

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL

RACHEL HORTA ARDUIN

Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação

São Carlos

2013

RACHEL HORTA ARDUIN

Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Almeida Pacca

São Carlos

2013

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

A676a Arduin, Rachel Horta
Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis:
implicações da alocação / Rachel Horta Arduin;
orientador Sérgio Almeida Pacca. São Carlos, 2013.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental e Área de
Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2013.

1. Avaliação do ciclo de vida. 2. Alocação. 3.
Fibras têxteis. 4. Algodão. 5. PET. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **RACHEL HORTA ARDUIN**.

Título da dissertação: "Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação".

Data da defesa: 22/10/2013

Comissão Julgadora:

Prof. Associado **Sergio Almeida Pacca (orientador)**
(Escola de Artes, Ciências e Humanidades/USP)

Prof. Dr. **Aldo Roberto Ometto**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof^a. Dr^a. **Silgia Aparecida da Costa**
(Escola de Artes, Ciências e Humanidades/USP)

Resultado:

APROVADA

Aprovada

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

DEDICATÓRIA

Em memória do amigo e mentor Eraldo Maluf.

AGRADEDIMENTOS

Ao Prof. Dr. Sérgio Almeida Pacca, pela confiança, paciência e disponibilidade em auxiliar-me na condução desse trabalho.

A amiga e mentora Claudia Echevengua Teixeira, não somente pelo apoio nesse trabalho, mas pela generosidade em compartilhar seus conhecimentos.

Aos professores Dr. Aldo Ometto e Dra. Silgia Aparecida Costa pelas orientações imprescindíveis para o delineamento final do trabalho.

Aos colegas do IPT, em especial aos pesquisadores Sandra Lúcia de Moraes, Edna Gubitoso, Oswaldo Sanchez Junior e Marcos Tadeu Pereira.

Aos pesquisadores Prof. Dr, Lucilio Alves e Luiz Cesar Bonfim Gottardo do Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (ESALQ – USP), Ana Donke e Marilia Ieda Matsuura (Embrapa) pela disponibilização de dados e discussões que permitiram a lapidação desse trabalho.

Aos meus familiares e amigos pelo carinho incondicional ao longo desse caminho.

RESUMO

ARDUIN, R. H. (2013) **Avaliação do ciclo de vida de produtos têxteis: implicações da alocação**. 100 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2013.

Os estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicados ao setor têxtil tiveram início na década de 1990, sendo realizados principalmente nos Estados Unidos e na Europa. No Brasil, os estudos de ACV aplicados a produtos têxteis utilizando dados nacionais iniciaram nos últimos dois anos. As normas ISO 14040 e 14044 fornecem a estrutura indispensável para a ACV, no entanto, ainda que balizadas por recomendações, certas escolhas metodológicas são realizadas pelo executor do estudo. Na maioria dos ciclos de vida do produto, há pelo menos um processo que tem mais de um produto como saída, e para o qual não é possível coletar dados em separado, sendo necessário aplicar um procedimento de alocação. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da aplicação de diferentes procedimentos de alocação no resultado final de um estudo de ACV aplicado à produção de fibras têxteis, através da análise de estudos publicados e da realização de estudo de caso. A revisão dos estudos publicados na literatura baseou-se no método de revisão bibliográfica sistemática. Dentre as publicações que apresentaram o procedimento de alocação selecionado, o que representa apenas 34% dos estudos, a alocação econômica foi realizada em sete estudos, seguido da alocação baseada em critérios físicos (massa) em cinco estudos. No estudo de caso realizado para a produção de 1 tonelada de fibra de algodão no Brasil, a alocação de todo o impacto para a fibra de algodão resultou em 4120kg/CO₂ equivalente, enquanto alocando por massa e critério econômico, respectivamente, obteve-se 1627kg/CO₂ equivalente e 3419kg/CO₂ equivalente. Para a fibra de politereftalato de etileno (PET), observou-se que o método de alocação selecionado altera a fronteira do estudo, que por sua vez impacta no resultado final. Os resultados encontrados no presente estudo reforçam a necessidade de reportar explicitamente as escolhas metodológicas e realizar análise de sensibilidade.

Palavras chave: Avaliação do Ciclo de Vida; Alocação; Fibras têxteis; Algodão; PET.

ABSTRACT

ARDUIN, R. H. (2013) **Life Cycle Assessment of textile products: implications from allocation**. 100 p. M.Sc. Dissertation. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2013.

Life Cycle Assessment (LCA) studies applied to the textile sector started in the 1990s, being conducted primarily in the United States and Europe. In Brazil, the LCA studies applied to textiles using national data began in the last two years. The ISO standards 14040 and 14044 provide the necessary structure to the LCA, however, certain methodological choices even that oriented, are made by the analyst. In most product life cycles, there is at least one process that has more than one product as output, and for which it is not possible to collect separate data, being necessary to apply an allocation procedure. This study has aimed to evaluate the influence of applying different allocation procedures in the results of an LCA study applied to textile fibers, through the analysis of published studies and conducting a case study. The review of published studies was performed based on the systematic review method. Among the publications that have presented the allocation procedure selected, which represents only 34% of the studies, economic allocation was performed in seven studies, followed by allocation based on physical criteria (mass) in five studies. In the case study for the production of one ton of cotton fibers in Brazil, allocating the full impact for cotton fiber resulted in 4120kg/CO₂ equivalent, while allocating according to mass and economic criteria, respectively, resulted in 1627kg/CO₂ equivalent and 3419kg/CO₂ equivalent. For the PET fiber, it was observed that the allocation procedure changes the system boundary, and hence the results. The results of this study emphasize the need to explicitly communicate the methodological choices and perform sensitivity analysis on LCA results.

Keywords: Life cycle Assessment; Allocation; Textile fibers; Cotton; PET.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Destinação dos têxteis após o uso no Reino Unido	22
Figura 2 – Etapas da ACV segundo a Norma NBR ISO 14040.....	26
Figura 3 – Alocação: processo de saída múltipla.....	42
Figura 4 – Alocação: processo de entrada múltipla	43
Figura 5 – Esquema para evitar a alocação	44
Figura 6a – Expansão do sistema de produto: adição	45
Figura 6b – Expansão do sistema de produto: subtração.....	45
Figura 7 – Alocação baseada em relações físicas: critério de massa.....	46
Figura 8 – Alocação baseada em relações físicas: critério de volume.....	47
Figura 9 – Processo de produção do betume	48
Figura 10 – Reciclagem de ciclo fechado	50
Figura 11 – Alocação para produtos reciclados segundo Wenzel et al. (1997).....	53
Figura 12 – Alocação para produtos reciclados segundo ILCD Handbook (2010).....	54
Figura 13 – Estrutura analítica do projeto (EAP)	55
Figura 14 – Número de artigos científicos sobre ACV aplicada ao setor têxtil por periódico.....	58
Figura 15 – Número de artigos científicos sobre ACV aplicada ao setor têxtil publicado por ano	58
Figura 16 – Categorias de impacto mais incidentes nos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis	63
Figura 17 – Escopo geográfico do estudo da Agence de L'Environnement et de la Maîtrise de L'Energie (2006)	65
Figura 18 – Escopo geográfico do estudo da Levi Strauss & CO (2009).....	66
Figura 19 – Escopo geográfico dos estudos de ACV e ICV.....	66
Figura 20 – Métodos de alocação adotados nos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis	68
Figura 21 – Expansão do sistema: sub-cenários	71
Figura 22 – Expansão do sistema: sub-cenários finais.....	71
Figura 23 – Algodão: sistema de produto	73
Figura 24 – Potencial de aquecimento global: comparativo entre procedimentos de alocação.....	84
Figura 25 – Potencial de acidificação/eutrofização: comparativo entre procedimentos de alocação.....	85

Figura 26 – Potencial de ecotoxicidade: comparativo entre procedimentos de alocação	85
Figura 27 – Alocação econômica: sistema de produto fibra de PET.....	88
Figura 28 – <i>Cut-off</i> : sistema de produto para fibra de garrafa PET	89
Figura 29 – Alocação para produtos reciclados segundo Wenzel et al. (1997): sistema de produto para fibra de garrafa PET	89
Figura 30 – Alocação para produtos reciclados segundo ILCD Handbook (2010): sistema de produto para fibra de garrafa PET	90

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Critérios selecionados para a revisão bibliográfica sistemática	56
Quadro 2 – Aplicabilidade dos estudos localizados nas plataformas de busca de artigos científicos ao tema da revisão	57
Quadro 3 – Comparação dos resultados e variáveis de estudos que realizaram a ACV para uma calça jeans	65
Quadro 4 – Estudo de caso algodão: procedimentos de alocação selecionados.....	74
Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)	77
Quadro 6 – Potencial de aquecimento global: comparação entre estudos	86
Quadro 7 – Alocação baseada em massa: comparação entre estudos.....	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Fatores de caracterização para mudanças climáticas.....	60
--	----

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 – Processo de produção do betume: fator de alocação	48
Equação 2 – Número de usos.....	51
Equação 3 – Cálculo do fator de alocação baseado em número de usos	51
Equação 4 – <i>Cut-off</i> : alocação de impactos	52
Equação 5 – Alocação econômica: cálculo do impacto da fibra de garrafa PET	70
Equação 6 – Alocação econômica: fator de alocação	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
ADEME	<i>Agence de L'Environnement et de la Maîtrise de L'Energie</i>
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
CEPEA	Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada
CH ₄	Metano
CO ₂ eq	Dióxido de carbono equivalente
CBGCV	Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida
CS ₂	Dissulfureto de carbon
CILCA	<i>International Conference on Life Cycle Assessment in Latin America</i>
DME	<i>Danish Ministry of the Environment</i>
EDIP	<i>Environmental Development of Industrial Products</i>
ESALQ	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
HFC	Hidrofluorocarboneto
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
ICV	Análise de Inventário do Ciclo de Vida
INRA	<i>Institut National de la Recherche Agronomique</i>
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
ISO	International Standardization Organization
N ₂ O	Óxido nitroso
PET	Politereftalato de etileno
TRACI	<i>Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
1.1	Justificativa.....	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos.....	17
3	INDÚSTRIA TÊXTIL E O MEIO AMBIENTE	18
4	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: DEFINIÇÕES E APLICAÇÕES.....	25
4.1	ACV aplicada ao setor têxtil e do vestuário	27
5	ALOCAÇÃO.....	42
5.1	Procedimentos para evitar a alocação	44
5.2	Procedimentos de alocação.....	46
5.2.1	Alocação baseada em relações físicas	46
5.2.2	Alocação econômica.....	48
5.2.3	Alocação e reciclagem	49
5.2.3.1	<i>Cut-off</i>	52
5.2.3.2	Alocação segundo Wenzel	52
5.2.3.3	Alocação segundo ILCD Handbook	53
6	PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	55
6.1	ACV aplicada a produtos têxteis	55
6.2	Alocação.....	59
6.3	Estudos de caso.....	59
7	RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
7.1	Considerações sobre os estudos de ACV aplicados a têxteis	62
7.2	Procedimentos de alocação aplicados nos estudos de ACV de produtos têxteis.....	67
7.3	Estudo de caso fibra de algodão: alocação para coprodutos.....	72
7.3.1	Objetivo e escopo	73
7.3.2	Análise de Inventário do Ciclo de Vida	76
7.3.3	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.....	83
7.3.4	Interpretação do Ciclo de Vida.....	86
7.4	Alocação para reciclagem: fibra de garrafa PET reciclada	87

8 CONCLUSÃO	92
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93

1 INTRODUÇÃO

A Avaliação do Ciclo de Vida é uma metodologia normalizada que permite quantificar o desempenho ambiental de produtos uma vez que identifica e avalia as entradas, saídas e os impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

A ISO 14040 e 14044 fornecem a estrutura indispensável para a ACV, no entanto, ainda que balizadas por recomendações, certas escolhas metodológicas são realizadas pelo executor do estudo (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Conforme exposto por Luo et al. (2009), diferentes abordagens metodológicas e fontes de dados distintas acarretam em resultados distintos de ACV, e dificultam a comparação entre estudos. Dentre as escolhas metodológicas selecionadas pelo executor do estudo de ACV, destacam-se os diversos procedimentos de alocação tecnicamente validados e publicados na literatura (RÁMIREZ, 2009), e que podem acarretar na variação dos resultados da ACV (SVANES; VOLD; HANSEN, 2011).

Na maioria dos ciclos de vida de produtos, há pelo menos um sistema multifuncional, isto é, processo que tem vários produtos como saídas, denominados coprodutos, e para o qual não é possível coletar dados de entrada ou saída em separado (GREENHOUSE GAS PROTOCOL, 2010). Nesse contexto, a alocação consiste em repartir os fluxos de entrada ou saída do sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009).

A norma ISO 14044 apresenta uma hierarquia de procedimentos para solucionar o problema de multifuncionalidade, e reforça a importância de reportar com clareza o procedimento de alocação selecionado. A dificuldade na seleção do procedimento de alocação mais indicado para cada estudo foi recorrentemente discutida desde a década de 1990 (EKVALL; TILLMAN, 1997).

Os estudos de ACV aplicados ao setor têxtil tiveram início na década de 1990, sendo realizados principalmente nos Estados Unidos e em países da Europa. De forma geral, os estudos de ciclo de vida aplicados a produtos têxteis foram executados para fins de comparação de processos e matérias-primas, entre produtos com funcionalidade equivalente. (CIENCHAŃSKA; NOUSIAINEN, 2005).

Conforme exposto por Dähllof (2003), parte destes estudos foram conduzidos na indústria e não possuem acesso livre, ou são publicados apenas parcialmente, o que dificulta uma avaliação crítica dos resultados obtidos, pois não se tem conhecimento de todas as variáveis

consideradas, dentre elas destaca-se a alocação. Os procedimentos de alocação aplicados aos estudos de ACV de produtos têxteis estão explícitos em apenas 34% dos estudos publicados na literatura, sendo que os procedimentos mais utilizados foram baseados em propriedades físicas (massa) e valor econômico. Dentre os que apresentaram o procedimento selecionado, poucos citaram a realização de análise de sensibilidade a fim de verificar o impacto desta escolha metodológica.

A fibra de algodão representa cerca de 40% do consumo mundial de fibras têxteis (ALWOOD et al., 2006), sendo produzida em mais de 100 países no mundo, o que compreende, aproximadamente, 2,4% da área cultivável (31 milhões de hectares) (KOOISTRA;PYBURN;TERMORSHUIZEN, 2006). A produção de fibras de algodão resulta na geração de coprodutos agrícolas, sendo assim faz-se necessário aplicar um procedimento de alocação a fim de dividir os potenciais impactos da etapa de produção agrícola.

Nota-se nos últimos anos a inserção crescente no mercado têxtil de produtos compostos de materiais de cultivo orgânico, e também de materiais reciclados (BHANOO, 2010), tais como os tecidos feitos através do reciclo de garrafas PET, que já absorvem 39,3% de todo o plástico reciclado no Brasil (Associação Brasileira das Indústrias do PET,2012). Por sua vez, a aplicação de um procedimento de alocação na avaliação do ciclo de vida de fibras de PET reciclado visa quantificar o impacto a ser transferido da garrafa PET para a fibra reciclada.

Diante desse cenário, esse trabalho visou, a partir do levantamento dos procedimentos de alocação aplicados em estudos de ACV de produtos têxteis, e de estudo de caso em cenário nacional, avaliar a influência da aplicação de diferentes procedimentos de alocação no resultado final de um estudo de ACV aplicado à produção de fibras de algodão e de fibras de PET reciclado.

1.1 Justificativa

As mudanças relativas às exigências ambientais, que vem ocorrendo no mercado têxtil global, caminham para uma preocupação holística, que vai além das restrições quanto aos contaminantes presentes no produto e compreende a busca pela minimização de impactos em toda a cadeia, desde a fibra até a disposição final (CHEN; BURNS, 2006).

Nesse contexto, estudos de ACV podem fornecer informações para facilitar a comparação ambiental entre produtos. No entanto, considerando que algumas variáveis são

selecionadas pelo executor do estudo, é importante reportar todas as escolhas metodológicas com clareza de modo a permitir que seja avaliado se a comparação entre estudos é válida.

Em virtude da escassez de estudos de ACV aplicados a produtos têxteis que discutem os procedimentos de alocação selecionados, e também da ausência de estudos no cenário nacional, este trabalho visa contribuir para a ampliação do conhecimento da aplicação do método de ACV e na quantificação e avaliação dos impactos ambientais associados à produção têxtil nacional. A seleção das matérias-primas avaliadas nos estudos de caso ocorreu em virtude da ampla utilização da fibra de algodão e do crescimento da utilização de fibras de materiais reciclados, com destaque para a fibra de PET.

2 OBJETIVOS

Visando analisar a influencia da seleção do procedimento de alocação, definiram-se os objetivos abaixo relacionados:

2.1 Objetivo geral

Avaliar o impacto de diferentes procedimentos de alocação nos resultados de ACV da produção da fibra de algodão e discussão da aplicação da alocação na produção de fibra oriunda do reciclo de PET

2.2 Objetivos específicos

- Identificar e caracterizar os procedimentos de alocação aplicados nos estudos de ACV de produtos têxteis publicados na literatura;
- Aplicar diferentes procedimentos de alocação em estudo de caso no Brasil com fibra de algodão.
- Discutir as diferenças no delineamento do sistema de produto para ACV de fibra têxtil oriunda do reciclo de garrafa PET, considerando diferentes procedimentos de alocação.

3 INDÚSTRIA TÊXTIL E O MEIO AMBIENTE

A indústria têxtil está entre as manufaturas mais antigas, e foi uma das precursoras dos desenvolvimentos que culminaram na Revolução Industrial. O setor têxtil e de confecção representa cerca de 7% do comércio mundial, movimentando em torno de US\$ 1 trilhão, e empregando, apenas no processo produtivo, em todo o mundo 26 milhões de pessoas (ALWOOD et al., 2008). A indústria têxtil e de confecção brasileira situa-se na 5ª posição entre os maiores produtores, contribuindo com aproximadamente 3% da produção mundial que é majoritariamente concentrada na Ásia – cerca de 50% da produção total (INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2012).

Estima-se que o consumo têxtil mundial quadruplicou entre 1960 e 2000 (PLASTINA, 2009 apud SAXCE; PESNEL; PERWUELZ, 2012). A indústria da moda estimula esse consumo e, segundo o Exército da Salvação, quando um confeccionado é descartado este ainda possui pelo menos 70% do seu tempo de uso (SATCOL, 2004 apud WOOLRIDGE et al., 2006). Segundo Niinimäki e Hassi (2011), observa-se ainda uma redução na qualidade dos produtos, conseqüente a necessidade de ofertar produtos a preços mais baixos, que por sua vez reduz o tempo de uso dos confeccionados.

O algodão mantém-se como a fibra mais produzida no Brasil (INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2012), que por sua vez situa-se como o quarto produtor mundial e quinto exportador (DONKE et al., 2013). A China é o maior produtor mundial, em 2011/2012 com uma produção de 33,5 milhões de fardos, seguido da Índia com 27 milhões de fardos, Estados Unidos com 11 milhões de fardos e Paquistão com 10 milhões de fardos (JOHNSON et al., 2012).

Referente à safra brasileira de algodão em 2010/2011, dois milhões de plumas de algodão foram destinadas para aplicação têxtil. Comparativamente à safra de 2009/2010 foi registrado tanto um aumento na área cultivada, de 836.000 hectares para 1,4 milhões de hectares, como na produtividade de fibras (DONKE et al., 2013). A produção nacional em 2011/2012 manteve os números da safra anterior, isto é, 9,0 milhões de fardos cultivados em 1,4 milhões de hectares, concentrados principalmente no Mato Grosso e Bahia que representam mais de 80% da produção (JOHNSON et al., 2012).

A produção mundial de algodão em 2011/2012 atingiu um recorde de 123 milhões de fardos, com expansão da produção em quase todos os países produtores de algodão, exceto os Estados Unidos que devido à seca no Texas tiveram uma redução de um quarto da produção (JOHNSON et al., 2012).

A produção de algodão, quando necessita de irrigação, requer a utilização de grande quantidade de água, de 7.000 a 29.000 litros por kg de algodão, sendo 73% da produção mundial dependente de irrigação na agricultura (WORLD WIDE FUND FOR NATURE, 2003). A agricultura do algodão também está associada ao consumo de pesticidas e inseticidas, 11% e 24%, respectivamente, do consumo total pela agricultura mundial, os quais acarretam em problemas relacionados ao solo, como a desertificação, bem como à saúde humana e organismos terrestres e aquáticos (DÄHLLOF, 2004a; INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY, 2005). A fim de combater pestes e doenças, os produtores de algodão aplicam inseticidas, fungicidas e herbicidas, que juntamente a produtos para tratamento das sementes, reguladores de crescimento, maturadores e outros podem totalizar em mais de cinquenta produtos aplicados por safra, com alto potencial de ecotoxicidade e toxicidade humana (DONKE et al., 2013).

Em 2007 o consumo total de fibras manufaturadas¹, impulsionado pelo poliéster, ultrapassou o consumo de fibras naturais, e em 2011 representou 67% do consumo total de fibras (INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2012). A produção mundial de fibra de poliéster concentra-se majoritariamente na Ásia, cerca de 90%, com destaque para a China que representa cerca de 65% do total. A produção nacional em 2011 foi cerca de 195 mil toneladas, produzidas principalmente na região sudeste (INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL, 2012). A sintetização da fibra de poliéster requer grandes quantidades de energia, e matéria-prima que acarreta inúmeros impactos ambientais em seu processo de extração, refino, transformação e transporte (GRACE, 2009a).

A preocupação crescente com os impactos ambientais associados aos processos produtivos vem exigindo um maior comprometimento ambiental, do berço ao berço (*cradle to cradle*²), dos fabricantes das diversas cadeias produtivas. Estudos recentes abordando o tema na cadeia têxtil, tais como a publicação do Guia Técnico Ambiental da Indústria Têxtil (BASTIAN et al., 2009), confirmam a atual tendência do setor em buscar melhorias nos processos a fim de reduzir impactos ambientais.

¹ Fibra manufaturada é um termo empregado para vários tipos de fibras, incluindo filamentos, obtidos a partir de polímeros naturais modificados, denominadas fibras artificiais (exemplo: viscose), ou de polímeros sintetizados a partir de compostos orgânicos, denominadas fibras sintéticas (exemplo: poliéster).

² Conceito proposto por William McDonough e Michael Braungart (2002) o qual compreende que o sistema industrial esta inserido em um sistema finito, logo o desenvolvimento de produtos deve contemplar as limitações da Terra em fornecer e absorver resíduos. Propõe uma compreensão da natureza dos materiais de modo que se possa desenvolver produtos que impactem menos ao longo do ciclo de vida, e que possam ser reciclados e utilizados como matéria-prima para novos produtos como alternativa à disposição final.

Estudos anteriores elencaram alguns dos principais impactos ambientais associados ao setor:

- Uso de materiais tóxicos a saúde humana e ao meio ambiente tais como fertilizantes, inseticidas e pesticidas na produção de fibras naturais de origem vegetal e animal (DAGISTAN et al., 2009; VASCONCELOS, 2008; ALWOOD et al., 2006; DÄHLLOF, 2003).
- Emissão de CS₂, N₂O e H₂S na produção de algumas fibras manufaturadas como viscose e poliamida (VASCONCELOS, 2008).
- Impactos ambientais diversos associados à indústria do petróleo, recurso não renovável, sendo este a matéria-prima que compõe a fibra de poliéster (GRACE, 2009a).
- Elevado consumo de água no cultivo de fibras naturais (para a fibra de algodão pode variar de 7.000 a 29.000 l/kg) e na produção de algumas fibras manufaturadas, bem como no tingimento, beneficiamento e na conservação dos produtos confeccionados na fase de uso (VASCONCELOS, 2008; ALWOOD et al., 2006; DÄHLLOF, 2003).
- Consumo de energia na produção de fibras manufaturadas, fiação de fibras naturais, na conservação dos produtos confeccionados na fase de uso (GRACE, 2009a; VASCONCELOS, 2008).
- Poluição aquática resultante da liberação de substâncias químicas perigosas, como por exemplo, o etoxilato de nonilfenol utilizado como surfactantes na indústria têxtil e subsequentemente transformado em nonilfenóis tóxicos persistentes (GREENPEACE, 2011a, 2011b; ALWOOD et al., 2006; DÄHLLOF, 2003).
- Geração de resíduos resultante do elevado consumo impulsionado pela indústria da moda (ALWOOD et al., 2006).
- Impactos na biota aquática decorrentes do esgoto doméstico oriundos do processo de lavagem doméstica das roupas, o qual além de produtos químicos contém fibrilas têxteis (BROWNE, 2011).

Nesse contexto novos estudos e tecnologias estão sendo desenvolvidos visando aperfeiçoar os processos produtivos e dirimir impactos, dentre os quais se pode citar o cultivo agroecológico³ de fibras naturais e a reutilização de efluentes do processo de tingimento (TEIXEIRA, 2008). Nota-se também a inserção crescente no mercado de produtos compostos de materiais de cultivo orgânico, ainda que esse nicho seja restrito considerando que representa 0,06% do algodão produzido no mundo (DE MAN, 2006), e o uso de matérias-primas recicladas para a produção de fibras de poliéster que e em algumas regiões já representa cerca de 50% da produção total (BHANOO, 2010).

Quanto à disposição final dos materiais têxteis no final do ciclo de vida, a reciclagem, importante prática no âmbito industrial, cresceu consideravelmente nos últimos anos como mecanismo alternativo à disposição em aterros de materiais que poderiam ser aproveitados dentro ou fora do processo produtivo (DOMINA; KOCH, 1997).

Os resíduos têxteis classificam-se em oriundos dos processos produtivos (pré consumo) ou do pós consumo resultante do descarte dos consumidores (HAWLEY, 2006). A reciclagem de resíduos têxteis pós-consumo é um processo complexo que inclui várias operações, tais como triagem e separação, e é influenciada pelo comportamento do consumidor e por políticas governamentais (MUTHU et al.,2012b). Através de análises do resíduo municipal norte americano foi verificado que em 2008 os resíduos têxteis corresponderam a 5% do resíduo disposto em aterros, cerca de 12,4 milhões de toneladas⁴.

Segundo Hawley (2006), do total de resíduos têxteis gerados anualmente nos Estados Unidos, 55% é depositado em aterros, 31% é reciclado ou reutilizado (enviados para venda e doação de peças de segunda mão) e 14% é incinerado. Segundo a Agência de Proteção Ambiental (*US Environmental Protection Agency – EPA*) estima-se que hoje somente nos Estados Unidos existam cerca de 500 empresas que processam mais de 1 milhão e 250 mil toneladas de resíduo têxtil, sendo a maior parte destas empresas de médio e pequeno porte.

No Reino Unido o gasto médio per capita com vestuário chega a £780, adquirindo-se, aproximadamente, 35 kg de roupas per capita, e descartando 30 kg per capita (ALLWOOD et al, 2006). Do total de resíduos têxteis descartados anualmente no Reino Unido, 75% (entre 400.000 e 700.000 toneladas) são depositados em aterro ou incinerados, e 25% (entre 135.000

³ Consideram-se orgânicas as matérias-primas auditadas e certificadas por um organismo certificador de tais produtos, e agroecológicas as quais são cultivadas em manejo agroecológico, ou seja, preenchem os requisitos para a certificação, mas não a possuem por falta de recursos para arcar com os custos da certificação, ou porque o comprador da fibra dispensa o certificado. (LIMA, 2008).

