.pdf](https://www.ecoinvent.org/files/131021_ugaya_avaliao_do_ciclo_de_vida.pdf)>. Acesso em: 06 mar. 2016.

UNITED NATION ENVIRONMENTAL PROGRAMME. (UNEP). **ABC of SCP: clarifying concepts on sustainable consumption and production**. Towards a 10 year framework of programmes on sustainable consumption and production, 2010. p. 33.

VIGON, B. W.; TOLLE, D. A.; CORNABY, B. W.; LATHAM, H. C. Life cycle assessment - Inventory Guidelines and principles. 1993.  
WANKE, P., 2008. Previsão top-down ou bottom-up? Impacto nos níveis de erro e de estoques de segurança. **Gest. Prod.**, São Carlos, v. 15, n. 2, p. 231-245.

WEIDEMA, B. P. Stepping stones from life cycle assessment to adjacent assessment techniques. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, n. 5, p. 658–661, 2011.

WEIDEMA, B. P. **Market information in life cycle assessment**. Environmental Project n. 863. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, 2003.

WEIDEMA B. P. and WESNAES M. S. Data Quality Management for Life Cycle Inventories - An Example of Using Data Quality Indicators. **Journal of Cleaner Production** 4(3-4): 167-174. 1996.

WIEDMANN, T. O., SUH, S., FENG, K., LENZEN, M., ACQUAYE, A., SCOTT, K., BARRETT, J.R., 2011. Application of hybrid life cycle approaches to emerging energy Technologies the case of wind power in the UK. **Environ. Sci. Technol.** 45, 5900-5907.

ZAMAGNI, A. (2012). Life cycle sustainability assessment, editorial, **International Journal Life Cycle Assessment**, 17, 373–376.

ZANGHELINI, G.M. **Estudo de Cenários para o Pós-Uso de um compressor de Ar Baseado na Avaliação do Ciclo de Vida: influências da fronteira do sistema nos resultados**. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

ZHANG, Y.; GIBBEMEYER, E. L.; BAKSHI, B. R. Empirical Comparison of Input-Output Methods for Life Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology**. 18, 734-746.