⁴ Environment Protection Agency (2011)

e 225.000 toneladas) são reutilizados ou reciclados – sendo que deste total, 25% é realizado por grupos como o Exército da Salvação (*Salvation Army Trading Company Ltd*) (WOOLRIDGE et al., 2006). A Figura 1 a seguir apresenta a destinação dos têxteis após uso pelo consumidor no Reino Unido quando são reutilizados ou reciclados:

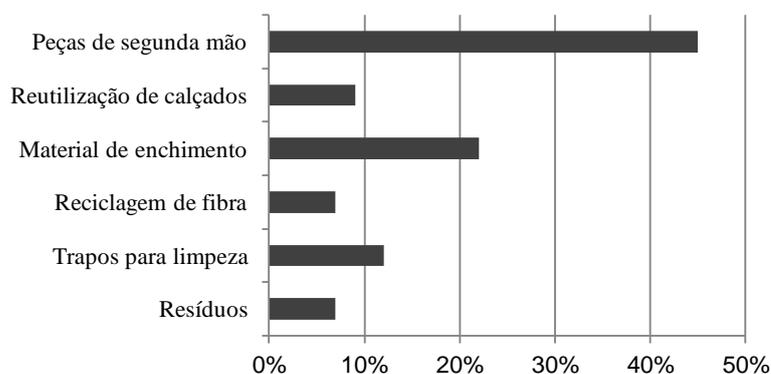


Figura 1 – Destinação dos têxteis após o uso no Reino Unido
Fonte: Adaptado de KÖHLER, 2008.

O consumo têxtil anual na Finlândia é de 55.5 milhões de kg, enquanto estima-se que o resíduo têxtil anual é de 40 milhões de kg. Deste somente 1% é disposto em aterros devido à tradição de reciclagem e reuso de têxteis (NIEMINEN-KALLIALA, 2003). Já na Suécia, 15 kg de têxtil são consumidos anualmente por habitante, os quais 8 kg são incinerados junto ao resíduo municipal, 3 kg são enviados para organizações de caridade para reutilização, e o restante fica acumulado nos guarda-roupas, ou torna-se resíduo gerenciado por algum outro mecanismo, como por exemplo, centros de reciclagem (PALM, 2011).

Na Alemanha, o grupo SOEX coleta para reutilização ou reciclagem cerca de 100.000 toneladas de têxteis por ano, ou seja, 300 toneladas por dia, o que se acredita ser, aproximadamente, 25% do resíduo têxtil descartado na Alemanha⁵. Estima-se que na Alemanha cerca de 10.000 pessoas estão empregadas na indústria de reciclagem têxtil, e cerca de 100.000 no restante da Europa.

Tais números, frente à ausência de dados desta magnitude no Brasil, colocam em evidência a necessidade de atores que criem um planejamento, gerenciamento e condições que estimulem o descarte, a fim de facilitar processos de reutilização e reciclagem têxtil.

A reciclagem têxtil pode ser feita de duas formas distintas: a partir de processo mecânico, que envolve desfibragem dos tecidos para nova fiação, ou processo químico, com

⁵ Soex Textil – Vermarktungs GmbH (2011)

despolimerização e repolimerização antecedendo a extrusão de uma nova fibra. As fibras naturais são recicladas a partir de processos mecânicos, enquanto as manufaturadas podem ser recicladas por ambos os processos – o processo químico, ainda que mais caro e com maiores impactos, resulta em uma fibra manufaturada reciclada de melhor qualidade (THIRY, 2009; HAWLEY, 2006). Dentre as aplicações das fibras têxteis recicladas pode-se citar: produção de novos fios que originarão novos confeccionados, fabricação de nãotecidos para diversas aplicações, fabricação de geotêxteis⁶, enchimento de colchão, estopa, revestimento têxtil de piso, entre outros (KORHONEN, M.; DAHLBOSAHA, 2007).

A indústria da reciclagem têxtil está entre as mais antigas indústrias de reciclagem (HAWLEY, 2006), entretanto a partir da década de 1990, devido à popularização de questões ambientais, primeiramente em países da Europa e Estados Unidos, notou-se maior repercussão quanto à utilização de materiais oriundos do reciclo de produtos têxteis, bem como de outros materiais reciclados, tais como o PET, como matéria-prima de produtos têxteis. Anteriormente a esse período muitas vezes não se reportava a utilização de tais matérias-primas uma vez que os consumidores, por desconhecimento dos processos, acreditavam que o produto teria menor qualidade, ideia que, em menor escala, ainda hoje perdura (NAKANO, 2007).

Após as fibras manufaturadas adentrarem o mercado no século 20, a reciclagem de têxteis tornou-se mais complexa tanto pelo aumento da resistência das fibras, tornando mais difícil a reciclagem mecânica, como também devido a misturas de fibras, especialmente entre naturais e manufaturadas, as quais visam melhor resistência do material e redução de custos e que, em contrapartida, dificultam o processo de triagem que antecede a reciclagem (ALWOOD et al., 2006; HAWLEY, 2006).

O mercado de reciclagem têxtil é limitado devido a barreiras técnicas, econômicas e institucionais (PALM, 2011). As tecnologias hoje disponíveis resultam em fibras têxteis de baixa qualidade, e conseqüentemente com baixo valor agregado comparativamente a materiais virgens. Conforme citado anteriormente, uma vez que o material têxtil não é homogêneo, dificulta os processos de triagem e reciclagem tanto pelas diferentes fibras que os compõe, como também por aviamentos e a própria confecção que não são pensados para facilitar a desmontagem (GAM et al., 2011). Quanto à variável ambiental envolvida na reciclagem, estudos sugerem que a reciclagem reduz os impactos ambientais quando comparado com a utilização de matérias-primas virgens na confecção de um novo produto têxtil

⁶ Geotêxteis são materiais têxteis utilizados em aplicações de engenharia civil e geotécnica.

(WOOLRIDGE, 2006; DOMINA; KOCH, 1997), porém estes não apresentam dados quantitativos detalhados do impacto em todo o ciclo de vida dessas matérias-primas.

4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: DEFINIÇÕES E APLICAÇÕES

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia de avaliação dos impactos associados ao ciclo de vida de um produto desde a extração das matérias-primas até o descarte final (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2006).

O primeiro estudo foi realizado nos Estados Unidos no final da década de 1960, e considerou apenas o consumo de energia requerido para produzir embalagens (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005). Na década de 1990 foram desenvolvidos mais estudos de ACV e Inventário do Ciclo de Vida (ICV)⁷ culminando na normalização da metodologia (série ISO 14040), e aplicação desta em diversas cadeias produtivas, dentre elas no setor têxtil e de vestuário (CIENCHAŇSKA; NOUSIAINEN, 2005).

As aplicações da ACV incluem (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009; GIANNETTI; ALMEIDA, 2006):

- Identificação dos processos, materiais e sistemas que mais contribuem para o potencial impacto ambiental ao longo do ciclo de vida e oportunidades de melhoria;
- Comparação das diversas opções, em um processo particular, a fim de minimizar potenciais impactos;
- Seleção de indicadores ambientais relevantes;
- Elaboração de rotulagem ambiental tipo III, denominada declaração ambiental de produto, conforme requisitos descritos na ISO 14025.

Um estudo de ACV é composto de quatro etapas, conforme apresentado na Figura 2, sendo estas iterativas, ou seja, interligadas e constantemente reavaliadas durante o estudo.

⁷O que diferencia um estudo de ACV de um estudo de ICV é a presença da terceira etapa de avaliação do impacto do ciclo de vida (ABNT, 2009).

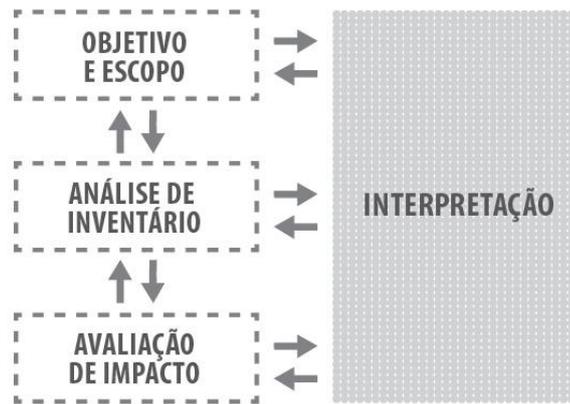


Figura 2 – Etapas da ACV segundo a Norma NBR ISO 14040

Fonte: Elaborado pela autora com dados da Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004)

Conforme apresentado na norma NBR ISO 14040, na primeira etapa da ACV, denominada objetivo e escopo, define-se a finalidade e a abrangência do estudo, bem como parâmetros decisivos para as demais etapas, tais como unidade funcional (desempenho quantificado de um sistema para utilização como unidade de referência), fronteira do sistema (conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem parte do sistema de produto) e fluxo de referência (medidas das saídas de um dado sistema de produto, requeridas para realizar a função expressa pela unidade funcional).

A abordagem da ACV pode ser atribucional ou consequencial, sendo isso definido também na primeira etapa do estudo. A ACV atribucional descreve os impactos e fluxos de recursos dentro de um sistema atribuído a certa quantidade de unidade funcional; por sua vez, a ACV consequencial estima como os impactos e fluxos de recursos de um sistema se alteram em decorrência de uma mudança na saída da unidade funcional (THOMASSEN et al, 2008). A segunda etapa da ACV, denominada Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), compreende a coleta e sistematização dos dados de entrada e saída do sistema em estudo, os quais na terceira etapa, denominada Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), serão correlacionados às categorias de impacto selecionadas quanto à sua significância ambiental.

Para tanto é necessária a seleção e aplicação de um dos métodos de AICV internacionalmente reconhecidos e tecnicamente validados. Em linhas gerais, estes métodos dividem-se em *endpoint* e *midpoint*, e diferenciam-se na forma de abordagem e na amplitude de suas categorias de impacto (THRANE; SCHMIDT, 2006). Os métodos *endpoint* baseiam-se em estudos epidemiológicos para determinar a nocividade das substâncias emitidas (*top-down*), enquanto os *midpoint* partem da composição das substâncias para estimar seu potencial de impacto ambiental (*bottom-up*). Considera-se os métodos *endpoint* mais fáceis de

serem compreendidos e utilizados para tomadas de decisão, e em contrapartida argumenta-se que os métodos *midpoint* apresentam resultados mais confiáveis (UDO DE HAES, 2002 apud THRANE; SCHMIDT, 2006).

Na última etapa da ACV, interpretação do ciclo de vida, os resultados das etapas da análise de inventário e da avaliação de impacto são interpretados de acordo com o objetivo e escopo, a fim de obter conclusões, limitações e recomendações.

4.1 ACV aplicada ao setor têxtil e do vestuário

O primeiro estudo de ICV, realizado nos Estados Unidos pela Franklin Associates em 1992, buscou quantificar e comparar o consumo de água e energia, e as emissões ao ar, solo e água relacionadas a fraldas descartáveis e fraldas de tecido higienizadas em procedimentos de lavagem doméstica e comercial (LEVAN, 1998). Os dados localizados deste estudo não permitiram acesso em detalhes da metodologia, dificultando o entendimento do sistema de produto avaliado e a fonte dos dados⁸. A unidade funcional considerada foi um dia utilizando fraldas, sendo que determinou-se o consumo de 9,7 fraldas de tecido/dia, e 5,4 fraldas descartáveis/dia. Segundo Levan (1998), concluiu-se que as fraldas de tecido higienizadas em procedimento de lavagem doméstica são as que consomem mais energia dentre as avaliadas, e que as fraldas de tecido higienizadas em procedimento de lavagem comercial são as que mais consomem água. Com relação às emissões ao meio ambiente, as maiores emissões atmosféricas estão relacionadas às fraldas de tecido higienizadas em procedimento de lavagem doméstica, a maior geração de resíduo sólido às fraldas descartáveis, e quanto a emissões aquáticas as fraldas de tecidos, em ambos os procedimentos de lavagem, acarretam em cinco vezes mais emissões que as fraldas descartáveis.

A fim de quantificar os impactos ambientais associados ao ciclo de vida de uma blusa feminina de poliéster produzida e utilizada nos Estados Unidos, a Franklin Associates (1993) realizou um estudo de ICV considerando a manufatura, fase de uso (blusa lavada após ser utilizada duas vezes) e disposição em aterros após a mesma ser lavada quarenta vezes. Concluiu-se que 82% do consumo energético referem-se à fase de uso, sendo que na etapa de

⁸ Sabe-se que existe uma publicação da Franklin Associates acerca do estudo, entretanto não foi possível localizá-la. Dessa forma, utilizou-se um artigo da Forest Products Society, que apresenta brevemente as variáveis e resultados do estudo.

produção da blusa os processos que apresentaram maior consumo foram, respectivamente, fabricação do tecido – cerca de 7%, e manufatura da resina (matéria-prima) – 3% do total.

Smith e Barker da *American Fibers Manufactures* publicaram em 1995 o referido estudo de ICV de uma blusa feminina de poliéster desenvolvido pela Franklin Associates (1993).

Leffland, Kærsgaard e Andersson (1997) publicaram estudo de ACV de camisetas de composição 100% algodão tintas com corantes reativos. O fluxo de referência adotado foi uma camiseta com massa de 250 g, e a unidade funcional considerada foi o número de camisetas necessárias para uma pessoa utilizar ao longo de um ano, totalizando setenta e cinco lavagens e quarenta e cinco secagens em secadora com tambor rotativo. Baseado na unidade funcional do estudo, os autores avaliaram dois cenários com camisetas de algodão de qualidade diferentes, sendo a primeira resistente a setenta e cinco lavagens, e a segunda cuja qualidade só permitia ser lavada cinco vezes e então necessitava ser descartada, totalizando o consumo de quinze camisetas para suprir a unidade funcional. Com essa comparação foi possível visualizar a distribuição do impacto do ciclo de vida ao longo dos dois cenários, sendo que no primeiro cenário a etapa de uso apresentou impacto muito maior que as demais etapas, e por sua vez no segundo cenário a etapa de uso foi tão significativa quanto às demais.

Em 1997, Günther e Langowski publicaram estudo de ACV comparativo de trinta e dois diferentes tipos de revestimentos de piso, sendo um deles de composição têxtil, quantificados a partir de coleta de dados em catorze empresas europeias. O revestimento têxtil apresentou o maior impacto relacionado ao consumo de energia, considerando que na etapa de manutenção utiliza-se aspirador de pó para a limpeza. Concluiu-se que a troca antecipada do revestimento, devido à má seleção do tipo de material para a aplicação pretendida, por gosto ou hábito pode acarretar no aumento dos impactos ambientais associados ao produto.

Kalliala e Nousiainen (1999) desenvolveram estudo a fim de selecionar a fibra mais adequada para a composição de toalhas e lençóis para hotéis na Escandinávia. Foi comparado o impacto ambiental do ciclo de vida de toalhas e roupas de cama de composição 100% algodão – avaliou-se tanto uma produção que utilizava fertilizantes e pesticidas, como também uma orgânica – e a mistura 50% algodão e 50% poliéster. De acordo com os resultados encontrados, o alto consumo de água e de pesticidas na produção do algodão, e a energia gasta para a conservação dos confeccionados de composição 100% algodão na etapa de uso somaram maiores impactos dos que os gerados na produção e utilização dos confeccionados com 50% de poliéster. Entretanto, avaliando apenas o consumo energético na fase de produção de ambas as fibras, o poliéster consome cerca de 40% a mais de energia do que a fibra de algodão. Os autores afirmaram que as toalhas com misturas de fibras possuem

maior durabilidade, e que, conseqüentemente, os impactos da fase de produção tendem a ser divididos em uma escala de tempo maior.

Em 2002 a empresa Marks & Spencer publicou um relatório elaborado por Collins e Aumônier, quantificando o consumo de energia de dois produtos têxteis, sendo: três cuecas de algodão e uma calça de poliéster, ambos utilizados por dois anos. Assumiu-se que as cuecas seriam lavadas cerca de cinquenta e quatro vezes, e a calça noventa e duas vezes durante a etapa de uso. Observou-se que o principal consumo de energia para ambos os produtos está associado à etapa de uso e manutenção, cerca de 80% para as cuecas e 76% para a calça. Concluiu-se que a redução de 10°C na temperatura da lavagem (de 50°C para 40°C) acarreta na redução de 11% e 10%, respectivamente, do consumo de energia. A reciclagem de têxteis também foi apresentada como vantajosa na redução do consumo de energia comparativamente a produção de algodão e poliéster.

Nieminen-Kalliala (2003) desenvolveu estudo visando elaborar indicadores ambientais de produtos têxteis para declaração ambiental tipo III para produtos têxteis. O inventário do ciclo de vida de alguns produtos têxteis foi correlacionado com os requisitos ambientais de dois selos ambientais de produtos têxteis, sendo estes *Öko-Tex* e *EU environmental label*. Observou-se que os requisitos dos selos ambientais objetivam reduzir as descargas prejudiciais de algumas substâncias durante a fabricação do têxtil, sendo que aspectos relacionados ao fim de vida dos produtos e a durabilidade destes não são contemplados. A fonte dos dados do inventário de ciclo de vida sistematizado e apresentado no estudo não foi claramente apresentada.

Dähllof (2004b) realizou estudo na Suécia visando avaliar os impactos de tecidos de diferentes composições (100% algodão, 75% lã e 15% poliamida, e 100% poliéster com acabamento retardante a chama) para aplicação em um sofá. Diferentemente do observado nos estudos com têxteis para vestuário, o maior impacto dos diferentes tecidos não foi na fase de uso, e sim na manufatura. O tecido de lã com poliamida apresentou o maior impacto associado ao uso da terra, mas segundo a autora, o uso da terra para criação de ovinos pode ser considerado positivo em alguns aspectos uma vez que o pastoreio preserva a paisagem do campo, e está associado a valores culturais. O tecido de algodão apresentou maior impacto relacionado à ecotoxicidade aquática, sendo em grande parte decorrente da irrigação do cultivo e o uso de pesticidas e fertilizantes. A fim de obter um resultado total do impacto, considerando todas as categorias de impacto avaliadas, aplicou-se no estudo a etapa opcional de normalização pelos métodos Ecoindicator 99, EDIP e EPS 2000, e mesmo com as

diferenças entre estes, a melhor alternativa encontrada foi o tecido de poliéster, seguido do tecido de lã e poliamida, e por último o de algodão.

Em 2006, a Universidade de Cambridge publicou um relatório com o panorama ambiental da produção têxtil e de confeccionados no Reino Unido, bem como as perspectivas futuras (ALWOOD et al., 2006). Foram conduzidos estudos de caso com três confeccionados: camiseta, blusa e carpete de composições distintas, e conseqüentemente com tecnologias de produção diferentes, visando avaliar o consumo energético destes nas diferentes etapas do ciclo de vida.

Atualmente o Reino Unido situa-se majoritariamente como consumidor final de confeccionados, e o processo produtivo ocorre em diferentes países do globo. Nesse contexto, o estudo de caso da camiseta considerou as fibras e fios de algodão oriundos dos Estados Unidos, transportados para a China para serem tecidos e confeccionados, e posteriormente exportados para o Reino Unido. Alwood et al. (2006) consideraram como fluxo de referência uma camiseta pesando cerca de 250 g, tinta com corante reativo⁹, lavada na fase de uso a 60° C, seca em secadora com tambor, e passada cerca de vinte e cinco vezes em seu ciclo de vida. Devido em grande parte aos equipamentos utilizados na fase de uso, essa etapa representou 65% do consumo total de energia, seguido, respectivamente, pelos impactos da produção, preparação da matéria-prima, transporte e disposição final.

A *Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie* (ADEME) publicou um relatório de ACV de uma calça jeans, fabricada com algodão do Uzbequistão, Índia e Egito, produzida na Tunísia e consumida na França. Considerou-se que a calça (fluxo de referência – 660 g) seria utilizada um dia por semana durante quatro anos, e lavada em máquina de lavar a 40° C depois de ter sido utilizada três vezes. Assumiu-se que a disposição do jeans após a fase de uso seria metade em aterros ou incineração, e a outra parte doação para uso por outro consumidor (peças de segunda mão). Dentre as unidades de processo avaliadas, a etapa de cultivo do algodão apresentou impactos significativos de toxicidade aquática e eutrofização, bem como a fase de uso apresentou elevadas emissões relacionadas à toxicidade humana, geração de resíduos e consumo de energia (ADEME, 2006).

Barber e Pellow (2006) realizaram um estudo a fim de verificar o impacto médio da produção de uma tonelada de top de lã¹⁰ de merino¹¹ em vinte e quatro fazendas na Nova

⁹ Designam-se corantes reativos aqueles que aplicados aos materiais têxteis, principalmente fibras celulósicas, tornam-se quimicamente parte da fibra por meio de uma ligação covalente. (MALUF; KOLBE, 2003)

¹⁰ Define-se top de lã como fita de lã contínua e sem torção, obtida após lavagem e cardagem.

¹¹ Merino é uma raça de carneiro originária da Espanha e Portugal.

Zelândia, considerando os impactos desde a pecuária até o transporte dos tops de lã por caminhão para o porto, e o transporte de barco para a China. O consumo total de energia do sistema totalizou 45.730 MJ / toneladas de top de lã, sendo que apenas 49% do consumo correspondeu à fase de pecuária, e desse total 90% devido ao processo de lavagem da lã. As emissões atmosféricas foram avaliadas pelas emissões de CO₂, sendo originadas principalmente devido ao uso de fertilizantes nas fazendas.

Em 2006 o *Institut National de la Recherche Agronomique* (INRA) publicou um relatório de ACV de fios de cânhamo e linho, em que quantificou-se o impacto desde o cultivo até a produção do fio, considerando o impacto do maquinário utilizado, e excluindo etapas de uso e disposição final. Concluiu-se que as práticas de cultivo do cânhamo acarretaram em resultados distintos de impacto, por exemplo, o cenário com maceração em água obteve menor impacto em todas as categorias em comparação à maceração biológica, exceto para consumo de pesticida e eutrofização que os resultados foram praticamente iguais. O linho obteve resultado semelhante ao impacto do cânhamo macerado em água, exceto para algumas categoriais de impacto, tais como eutrofização, em que obteve menor impacto. A comparação com algodão não foi bem sucedida, pois os estudos encontrados na literatura tinham abordagem diferente do estudo realizado com o cânhamo e o linho. Van der Werf e Turunen (2008), autores do relatório do INRA, publicaram este trabalho em um periódico da área.

Woolridge et al. (2006) realizaram estudo a fim de quantificar e comparar o consumo de energia relacionado a utilização de matérias-primas recicladas, algodão e poliéster, oriundas de processo de reciclagem de peças de segunda mão coletadas pelo Exército da Salvação, frente ao consumo de energia da utilização de matéria-prima virgem para produção de confeccionados. Concluiu-se que utilizando 1 kg de algodão reciclado, cerca de 65 kWh são economizados em comparação a utilização de matéria-prima virgem, e para cada quilo de poliéster reciclado em torno de 90kWh é economizado.

Nieminen et al. (2007) publicaram artigo apresentando a EU-Cost Action 628, um projeto de universidades e institutos de pesquisa de dez países na Europa visando desenvolver uma base de dados ambiental para processos têxteis. O uso da ACV é incentivado visando estabelecer critérios para declaração ambiental de produtos têxteis. Para tanto o artigo apresenta algumas orientações quanto a como definir algumas variáveis em estudos aplicados a produtos têxteis, tais como unidade funcional (deve adequar-se aos parâmetros de qualidade, tais como o título de fios, ou a massa por unidade de área de tecidos) e unidades dos parâmetros do inventário de ciclo de vida. Os estudos e alguns resultados obtidos na EU-Cost

Action 628 são brevemente apresentados, tais como impactos associados a diferentes processos de tingimento.

Como resultado do projeto de base de dados para avaliação ambiental de produtos têxteis – EDIPTX o Ministério Dinamarquês de Meio Ambiente (*Danish Ministry of the Environment – DME*) publicou em 2007 um relatório apresentando seis estudos de avaliação do ciclo de vida dos seguintes produtos têxteis: camiseta; jaqueta de corrida, jaqueta, blusa, toalha de mesa e revestimento de piso. As matérias-primas têxteis estudadas foram: algodão, viscose, poliéster, poliamida 6.6, polipropileno e acrílico, pois segundo os autores, estas seis fibras compreendem mais de 90% do mercado da União Europeia para os produtos têxteis de vestuário.

Referente ao estudo da camiseta de composição 100% algodão, estudou-se nove cenários de produção (como por exemplo: utilização de algodão orgânico), e dez cenários de consumo (como por exemplo: redução da temperatura de lavagem de 60°C para 40°C). O principal cenário indicou que as contribuições mais significativas para os potenciais impactos ambientais relacionam-se aos produtos químicos provenientes de cultivo de algodão, e o grande consumo de energia elétrica na fase de utilização. De forma geral, os cenários indicaram que o consumidor pode influenciar muito o resultado do impacto ambiental dos produtos têxteis, uma vez que os maiores impactos concentram-se na etapa de uso.

Visando comparar os impactos ambientais associados à produção e utilização de uma camiseta de algodão em comparação a outra de poliéster, foi realizado um estudo de caso comparativo entre duas camisetas das referidas matérias-primas produzidas e consumidas na Austrália (GRACE, 2009a, 2009b). O estudo considerou como sistema de produto o cultivo do algodão e a sintetização da fibra de poliéster, produção dos fios, tecidos, confecção das camisetas e fase de uso – 75 ciclos de lavagem, secagem em tambor, e passadoria. A emissão dos gases de efeito estufa foi convertida em CO₂eq, resultando nos índices de emissão na produção em torno de 6kg CO₂eq para camiseta de algodão, e de 7,8kg CO₂eq para camiseta de poliéster; sendo que a fase de uso de ambas foi responsável pelo maior impacto, cerca de 85kg CO₂eq para ambas as camisetas.

Inserido no âmbito de estudos de ACV em uma economia globalizada, a Levi Strauss & Co (2009) realizou estudo considerando diferentes cenários de cultivo da matéria-prima e produção, a fim de quantificar os impactos da produção e utilização de uma calça jeans modelo Levi's® 501® de estonagem¹² média, lavada cento e quatro vezes – cerca

¹² Processo de lavagem industrial o qual confere uma aparência de desbotado ao jeans.

de uma vez por semana por um período de dois anos. Segundo a empresa, quantificou-se consumo de água e energia, potencial de aquecimento global (baseado na referência do IPCC), bem como, baseado no método *Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts* (TRACI) os potenciais de acidificação, eutrofização, formação de ozônio troposférico, toxicidade humana e ecotoxicidade.

O estudo da Levi Strauss & Co foi realizado pela PE Americas, conforme metodologia das normas ISO, utilizando o software GaBi 4 e bancos de dados disponíveis neste. Foram avaliados três cenários distintos de cultivo de matéria-prima e produção, e todos considerando o consumo nos Estados Unidos. Quanto à disposição do consumidor final, foram considerados três cenários, sendo: reutilização, aterro e incineração. A etapa de manutenção e uso da peça registrou a maior parte das emissões de gases relacionados ao aquecimento global (58%) e consumo de energia (58%). Quanto ao consumo de água, a etapa de cultivo do algodão é responsável pelo maior consumo, cerca de 50%, seguida pela etapa de manutenção com 45%. Devido ao alto impacto da etapa de manutenção e uso, avaliou-se o impacto da lavagem em lavadora *front-loading* e *top-loading* com diferentes temperaturas, bem como a secagem em varal e secadora tambor. Com base no resultado dessa etapa, que indicou maior impacto para lavagem com alta temperatura em lavadora *top-loading* e secagem em tambor, a Levi's modificou as etiquetas de manutenção de suas peças indicando o consumidor a lavar com água fria e secar em secadora com baixa temperatura, bem como está desenvolvendo projeto junto à Whirlpool a fim de reduzir impactos na etapa de lavagem (*green laundry*), e instituiu campanha visando reduzir o número de lavagem para 1 vez a cada duas semanas ou 1 vez por mês.

O'Brien et al. (2009) realizaram estudo a fim de quantificar e comparar o consumo de água e energia, geração de resíduos sólidos e uso de terra no processo produtivo relacionadas à produção, uso e disposição final de fraldas descartáveis e fraldas de tecido higienizadas em procedimentos de lavagem doméstica e comercial. A fim de considerar diferentes cenários de quantidades de fraldas utilizadas por dia, para cada tipo de fralda o estudo apresentou três possíveis cenários de utilização: baixo, médio e alto. Para um dia utilizando fraldas, determinou-se necessário de cinco a nove fraldas de tecido/dia, e de quatro a sete fraldas descartáveis/dia. A partir de tais valores, e que uma criança utiliza fralda por em média dois anos e meio, o fluxo de referência considerando os três cenários de utilização foi a massa total de fraldas de tecido (lavagem doméstica: entre 2,4 e 72 kg; lavagem comercial: entre 4,6 e 20,5 kg) e de fralda descartável (entre 173 e 352 kg) utilizada nesse escopo de tempo. A significativa diferença entre os procedimentos de lavagem e secagem doméstica e comercial

influencia na durabilidade do tecido, razão pela qual a quantidade de fraldas consideradas necessárias para o escopo de dois anos e meio foi distinta. Para as fraldas de tecido lavadas em procedimento doméstico, o estudo considerou boas práticas de lavagem e secagem, ou seja, que as fraldas foram lavadas em água fria (quantificou-se o impacto em lavadora *front-loading* e em lavadora *top-loading*) e secas em varal. Para as fraldas lavadas em procedimento comercial, considerou-se ciclo de lavagem com alta temperatura e secagem em secadora.

Devido à durabilidade inferior das fraldas lavadas em processo de lavagem comercial, a fralda lavada em procedimento comercial apresentou maior consumo de água, pois ainda que o processo de lavagem utilize menos água que o doméstico, foi necessária maior quantidade de fraldas. Quanto ao consumo de água nos diferentes procedimentos de lavagem doméstica, concluiu-se que as fraldas lavadas em lavadora *top-loading* consomem mais águas que em lavadora *front-loading*. Diferentemente do resultado encontrado pela Franklin Associates (LEVAN, 1998), concluiu-se que as fraldas de tecido higienizadas em procedimento de lavagem doméstica são as que menos consomem energia, sendo as descartáveis, devido ao processo de produção da celulose, a que mais consome energia. Concluiu-se também que as fraldas descartáveis necessitam de mais metros de tecido, uma vez que a celulose das fraldas descartáveis é obtida da madeira. A geração de resíduos das fraldas descartáveis foi cerca de vinte vezes maior que para as fraldas de tecido lavadas em ambos os procedimentos de lavagem.

Steinberger et al. (2009) avaliaram uma camiseta 100% algodão produzida na Índia, e uma jaqueta 100% poliéster produzida na China, ambas consumidas na Alemanha. As etapas da realização da ACV foram descritas em detalhes no artigo, desde a definição dos objetivos do estudo, unidade funcional (cem dias de uma camiseta sendo utilizada), fluxo de referência (camiseta de 0,25 kg e jaqueta de 0,5 kg), como unidades de processo consideradas, a forma de coleta dos dados do inventário do ciclo de vida, e a utilização dos bancos de dados na ausência de dados diretos, principalmente da produção do poliéster. Concluiu-se que a camiseta demanda cerca de 50% mais energia do que a jaqueta, ainda que sua massa seja metade. De forma geral, as emissões do ciclo de vida de ambas estão na mesma grandeza, sendo em média as emissões relacionadas ao algodão 30% maiores, exceto para o SO₂ onde essa proporção é inversa para o poliéster. O maior impacto observado para as camisetas de algodão ocorreu na fase de uso na Alemanha, cerca de 70% do consumo de energia e emissão de CO₂, enquanto o impacto maior da jaqueta ocorreu na fase de produção na Índia.

Arduin e Pacca (2010) publicaram um trabalho com o estado da arte da aplicação da avaliação do ciclo de vida no setor têxtil e de vestuário. Dentre os estudos avaliados, 60%

correspondem a estudos de ICV e 40% de ACV. As principais escolhas metodológicas dos estudos foram avaliadas, bem como as limitações.

Visando avaliar os benefícios ambientais de reutilizar roupas, Farrant, Olsen e Wangel (2010) realizaram uma ACV de camisetas de algodão 100% algodão, e de calças de composição 65% algodão e 35% poliéster. Foram avaliados diferentes cenários compreendendo as possibilidades de reutilização dos confeccionados na Suécia ou na Estônia, incineração, e no caso das camisetas reciclagem para produção de trapos. A fronteira do estudo compreendeu desde a extração das matérias primas, até o descarte, reutilização ou reciclagem, sendo que se desconsiderou o impacto dos aviamentos e etiquetas. O estudo apresentou diversas variáveis da ACV, entretanto não ficou claro como foi considerado o cenário de reutilização, no que se refere ao deslocamento das peças para os locais de reutilização, e tão pouco no cenário de reciclagem do algodão. A reutilização de cem peças comparativamente a incineração de 100 camisetas de algodão reduziu 14% do aquecimento global, e no caso das calças de poliéster e algodão 45% de toxicidade humana em comparação ao cenário de incineração.

Nakatami et al. (2010) realizaram estudo a fim de quantificar e comparar os impactos relacionados a emissão de gases do efeito estufa (GEE) e consumo de recursos fósseis oriundos da reciclagem química e mecânica de garrafas PET para fabricação de materiais diversos, dentre eles tecidos e confeccionados, em comparação aos impactos da incineração e disposição em aterros. O escopo geográfico do estudo foi o Japão e a China a fim de comparar os impactos dos referidos processos em ambos os países (denominados cenários), considerando a unidade funcional de 1 kg de garrafa PET descartada no Japão (os cenários realizados na China consideraram a exportação dos flocos de PET). As etapas relacionadas à reciclagem considerada no estudo e os dados utilizados no inventário foram apresentados, entretanto as etapas relacionadas à produção de roupas não foram explicitadas dificultando o entendimento de quais processos foram considerados. Os cenários de reciclagem no Japão e China apresentaram menores emissões de gases do efeito estufa (GEE) e consumo de recursos fósseis que o cenário de incineração, indicando a importância da reciclagem de garrafas PET pós consumo. Comparando os processos de reciclagem química e mecânica observou-se que o primeiro tem maiores emissões de GEE. O cenário aterro teve o maior consumo de recursos fósseis, entretanto considerando as emissões de GEE, apresentou menores impactos que o cenário de incineração, e ligeiramente menor do que os cenários de reciclagem química. Um ponto salientado no artigo refere-se ao impacto relacionado à matriz energética da China e do

Japão, a qual influenciou nos resultados finais representando menor impacto aos processos no Japão.

Shen, Worrell e Patel (2010a) publicaram estudo comparativo da produção de fibras manufaturadas oriundas de celulose regenerada da empresa Lenzing AG com o impacto da produção de algodão, polipropileno e poliéster. Para a fibra de viscose estudou-se um cenário de produção de viscose na Ásia, e outro na Áustria. Observou-se maior impacto associado à planta da Ásia, resultante principalmente das diferenças das matrizes energéticas, uma vez que mais de 99% do calor e energia da planta da Ásia provêm de combustíveis fósseis, que são principalmente carvão e petróleo. Também foi incluído um cenário de produção de tencel com energia 100% da incineração de resíduos sólidos urbanos, que por sua vez resultou no processo com melhor desempenho ambiental. Concluiu-se que as fibras de celulose regenerada, com exceção de Viscose (Ásia), têm melhor desempenho ambiental que o poliéster, polipropileno e algodão.

Shen, Worrell e Patel (2010b) realizaram também um estudo visando avaliar o impacto do uso de garrafa PET reciclada para a fabricação de fibras têxteis em quatro possíveis cenários de reciclagem (mecânico, semi mecânico, químico denominado “volta a oligômero” e químico denominado “volta a monômero”), e ao final comparam com o impacto do uso de fibras de algodão, viscose, polipropileno, ácido polilático e poliéster virgem. Considerando que a reciclagem da garrafa resulta em um cenário de alocação, foram aplicados três procedimentos, apresentados na seção 8.1. A fronteira do estudo compreendeu a produção da fibra até o portão da empresa (*cradle to gate*), sendo excluídas as etapas de produção do produto final, utilização e disposição final pós-consumo. Comparativamente à fibra de poliéster virgem, independentemente do procedimento de alocação adotado, a reciclagem mecânica resultou em menores impactos na maior parte das categorias de impacto avaliadas. Para a categoria de impacto de aquecimento global, o uso de fibras recicladas reduziu entre 25-75% de emissões, e entre 45-80% do consumo de energia não renovável. Observou-se que o método de alocação adotado tem grande influência no resultado do estudo, uma vez que a fronteira do estudo é alterada dependendo do método.

Cartwright et al. (2011) publicaram estudo de avaliação do ciclo de vida de uma camisa social manga curta, utilizando principalmente dados de inventário de ciclo de vida disponíveis em bases de dados disponíveis no software GaBI. A unidade funcional selecionada foi uma camisa com colarinho e dois bolsos utilizada cinquenta e duas vezes, e o fluxo de referência determinado em função da massa (227g). Concluiu-se que o consumo de energia total para a camisa social foi de 102 MJ, o consumo de água de 2.729 litros de água

e o potencial de aquecimento global de 5,7 kg CO₂ equivalente. O estudo também apresenta recomendações visando reduzir impactos do processo produtivo, tais como utilização de poliéster reciclado, bem como o cultivo orgânico de algodão.

Visando avaliar o impacto do uso de nanopartículas de pratas em meias, ainda com a ausência de dados de inventário para materiais e processos relacionados à nanotecnologia, Meyer, Curran e Gonzalez.(2011) realizaram estudo utilizando o método de *Input-Output* associado à ACV. Considerou-se que a composição do par de meias compreendia 60,8 g de fibra de algodão e 10,2 mg de nanopartículas de prata. Devido a fronteira do estudo, não foi avaliado o fim de vida do produto, pois considerou-se que as nanopartículas se desprendem da meia ao longo das lavagem, acarretando no final de vida a uma meia sem acabamento. Concluiu-se que embora o nanocomponente compreenda uma pequena fração do produto final, os efeitos que tem sobre o ciclo de vida do produto dependem do método de fabricação do nanocomponente.

Walser et al. (2011) desenvolveram estudo de ACV com abordagem consequencial visando comparar os benefícios ambientais e os impactos ambientais de camisetas com nanopartículas de prata, camisetas com tratamento com triclosan¹³ e camisetas convencionais. Foram elaborados três cenários baseados na possibilidade de ampliação ou não do mercado de nanotecnologia, que por sua vez foram combinados com três cenários de preocupações ambientais, em que foram considerados diferentes hábitos de manutenção das camisetas pelos consumidores, e também do consumo de água e energia nessa etapa do ciclo de vida. A unidade funcional adotada foi “estar vestido com uma camiseta de poliéster para realizar atividades ao ar livre durante um ano na Suíça”, sendo a camiseta utilizada uma vez por semana. Foram avaliadas duas técnicas de produção das nanopartículas de prata, spray-pirólise e plasma, e concluiu-se tal como no estudo de Meyer et al. (2011) que a tecnologia utilizada acarreta em alterações significativas no impacto final da camiseta, respectivamente, 2,70 e 7,67 CO₂ equivalentes. A utilização de triclosan por sua vez não acarretou em diferença significativa na categoria de impacto de aquecimento global quando comparado ao impacto de camisetas convencionais.

Visando avaliar os impactos associados à obtenção da fibra de algodão no Brasil, Morita, Maia e Ravagnani (2012a) realizaram estudo de ACV com dados obtidos junto a Embrapa Agropecuária Oeste. Foram apresentados os dados de entrada do inventário, bem

¹³ Agente químico ativo, também denominado biocida, comumente aplicado para evitar emissão de odores indesejáveis em têxteis.

como o método de AICV selecionado (Ecoindicator 99) e as respectivas categorias de impacto. Dentre outros observou-se que o impacto associado a mudanças climáticas e acidificação/eutrofização deve-se a utilização de fertilizantes do plantio e combustíveis fósseis nas máquinas agrícolas.

Morita, Maia e Ravagnani (2012b) também publicaram estudo quantificando os impactos da produção de fios de algodão pelo método convencional (fiação por anel) e não convencional (fiação por rotor ou *open end*), também utilizando dados de empresas nacionais. Concluiu-se que o processo de fiação convencional causa maiores impactos especialmente na ecotoxicidade e na acidificação/eutrofização, ocasionado principalmente devido ao desperdício (perda) maior no processo, cerca de 4% comparativamente ao processo não convencional.

Muthu et al. (2012a) utilizaram resultados dos estudos de ACV de algumas fibras têxteis disponíveis em literatura para cálculo de índice de sustentabilidade ecológica. Os parâmetros de ACV considerados para o cálculo foram: consumo de energia, consumo de água, emissão de CO₂, danos à saúde humana (DALY); danos ao ecossistema e danos aos recursos. A partir do índice desenvolvido, obteve-se um resultado final do impacto da fibra que engloba além dos parâmetros de ACV acima descritos, fatores tais como reciclabilidade e biodegradabilidade da fibra. Das fibras têxteis avaliadas, o algodão orgânico obteve o melhor índice de sustentabilidade, seguido do linho, algodão convencional e viscose.

Visando avaliar se há redução da pegada de carbono quando considerada a reciclagem durante o processo produtivo e no final do ciclo de vida na modelagem da ACV, Muthu et al. (2012b) realizaram estudo com materiais têxteis. Observou-se uma redução nas emissões de CO₂eq quando considerada reciclagem do algodão no processo produtivo, e também na reciclagem de tecidos de algodão e poliéster oriundos de reciclagem pós consumo. As fronteiras do estudo, não foram claramente explicitadas dificultando o entendimento do estudo.

Saxce, Pesnel e Perwuelz (2012) avaliaram o impacto do ciclo de vida de oito lençóis com diferentes características: presença ou não de acabamentos para facilitar a manutenção do confeccionado na fase de uso (*easy care*), matérias-primas (algodão e mistura algodão e poliéster) e processo de fiação (cardado e penteado). Para determinar o tempo de uso dos materiais, realizou-se os seguintes ensaios de qualidade: resistência a abrasão até a ruptura em abrasímetro Martindale, alteração da cor a fricção e alteração da cor a lavagem. A unidade funcional selecionada foi: “cobrir uma cama por um ano com um lençol não danificado”. Considerou-se que os lençóis seriam lavados duas vezes por mês em lavadora com

temperatura de 60°C, secos em varal e passados por 10 minutos em temperatura para passagem de algodão, excetuando os lençóis com acabamento *easy care* que não necessitam da etapa de passadoria. As fronteiras do estudo foram claramente reportadas, indicando etapas que não foram consideradas no estudo, tais como manutenção da lavadora, distribuição dos lençóis e fim de vida. O lençol de composição poliéster e algodão apresentou menor consumo de água e energia, sendo importante considerar que a produção de algodão avaliada era irrigada. Por sua vez a comparação entre diferentes processos de fiação concluiu que há um maior potencial impacto de acidificação e eutrofização da água e consumo de água para os materiais penteados decorrente do maior resíduo gerado por esse processo, e da necessidade de mais fibra para obter a mesma quantidade de fio. Os lençóis com acabamento *easy care* ainda com o uso de produtos químicos na produção, apresentaram menor impacto ambiental considerando que houve um aumento no tempo de uso (durabilidade) do material decorrente de não passar.

Silva et al. (2012) quantificaram e compararam os impactos ambientais associados aos processos de fiação de fibras acrílicas e de fibras de algodão, sendo a unidade funcional do estudo a produção de 1 kg de fio. Por exiguidade de dados nacionais, para a produção das matérias-primas utilizou-se dados de bases internacionais, e os dados de produção dos fios foram coletados em uma empresa na cidade de Maringá (Paraná). Ainda que os dados de produção das matérias-primas sejam de bases de dados, os autores consideraram o impacto do transporte como se as fibras tivessem sido produzidas no Brasil, respectivamente, em Campo Verde (MT) ou Goiânia (GO), e São José dos Campos (SP). Excetuando para a categoria de combustíveis fósseis, a produção de fio de algodão obteve maior impacto que a fiação de fibras acrílicas. O potencial impacto mais expressivo relacionado à produção de algodão foi a ecotoxicidade.

Vasconcelos et al. (2012) publicaram estudo quantificando consumo de água e energia durante o ciclo de vida de camisetas de algodão, poliamida e poliéster. O estudo não apresenta qual foi o método adotado, isto é, não há indicação se foi baseado nas diretrizes das normas ISO 14040 e 14044. Foram avaliados dois cenários de manutenção das peças a fim de verificar a diferença no impacto quando utilizado secadora e lavagem a quente. Considerou-se que a camiseta de algodão possui menor durabilidade, e que para o tempo de vida de uma camiseta de poliamida ou poliéster faz-se necessário 1,5 camisetas de algodão. Os dados de inventário das matérias primas foram oriundos de trabalhos internacionais, e por sua vez dos processos de fiação, texturização, malharia, beneficiamento e confecção de empresas nacionais. Uma vez que o algodão nacional em grande parte dos locais aonde é produzido não

recebe irrigação, considerou-se essa questão na adaptação dos dados internacionais. O consumo de energia na produção da fibra é maior para a poliamida, seguido do algodão e poliéster. No entanto, na etapa de manutenção o algodão apresenta maior impacto devido à necessidade de passadoria. Relativo ao consumo de água, a camiseta de poliamida apresentou maior impacto tanto na etapa de obtenção da fibra como na manutenção da peça.

O estudo realizado por Donke et al. (2013) visou avaliar o desempenho ambiental da produção agrícola de plumas de algodão destinadas a produção de fibras. Conforme indicado pelos autores, a produção de fibra de algodão resulta em outro coproduto, o caroço que pode ser utilizado como alimento de gado, ou produzido óleo que por sua vez no processo produtivo gera como coproduto o línter de algodão. Ainda que tenha sido citada a geração de coprodutos, não foi adotado nenhum procedimento de alocação no estudo. O escopo temporal e geográfico do estudo foi à safra de 2010/2011 produzida na savana brasileira, e o escopo tecnológico foi sistema de plantio direto em rotação com milho, não irrigado, uma vez que esse sistema é o mais utilizado no Brasil. A fonte dos dados compreendeu dados primários obtidos com a Embrapa e também secundários através de consultas com especialistas e referências bibliográficas. Destaca-se que os autores citaram a fonte utilizada para cálculo das emissões oriundas da aplicação dos agroquímicos no solo, aspecto não abordado nos demais estudos localizados na literatura. Considerando a expansão territorial para produção de algodão, dois cenários foram considerados no estudo: (1) substituição de área nativa para produção de algodão; (2) substituição de área destinada a outros produtos agrícolas para a produção de algodão. Tal como no estudo realizado por Silva et al. (2012), o potencial impacto mais elevado foi ecotoxicidade terrestre e aquática. Uma diferença significativa relacionada à categoria de impacto de mudanças climáticas foi observada quando comparado os resultados dos dois cenários, sendo para o primeiro cenário 78,9 ton CO₂ equivalente, e 4,1 ton CO₂ equivalente para o segundo cenário.

Sandin et al. (2013) realizaram estudo de ACV de fibras de algodão e de celulose regenerada. O objetivo do estudo foi verificar o impacto do uso da terra e do consumo de água na produção das fibras. Sob uma abordagem consequencial foram elaborados sete cenários, considerando variação na demanda de fibras, competição por uso da terra em 2030 e diferentes escopos geográficos (Ásia e Europa). Por sua vez, foram elaborados quatro cenários sob uma abordagem de ACV atribucional. Observou-se que o escopo geográfico acarreta em diferenças nos resultados de consumo de água, e que os resultados em ambas as abordagens (consequencial e atribucional) é similar. Referente à transformação da terra, observou-se que a alocação da transformação da terra (de floresta para plantio) para o

primeiro plantio, e a divisão dos impactos entre colheitas realizadas ao longo de 62,5 anos, acarreta em resultados diferentes na comparação entre as fibras. Se alocado integralmente para o primeiro plantio, a fibra de algodão tem um impacto muito superior, por sua vez se dividido ao longo dos anos o impacto das fibras é similar. Dessa forma, os autores concluíram que a necessidade de transformação da terra é um fator mais determinante do que a natureza da fibra têxtil a ser produzida.

A partir da leitura dos estudos acima apresentados, uma análise dos aspectos metodológicos, bem como da aplicação de procedimentos de alocação é apresentada, respectivamente, nas seções 7.1 e 7.2.

5 ALOCAÇÃO

Na aplicação da ACV o problema dos processos multifuncionais, portanto da alocação, é frequentemente encontrado (WARDENAAR et al., 2012). Entende-se processo multifuncional como aquele em que se têm vários produtos como entradas ou saídas, com valor econômico, e para o qual não é possível coletar dados de entrada ou saída em separado (GHG PROTOCOL, 2010; HEIJUNGS et al., 1992), sendo assim o processo multifuncional é parte do sistema de produto estudado e também de outros sistemas. Na maior parte dos estudos de ACV nenhum impacto é associado à geração de resíduos, uma vez que este é considerado sem valor econômico, e por sua vez não é um coproduto, no entanto alguns resíduos têm sido utilizados como matérias-primas em outros setores industriais (SAADE; SILVA; GOMES, 2013). Nesse contexto, decorre a dúvida se os impactos devem ser ou não alocados aos “resíduos” e como isso deve ser feito. Segundo Chen et al. (2010) a abordagem para resíduos está sendo revisitada, uma vez que este pode ser economicamente rentável e também acarreta em impactos.

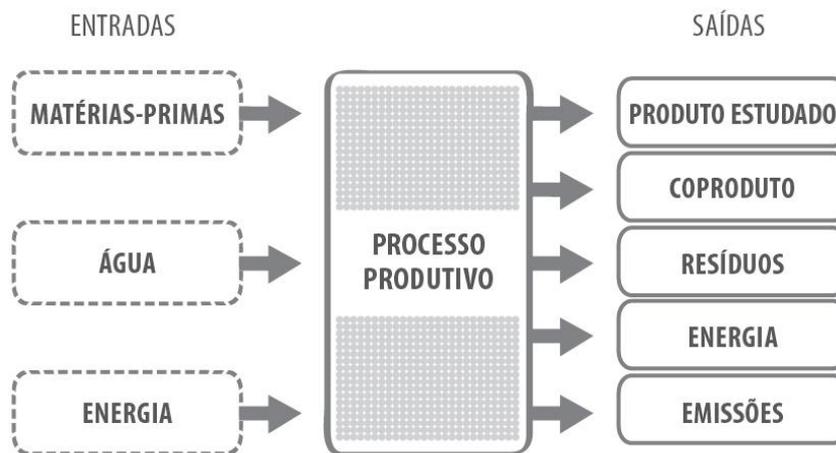


Figura 3 – Alocação: processo de saída múltipla
Fonte: Elaborado pela autora.

Processos multifuncionais podem ocorrer em caso de: (1) um processo de saída múltipla em que um processo resulta em mais de um produto, conforme exemplificado na Figura 3; (2) reciclagem, em que um processo converte um resíduo em insumo para fabricação de um produto em outro sistema de produto, conforme detalhado na seção 5.2.3, ou (3) um processo de entrada múltipla, em que um serviço, tal como o transporte ou de tratamento de resíduos, é fornecido simultaneamente a diversos sistemas de produtos, conforme exemplificado na Figura 4 (SUH et al., 2010).

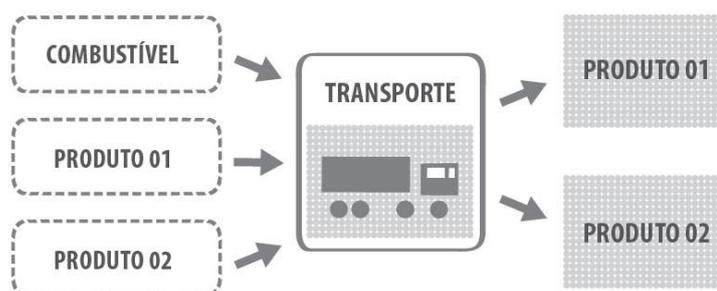


Figura 4 – Alocação: processo de entrada múltipla
 Fonte: Elaborado pela autora.

Desde a década de 1990, a comunidade científica de ACV vem discutindo as dificuldades de realizar a alocação, bem como, conforme apresentado por Ramírez (2009), diversos procedimentos de alocação foram desenvolvidos. Dentre as dificuldades encontradas, destaca-se: (1) há sempre mais de uma relação física em um processo multifuncional; (2) diferentes coprodutos podem ser expressos em diferentes quantidades físicas (por exemplo, massa e energia), e (3) as relações físicas não refletem necessariamente a melhor abordagem (WARDENAAR et al., 2012).

A norma ABNT NBR ISO 14044 apresenta uma hierarquia de procedimentos para solucionar o problema de multifuncionalidade, sendo: (1) evitar a alocação por meio da subdivisão dos processos elementares ou expansão do sistema; (2) quando a alocação não pode ser evitada, subdividir as entradas e saídas entre os produtos ou funções de maneira a refletir as relações físicas entre eles; (3) quando uma relação física não pode ser estabelecida ou utilizada como base, convém se que se utilize outras relações entre os produtos ou funções, tais como o valor econômico.

Estudos anteriores indicaram que há uma alteração no resultado final do estudo de ACV em função do procedimento de alocação adotado (WARDENAAR et al., 2012; MARVUGLIA; CELLURA; HEIJUNGS, 2010; CHERUBINI; STRØMMANA; ULGIATI, 2011; GUINÉE; HEIJUNGS, 2007) sendo assim independentemente do procedimento adotado, quando mais de um puder ser aplicado, deve-se realizar uma análise de sensibilidade. Faz-se importante ressaltar também que cada procedimento possui suas vantagens e desvantagens, e a seleção deste está relacionada ao que melhor se adéqua à pergunta da pesquisa (CHERUBINI; STRØMMANA; ULGIATI, 2011).

5.1 Procedimentos para evitar a alocação

Conforme mencionado anteriormente, os procedimentos para evitar a alocação segundo a ABNT NBR ISO 14044 são a subdivisão dos processos elementares e a expansão do sistema. A partir disso, o GHG PROTOCOL (2010) elaborou um esquema de como evitar a alocação, traduzido na Figura 5.

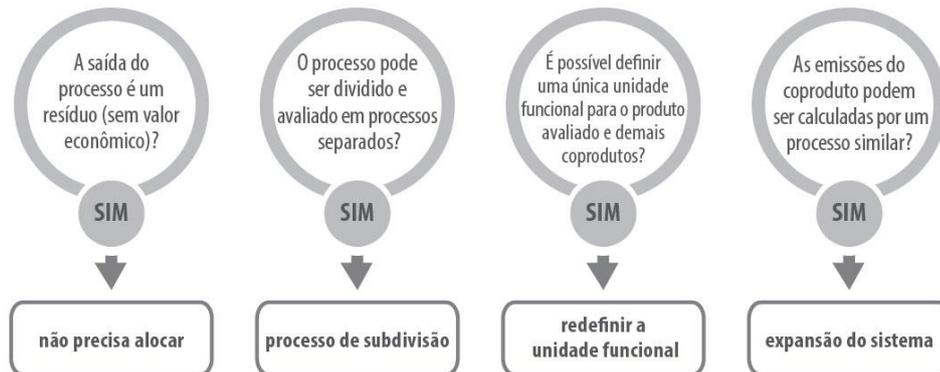


Figura 5 – Esquema para evitar a alocação
Fonte: Adaptado de GHG PROTOCOL, 2010.

Faz-se importante ressaltar que a atribuição de valores econômicos a saídas de processos, classificando-as como resíduos ou coprodutos, é algo que pode variar considerando a abordagem do estudo, e também a valoração de bens pela sociedade que podem variar numa escala de tempo e ou local. No caso do algodão, objeto de estudo desse trabalho, caso fosse optado não atribuir valor econômico ao caroço, sendo considerado que este é descartado ao invés de ser utilizado como ração animal e/ou produção de óleo, este seria caracterizado como resíduo, não havendo necessidade de alocar os impactos da produção agrícola do algodão.

A subdivisão dos processos elementares deve ser utilizada quando é possível dividir o processo em dois ou mais processos distintos, realizando a coleta dos dados do inventário do ciclo de vida somente para as unidades de processo a serem estudadas (EUROPEAN COMMISSION, 2010). Isto é, faz-se necessário que os subprocessos ocorram fisicamente separados no espaço e/ou tempo (EKVALL; FINNVEDEN, 2001), sendo assim raramente é possível adotar esse procedimento. No entanto, indica-se que a possibilidade de subdivisão dos processos seja verificada inicialmente, ainda que normalmente não seja suficiente para solucionar o problema da alocação (GHG PROTOCOL, 2010).

A expansão do sistema compreende ampliar as fronteiras do sistema investigado de modo a incluir a produção alternativa de outro(s) sistema(s). Sendo assim, a expansão do sistema requer que haja uma forma alternativa de obter dados do coproduto através de uma

produção alternativa a do sistema investigado. (EKVALL; FINNVEDEN, 2001). Por exemplo, deseja-se comparar o produto A com o produto C, entretanto o sistema de produto I produz além do produto A o coproduto B, e o sistema II produz apenas o produto C. A fim de solucionar a multifuncionalidade pela expansão do sistema, pode se proceder de duas maneiras, representadas na Figura 6, as quais:

- Adicionar ao sistema de produto II um modo alternativo de produzir B, e posteriormente realizar a comparação entre o sistema I (composto pelos produtos A e B) e os sistemas II e III (composto pelos produtos B e C);

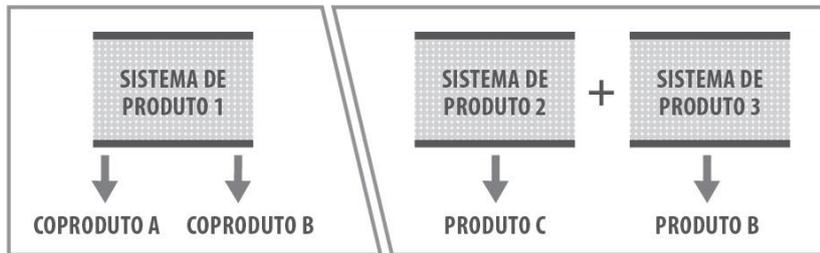


Figura 6a – Expansão do sistema de produto: adição
Fonte: Adaptado de AZAPAGIC; CLIFT, 1999.

- Subtrair do sistema I os impactos do produto B obtidos através de processo alternativo de produzir B, de modo que os impactos do sistema I restrinjam-se somente aos impactos do produto A, e em seguida comparar isoladamente os produtos A e C.

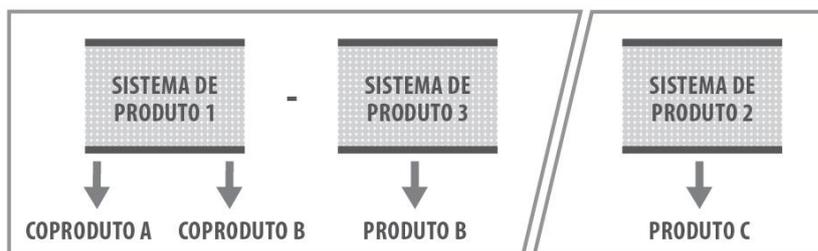


Figura 6b – Expansão do sistema de produto: subtração
Fonte: Adaptado de AZAPAGIC; CLIFT, 1999.

Ressalta-se, no entanto que o processo alternativo (sistema de produto 3) utilizado como referência para a expansão do sistema, pode não ser exatamente igual ao processo onde

há geração de coprodutos, isto é, este pode ser mais eficiente do ponto de vista energético, resultando em erros ao utilizá-lo tanto se adicionado ou subtraído aos sistemas em comparação (sistema 1 e 2).

5.2 Procedimentos de alocação

De acordo com a definição de Heijungs e Guinée (2007), a partilha das entradas e saídas entre os coprodutos é uma divisão artificial de um processo multifuncional em um número de processos monofuncionais independentes a partir de construções matemáticas, e que na verdade, não existem como casos reais. Na prática, isso significa que os impactos ambientais do sistema são compartilhados entre os coprodutos utilizando um critério especificado que pode ser baseado em propriedades físicas ou econômicas.

5.2.1 Alocação baseada em relações físicas

Ao realizar a alocação baseada em relações físicas, o critério escolhido deve refletir com precisão a relação física entre o produto estudado, o coproduto, e as emissões do sistema, quais sejam: massa, energia e volume. As Figuras 7 e 8 exemplificam a aplicação da alocação por critério de massa e volume no transporte de cargas de frutas e legumes.

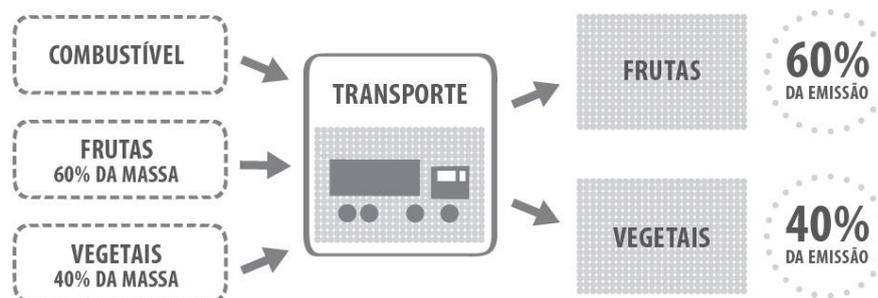


Figura 7 – Alocação baseada em relações físicas: critério de massa
Fonte: Adaptado de GHG PROTOCOL, 2010.

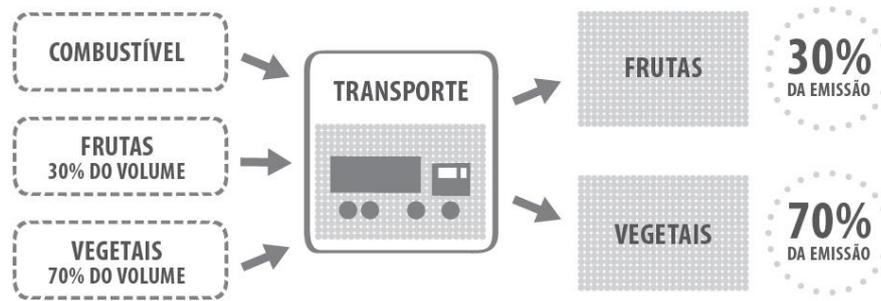


Figura 8 – Alocação baseada em relações físicas: critério de volume
 Fonte: Adaptado de GHG PROTOCOL, 2010.

Conforme ABNT NBR ISO 14049, a coerência técnica deve balizar a seleção quando é possível aplicar diferentes procedimentos de alocação. No exemplo apresentado nas Figuras 8 e 9, recomenda-se a aplicação do critério de massa, uma vez que o consumo de combustível do caminhão é impactado pela massa de produto a ser transportado.

Segundo Wardenaar et al (2012), a alocação baseada em relações físicas é um dos procedimentos mais simples de aplicar, no entanto, determinar um critério físico que seja aplicável pode ser um pouco mais difícil em alguns casos. Nesse contexto, a norma ISO 14049 (2012) sugere o seguinte procedimento para encontrar um parâmetro físico de alocação:

- Variar a razão entre os diferentes coprodutos para avaliar como os dados variam com a mudança na saída dos produtos.

No entanto, em alguns processos produtivos não se consegue realizar uma variação na razão entre os coprodutos e o produto a ser estudado sem acarretar em uma alteração significativa em parâmetros do processo, tais como consumo de energia. Essa dificuldade pode ser observada na produção de betume e demais coprodutos da refinaria de petróleo, exemplificada na Figura 9. Como não é possível variar a razão entre os coprodutos, ainda que relações físicas sejam aplicadas por alguns autores, nenhum parâmetro físico pode ser justificado como preferível a outros, sendo indicado aplicar alocação baseada em critérios econômicos (ISO 14049).

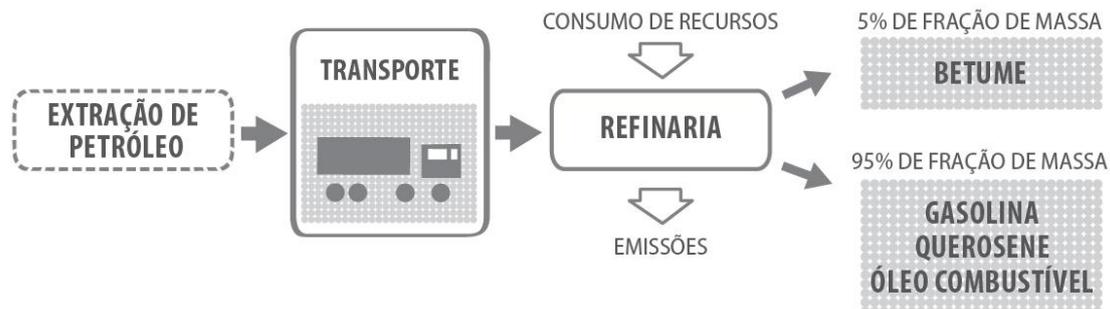


Figura 9 – Processo de produção do betume
 Fonte: Adaptado de ISO 14049:2012.

5.2.2 Alocação econômica

Alocação econômica é a divisão das emissões de um processo entre o produto estudado e o(s) coproduto (s) de acordo com os valores econômicos dos produtos ao sair do processo multifuncional. Basear a alocação em critério econômico é uma abordagem orientada a utilidade dos coprodutos, que por sua vez esta associada à motivação da produção.

O valor econômico é baseado em preço, que pode ser expresso em qualquer moeda, como dólares norte-americanos (US\$) ou euro (€) e a unidade de fluxo pode ser quantificada em qualquer quantidade e unidade em que os preços são apresentados, como unidade, massa (kg), energia (MJ ou kWh) ou em volume (m³) desde que utilizado de forma consistente por meio de um cálculo (GUINÉE; HEIJUNGS; HUPPIES, 2004).

Retomando o exemplo da produção de betume e demais coprodutos da refinaria de petróleo apresentado na ISO 14049, para a aplicação da alocação econômica considerou-se que a média em três anos do preço de mercado de 1 kg de betume foi de 50% do valor de mercado dos demais coprodutos. Sendo assim, o fator de alocação a ser aplicado seria de 0,0025, considerando o cálculo apresentado na Equação 1. Aplicando a alocação econômica para a produção de betume, 2,5% dos impactos da produção seriam alocados ao produto estudado, enquanto se aplicado alocação baseada em massa seriam alocados 5% dos impactos.

$$F = 0,5 \times 0,05$$

Sendo: F = fator de alocação
 0,5 = valor de mercado do betume
 0,05 = massa de betume produzida

Equação 1 – Processo de produção do betume: fator de alocação
 Fonte: Adaptado de ISO 19049:2012

Recomenda-se utilizar o preço do(s) coproduto(s) diretamente depois de deixar o processo isto é, o seu valor antes de qualquer processamento adicional, e não o preço para os consumidores que, em vez disso, refletem outros fatores externos (EUROPEAN COMMISSION, 2010; GHG PROTOCOL, 2010). Quando este preço direto não está disponível ou não pode ser avaliado, os preços de mercado ou preços em um momento posterior do ciclo de vida podem ser utilizados, entretanto trazem maior incerteza ao estudo devido à flutuação dos preços, bem como podem variar dependendo do local (WARDENAAR et al, 2012).

5.2.3 *Alocação e reciclagem*

A ABNT NBR ISO 14044 apresenta uma hierarquia para realização da alocação de sistemas de reciclagem, a qual deve basear-se: (1) em propriedades físicas; (2) no valor econômico, por exemplo, o valor de mercado da sucata ou do material reciclado em relação ao valor de mercado do material primário; e (3) no número de usos subsequentes do material reciclado. Além disso, considerações adicionais são indicadas:

- O reuso e reciclagem (tais como compostagem e recuperação de energia) implicam que as entradas e saídas associadas aos processos elementares para extração e processamento de matérias primas e disposição final dos produtos sejam divididas por mais de um sistema de produto;
- O reuso e a reciclagem podem alterar as propriedades existentes do material no uso subsequente;
- Convém que cuidados específicos sejam tomados ao se definir a fronteira do sistema em processos de recuperação.

Os sistemas de reciclagem por sua vez dividem-se em ciclo aberto e ciclo fechado. A reciclagem de ciclo fechado ocorre quando um material de um sistema de produto é reciclado no mesmo sistema de produto, conforme exemplificado no processo de produção do HFC-134a a Figura 10.

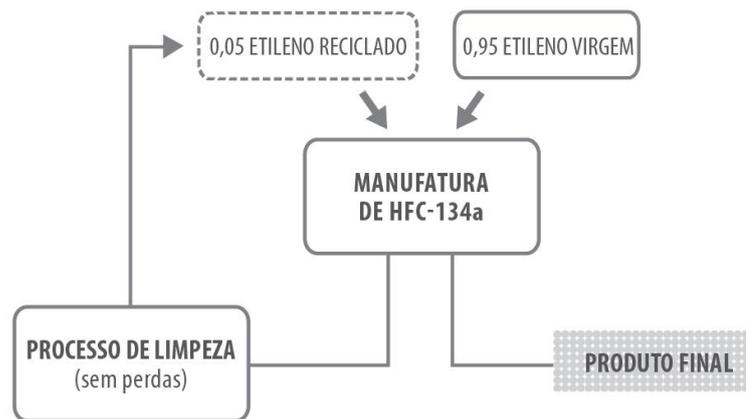


Figura 10 – Reciclagem de ciclo fechado
 Fonte: Adaptado de ISO 14049:2012

Nesse caso não há necessidade de aplicar a alocação, somente adicionam-se ao inventário eventuais entradas e saídas decorrentes da etapa de limpeza do etileno, realizando uma expansão do sistema.

A reciclagem de ciclo aberto ocorre quando um material de um sistema de produto é reciclado em outro sistema de produto (EKVALL, 2000). Segundo a norma ABNT NBR ISO 14044, quando não ocorrer mudança nas propriedades inerentes do material, pode-se considerar a reciclagem de ciclo aberto como reciclagem de ciclo fechado, e em tais casos a necessidade de alocação é evitada.

A norma ISO 14049 apresenta procedimento considerando relações físicas e o número subsequente de usos de materiais reciclados para cálculo do fator de alocação. No exemplo retratado na norma, considerou-se que 30% do papel foi encaminhado para disposição em aterro municipal, e os 70% restante, foram encaminhados para reciclagem, dos quais 25% para produção de lenços de papel e 75% de fibra para produção de outros produtos reciclados. Para facilitar o cálculo, foi adotado que não houve perda nos processos de repulpagem anterior a produção dos produtos reciclados, e que 50% do produto reciclado é reciclado novamente. A partir desses valores, o número de usos é calculado conforme Equação 2 a seguir:

$$u = 1 + z_1 [(u_2 \cdot y_2) + (u_3 \cdot y_3) \cdot (1/1 - (z_2 \cdot y_3))]$$

$$u = 1 + 0,70 [(0,25 \cdot 1) + (0,75 \cdot 1) \cdot (1/1 - (0,5 \cdot 1))]$$

$$u = 2,225$$

Sendo: U = número de usos

z_1 = fração do primeiro produto que é recuperada após o primeiro uso e reciclada

u_2	= fração de z_1 reciclada como lenços de papel
u_3	= fração de z_1 reciclada como outros produtos reciclados
y_2	= rendimento de fibras do processo de repulpage para produção dos lenços de papel
y_3	= rendimento de fibras do processo de repulpage para produção dos demais produtos reciclados
z_2	= fração de produto reciclado que é reciclada novamente (ciclo fechado).

Equação 2 – Número de usos

Fonte: Adaptado de ISO 14049:2012

A partir do número de usos, o fator de alocação para o primeiro produto é calculado conforme Equação 3, bem como pode-se determinar o fator de alocação para a soma dos produtos reciclados.

$$F = (1 - z_1) + (z_1 / u)$$

$$F = (1 - 0,70) + (0,70 / 2,225)$$

$$F = 0,61$$

Equação 3 – Cálculo do fator de alocação baseado em número de usos

Fonte: Adaptado de ISO 14049:2012

Além dos procedimentos de alocação citados anteriormente, outros procedimentos foram elaborados por diferentes autores especificamente para alocação de materiais reciclados, conforme apresentado no estudo de Ramírez (2009). Na seção 6 os critérios adotados para seleção dos procedimentos de alocação são apresentados, e o item a seguir apresenta os três procedimentos de alocação para materiais reciclados selecionados para avaliar o delineamento do sistema de produto para a fibra de garrafa PET.

5.2.3.1 *Cut-off*

O procedimento *cut-off* considera que para cada produto deve-se atribuir apenas os impactos ambientais causados diretamente por esse produto (EKVALL; TILLMAN, 1997). Desta forma, os aspectos ambientais da produção da matéria prima são alocados ao primeiro produto, os aspectos ambientais do primeiro processo de reciclagem ao segundo produto e os aspectos ambientais da segunda reciclagem para o terceiro produto; e assim por diante até que o tratamento de resíduos seja alocado ao último produto (RAMIRÉZ, 2009). A alocação de impactos é realizada conforme Equação 4.

Esse procedimento é considerado fácil de ser aplicado uma vez que não requer que se obtenham dados fora do ciclo de vida do produto estudado (SHEN et al., 2010; EKVALL; TILLMAN, 1997). Segundo Shen, Worrel e Patel, este é o procedimento mais utilizado para produtos reciclados.

$$L1 = V1$$

$$L2 = R + V2 + W$$

Sendo:	L1	= impacto alocado para o produto 1
	L2	= impacto alocado para o produto 2
	V1	= impacto da produção do produto 1
	V2	= impacto da produção do produto 2
	R	= impacto da reciclagem
	W	= gestão de resíduos

Equação 4 – *Cut-off*: alocação de impactos
 Fonte: Adaptado de Ekvall e Tillman (1997)

5.2.3.2 *Alocação segundo Wenzel*

De acordo com Wenzel et al. (1997), há dois casos em que o processo pode contribuir para mais de uma função: (1) quando vários produtos, chamados coprodutos, resultam ou entram em um processo; e (2) no caso de materiais de reciclagem.

No procedimento de Wenzel et al. (1997) para alocação de materiais reciclados, considera que a produção do material virgem, a gestão de resíduos e a reciclagem final são necessárias para facilitar todas as aplicações do material em suas diferentes funções

(EKVALL; TILMAN, 2002). A Figura 11 apresenta a alocação entre os impactos da produção de garrafa PET (sistema de produto 1) e seu reciclo para produção de embalagem para ovos (sistema de produto 2):

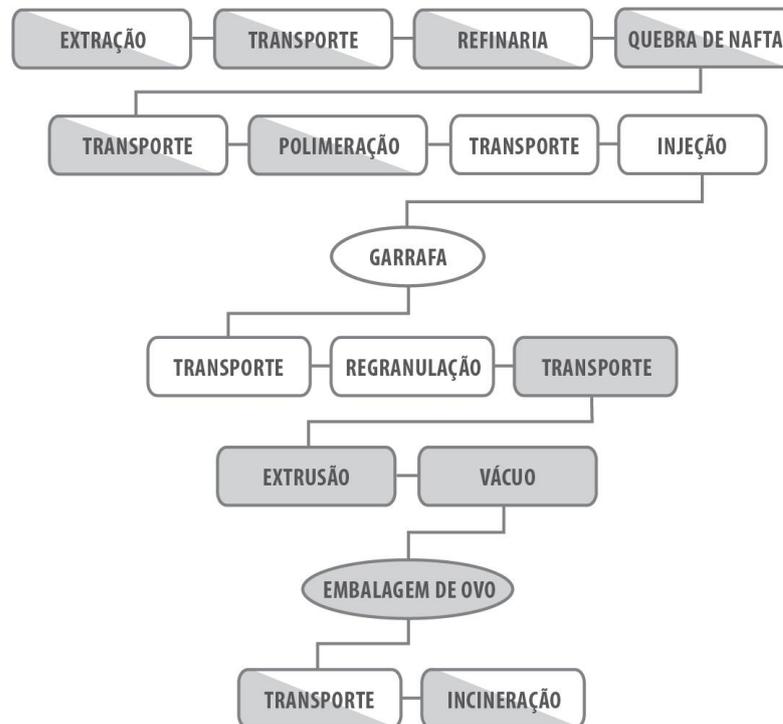


Figura 11 – Alocação para produtos reciclados segundo Wenzel et al. (1997)
 Fonte: Adaptado de Wenzel et al. (1997)

Conforme exemplificado na figura, as etapas que correspondem à produção dos respectivos produtos, isto é, garrafa PET no primeiro e caixa de ovos no segundo sistema, são alocadas integralmente para cada produto. As etapas de obtenção da matéria prima e gestão do fim de vida, incluindo transporte, são divididas entre os produtos. Uma vez que para o segundo produto ser produzido faz-se necessário a limpeza, regranulação do material e transporte, essas etapas são alocadas ao primeiro produto que deve entregar a matéria-prima em condição de aplicação para o segundo produto.

5.2.3.3 Alocação segundo ILCD Handbook

Referente à aplicação da alocação para produtos reciclados, no relatório publicado pela European Commission (2010) são apresentados dois procedimentos, a serem aplicados quando: (1) valor de mercado do resíduo é superior a zero; (2) valor de mercado do resíduo é

abaixo de zero. O segundo caso é aplicável a resíduos de processos que após realizar algum processo de limpeza e tratamento podem ser utilizados para produção de outros produtos, e para resíduos que são utilizados para geração de energia.

Considerando o objetivo deste trabalho de avaliar o delineamento do sistema de produto para a fibra oriunda do reciclo de garrafa PET ao aplicar diferentes procedimentos de alocação, a seguir detalhou-se o procedimento para resíduo com valor de mercado abaixo de zero.

Segundo o referido procedimento, todos os processos de tratamento para que o resíduo atinja um valor de mercado igual a zero devem ser alocados ao sistema de produto 1. Por sua vez, os processos que atribuem valor superior a zero devem ser alocados ao sistema de produto 2.

A Figura 12 apresenta o procedimento de alocação segundo o referido relatório aplicado no sistema de produto para geração de caixas de ovos a partir de resíduo de garrafas PET.

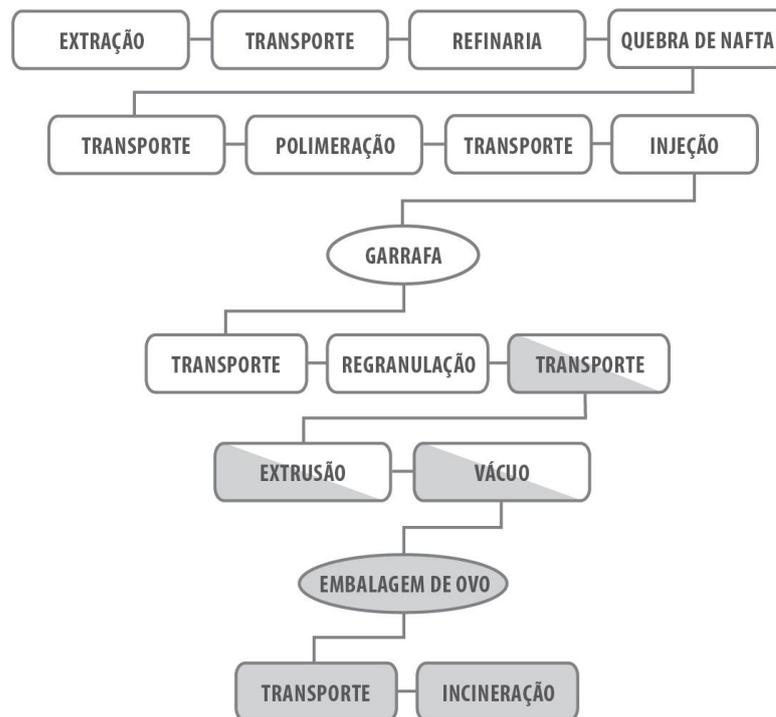


Figura 12 – Alocação para produtos reciclados segundo ILCD Handbook (2010)

Fonte: Elaborado pela autora

6 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

O presente capítulo apresenta as etapas da pesquisa, bem como as metodologias utilizadas a fim de alcançar os objetivos propostos. A Figura 13, a seguir, apresenta a estrutura analítica do projeto (EAP), isto é, a representação gráfica e detalhada de todo o escopo do trabalho e as suas etapas principais.

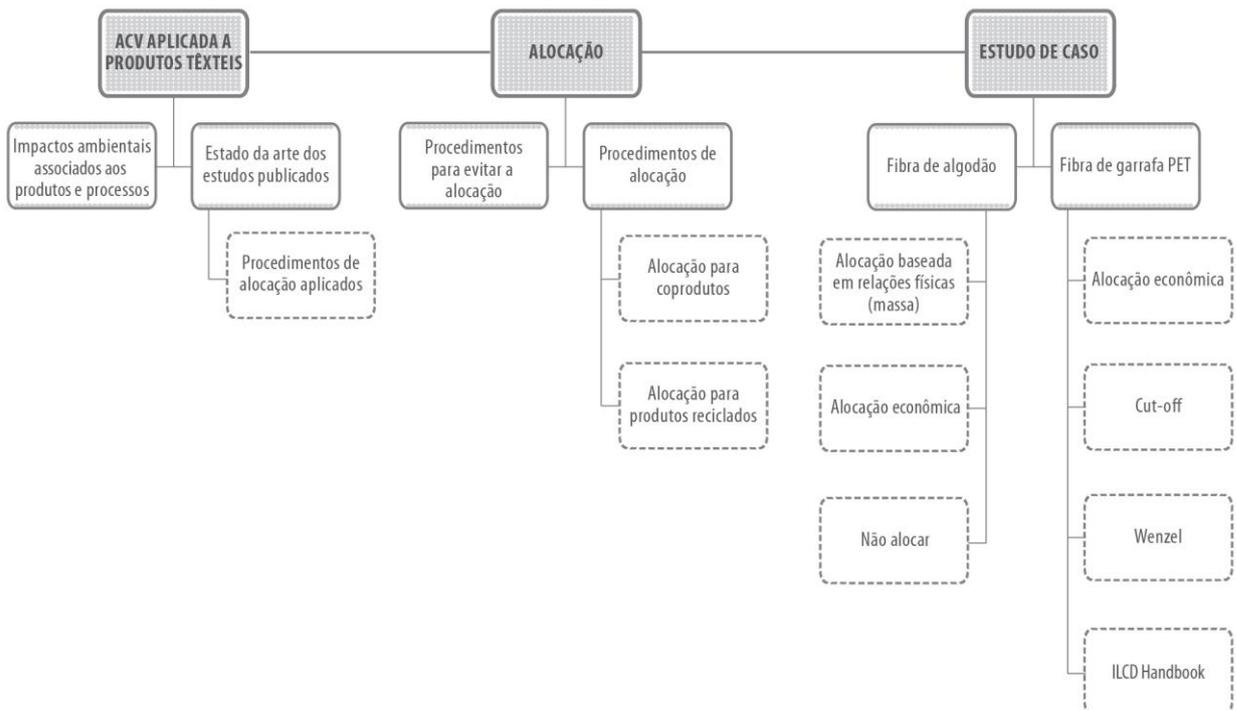


Figura 13 – Estrutura analítica do projeto (EAP)

Fonte: Elaborada pela autora

Conforme detalhado a seguir, as informações obtidas na primeira etapa da revisão de literatura permitiram uma avaliação focada na questão da alocação, e balizou a aplicação dos estudos de caso.

6.1 ACV aplicada a produtos têxteis

Visando verificar o nível de aprofundamento em território nacional e internacional de estudos na área ambiental aplicados ao setor têxtil, bem como identificar os principais impactos ambientais decorrentes dos processos têxteis, primeiramente foi realizado um levantamento de estudos publicados, sendo este apresentado no capítulo 3.

Considerando o objetivo do estudo de identificar e caracterizar os procedimentos de alocação aplicados nos estudos de ACV de produtos têxteis publicados na literatura, foi

realizado um levantamento do estado da arte referente ao uso da ACV aplicada a produtos têxteis, apresentado na seção 4.1 deste estudo. O levantamento foi conduzido com base no método de revisão bibliográfica sistemática. A revisão sistemática é um método de pesquisa específico, desenvolvida formalmente, para levantamento e avaliação de evidências pertencentes a um determinado foco de pesquisa (BRERETON et al., 2007; PIGOSSO, 2008).

Foram selecionadas cinco plataformas de busca e inicialmente focou-se em identificar estudos realizados com fibras têxteis. No entanto foi encontrada uma quantidade restrita de estudos, sendo assim foram ampliadas as palavras-chave para realizar a busca, considerando outros produtos têxteis, sendo estas apresentas no Quadro 1. Além das plataformas de busca anteriormente citadas, também foi consultado os anais do V *International Conference on Life Cycle Assessment (CILCA)* e o periódico nacional *Revista Química Têxtil*, considerando que este é o único periódico têxtil nacional com classificação Qualis.

Critérios	Descrição
Palavras-chave em português	ACV e têxteis; ACV e confeccionados; ACV e fibra têxtil; ICV e têxteis; ICV e confeccionados; ICV e fibra têxtil.
Palavras-chave em inglês	<i>LCA and textiles; LCA and garments; LCA and textile fiber; LCI and textiles; LCI and garments; LCI and textile fiber.</i>
Plataformas de busca	Scopus, Web of Knowledge, Science Direct, Scielo, e Google acadêmico.
Fontes de publicação	Artigos de periódicos, artigos de congresso, relatórios e trabalhos acadêmicos.

Quadro 1 – Critérios selecionados para a revisão bibliográfica sistemática

Fonte: Elaborado pela autora

Dos resultados localizados nas plataformas de busca de artigos científicos *Scopus*, *Web of Knowledge*, *Science Direct* e *Scielo* foram consultados todos os resumos, e quando o assunto abordado divergia dos temas Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e Inventário do Ciclo de Vida (ICV) aplicado a têxteis, fibras e confeccionados, o artigo não foi incluído na revisão bibliográfica sistemática. A fim de refinar a pesquisa e obter resultado efetivo, foi estabelecido um filtro de modo que as palavras-chave procuradas deveriam estar presentes no título, palavras-chave e/ou resumo.

Essa busca foi realizada periodicamente ao longo do desenvolvimento do trabalho, de modo a incluir novos trabalhos publicados. O Quadro 2 apresenta o número de estudos localizados nas plataformas de busca de artigos com aderência com o objetivo da revisão bibliográfica. Os dados incluídos referem-se à última busca foi realizada no início de agosto de 2013.

Plataforma de busca	Número de estudos com aderência ao tema da revisão
Scopus	14
Web of Knowledge	11
Science Direct	9
Scielo	0

Quadro 2 – Aplicabilidade dos estudos localizados nas plataformas de busca de artigos científicos ao tema da revisão

Fonte: Elaborado pela autora

A busca no *Google acadêmico* exigiu maior refinamento considerando que muitos resultados não eram de fato relacionados com a busca. Dentre as referências encontradas na referida plataforma, localizou-se os quatro artigos relacionados a ACV de têxteis publicados nos anais do segundo e terceiro Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida (CBGCV).

O número total de trabalhos aplicáveis ao objetivo da revisão, considerando as cinco plataformas de busca, a revista *Química Têxtil* e os anais do CILCA, totalizou trinta e oito estudos, sendo: vinte artigos de periódicos, oito trabalhos publicados em eventos, dois trabalhos acadêmicos e oito relatórios. Os periódicos que publicaram o maior número de artigos sobre ACV aplicada ao setor têxtil foram o *Resources, Conservation and Recycling* e *International Journal of Life Cycle Assessment*, respectivamente com cinco e quatro artigos publicados (Figura 15).

Observou-se que a partir do ano de 2006, houve um significativo aumento de estudos no setor, sendo 2012 o ano com maior número de publicações, sete das trinta e oito localizadas, conforme observado na Figura 16 a seguir.

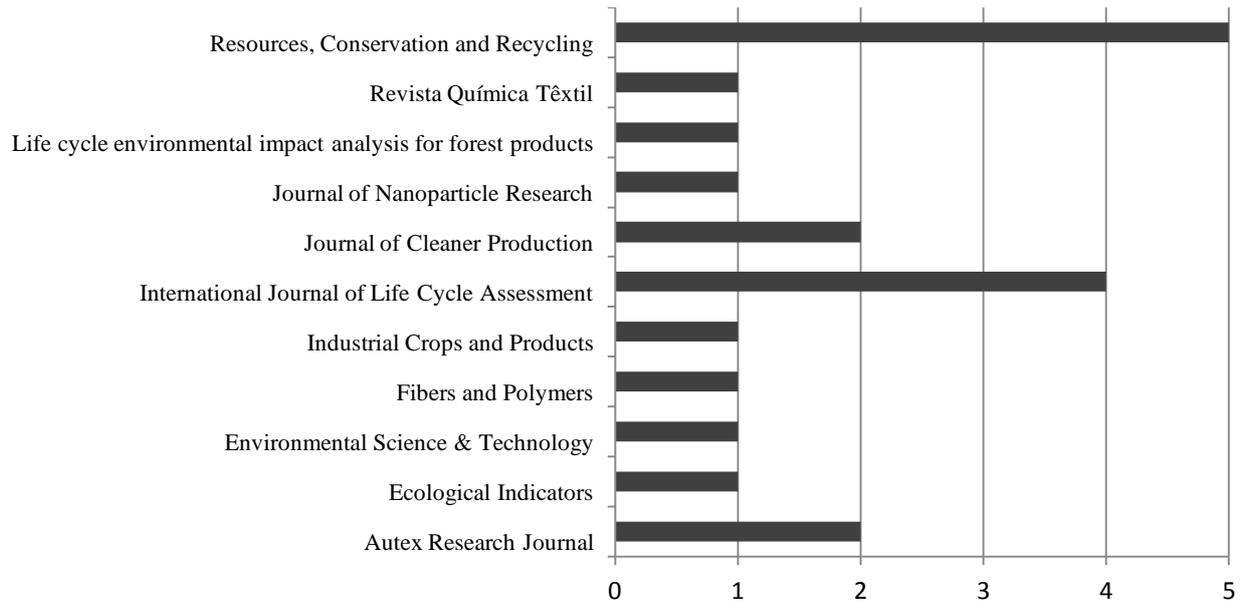


Figura 14 – Número de artigos científicos sobre ACV aplicada ao setor têxtil por periódico
Fonte: Elaborado pela autora.

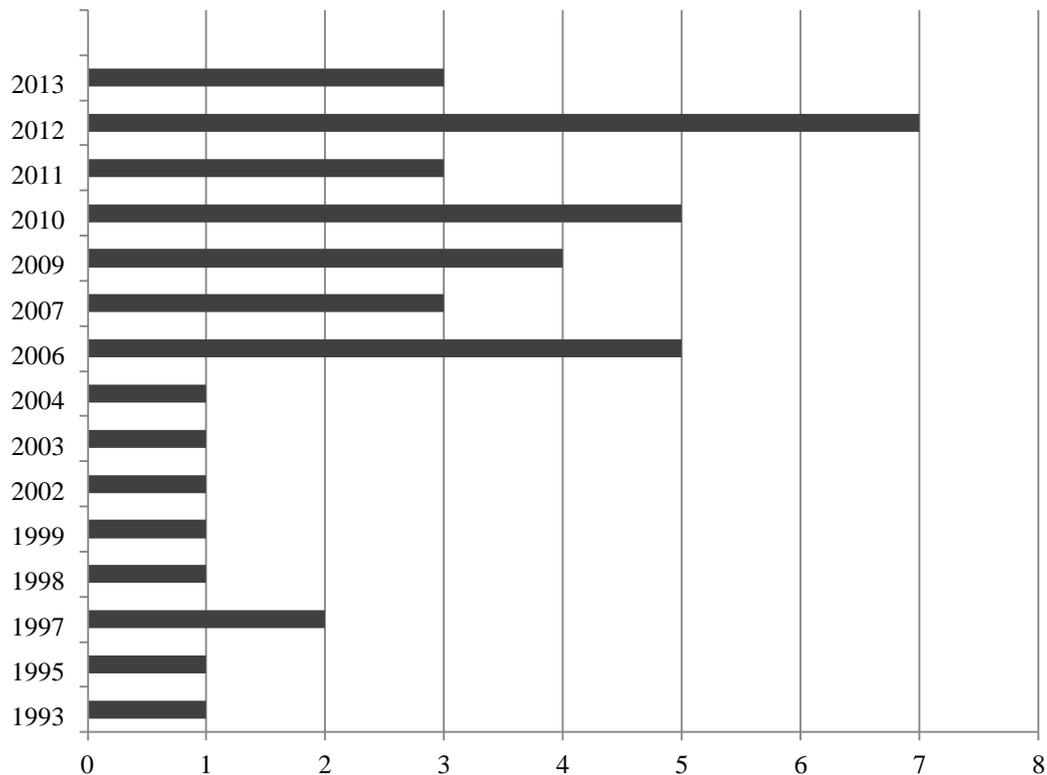


Figura 15 – Número de artigos científicos sobre ACV aplicada ao setor têxtil publicado por ano
Fonte: Elaborado pela autora.

6.2 Alocação

A partir do levantamento do estado da arte dos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis, foi realizada uma avaliação detalhada dos estudos que citaram o uso de algum procedimento de alocação, apresentada na seção 7.2.

Paralelamente a leitura dos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis, buscou-se literaturas, tais como artigos e relatórios, nas mesmas bases de dados citadas anteriormente. Esse levantamento teve como objetivo sintetizar definições e discussões relativas aos procedimentos para evitar e aplicar a alocação, apresentado na seção 5.

Considerando a revisão bibliográfica sobre estudos de ACV de produtos têxteis e procedimentos de alocação, os procedimentos para evitar e/ou aplicar a alocação selecionados para o estudo de caso da fibra de algodão foram: alocação baseada em relações físicas (massa), alocação econômica e não aplicação da alocação, isto é, todo impacto associado à produção da fibra. Os resultados são apresentados na seção 7.3.

Por sua vez, para avaliar o delineamento do sistema de produto da fibra de garrafa PET, avaliou-se os seguintes procedimentos: alocação econômica, *cut-off*, alocação para materiais reciclados conforme Wenzel (1997) e alocação conforme procedimento para resíduo com valor de mercado abaixo de zero apresentada no ILCD Handbook (2010). O resultado é apresentado na seção 7.4.

6.3 Estudos de caso

A seleção dos estudos de caso baseou-se na ampla utilização da fibra de algodão e da fibra oriunda do ciclo de garrafas PET, bem como porque, por razões diferentes, para a produção de ambas faz-se necessário selecionar um procedimento para evitar ou aplicar a alocação.

A avaliação do ciclo de vida da fibra de algodão foi realizada com base nas diretrizes da norma ABNT NBR ISO 14044:2009. O programa computacional selecionado para auxiliar na modelagem do ciclo de vida da fibra de algodão foi o SimaPro devido a sua ampla utilização em estudos de ACV.

Para a fibra de algodão, a seleção dos métodos de AICV e das categorias de impacto considerou as categorias mais frequentes nos estudos identificados na revisão bibliográfica sistematizada, apresentado na seção 7.1, e também na avaliação dos principais aspectos e impactos levantados no ICV dos sistemas de produto. Dessa forma, optou-se por aplicar os métodos IPCC e Ecoindicator 99, respectivamente métodos *midpoint* e *endpoint*.

O método IPCC baseia-se no potencial de aquecimento global dos gases do efeito estufa publicados no Fourth Assessment Report: Climate Change 2007¹⁴ a referência para conversão do impacto das substâncias quantificadas no ICV na unidade de referência da categoria (CO₂equivalente), conforme apresentado na Tabela 1 a seguir:

Tabela 1– Fatores de caracterização para mudanças climáticas

Substância	Potencial de aquecimento global em CO ₂ equivalente		
	20 anos	100 anos	500 anos
Dióxido de carbon	1	1	1
Metano	72	25	7,6
Óxido nitroso	289	298	153

Fonte: Elaborado pela autora com os dados do Intergovernmental Panel on Climate Change (2007)

Dentre os valores de potencial de aquecimento global em CO₂ equivalente apresentado na Tabela 1 foram utilizados os calculados para um horizonte de 100 anos, considerando que este período balizou os valores adotados nas análises no âmbito do Protocolo de Kyoto.

O Eco-indicator 99 avalia os impactos ao meio ambiente sob três “danos”, que por sua vez são resultados de efeitos ocorridos do meio ambiente, a saber, (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001):

- (1) Danos à saúde humana: compreende o número e duração de doenças, e anos de vida perdidos devido à morte prematura e por causas ambientais, representada pelo indicador DALY. As categorias relacionadas a danos a saúde são: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, efeitos de carcinogênicos, efeitos respiratórios e radiação ionizante;
- (2) Qualidade do ecossistema: compreende os efeitos causados na diversidade de espécies, especialmente em plantas vasculares e pequenos organismos. Os efeitos relacionados a essa categoria são: ecotoxicidade, acidificação/eutrofização e uso da terra. Para acidificação/eutrofização os efeitos são calculados em PDF (*Potentially Disappeared Fraction*), isto é fração de desaparecimento potencial de espécies. Por sua vez os efeitos da ecotoxicidade são calculados em PAF (*Potentially Affected*

¹⁴ Disponível em www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html. Acesso em 03 de janeiro de 2013.

Fraction), isto é, fração potencialmente afetada de espécies em relação à concentração de substâncias tóxicas no ambiente.

(3) Recursos: compreende a energia necessária no futuro para extrair minerais e recursos fósseis.

Conforme comentado anteriormente, as categorias selecionadas foram as mais incidentes nos estudos de ACV de têxteis, sendo assim selecionou-se: potencial de aquecimento global, acidificação/eutrofização e ecotoxicidade. Em linhas gerais, a acidificação do solo e água acarreta na queda da capacidade do sistema em neutralizar ácidos. A eutrofização decorre da elevação de macronutrientes no ambiente, que por sua vez alteram os organismos nela presentes e a qualidade do meio. Por fim a ecotoxicidade abrange o impacto de substâncias tóxicas nos ecossistemas (SILVA, 2010; MORITA, MAIA e RAVAGNANI, 2012).

Para a fibra oriunda do reciclo de PET não foi aplicada a ACV, no entanto foram estabelecidos os sistemas de produtos a fim de comparar a diferenças nas fronteiras dos estudos quando aplicados diferentes procedimentos de alocação.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussões são apresentados a seguir conforme etapas do trabalho apresentadas nos procedimentos metodológicos.

7.1 Considerações sobre os estudos de ACV aplicados a têxteis

Segundo Cienchańska e Nousiainen (2005) de forma geral os estudos de ICV e ACV aplicados à indústria têxtil foram executados para fins de certificações, identificação e comparação de processos e matérias-primas entre produtos com funcionalidade equivalente. Entretanto parte destes estudos foi conduzido na indústria e não possuem acesso livre, ou são publicados apenas parcialmente (DÄHLLOF, 2003), o que dificulta uma avaliação crítica dos resultados obtidos, pois não se tem conhecimento de todas as variáveis consideradas.

Dentre os trinta e oito estudos de ACV e ICV localizados na literatura, apresentados na seção 4.1, onze correspondem a estudos de inventário do ciclo de vida (ICV), vinte e cinco de ACV e dois teóricos, isto é, não possuem aplicação direta em um estudo de caso. Os primeiros estudos realizados no início da década de 1990, bem como outros desenvolvidos nos anos seguintes são classificados como estudos de ICV, ou seja, o consumo e emissões quantificados no inventário do ciclo de vida não foram correlacionados a categorias de impacto. Em contrapartida, a maior parte dos estudos, a partir do final da década de 1990, além de quantificar, correlacionou através da aplicação de diferentes métodos na etapa de avaliação do impacto do ciclo de vida, o consumo e as emissões dos processos a diferentes categorias de impacto, sendo então classificados como estudos de ACV. Referente à abordagem dos estudos de ACV, vinte e três estudos são classificados como atribucional, um consequencial, e um dos estudos utilizou ambas as abordagens.

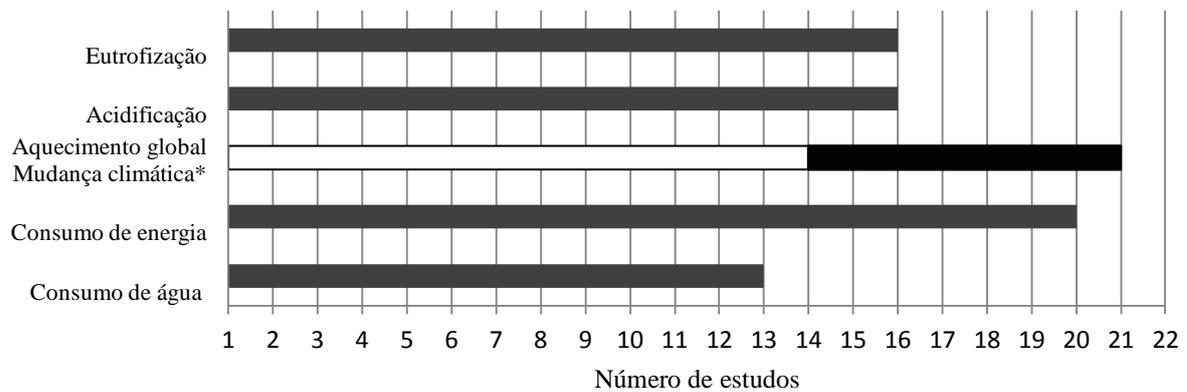
Dentre os estudos identificados, os produtos têxteis mais avaliados foram: camiseta, presente em oito estudos, seguido do impacto de fibras têxteis diversas, avaliada em seis estudos, e de revestimento têxtil de piso, quantificado em três estudos. Devido ao consumo representativo de confeccionados compostos de fibras de algodão e de poliéster (ALWOOD et al., 2006), estas foram as principais matérias-primas avaliadas, presentes em, respectivamente, vinte e seis, e em oito estudos.

Na maior parte dos estudos, utilizaram-se diferentes fontes de dados de modo a obter as entradas e saídas do inventário. Coleta de dados primários, e utilização de dados

disponíveis na literatura foram as principais fontes citadas. Dentre as bases de dados utilizadas, destaca-se a *Ecoinvent*, utilizada em seis estudos.

Conforme explicado anteriormente, na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) os dados coletados no inventário de ciclo de vida devem ser correlacionados a categorias de impacto, e para tanto é necessário selecionar o método de AICV a ser aplicado, bem como as categorias de impacto que serão consideradas. Dos estudos localizados a maior parte dos métodos aplicados classifica-se como *midpoint*, sendo: IPCC, utilizado em oito estudos e *Environmental Design of Industrial Products (EDIP)* utilizado em quatro estudos. Dentre os métodos *endpoint*, o mais utilizado foi o Eco Indicator 99 aplicado em seis estudos.

As categorias de impacto mais incidentes nos estudos são apresentadas na Figura 16, a seguir.



Legenda:

* O número de estudos que utilizou a categoria de aquecimento global é apresentado na cor branca, isto é, catorze estudos. Por sua vez, para a categoria de mudança climática, o resultado é apresentado na cor preta, totalizando sete estudos.

Figura 16 – Categorias de impacto mais incidentes nos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis
Fonte: Elaborado pela autora.

A partir da interpretação dos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis publicados na literatura, observou-se que algumas escolhas metodológicas decorrentes da aplicação do método possuem grande influência do resultado, bem como na comparação entre os estudos. Os principais aspectos metodológicos identificados foram: unidade funcional; escopo geográfico; e o procedimento de alocação.

A unidade funcional dos estudos variou bastante, não só pelos produtos avaliados serem diferentes, mas também no caso de estudos em que a fronteira do sistema contemplou do berço ao túmulo (isto é, além da etapa de manufatura também foi avaliado as fases de uso e descarte), houveram diferentes abordagens relacionadas a procedimentos de manutenção dos

produtos têxteis (lavagem, secagem e passadoria), e o tempo de uso. Enquanto Cartwright et al. (2011) consideraram que uma camiseta é utilizada cinquenta vezes antes de ser descartada e lavada toda vez, Grace (2009) considerou o tempo de uso de setenta e cinco vezes, e por sua vez Steimberger et al (2009) consideraram que uma camiseta é utilizada cem vezes e lavada após ser utilizada duas vezes.

Notou-se que, de forma geral, a unidade funcional dos estudos não foi definida conforme orientações das normas e *handbooks* orientativos de aplicação da ACV (por exemplo: *ILCD Handbook*). O produto avaliado foi considerado como unidade funcional, e não a função a que o produto se aplica, considerando escopo temporal e geográfico. Destaca-se dentre os estudos o realizado por Walser et al (2011) que apresentou uma unidade funcional alinhada com as premissas metodológicas do método de ACV, a saber: “Estar vestido com uma camiseta de poliéster para realizar atividades ao ar livre durante um ano na Suíça, sendo a camiseta utilizada uma vez por semana e lavada 100 vezes antes de descartada”.

O impacto da etapa de uso e manutenção dos têxteis foi discutido desde o primeiro estudo de ICV (LEVAN, 1998), e está correlacionado ao escopo geográfico do estudo e padrões de comportamento da população. Por sua vez o tempo de uso do têxtil relaciona-se não somente com a durabilidade, como também com a moda que tente a reduzir o tempo de uso dos produtos. A etapa de uso foi indicada em parte dos estudos como a fase do ciclo de vida com maiores impactos associados (Franklin Associates, 1993; Leffland, Kærsgaard e Andersson, 1997; Collins e Aumônier, 2002; ADEME, 2006; Danish Ministry of the Environment, 2007; ALWOOD et al., 2006; Levi Strauss & Co, 2009; e Steinberger et al., 2009).

Ao comparar os resultados e as variáveis consideradas nos estudos que avaliaram o impacto de um mesmo produto, nota-se que as diferenças quanto à unidade funcional e aos sistemas de produto considerados acarretaram resultados distintos, conforme exemplificado no Quadro 3, indicando a necessidade de se reportar claramente quais as variáveis consideradas.

Estudo	Unidade Funcional	Potencial de Aquecimento Global
ADEME, 2006	Calça jeans utilizada um dia	44g CO ₂ eq
LEVI STRAUSS & CO, 2009	Calça jeans utilizada uma vez por semana em dois anos	32,5kg CO ₂ eq

Quadro 3 – Comparação dos resultados e variáveis de estudos que realizaram a ACV para uma calça jeans

Fonte: Elaborado pela autora

A *Agence de L'Environnement et de la Maîtrise de L'Energie* - ADEME (2006) definiu como unidade funcional uma calça jeans utilizada 1 dia, sendo que esta seria utilizada uma vez por semana em quatro anos, e lavada cerca de setenta vezes antes de ser descartada. Levi Strauss & CO (2009) considerou como unidade funcional uma calça jeans Levi's 501 utilizada uma vez por semana em dois anos, ou seja, cerca de cento e quatro vezes e depois descartada. Ainda comparando-se o potencial de aquecimento global de todo o ciclo de vida da calça jeans avaliada no estudo da ADEME (*op.cit*), que corresponde a 9,2kg CO₂eq, os resultados continuam notoriamente distintos, fator que deve ser atribuído a outros aspectos metodológicos distintos entre os estudos, como por exemplo, o escopo geográfico, exemplificado nas Figuras 17 e 18 a seguir:



Figura 17 – Escopo geográfico do estudo da *Agence de L'Environnement et de la Maîtrise de L'Energie* (2006)

Fonte: Elaborado pela autora

Referente ao escopo geográfico ressalta-se que devido à complexidade da produção têxtil, em muitos estudos os processos elementares do sistema de produto foram realizados em mais de um país. Dos estudos avaliados majoritariamente concentrou-se, respectivamente, nos Estados Unidos (oito estudos), China (seis estudos), Brasil (cinco estudos) e Reino Unido e Egito (cada um com três estudos). Se avaliada a distribuição por

continente, a Europa foi cenário do maior número de estudos (vinte e nove estudos), seguido da Ásia (catorze estudos) e América do Norte (nove estudos) conforme pode-se observar na Figura 19.



Figura 18 – Escopo geográfico do estudo da Levi Strauss & CO (2009)

Fonte: Elaborado pela autora



Figura 19 – Escopo geográfico dos estudos de ACV e ICV

Fonte: Elaborado pela autora.

Os primeiros estudos não consideraram o ciclo de vida dos produtos têxteis inseridos em uma economia globalizada, mas a partir dos anos 2000, alguns estudos consideraram as

fases de agricultura e produção em países da Ásia, África e América Latina, e a etapa de consumo e manutenção em países da Europa e Estados Unidos. Nos estudos cujo escopo geográfico compreendeu países da América Latina, África e Ásia, os autores, na ausência de dados diretos dos processos, utilizaram bancos de dados e/ou outros inventários, muitas vezes realizados em outros países, e com tecnologias diferentes, acrescentando alguns erros no resultado final do estudo (BARBER; PELLOW, 2006; STEINBERGER et al., 2009; CARTWRIGHT et al., 2011). No Brasil, os estudos de ACV aplicados a produtos têxteis utilizando dados nacionais iniciaram nos últimos dois anos, sendo que ainda não existem dados nacionais para a produção de fibras têxteis disponíveis nas bases de dados dos softwares de ACV. Além da participação de alguns desses países na produção têxtil mundial ser considerável, tais como o Brasil, Índia e China, estes concentram centros de consumo em expansão, configurando-se como relevante a realização de estudos completos de ACV nesses países, ou seja, compreendendo desde a produção ao descarte, a fim de que se conheça a dimensão exata dos impactos.

Referente à abordagem da questão da alocação nos estudos, observou-se que ainda que a norma ISO recomende que quando mais de um procedimento de alocação puder ser realizado deve-se conduzir uma análise de sensibilidade (CHEN ET AL, 2010; ABNT, 2006), dentre os estudos que citaram o uso da alocação, a maior parte não seguiu essa recomendação e selecionou um único método, conforme apresentado na seção 7.2.

7.2 Procedimentos de alocação aplicados nos estudos de ACV de produtos têxteis

Conforme apresentado anteriormente, somente 34% dos estudos detalhados na seção 4.1 relataram a utilização de um ou mais procedimentos para evitar ou aplicar alocação. A Figura 20 a seguir, sintetiza os procedimentos selecionados, e a seguir os motivos destacados pelos autores para a seleção dos procedimentos é brevemente apresentado.

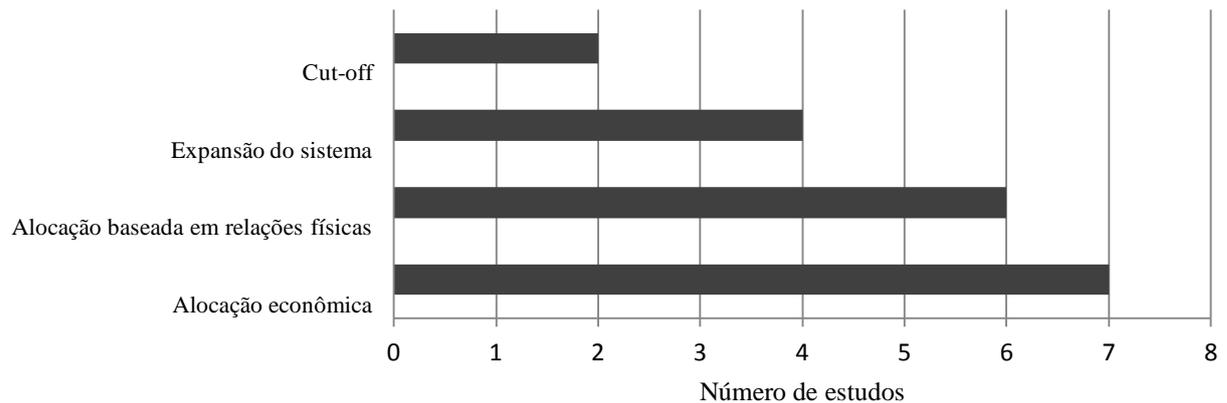


Figura 20 – Métodos de alocação adotados nos estudos de ACV aplicados a produtos têxteis
Fonte: Elaborado pela autora.

Em estudo com camisetas de algodão, Leffland, Kærsgaard e Andersson (1997) adotaram critério econômico para alocar os impactos entre a fibra e o caroço de algodão. Segundo os autores, a seleção desse procedimento balizou-se no fato do valor econômico do algodão ser maior que o valor do caroço.

Dahllöf (2004a) avaliou os impactos dos ciclos de vida de tecidos de diferentes composições (100% algodão, 75% lã e 15% poliamida, e 100% poliéster com acabamento retardante a chama) para aplicação em um sofá. Para alguns processos de agricultura e lavagem da lã evitou-se a alocação com expansão do sistema. Na produção de lã adotou-se critério econômico, sendo alocado 40% dos impactos para lã e 60% para carne. Para transporte e alguns processos de produção das fibras adotou-se alocação baseada em massa. Ainda que tenha sido apresentado o procedimento de alocação selecionado, exceto para a alocação econômica, não foi claramente reportado como foi feita a divisão dos impactos e a expansão do sistema.

Em estudo da produção de uma tonelada de top de lã de merino em fazendas na Nova Zelândia, Barber e Pellow (2006), tal como no estudo de Dahllöf (2004a), também adotaram alocação baseada em massa para alocar o impacto da produção de lã e de carne. No entanto, o impacto associado à lã totalizou 25%.

No estudo de ACV de fios de cânhamo e linho publicado em 2006 pelo *Institut National de la Recherche Agronomique* (INRA), adotou-se alocação econômica. Segundo os autores, considerando que as fibras possuem apenas entre 10% e 20% da massa total, não seria adequado alocar a maior parte do impacto aos coprodutos aplicando alocação baseada em critérios físicos (massa).

Por sua vez, no relatório EDIPTEX elaborado pelo Ministério Dinamarquês de Meio Ambiente em 2007 todo o impacto da produção do algodão foi alocado para a produção da fibra.

Grace (2009) em estudo com camisetas de algodão produzidas na Austrália adotou a alocação baseada em massa, sendo que o impacto destinado a fibra de algodão foi de 37%.

Shen, Worrell e Patel (2010a) publicaram estudo comparativo da produção de fibras de celulose regenerada, algodão, polipropileno e poliéster. Na produção de viscose os autores evitaram a alocação entre o impacto da produção da fibra e do coproduto ácido acético a partir de expansão do sistema. Um método alternativo de produção de ácido acético foi avaliado. No entanto, não foi possível aplicar a expansão do sistema para alguns subprodutos derivados da madeira, tais como xilose, sendo nesse caso adotada alocação econômica. Este procedimento também foi aplicado para energia obtida a partir da incineração de resíduos sólidos urbanos, utilizada na planta de produção de viscose, modal e tencel. Por sua vez, para a soda cáustica utilizada na produção de viscose e modal, os autores utilizaram os dados de um estudo de soda caustica em que o procedimento de alocação utilizado foi baseado em critério de massa. Referente à produção de ácido acético e subprodutos da madeira, os autores realizaram uma análise de sensibilidade visando verificar se a aplicação de outros procedimentos implicaria em diferente resultado do estudo, a saber: (1) expansão do sistema associada à alocação baseada em poder calorífico; e (2) critério econômico. Observou-se certa alteração nos resultados, no entanto, o *ranking* das fibras em função dos potenciais impactos não alterou.

Shen, Worrell e Patel (2010b) realizaram um segundo estudo visando avaliar o impacto do uso de garrafa PET reciclada para a fabricação de fibras têxteis em quatro possíveis cenários de reciclagem. Considerando que a reciclagem da garrafa resulta em um cenário de alocação, foram aplicados três procedimentos: *cut-off*, alocação econômica e expansão do sistema. No cenário 1 adotou-se o procedimento *cut-off*, logo as garrafas utilizadas como embalagem foram consideradas resíduo, e por sua vez o ciclo de vida destas não foi transferido para o ciclo de vida da fibra de garrafa PET. Na etapa de produção da fibra de garrafa PET, foi considerada a coleta e transporte da garrafa, bem como o processo de reciclagem para utilização como fibra.

No cenário 2 aplicou-se alocação econômica, sendo que as Equações 5 e 6 foram adotadas para cálculo do impacto da fibra de garrafa PET. O fator de alocação adotado foi 32%, sendo este obtido a partir do preço médio do resíduo de garrafa de três empresas ao longo de 2008, e do preço médio da resina virgem de uma empresa ao longo de 2008.

$$E_{WV} = E_{\text{cut-off}} + AF \times E_{v\text{PETresin}}$$

Sendo: E_{WV} = impacto da fibra de garrafa PET
 $E_{\text{cut-off}}$ = impacto da fibra de garrafa PET considerando procedimento *cut-off*
 AF = fator de alocação
 $E_{v\text{PETresin}}$ = impacto da fibra PET virgem

Equação 5 – Alocação econômica: cálculo do impacto da fibra de garrafa PET

Fonte: Adaptado de Shen, Worrell e Patel (2010b)

$$AF = \frac{P_{\text{bottle}}}{P_{\text{resin}}}$$

Sendo: AF = fator de alocação
 P_{bottle} = preço do resíduo de garrafa PET
 P_{resin} = preço da resina virgem grau PET

Equação 6 – Alocação econômica: fator de alocação

Fonte: Adaptado de Shen, Worrell e Patel (2010b)

No cenário 3 adotou-se o procedimento de expansão de sistema a fim de evitar a alocação. Para tanto, comparou-se um subcenário de referência com o subcenário de reciclagem de garrafa PET para produção de fibra, ambos ilustrado na Figura 21.

A fim de comparar apenas as diferenças entre os dois subcenários, apenas as etapas que não eram comuns aos dois subcenários foram mantidas, conforme exemplificado na Figura 22.

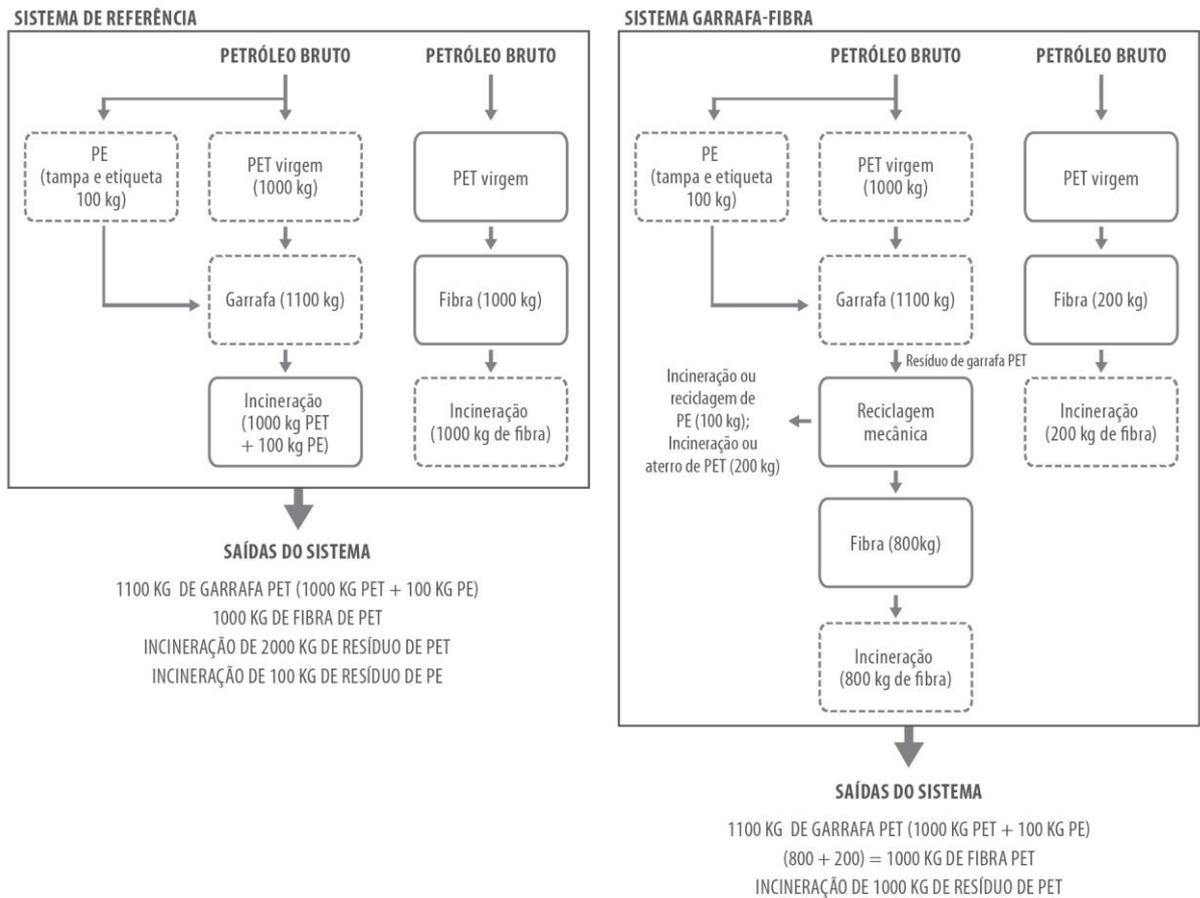


Figura 21 – Expansão do sistema: sub-cenários
 Fonte: Adaptado de Shen, Worrell e Patel (2010b)

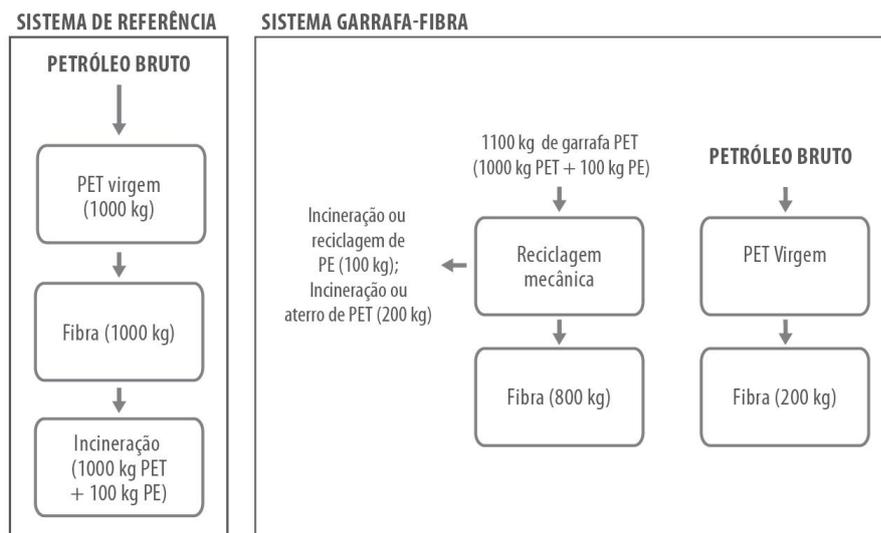


Figura 22 – Expansão do sistema: sub-cenários finais
 Fonte: Adaptado de Shen, Worrell e Patel (2010b)

Segundo Shen, Worrell e Patel (2010b), o procedimento *cut-off* apresenta como desvantagem o fato de simplificar o impacto ambiental do berço do ciclo de vida, enquanto a alocação econômica, conforme citado anteriormente, é suscetível a variações do mercado. Os autores preferiram o cenário evitando a alocação pelo procedimento de expansão do sistema. Observou-se variação no resultado final do estudo em função do cenário considerado.

Visando avaliar os benefícios ambientais de reutilizar roupas, Farrant, Olsen e Wang (2010) citaram a utilização de expansão do sistema. No entanto os autores não explicam em detalhes no artigo como se deu a aplicação deste procedimento.

Em estudo comparativo entre camisetas convencionais e com acabamentos, Walser et al. (2011), conforme descrito genericamente nos materiais suplementares publicados com o artigo, alocaram os impactos ambientais de saídas multiprocessos com base em relações físicas (massa).

Meyer, Curran e Gonzalez (2011) em estudo com pares de meia, adotaram alocação baseada em relações físicas (massa) a fim de dividir o impacto da lavagem e do detergente utilizado na etapa de manutenção da peça entre a carga total de material têxtil lavado.

Em estudos com camisas profissionais Cartwright et al. (2011) adotaram alocação econômica para dividir o impacto para a fibra de algodão e caroço. O fator de alocação adotado foi de 87% do impacto para a fibra de algodão.

Saxce, Pesnel e Perwuelz (2012) avaliaram o impacto do ciclo de vida de oito lençóis de diferentes composições. O procedimento de alocação selecionado para dividir o impacto para a fibra de algodão e caroço foi econômico.

Em resumo, dos estudos relacionados à fibra de algodão, observou-se a aplicação de alocação baseada em massa, alocação econômica e também a opção por não alocar impactos ao caroço, isto é, somente para a fibra. Essa heterogeneidade indica que não há uma concordância de qual abordagem é mais adequada, o que por sua vez também dificulta a comparação entre os estudos quando não é claramente explicitado. A partir dessa análise dos estudos publicados, evidenciou-se a necessidade de estudar a alocação para fibras têxteis, objeto de estudo desse trabalho.

7.3 Estudo de caso fibra de algodão: alocação para coprodutos

A seguir a ACV aplicada a fibra de algodão é apresentada, baseado na estrutura da norma ISO 14044 e considerando a revisão bibliográfica sistemática.

7.3.1 Objetivo e escopo

Este estudo de ACV tem o objetivo de avaliar o desempenho ambiental do ciclo de vida da fibra de algodão para aplicação têxtil, e identificar as diferenças no resultado final do estudo considerando o procedimento de alocação selecionado. O estudo caracteriza-se como *cradle to gate*, isto é, considerou-se apenas a produção da fibra, excluindo as etapas de uso e destinação final.

Função do sistema, unidade funcional e fluxo de referência

O objeto de estudo é a fibra de algodão, cuja função é ser utilizada como matéria-prima para a produção de fio têxtil. Nesse caso a unidade funcional selecionada é também o fluxo de referência, estabelecido como: “A produção de 1 tonelada de fibra de algodão para aplicação têxtil”.

Sistema de produto e fronteiras do sistema

O sistema de produto é apresentado na Figura 23 a seguir. Os limites do sistema incluem a fabricação dos agroquímicos, energia elétrica e combustíveis utilizados no transporte. A fronteira do estudo não contempla a manufatura dos equipamentos utilizados. Considerou-se que o descaroçamento é realizado no mesmo local do plantio, ainda que usualmente em cenário nacional esses processos não sejam realizados no mesmo local.



Figura 23 – Algodão: sistema de produto
Fonte: Elaborado pela autora

Procedimentos de alocação

O sistema de produto resulta na produção de dois coprodutos, fibra e caroço de algodão, conforme ilustrado na Figura 23, sendo necessário aplicar procedimento de alocação. Considerando os procedimentos utilizados nos estudos de ACV aplicados a fibras de algodão, selecionou-se para o estudo de caso os seguintes procedimentos: alocação baseada em relações físicas (massa), alocação econômica e não alocar, considerando o caroço de algodão como resíduo sem valor econômico. O Quadro 4 a seguir, sintetiza a porcentagem alocada para cada coproduto nos métodos selecionados:

Procedimento	Porcentagem alocada para fibra de algodão	Porcentagem alocada para o caroço de algodão
Alocação baseada em relações físicas (massa)	39,5	60,5
Alocação econômica	83	17
Sem aplicar alocação	100	0

Quadro 4 – Estudo de caso algodão: procedimentos de alocação selecionados

Fonte: Elaborado pela autora

- Alocação baseada em massa

Grace (2009) em estudo realizado na Austrália com camisetas de algodão alocou 37% dos impactos associados à produção de algodão para a fibra de algodão. Por sua vez em estudo acerca da pegada hídrica do algodão publicado por Chapagain et al. (2006), foi considerado que 35% da massa corresponde a fibra.

Segundo informações do Cepea/Esalq (informação pessoal¹⁵), a produtividade típica da região centro-oeste do Brasil é de 39,5%, por tanto para produzir 1 tonelada de algodão, é gerado como coproduto 1,531 toneladas de caroço e outras impurezas. Adotou-se essa proporção relativa à produção nacional para alocação baseada em massa.

- Alocação econômica

Em estudo publicado por Chapagain et al. (2006), adotou-se fator de alocação de 82% para a fibra de algodão, e 18% para o caroço de algodão. No relatório EDIPTX (DANISH MINISTER OF THE ENVIRONMENT, 2007), ainda que não tenha sido selecionada alocação baseada em critério econômico, os autores citaram que o fator de alocação

¹⁵ ALVES.L. **Dados referentes ao município de Campo Verde.** Mensagem recebida em 13.02.2011.

econômica para o caroço de algodão corresponde, aproximadamente, a 20%. Conforme apresentando anteriormente, por sua vez Cartwright et al. (2011) adotaram fator de alocação de 87% do impacto para a fibra de algodão.

Com base nessas referências, a média dos fatores foi calculada e adotou-se fator de alocação de 83% para a fibra de algodão, e 17% para o caroço.

- Alocação de todo o impacto para a fibra de algodão

Uma vez que na revisão de literatura localizaram-se estudos que optaram por alocar todo o impacto para a fibra de algodão, a saber: DANISH MINISTER OF THE ENVIRONMENT, 2007 e DONKE, et al., 2013, essa opção também foi selecionada.

Metodologia de AICV e categorias de impacto

Considerando a revisão bibliográfica dos estudos de ACV publicados na literatura selecionou método do IPCC para cálculo de potencial de aquecimento global, e o método Ecoindicator 99 para cálculo de mudanças climáticas, acidificação/eutrofização e ecotoxicidade.

Fonte e requisito de qualidade dos dados

O escopo temporal e geográfico do estudo foi à safra de 2011/2012 produzida na região da savana brasileira. O escopo tecnológico foi sistema de plantio direto não irrigado, sistema mais utilizado no Brasil, em rotação com cultivo de milho (Donke et al., 2013). Não foi considerando no estudo a alocação de impactos entre as culturas.

A fonte dos dados compreendeu dados primários obtidos com a Embrapa, parcialmente publicados no trabalho de Donke et al. (2013) e obtidos em informação pessoal com Matsuura¹⁶, e também secundários através de referências bibliográficas.

A base de dados utilizada foi *Ecoinvent*, sendo que quando disponível foi priorizado dados do Brasil, por exemplo, para energia elétrica.

Limitações

Por exiguidade de dados de ICV referentes a todos os insumos utilizados para a produção de algodão, fez-se necessário agrupar a quantidade aplicada em famílias de agroquímicos considerando as informações disponíveis nas bases de dados. Conforme pode-

¹⁶ Informação fornecida por Matsuura em Jaguariúna (19.07.2013).

se observar no ICV, apresentado no Quadro 5, utilizou-se insumos genéricos para entrada dos agroquímicos (inseticidas, fungicidas, herbicidas e reguladores de crescimento). Segundo Matsuura, um especialista da Embrapa auxiliou na seleção dos insumos disponíveis nas bases de dados a fim de que se assemelhassem quimicamente aos insumos utilizados no plantio.

7.3.2 Análise de Inventário do Ciclo de Vida

O Quadro 5 apresenta os dados do inventário do ciclo de vida para “1 tonelada de fibra de algodão para aplicação têxtil”. Os dados brutos, isto é, conforme obtidos das fontes são apresentados, bem como o dado correlacionado com a unidade funcional do estudo que por sua vez foi inserido no software SimaPro. Os dados de Donke et al. (2013) e Morita, Maia e Ravagnani (2012) são para 1 tonelada de algodão, enquanto os dados da Embrapa referem-se a 90 toneladas de algodão.

1. Entradas					
	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Recursos					
Ocupação de área	m ²	0,278	DONKE et al, 2013	m ²	0,278
Transformação de arável	m ²	0,278	DONKE et al, 2013	m ²	0,278
Transformação para arável	m ²	0,278	DONKE et al, 2013	m ²	0,278
Água	Litros	1.610	MORITA; MAIA; RAVAGNANI, 2012	Litros	1.610
Materiais					
Sementes	Kg	8.67E+00	DONKE et al, 2013	Kg	8.67E+00
Calcário	Kg	5.88E+02	DONKE et al, 2013	Kg	5.88E+02
Ureia	Kg	3.93E+01	DONKE et al, 2013	Kg	3.93E+01
Superfosfato triplo	Kg	8.13E+01	DONKE et al, 2013	Kg	8.13E+01
Cloreto de potássio	Kg	5.99E-02	DONKE et al, 2013	Kg	5.99E-02
Sulfato de zinco	Kg	2.78E+00	DONKE et al, 2013	Kg	2.78E+00
Bórax	Kg	5.05E+00	DONKE et al, 2013	Kg	5.05E+00
Sulfato de amônio	Kg	5.56E+01	DONKE et al, 2013	Kg	5.56E+01
Inseticidas	Kg	8.84E+00	DONKE et al, 2013	Kg	8.84E+00
-Fungicidas	Kg	6.75E-01	DONKE et al, 2013	Kg	6.75E-01
Glifosato	Kg	1.00E+00	DONKE et al, 2013	Kg	1.00E+00
Diuron	Kg	1.50E+00	DONKE et al, 2013	Kg	1.50E+00
Herbicidas	Kg	2.42E+00	DONKE et al, 2013	Kg	2.42E+00
Reguladores de crescimento	Kg	1.24E+02	Embrapa	Kg	1.24E+02
Diesel	Kg	4.67E+01	DONKE et al, 2013	Kg	4.67E+01
Energia					
Energia elétrica	kWh	198,52	MORITA; MAIA; RAVAGNANI, 2012	kWh	198,52
2. Saídas					
Emissões para o ar					
Dióxido de carbono	kg	4,09E+04	Embrapa	Kg	4,54E+02
Dióxido de carbono (transformação de terra)	kg	0,00E+00	Embrapa	Kg	0,00E+00
Monóxido de dinitrogênio	kg	8,81E+02	Embrapa	Kg	9,79E+00
Óxidos de nitrogênio	kg	1,04E+02	Embrapa	Kg	1,16E+00

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)

2. Saídas

	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Emissões para o ar					
Amônia	kg	2,63E+02	Embrapa	Kg	2,92E+00
Óxido nítrico	kg	3,20E+02	Embrapa	Kg	3,56E+00
Hidrocarbonetos	kg	1,12E+00	Embrapa	Kg	1,24E-02
Monóxido de carbono	kg	1,56E+00	Embrapa	Kg	1,73E-02
Dióxido de enxofre	kg	4,24E+00	Embrapa	Kg	4,71E-02
Metano	kg	5,42E-01	Embrapa	Kg	6,02E-03
Benzeno	kg	3,07E-02	Embrapa	Kg	3,41E-04
Cádmio	kg	4,20E-05	Embrapa	Kg	4,67E-07
Cromo	kg	2,10E-04	Embrapa	Kg	2,33E-06
Cobre	kg	7,14E-03	Embrapa	Kg	7,93E-05
Níquel	kg	2,94E-04	Embrapa	Kg	3,27E-06
Zinco	kg	4,20E-03	Embrapa	Kg	4,67E-05
Benzo (a) pireno	kg	1,26E-04	Embrapa	Kg	1,40E-06
Selênio	kg	4,20E-05	Embrapa	Kg	4,67E-07
Benzo (a) antraceno	kg	3,36E-04	Embrapa	Kg	3,73E-06
Benzo (a) fluoranteno	kg	2,10E-04	Embrapa	Kg	2,33E-06
Criseno	kg	8,40E-04	Embrapa	Kg	9,33E-06
Dibenzo (a, h) antraceno	kg	4,20E-05	Embrapa	Kg	4,67E-07
Fluoranteno	kg	1,89E-03	Embrapa	Kg	2,10E-05
Fenantreno	kg	1,05E-02	Embrapa	Kg	1,17E-04
Partículas, <2,5	kg	1,41E+00	Embrapa	Kg	1,57E-02
Glifosato	kg	3,38E+01	Embrapa	Kg	3,76E-01
Carfentrazona-etilo	kg	5,93E-03	Embrapa	Kg	6,59E-05
Abamectina	kg	6,33E-01	Embrapa	Kg	7,03E-03
Tiametoxam	kg	2,04E+00	Embrapa	Kg	2,27E-02
Metalaxil	kg	5,04E-02	Embrapa	Kg	5,60E-04
Fludioxonil	kg	3,35E-02	Embrapa	Kg	3,72E-04
Azoxystrobin	kg	1,43E-01	Embrapa	Kg	1,59E-03
Diuron	kg	4,53E+01	Embrapa	Kg	5,03E-01
Clomazone	kg	1,16E+01	Embrapa	Kg	1,29E-01
Compostos de arsênio	kg	1,72E+01	Embrapa	Kg	1,91E-01
Primisulfurom	kg	2,99E+01	Embrapa	Kg	3,32E-01
Haloxifope-etoxietilo	kg	9,12E-01	Embrapa	Kg	1,01E-02

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)

2. Sairas					
	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Emissões para o ar					
Sethoxydim	kg	1,02E-01	Embrapa	Kg	1,13E-03
Carbamato	kg	3,53E+00	Embrapa	Kg	3,92E-02
Profenofós	kg	3,48E+00	Embrapa	Kg	3,87E-02
Spinosad	kg	2,81E-02	Embrapa	Kg	3,12E-04
Malathion	kg	2,18E+02	Embrapa	Kg	2,42E+00
Cipermetrina	kg	6,25E+00	Embrapa	Kg	6,94E-02
Lambda-cialotrina	kg	4,82E+00	Embrapa	Kg	5,36E-02
Fipronil	kg	1,33E-04	Embrapa	Kg	1,48E-06
N,N-dimetiltiouréia	kg	1,80E-01	Embrapa	Kg	2,00E-03
Metomil	kg	2,84E-01	Embrapa	Kg	3,16E-03
Triflumuron	kg	1,08E+00	Embrapa	Kg	1,20E-02
Thiodicarb	kg	9,22E-01	Embrapa	Kg	1,02E-02
Etofenprox	kg	3,86E-01	Embrapa	Kg	4,29E-03
Imidacloprid	kg	1,15E+00	Embrapa	Kg	1,28E-02
Clorpirifós	kg	1,20E+01	Embrapa	Kg	1,33E-01
Cartap	kg	5,30E-01	Embrapa	Kg	5,89E-03
Trifloxistrobina	kg	3,98E-01	Embrapa	Kg	4,42E-03
Difenoconazole	kg	6,50E-01	Embrapa	Kg	7,22E-03
Penconazol	kg	2,18E+00	Embrapa	Kg	2,42E-02
Hidróxido de fentina	kg	3,32E+00	Embrapa	Kg	3,69E-02
Cloreto de mepiquat	kg	2,08E+00	Embrapa	Kg	2,31E-02
Etefon	kg	2,59E+01	Embrapa	Kg	2,88E-01
Ciclanilida	kg	4,53E-01	Embrapa	Kg	5,03E-03
Tidiazuron	kg	9,10E-01	Embrapa	Kg	1,01E-02
Emissões para a água					
Nitrato	Kg	7,88E+02	Embrapa	Kg	8,76E+00
Fosfato	Kg	5,55E-01	Embrapa	Kg	6,17E-03
Glifosato	Kg	1,15E-08	Embrapa	Kg	1,28E-10
Carfentrazona-etilo	Kg	5,95E-42	Embrapa	Kg	6,61E-44
Abamectina	Kg	7,88E+02	Embrapa	Kg	8,76E+00
Tiametoxam	Kg	5,55E-01	Embrapa	Kg	6,17E-03
Metalaxil	Kg	1,15E-08	Embrapa	Kg	1,28E-10
Fludioxonil	Kg	5,95E-42	Embrapa	Kg	6,61E-44
Azoxystrobin	Kg	2,87E-06	Embrapa	Kg	3,19E-08

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)

2. Sairas					
	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Emissões para a água					
Diuron	kg	1,36E-03	Embrapa	Kg	1,51E-05
Compostos de arsênio	kg	5,61E-05	Embrapa	Kg	6,23E-07
Primisulfuron	kg	1,29E-17	Embrapa	Kg	1,43E-19
Haloxifope-etoxietilo	kg	8,63E-05	Embrapa	Kg	9,59E-07
Sethoxydim	kg	1,75E-02	Embrapa	Kg	1,94E-04
Metil carbamato	kg	1,06E-03	Embrapa	Kg	1,18E-05
Profenofós	kg	5,42E-03	Embrapa	Kg	6,02E-05
Malathion	kg	4,72E-05	Embrapa	Kg	5,24E-07
Cipermetrina	kg	6,37E-05	Embrapa	Kg	7,08E-07
Lambda-cialotrina	kg	1,78E-04	Embrapa	Kg	1,98E-06
Fipronil	kg	3,27E-07	Embrapa	Kg	3,63E-09
Methomyl	kg	1,02E-141	Embrapa	Kg	1,13E-143
Triflumuron	kg	1,98E-35	Embrapa	Kg	2,20E-37
Thiodicarb	kg	4,18E-71	Embrapa	Kg	4,64E-73
Etofenprox	kg	1,99E-13	Embrapa	Kg	2,21E-15
Imidacloprid	kg	1,37E-03	Embrapa	Kg	1,52E-05
Clorpirifós	kg	5,51E-06	Embrapa	Kg	6,12E-08
Cartap	kg	1,24E-11	Embrapa	Kg	1,38E-13
Trifloxistrobina	kg	2,66E-24	Embrapa	Kg	2,96E-26
Difenoconazole	kg	8,00E-05	Embrapa	Kg	8,89E-07
Penconazol	kg	1,87E-08	Embrapa	Kg	2,08E-10
Hidróxido de fentina	kg	8,33E-03	Embrapa	Kg	9,26E-05
Cloreto de mepiquat	kg	1,52E-08	Embrapa	Kg	1,69E-10
Etefon	kg	5,12E-05	Embrapa	Kg	5,69E-07
Ciclanilida	kg	1,84E-04	Embrapa	Kg	2,04E-06
Thidiazuron	kg	3,01E-05	Embrapa	Kg	3,34E-07
Cádmio	kg	8,00E-04	Embrapa	Kg	8,89E-06
Cobalto	kg	7,08E-05	Embrapa	Kg	7,87E-07
Cobre	kg	1,90E-06	Embrapa	Kg	2,11E-08
Mercúrio	kg	5,59E-08	Embrapa	Kg	6,21E-10
Molibdênio	kg	1,52E-05	Embrapa	Kg	1,69E-07
Níquel	kg	2,30E-04	Embrapa	Kg	2,56E-06
Chumbo	kg	4,75E-06	Embrapa	Kg	5,28E-08
Selênio	kg	7,89E-06	Embrapa	Kg	8,77E-08

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)

2. Sidas					
	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Emissões para a água					
Zinco	kg	1,64E-03	Embrapa	Kg	1,82E-05
Glifosato	kg	7,56E-03	Embrapa	Kg	8,40E-05
Carfentrazona-etilo	kg	8,24E-05	Embrapa	Kg	9,16E-07
Abamectina	kg	1,67E-04	Embrapa	Kg	1,86E-06
Tiametoxam	kg	2,82E-04	Embrapa	Kg	3,13E-06
Metalaxil	kg	1,11E-05	Embrapa	Kg	1,23E-07
Fludioxonil	kg	3,70E-06	Embrapa	Kg	4,11E-08
Azoxystrobin	kg	2,25E-05	Embrapa	Kg	2,50E-07
Diuron	kg	6,78E-03	Embrapa	Kg	7,53E-05
Clomazone	kg	1,16E-03	Embrapa	Kg	1,29E-05
Compostos de arsênio	kg	1,79E-03	Embrapa	Kg	1,99E-05
Primisulfurn	kg	1,49E-03	Embrapa	Kg	1,66E-05
Haloxifope-etoxietilo	kg	5,98E-05	Embrapa	Kg	6,64E-07
Sethoxydim	kg	2,12E-04	Embrapa	Kg	2,36E-06
Metil carbamato	kg	4,76E-04	Embrapa	Kg	5,29E-06
Profenofós	kg	5,25E-04	Embrapa	Kg	5,83E-06
Spinosad	kg	1,06E-04	Embrapa	Kg	1,18E-06
Malathion	kg	9,15E-03	Embrapa	Kg	1,02E-04
Cipermetrina	kg	4,58E-04	Embrapa	Kg	5,09E-06
Lambda-cialotrina	kg	2,18E-04	Embrapa	Kg	2,42E-06
Fipronil	kg	1,50E-08	Embrapa	Kg	1,67E-10
N,N-dimetiltiouréia	kg	2,50E-03	Embrapa	Kg	2,78E-05
Metomil	kg	2,32E-04	Embrapa	Kg	2,58E-06
Triflumuron	kg	4,12E-05	Embrapa	Kg	4,58E-07
Thiodicarb	kg	1,00E-03	Embrapa	Kg	1,11E-05
Etofenprox	kg	2,23E-04	Embrapa	Kg	2,48E-06
Metilimidazol	kg	1,23E-04	Embrapa	Kg	1,37E-06
Clorpirifós	kg	3,57E-04	Embrapa	Kg	3,97E-06
Cartap	kg	1,25E-03	Embrapa	Kg	1,39E-05
Trifloxistrobina	kg	4,55E-05	Embrapa	Kg	5,06E-07
Difenoconazole	kg	7,44E-05	Embrapa	Kg	8,27E-07
Penconazol	kg	7,39E-05	Embrapa	Kg	8,21E-07
Hidróxido de fentina	kg	1,49E-04	Embrapa	Kg	1,66E-06
Cloreto de mepiquat	kg	1,14E-04	Embrapa	Kg	1,27E-06

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)

2. Saidas					
	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Emissões para a água					
Etefon	kg	1,01E-03	Embrapa	Kg	1,12E-05
Ciclanilida	kg	1,26E-04	Embrapa	Kg	1,40E-06
Thidiazuron	kg	2,98E-05	Embrapa	Kg	3,31E-07
Emissões para o solo					
Fosfato	kg	1,91E+02	Embrapa	Kg	2,12E+00
Arsênico	kg	1,07E-01	Embrapa	Kg	1,19E-03
Cádmio	kg	1,74E+00	Embrapa	Kg	1,93E-02
Cobalto	kg	2,24E-02	Embrapa	Kg	2,49E-04
Cobre	kg	2,88E-02	Embrapa	Kg	3,20E-04
Mercúrio	kg	8,35E-03	Embrapa	Kg	9,28E-05
Molibdênio	kg	1,52E-01	Embrapa	Kg	1,69E-03
Níquel	kg	2,28E+00	Embrapa	Kg	2,53E-02
Chumbo	kg	4,25E-02	Embrapa	Kg	4,72E-04
Selênio	kg	7,69E-02	Embrapa	Kg	8,54E-04
Zinco	kg	1,61E+01	Embrapa	Kg	1,79E-01
Glifosato	kg	3,31E+00	Embrapa	Kg	3,68E-02
Abamectina	kg	2,31E-02	Embrapa	Kg	2,57E-04
Tiametoxam	kg	1,88E-01	Embrapa	Kg	2,09E-03
Metalaxil	kg	3,10E-03	Embrapa	Kg	3,44E-05
Fludioxonil	kg	1,62E-03	Embrapa	Kg	1,80E-05
Azoxystrobin	kg	1,38E-02	Embrapa	Kg	1,53E-04
Diuron	kg	5,77E+00	Embrapa	Kg	6,41E-02
Compostos de arsênio	kg	6,56E-01	Embrapa	Kg	7,29E-03
Primisul	kg	1,60E+00	Embrapa	Kg	1,78E-02
Metil carbamato	kg	1,74E-01	Embrapa	Kg	1,93E-03
Profenofos	kg	2,33E-04	Embrapa	Kg	2,59E-06
Cipermetrina	kg	6,24E-01	Embrapa	Kg	6,93E-03
Lambda-cialotrina	kg	1,72E-01	Embrapa	Kg	1,91E-03
Fipronil	kg	1,13E-05	Embrapa	Kg	1,26E-07
Metomil	kg	2,55E-04	Embrapa	Kg	2,83E-06
Triflumuron	kg	1,70E-02	Embrapa	Kg	1,89E-04
Etofenprox	kg	6,15E-03	Embrapa	Kg	6,83E-05
Imidacloprid	kg	5,58E-02	Embrapa	Kg	6,20E-04
Clorpirifós	kg	6,42E-04	Embrapa	Kg	7,13E-06

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão (continua)

2. Sairas					
	Dado bruto			Dado correlacionado com a unidade funcional	
	Unidade	Quantidade	Fonte	Unidade	Quantidade
Emissões para o solo					
Cartap	kg	8,84E-09	Embrapa	Kg	9,82E-11
Trifloxistrobina	kg	5,54E-05	Embrapa	Kg	6,16E-07
Difenoconazol	kg	7,04E-02	Embrapa	Kg	7,82E-04
Penconazol	kg	1,10E-01	Embrapa	Kg	1,22E-03
Hidróxido de fentina	kg	9,28E-02	Embrapa	Kg	1,03E-03
Cloreto de mepiquat	kg	7,11E-02	Embrapa	Kg	7,90E-04
Etefon	kg	2,18E+00	Embrapa	Kg	2,42E-02
Ciclanilida	kg	4,00E-01	Embrapa	Kg	4,44E-03
Thidiazuron	kg	6,84E-02	Embrapa	Kg	7,60E-04
Óleo mineral	kg	7,83E+00	Embrapa	Kg	8,70E-02

Quadro 5 – Dados ICV para 1 tonelada de algodão
 Fonte: Elaborado pela autora.

7.3.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

Método IPCC

A Figura 24 apresenta o potencial de aquecimento global (kg de CO₂equivalente) para “1 tonelada de fibra de algodão para aplicação têxtil” de acordo com o procedimento de alocação selecionado.

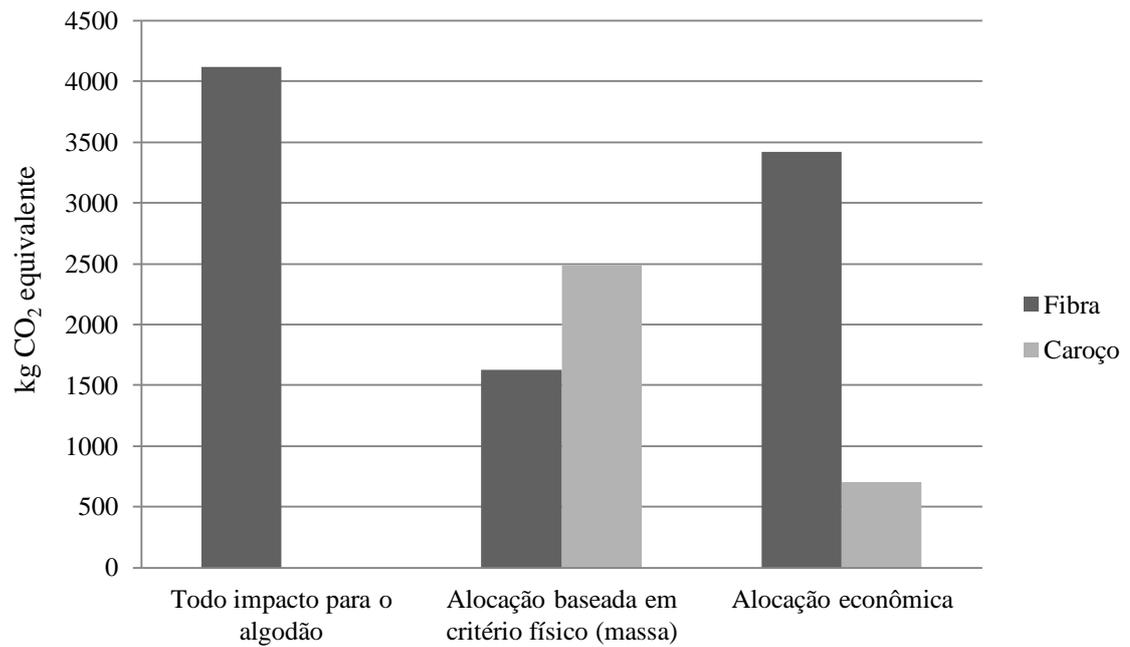


Figura 24 – Potencial de aquecimento global: comparativo entre procedimentos de alocação
 Fonte: Elaborado pela autora.

Método Eco Indicator 99

As Figuras 25 e 26 apresentam, respectivamente, o potencial de perda de qualidade do ecossistema decorrente de acidificação, eutrofização e ecotoxicidade para “1 tonelada de fibra de algodão para aplicação têxtil” de acordo com o procedimento de alocação selecionado.

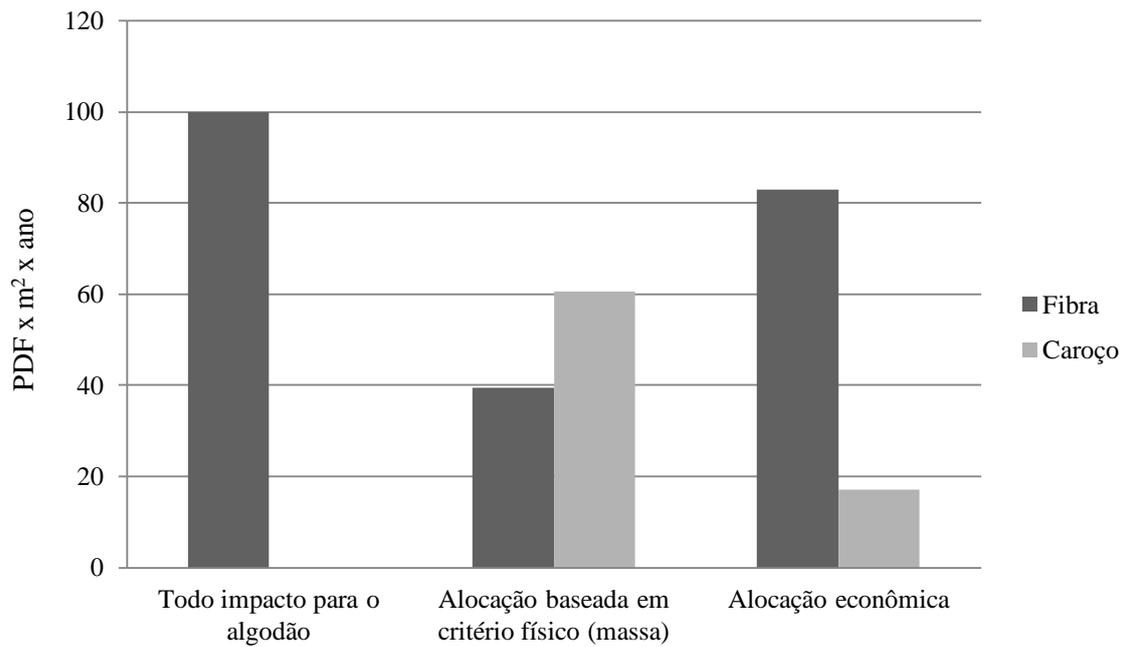


Figura 25 – Potencial de acidificação/eutrofização: comparativo entre procedimentos de alocação
Fonte: Elaborado pela autora.

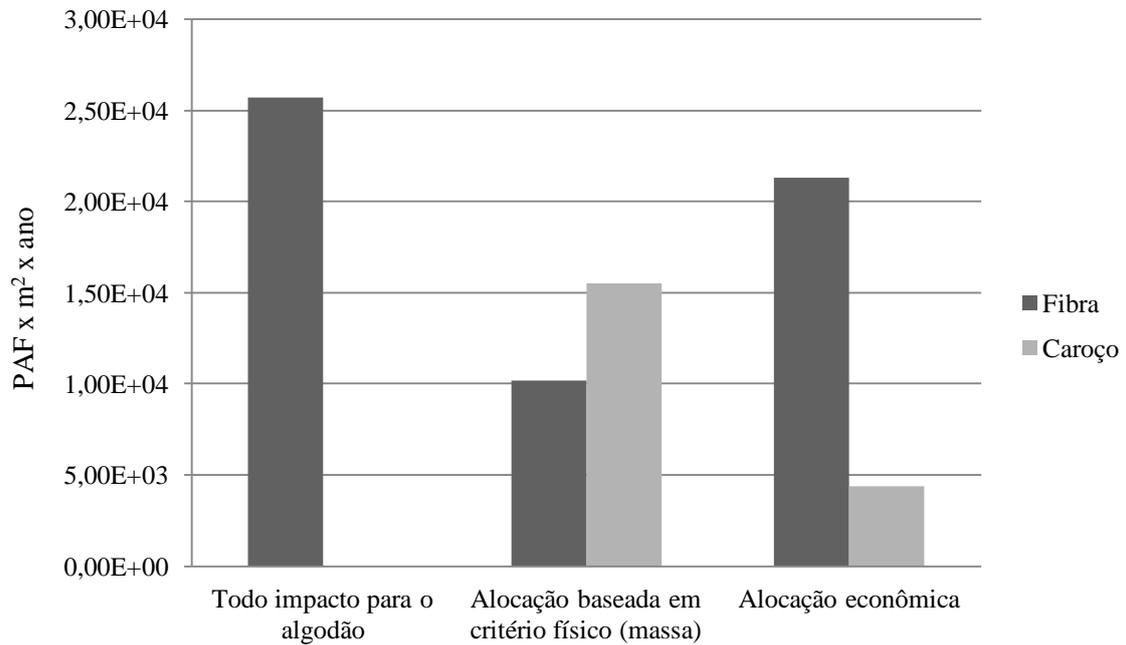


Figura 26 – Potencial de ecotoxicidade: comparativo entre procedimentos de alocação
Fonte: Elaborado pela autora.

7.3.4 Interpretação do Ciclo de Vida

Ao aplicar o método EcoIndicator 99, observou-se conforme exposto por Dähllof (2004b), ADEME (2006), DANISH MINISTER OF THE ENVIRONMENT (2007), Silva et al. (2012) e Donke et al, (2013) que os impactos mais expressivos foram relativos à ecotoxicidade. Conforme exposto por Dähllof (2004b) e Donke et al, 2013 esse impacto decorre principalmente do uso de fertilizantes e pesticidas. O uso de fertilizantes e reguladores de crescimento é responsável pelos impactos de aquecimento global, mudança climática e acidificação/eutrofização, resultado observado também por Donke et al. (2013) e Morita, Maia e Ravagnani (2012).

Observou-se que o procedimento de alocação adotado tem grande influencia no resultado do estudo. Destaca-se que a fibra de algodão foi a matéria-prima têxtil mais avaliada nos estudos localizados na literatura, presente em vinte e seis estudos, mas dentre esses somente nove explicitaram o procedimento de alocação selecionado. A partir da análise dos estudos, inferiu-se que aqueles que não explicitaram o procedimento de alocação selecionado, alocaram todo o impacto para a fibra.

Referente ao aquecimento global, apresentado na Figura 24, ao alocar todo o impacto para a fibra de algodão resultou em 4120 kg/CO₂ equivalente, enquanto alocando por massa e critério econômico, respectivamente, obteve-se 1627 kg/CO₂ equivalente e 3419 kg/CO₂ equivalente.

Ao comparar os resultados do estudo de Donke et al. (2013) e Grace (2009), apresentados no Quadro 6, sem atentar a alocação, nota-se uma significativa diferença de emissão de CO₂ equivalente.

Estudo	Potencial de Aquecimento Global
Donke et al., 2013	4100 kg CO ₂ eq
Grace, 2009b	1680 kgCO ₂ eq

Quadro 6 – Potencial de aquecimento global: comparação entre estudos
Fonte: Elaborado pela autora.

Por sua vez, atentando para o procedimento de alocação adotado, e correlacionando esses resultados com os encontrados no presente trabalho, apresentado no Quadro 7, observa-se proximidade no resultado dos estudos realizados em cenário nacional com o estudo na

Austrália. Esse resultado confirma a importância de explicitar o procedimento de alocação e realizar análise de sensibilidade. Ressalta-se que para uma comparação detalhada entre estudos, outros aspectos metodológicos tais como verificação da equivalência do sistema de produto deve ser realizada, conforme apresentado na ISO 14044.

Estudo	Fator de alocação para a fibra de algodão	Potencial de Aquecimento Global para 1 tonelada de fibra de algodão
Grace, 2009b	37%	1680 kgCO ₂ eq
Dados obtidos no presente trabalho	39,5%	1627 kgCO ₂ eq

Quadro 7 – Alocação baseada em massa: comparação entre estudos

Fonte: Elaborado pela autora.

7.4 Alocação para reciclagem: fibra de garrafa PET reciclada

A produção de fibra oriunda do reciclo de garrafa PET é realizada após coleta de resíduo pós-consumo. Primeiramente realiza-se triagem das garrafas por cor, sendo que esse processo pode ser realizado manualmente, mais usual no cenário nacional, ou automaticamente. As garrafas são finalmente trituradas em *flakes*, para posterior processo de lavagem e secagem, e então encaminhadas para uma planta de produção de fibra têxtil. Conforme exposto por Shen, Worrell e Patel (2010b), a produção de fibra pode ser realizada: (1) extrusão de fibras diretamente dos *flakes*; (2) *flakes* são convertidos em *pellets*, sendo realizada uma filtragem do polímero, e então é feita a extrusão das fibras.

A fibra oriunda do reciclo de garrafa PET é classificada como reciclagem de ciclo aberto, e é um dos desafios clássicos da ACV. Na reciclagem de ciclo aberto, a questão principal é se parte dos impactos ambientais causados pela produção do material virgem deve ser alocada para o produto reciclado. Em caso afirmativo, um procedimento de alocação deve ser selecionado dentre diversos disponíveis na literatura, conforme estudo de Ramírez (2009).

A seguir o sistema de produto e as fronteiras do sistema aplicáveis à produção de fibra de garrafa PET segundo os procedimentos de alocação selecionados são apresentados e comentados.

A alocação econômica, conforme citado anteriormente, é aplicada através da alocação de impactos entre o produto virgem e o reciclado com base em um fator de alocação

econômico. Em estudo realizado por exposto por Shen, Worrell e Patel (2010b), adotou-se um fator de alocação de 35% para a fibra referente a produção da resina grau PET. Segundo esse procedimento, o impacto da produção do PET virgem deve ser dividido entre os dois produtos (virgem e reciclado). A Figura 27 apresenta o sistema de produto para o procedimento de alocação econômica.

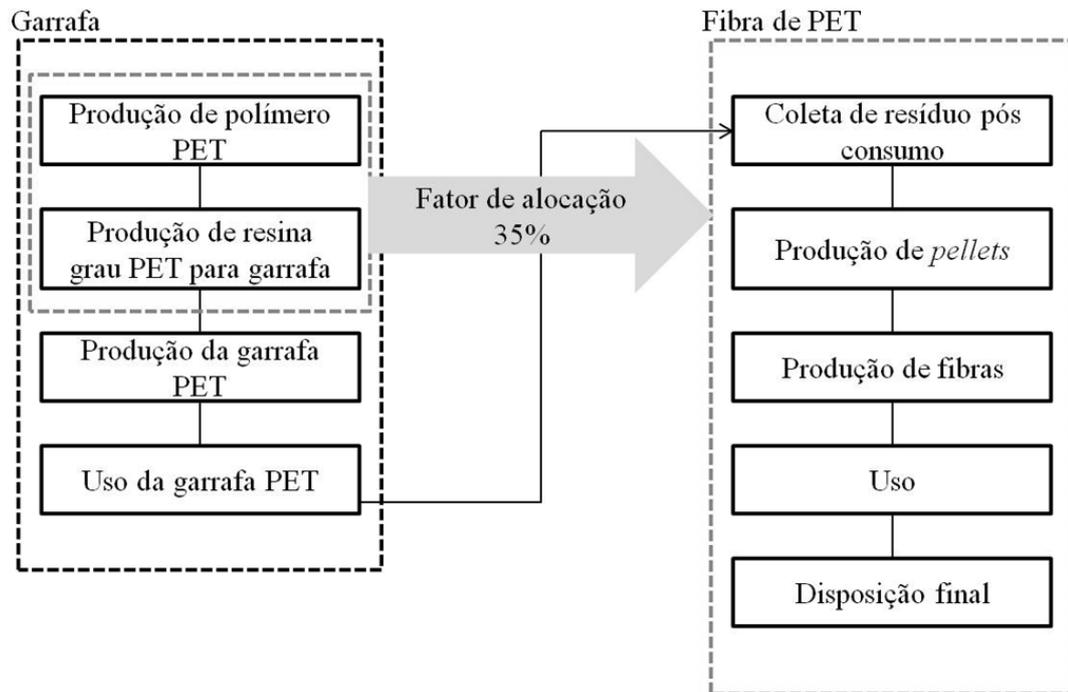


Figura 27 – Alocação econômica: sistema de produto fibra de PET
Fonte: Elaborado pela autora.

Com o procedimento *cut-off*, o sistema de produto da fibra de PET inicia a partir da coleta de resíduo pós consumo, sendo assim a produção e utilização da garrafa PET (produto virgem) não é considerada na fronteira do sistema. A Figura 28 apresenta o sistema de produto para o procedimento *cut-off*.

No procedimento para alocação de materiais reciclados de Wenzel et al. (1997) a produção do material virgem (garrafa) e a gestão do resíduos do produto reciclado (fibra) deve ser dividida entre os dois produtos. A Figura 29 apresenta o sistema de produto para o procedimento descrito por Wenzel et al.



Figura 28 – *Cut-off*: sistema de produto para fibra de garrafa PET
Fonte: Elaborado pela autora.

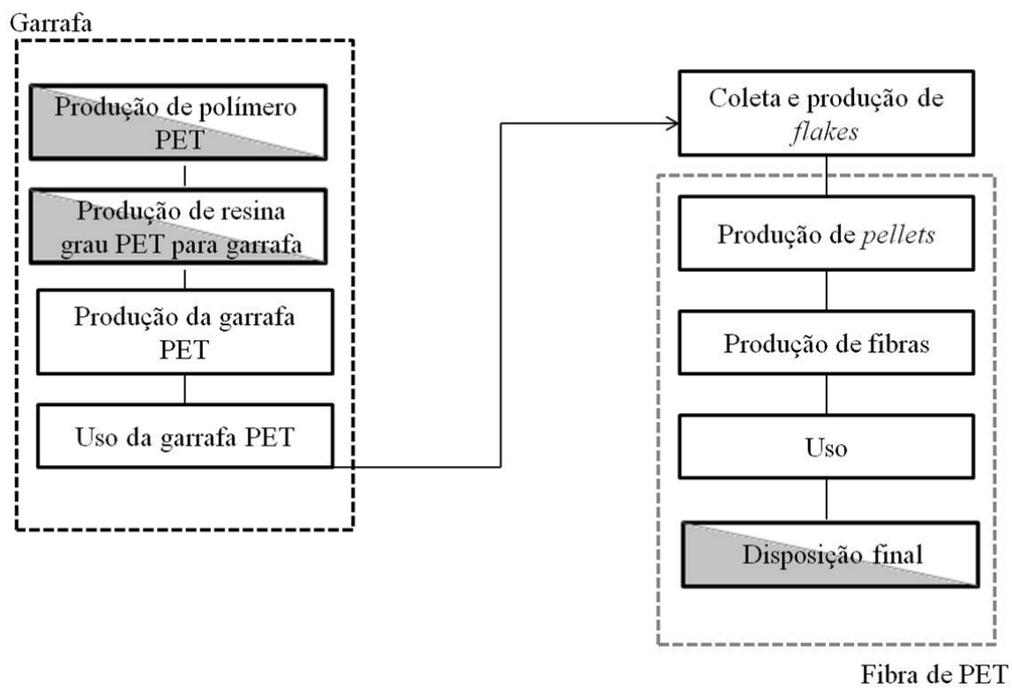


Figura 29 – Alocação para produtos reciclados segundo Wenzel et al. (1997): sistema de produto para fibra de garrafa PET

Fonte: Elaborado pela autora.

Por sua vez, segundo o procedimento para resíduo com valor de mercado abaixo de zero apresentado no ILCD Handbook (2010), todos os processos de tratamento para que o resíduo atinja um valor de mercado igual a zero devem ser alocados para a garrafa PET, e

todos os processos que atribuem valor superior a zero devem ser alocados a fibra de PET. A Figura 30 apresenta o sistema de produto para o procedimento descrito no ILCD Handbook.

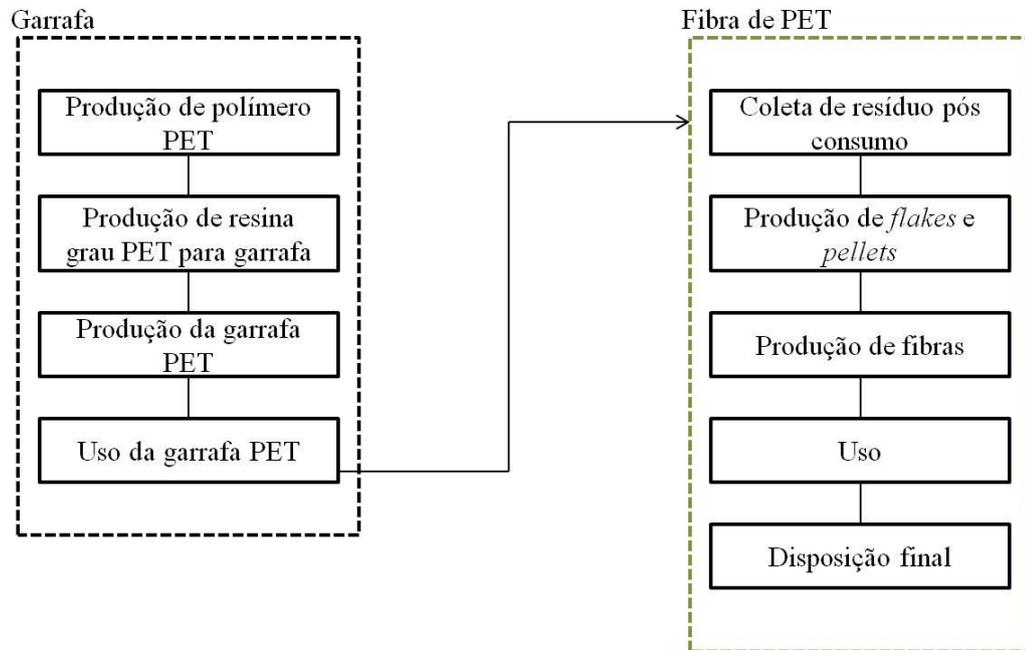


Figura 30 – Alocação para produtos reciclados segundo ILCD Handbook (2010): sistema de produto para fibra de garrafa PET

Fonte: Elaborado pela autora.

Conforme se pode observar comparando os sistemas de produto anteriormente, exceto entre os procedimentos denominados na literatura como *cut-off* e *ILCD Handbook*, em que o sistema de produto da fibra de PET é idêntico, há uma alteração significativa na fronteira do sistema ao aplicar diferentes procedimentos de alocação.

Os processos elementares contemplados nos procedimentos *cut-off* e *ILCD Handbook*, certamente resultariam em menores impactos para a fibra de PET comparativamente aos procedimentos de alocação econômica e Wenzel et al (1997). Essa consideração é confirmada com os resultados obtidos por Narimantsu et al (2013) ao realizar ACV de escovas de dentes e comparar o impacto da alocação segundo Wenzel e *ILCD Handbook*. Os resultados para todas as categorias de impacto avaliadas foram superiores quando realizada alocação segundo Wenzel.

No estudo de Shen, Worrell e Patel (2010b), os menores impactos foram obtidos com a aplicação do método *cut-off*, seguido da alocação econômica e expansão do sistema, com uma variação de cerca de 50% nos resultados. Conforme citado pelos autores, os diferentes procedimentos apresentam perspectivas distintas. Apesar da maior complexidade,

considerando dados detalhados de fora do sistema de produto em estudo são necessários, os autores selecionaram a expansão do sistema como o procedimento mais adequado.

Para a aplicação dos procedimentos *cut-off* e ILCD Handbook não se faz necessário obter dados fora do sistema de produto estudado, facilitando sua aplicação (EKVALL, 1997). No entanto, esses procedimentos simplificam os impactos associados à obtenção de matéria prima, e, conforme citado anteriormente, a alocação baseada em critérios econômicos está suscetível às variações nos preços de mercado.

8 CONCLUSÃO

Ainda que as discussões acerca da “alocação” em ACV tenham iniciado na década de 1990, constatou-se que esse tema foi pouco abordado em estudos aplicados a produtos têxteis. Nos estudos em que citou-se o uso de algum procedimento, a seleção do procedimento balizou-se apenas na opinião dos executores, isto é, a realização de análise de sensibilidade para orientar a seleção do procedimento não é usual.

Concluiu-se que diferentes procedimentos de alocação acarretam em resultados distintos, e podem resultar em conclusões diferentes. Observou-se essas diferenças tanto para alocação de coprodutos com a aplicação da ACV para a fibra de algodão, como no caso de produtos reciclados. Para a fibra de algodão, considerando que o principal produto resultante do plantio é o algodão em pluma, acredita-se que a alocação baseada em critério econômico é a mais adequada. Essa constatação explicita que ainda que a norma ABNT NBR ISO 14044 indique o procedimento de massa como prioritário em casos de alocação, deve-se considerar acima de tudo o escopo e particularidade do estudo.

Ainda que não tenha sido aplicado a ACV para o caso das fibras recicladas, através do delineamento dos sistemas de produto, e da correlação com estudos comparativos de procedimentos de alocação, pode-se concluir que além de alterar a fronteira do sistema, os diferentes procedimentos acarretam em resultados distintos. Os procedimentos *cut-off* e *ILCD Handbook* ainda que mais simples de serem aplicados por não necessitarem de informações de fora do sistema em estudo, e também mais fáceis de serem comunicados comparativamente aos demais, simplificam a etapa de obtenção da matéria-prima. A alocação econômica e o procedimento de Wenzel dividem a etapa de obtenção da matéria prima, em proporções distintas, entre os dois produtos. A alocação econômica, conforme salientado por diversos autores, é suscetível à flutuação de preços no mercado trazendo incertezas ao estudo. Por sua vez, ainda que a expansão do sistema seja o procedimento mais elaborado por requerer informações além do sistema em estudo, é mais adequada sob a perspectiva do pensamento do ciclo de vida e orientações da norma ISO.

Os resultados encontrados no presente estudo vão de encontro a estudos realizados acerca da alocação, e reforçam a necessidade de reportar com transparência as escolhas metodológicas, conforme diretrizes da norma ISO 14044.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA MAÎTRISE DE L'ENERGIE. **An Environmental product declaration of jeans**. What to do to reduce the environmental impacts of one's pair of jeans. Angers: ADEME, 2006. 8 p.

ALLWOOD, J. M. et al. **Well dressed? The present and future sustainability of clothing and textiles in the United Kingdom**. Cambridge: University of Cambridge / Institute for Manufacturing, 2006. 84 p.

ALLWOOD, J. M. et al. An approach to scenario analysis of the sustainability of an industrial sector applied to clothing and textiles in the UK. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 16, n. 12, p. 1234-1246, Aug. 2008.

ARDUIN, R. H., PACCA, S. A. O estado da arte da aplicação da avaliação do ciclo de vida no setor têxtil e de vestuário. **Anais do 2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida em Produtos e Serviços**. p. 12-17, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DO PET. **Oitavo censo da reciclagem de PET no Brasil**. ABIPET, 2012. 31 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040**: Gestão ambiental - Integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento do produto. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14044**: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 7, p. 101–119, 1999.

BARBER, A.; PELLOW, G. **Life cycle assessment**: New Zealand Merino Industry Merino Wool Total Energy Use and Carbon Dioxide Emissions. Auckland: [s. n.], 2006. 64 p.

BASTIAN, E. O. et al. **Guia Técnico Ambiental da Indústria Têxtil – Série P+L**. São Paulo: CETESB /Sinditêxtil, 2009. 85 p.

BHANO, S. Products That Are Earth-and-Profit Friendly. **The New York Times**, New York, 11 Jun. 2010. Disponível em: <<http://www.nytimes.com/2010/06/12/business/energy-environment/12sustain.html?emc=eta1>>. Acesso em: 01 julho. 2013.

BRERETON, P. et al. Lessons from applying the systematic literature review process within the software engineering domain. **The Journal of Systems and Software**. v. 80, n. 4, 571-583, 2007.

BROWNE, M. et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

CARTWRIGHT, J. et al. **Assessing the Environmental Impacts of Industrial Laundering: Life cycle assessment of polyester/cotton shirts.** Santa Barbara: University of California, 2011. 94 p.

CHAPAGAIN, A.K. et al. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries. **Ecological Economics**. v.60. p. 186-203, 2006.

CHEN, H.L.; BURNS, L. D. Environmental Analysis of Textile Products. **Clothing and Textiles Research Journal**. v. 24, n. 23. p. 248-261, 2006.

CHEN et al. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 54 p. 1231–1240, 2010.

CHERUBINI, F.; STRØMMANA, A.H; ULGIATI, S. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products – A case study.

CIENCHAŃSKA, D; NOUSIAINEN, P. Cellulosic fibre and fabric processing. In: BLACKBURN, R. S.(Ed.) **Biodegradable and sustainable fibres**. Cambridge: Woodhead Publishing and the Textile Institute, 2005. . Cap. 4, p. 111-151.

COLLINS, M.; AUMÔNIER, S. Streamlined LCA of Two Marks & Spencer plc Apparel Products. 2002. 67p.

DAGISTAN, E. et al. Energy usage and benefit-cost analysis of cotton production in Turkey. **African Journal of Agricultural Research**, v. 4, n. 7, p. 599-604, 2009.

DAHLLÖF, L. **Life Cycle Assessment (LCA) applied in the textile sector: the usefulness, limitations and methodological problems – a literature review.** Göteborg: Environmental Systems Analysis Chalmers TekniskaHögskola, 2003. (ESA-Report 2003:9)

DAHLLÖF, L. **LCA Methodology issues for textile products.** Thesis (for the degree of Licentiate of Engineering) - Chalmers University of Technology, Göteborg, 2004a.

DAHLLÖF, L. Methodological Issues in the LCA Procedure for the textile sector – a case study concerning fabric for a sofa. Göteborg: Chalmers University of Technology, 2004b.

DANISH MINISTER OF THE ENVIRONMENT. **EDIPTEX – Environmental assessment of textiles.** Copenhagen: DME, 2007. 230 p. (Working Report n. 24)

DE MAN, R. **Global cotton and textile chain: substance flows, actors and co-operation for sustainability: a study in the framework of WWF's freshwater and cotton programme.** Leiden: Sustainable Business Development, 2006. 139 p.

DOMINA, T.; KOCH, K. The textile waste lifecycle. **Clothing and Textile Research Journal**, v. 15, p. 96-102, 1997.

DONKE, A. et al. Life cycle assessment of cotton production in the Brazilian Savanna. **Proceedings of the Vth International Conference on Life Cycle Assessment**. p. 189-195, Mendoza: 2013

EKVALL, T.; TILLMAN, A. M. Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures. **International Journal of Life Cycle Assessment** v.2, n. 3. p. 155-162, 1997.

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

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

ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Wastes – Resource Conservation – Common Wastes & Materials – Textiles**. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/conserves/materials/textiles.htm>>. Acesso em: 19 jul. 2012.

EUROPEAN COMMISSION – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance**. Luxembourg: 2010. 417 p.

FARRANT, L., OLSEN, S. I. E WANGEL, A. Environmental benefits from reusing clothes. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 726-736, 2010.

FRANKLIN ASSOCIATES LTD. **Life Cycle Analysis (LCA): Woman's knit polyester blouse**. Prepared for American Fibre Manufacturers Association, 1993. Disponível em: <<http://www.fibersource.com/f-tutor/lca-page.htm>>. Acesso em: 31 maio 2010.

GAM et al. Application of design for disassembly in men's jacket: A study on sustainable apparel design. **International Journal of Clothing Science and Technology**, v. 23, n. 2/3, p. 83-94, 2011.

GIANNETTI, B. F.; ALMEIDA, C. M. V. B. **Ecologia Industrial: conceitos, ferramentas e aplicações**. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 2006.

GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Report**. Amersfoort, Holanda: PRé Consultants, 2001. 132 p.

GRACE, P. Life Cycle Assessment of a 100% Australian-Cotton T-Shirt. In: **Climate Change and Cotton Workshop**. Sidney, 2009a.

GRACE, P. Life Cycle Assessment of a 100% Australian-Cotton T-Shirt. In: **2009 Cotton Matters Forum**. Sidney, 2009b.

GREENHOUSE GAS PROTOCOL. **Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard**. World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development, 2011. 148 p.

GREENPEACE INTERNATIONAL. **Dirty laundry**: unraveling the corporate connections to toxic water pollution in China. [S. l.]: Greenpeace, 2011a. 116 p.

GREENPEACE INTERNATIONAL. **Dirty Laundry 2: Hung Out to Dry**. [S. l.]: Greenpeace 2011b. 32 p.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R. Calculating the Influence of Alternative Allocation Scenarios in Fossil Fuel Chains. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, n.3, p.173-180, 2007.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R. HUPPES, G. Economic Allocation: Examples and Derived Decision Tree. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v.9, n. 1, p. 23–33, 2004.

GÜNTHER, A.; LANGOWSKI, H.C. Life Cycle Assessment Study on Resilient Floor coverings. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, p.73- 80, 1997.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L. From life cycle assessment to sustainable production: status and perspectives. **Annals of the CIRP**, v. 54, n. 2, p. 1-21, 2005.

HAWLEY, J. M. **Textile recycling**: a system perspective. In: WANG, Y. (Ed.). **Recycling in textiles**. Cambridge: Woodhead Publishing, 2006. Cap. 1, p. 7-23.

HEIJUNGS R. et al. **Environmental life cycle assessment of products**. Part 1, Leiden, 1992. 97 p.

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE. **Life cycle analysis of hemp textile yarn**. Orleans: Inra, 2006. 81 p.

INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL. Brasil Têxtil 2011. **Relatório Setorial da Indústria Têxtil Brasileira**, São Paulo, v. 11, n.11, set. 2012.

INSTITUTE FOR EUROPEAN ENVIRONMENTAL POLICY. **The environmental impacts of trade liberalisation and potential flanking measures**. London: IEEP, 2005. (Fase I Defra report)

INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION. ISO/TR 14049: Environmental management – Life cycle assessment – Illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis. ISO, 2012.

JOHNSON, J. et al. The world and United States cotton outlook. **Agricultural Outlook Forum 2012**. 16 p.

KALLIALA, E. M.; NOUSIAINEN, P. Life Cycle Assessment: Environmental Profile of Cotton and Polyester-Cotton Fabrics. **AUTEX Research Journal**, v. 1, n. 1, p. 8-20, 1999.

KÖHLER, A. R. et al. Studying the potential release of carbon nanotubes throughout the application life cycle. **Journal of Cleaner Production**, v.16, p. 927-937, 2008.

KOOISTRA, K.J., PYBURN, R., TERMORSHUIZEN, A.J. **The sustainability of cotton. Consequences for man and environment**, Science Shop Wageningen University & Research Centre – Report 223, 2006. 76 p.

- KORHONEN, M.; DAHLBOSAHA, H. **Reducing greenhouse gas emissions by recycling plastics and textiles into products**. Helsinki: Finnish Environment Institute, 2007. 62 p.
- LEFFLAND, K.; KÆRSGAARD, H.; ANDERSSON, I. **Comparing environmental impact data on cleaner technologies**. Copenhagen, 1997. Cap. 6, p. 88 – 95 (Technical Report n. 1).
- LEVAN, S. L. Life cycle assessment: measuring environmental impact. In: **Life cycle environmental impact analysis for forest products**. Madison: Forest Products Society, 1998. p. 7-21.
- LEVI STRAUSS & CO. **A Product Lifecycle Approach to Sustainability**. San Francisco: Levi Strauss, 2009.
- LIMA, P. J. B. F. Algodão agroecológico no comércio justo: fazendo a diferença. **Revista Agriculturas**, v. 5, n. 2, p. 37-41, 2008.
- LUO, L. et al. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover based fuel ethanol. **International Journal of Life Cycle Assessment** v.14, p. 529-539, 2009.
- MALUF, E.; KOLBE, W. **Dados técnicos para a indústria têxtil**. 2 ed. São Paulo: IPT /ABIT, 2003. 336 p.
- MARVUGLIA, A.; CELLURA, M; HEIJUNGS, R. Toward a solution of allocation in life cycle inventories: the use of least-squares techniques. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, p. 1020-1040, 2010.
- MCDONOUGH, W.; BRAUNGART, M. **Cradle to cradle: remaking the way we make things**. New York: North Point Press, 2002. 193 p.
- MEYER, D.E.; CURRAN, M. A.; GONZALEZ, M. A. An examination of silver nanoparticles in socks using screening-level life cycle assessment, **Journal of Nanoparticle Research** v.13, p.147–156, 2011.
- MORITA, A.M.; MAIA, E.R.B.; RAVAGNANI, M.A.S.S. Aplicação da ACV na análise dos impactos ambientais na produção de algodão em pluma. **Anais do 3º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida em Produtos e Serviços**. p. 41-46, 2012a.
- MORITA, A.M.; MAIA, E.R.B.; RAVAGNANI, M.A.S.S. Avaliação dos impactos ambientais na produção de fios de algodão utilizando a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). **Anais do 3º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida em Produtos e Serviços**. p. 123-127, 2012b.
- MUTHU, S. S. et al. Quantification of environmental impact and ecological sustainability for textile fibres. **Ecological Indicators**, v. 13, p. 66–74, 2012a.
- MUTHU, S. S. et al. Carbon Footprint Reduction in the Textile Process Chain: Recycling of Textile Materials. **Fibers and Polymers**. v.13, n.8, p.1065-1070, 2012b.

NARIMATSU, A. et al. Analysis of the procedures for allocation criteria and the system boundaries in LCA: study case of a toothbrush. **Proceedings of the Vth International Conference on Life Cycle Assessment**. p. 434-440, Mendoza: 2013

NAKANO, Y. Perceptions towards clothes with recycled content and environmental awareness: the development of end markets. In: **Ecotextiles the way forward for sustainable development in textiles**. Cambridge: Woodhead Publishing, 2007. Cap. 1, p. 3-14.

NAKATAMI, J. et al. Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 6, p. 590-597, 2010.

NIEMINEN-KALLIALA, E. Environmental indicators of textile products for ISO (type III) environmental product declaration. **AUTEX Research Journal**, v. 3, n. 4, p. 206-218, 2003

NIINIMÄKI, K., HASSI, L. Emerging design strategies in sustainable production and consumption of textiles and clothing. **Journal of Cleaner Production**. v. 19, p. 1876-1883, 2011.

NIMINEN, E. EU COST Action 628: life cycle assessment (LCA) of textile products, eco-efficiency and definition of best available technology (BAT) of textile processing. **Journal of Cleaner Production**, v.15, p. 1259-1270, 2007.

O'BRIEN, K. et al. **Life cycle assessment: reusable and disposable nappies in Australia**. Brisbane: Environmental Engineering School of Engineering / University of Queensland, 2009. 14 p.

PALM, D. **Improved waste management of textiles**. Project 9 – Environmentally improved recycling. Swedish Environmental Research Institute. 2011. 26 p.

PIGOSSO, D. C. A. **Integração de métodos e ferramentas do ecodesign ao processo de desenvolvimento de produtos**. Monografia (Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2008

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

SAADE, M.R.M; SILVA, M.G.; GOMES, V. Environmental impact allocation methods and their reflection on the attractiveness of blast furnace slag in cement industry. **Proceedings of the Vth International Conference on Life Cycle Assessment**. p. 725-730. Mendoza: 2013

SANDIN, G.; PETERS, G. M.; SANSTRÖM, M. Moving down the cause-effect chain of water and land use impacts: an LCA study of textile fibres. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 73, p.104–113, 2013.

SAXCE, M.; PESNEL, S.; PERWUELZ, A. LCA of bed sheets e some relevant parameters for lifetime assessment. **Journal of Cleaner Production**. v. 37, p. 221-228, 2012.

SHEN, L.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Environmental impact assessment of man-made cellulose fibres. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p.260–274, 2010a.

SHEN, L.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, p.34–52, 2010b.

SILVA, T. L. et al. Avaliação comparativa dos impactos ambientais gerados na fiação de fibras acrílicas e algodão. **Anais do 3º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida em Produtos e Serviços**. p. 18-23, 2012.

SILVA, A. L. T. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para avaliação do ciclo de vida de produtos no Estado de São Paulo**. Tese de Doutorado (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

SOEX TEXTIL – VERMARKTUNGS GMBH. **Consulta geral a homepage**. Disponível em www.soex.de. Acesso em: 19 jul. 2012.

STEINBERGER, J. K. et al. A spatially explicit life cycle inventory of the global textile chain. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 5, p. 433-455, 2009.

SVANES, E.; VOLD, M.; HANSSSEN, O. H. Effect of different allocation methods on LCA results of products from wild-caught fish and on the use of such results. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, p. 512-521, 2011.

SUH, S. et al. Generalized Make and Use Framework for Allocation in Life Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology**. v.14, n.2, p. 335–353, 2010.

TEIXEIRA, W. A. **Tingimentos têxteis com água de reuso via processo H₂O₂/UV. 2008**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

THIRY, M. C. Everything old is new again. **AATCC Journal for Textiles Professionals**, v.9, n. 3, p. 20-26, 2009.

THOMASSEN, M.A, DALGAARD, R., HEIJUNGS, R & BOER, I. Attributional and consequential LCA of milk production. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v.13, p.339-349, 2008.

THRANE, M.; SCHMIDT, J. Life cycle assessment. In: **Tools for sustainable development**. Aalborg: Department of Development and Planning, Aalborg University, 2006. Cap. 12

VAN DER WERF, H. M.G.; TURUNEN, L.E.A. The environmental impacts of the production of hemp and flax textile yarn. **Industrial crops and products**, v.27, p.1–10, 2008.

VASCONCELOS, F. B. Estudo comparativo das características ambientais das principais fibras têxteis. **Revista Química Têxtil**, v. 93, p. 39-43, 2008.

VASCONCELOS, F. B. et al. Avaliação do consumo de água e energia durante o ciclo de vida de camisetas de algodão, poliamida e poliéster. **Revista Química Têxtil**, v. 109, p. 10-15, 2012.

WALSER, T. et al. Prospective Environmental Life Cycle Assessment of Nanosilver T-Shirts. **Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 4570–4578, 2011.

WARDENAAR, T. et al. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, p. 1059–1067, 2012.

WOOLRIDGE, A. C et al. Life cycle assessment for reuse/recycling of donated waste textile compared to use of virgin material: an UK energy saving perspective. **Resources Conservation & Recycling**, v. 46, n. 1, p. 94-103, 2006.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. (1997). **Environmental Assessment of Products**. Bonton/Dordrecht/London: Kluwer Academic Publisehrs. v.1 e 2.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE. **Thirsty crops – our food and clothes: eating up nature and wearing out the environment?** Gland, Switzerland: WWF, 2003. 20 p.