

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior

**DEFINIÇÃO DE MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA
RECICLAGEM EM CICLO ABERTO**

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

Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares.

Florianópolis (SC)
Outubro, 2015.

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

Souza Junior, Henrique Rogerio Antunes
Definição de métodos de alocação para reciclagem em ciclo
aberto / Henrique Rogerio Antunes Souza Junior ;
orientador, Sebastião Roberto Soares - Florianópolis, SC,
2015.
119 p.

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

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Gestão ambiental. 3.
Avaliação do ciclo de vida. 4. Reciclagem em ciclo aberto.
5. Análise multicritério. I. Soares, Sebastião Roberto.
II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior

**DEFINIÇÃO DE MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA
RECICLAGEM EM CICLO ABERTO**

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

Florianópolis, 19 de Outubro de 2015.

Prof. William Gerson Matias, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

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

Prof.^a Alexandra Rodrigues Finotti, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Prof.^a Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC

Prof. Luiz Alexandre Kulay, Dr.
Universidade de São Paulo – USP

Dedico a todos que me suportam, Henrique e Ana,
Bruna e Vitor, e principalmente à Mayara.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me permitir ter chego até aqui. Por sempre me iluminar com saúde e paz, e principalmente, por me proteger em todas essas viagens entre Lages e Florianópolis.

Agradeço aos meus pais, Henrique e Ana, e irmãos, Bruna e Vitor, por sempre me apoiarem e acreditarem em mim e nos meus ideais, amo vocês.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares, por tem confiado em mim, e me aceito como seu aluno. E ainda por me proporcionar diferentes oportunidades que colaboraram muito com meu crescimento durante o período do mestrado.

Agradeço à Elivete Prim, Camila Moritz, Iracema Maia e Cristiane Léis, pessoas que foram fundamentais para meu ingresso no programa de pós-graduação.

Agradeço a todos os amigos de Lages, especialmente: Popas, Carlos, Grazi, Juka, Thá e José, vocês são parceiros demais!

Agradeço a todos os amigos de Florianópolis, especialmente à turma da Daniela: André, Naiara, Camila Teles, Camila Trein, Nego, Silvana, Paulo, Giovannita, Pedrito, Tonon e Bruna, vocês são show demais!

Agradeço toda a equipe CICLOG, mas em especial, aos sempre pacientes Dr. Edivan Cherubini e Msc. Guilherme Zanghelini, senhores, faltam palavras para demonstrar o tamanho da minha gratidão por tudo que fizeram por mim, peço desculpas por qualquer coisa.

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade em colaborar com o desenvolvimento dessa pesquisa, a CAPES pela concessão da bolsa de estudos, e as universidades (UFSC e UDESC) por me concederem a oportunidade de realizar este mestrado.

Por fim, agradeço mais uma vez à “grande mulher por trás de um grande homem”. Mayara, sabemos que sem você na minha vida, provavelmente nada disso estaria acontecendo. Você sempre me orientou, sempre me ajudou, sempre me lembrou, sempre me cobrou e sempre me amou. Serei eternamente grato por todos esses momentos, te amo linda!

Viva uma vida fiel a você mesmo, e não ao que os outros esperam de você.
(Autor desconhecido)

RESUMO

A alocação consiste da divisão dos encargos ambientais de processos multifuncionais. O processo de reciclagem é multifuncional, uma vez que, serve como tratamento de resíduos para o sistema de produto a montante e também como fornecedor de matéria-prima para o sistema de produto a jusante. Considerando o aumento do número de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que envolvem este tipo de processo, como reflexo das políticas públicas que tem incentivado a reciclagem como forma de gestão de resíduos, o objetivo principal deste estudo é propor a aplicação de um procedimento de análise multicritério, para apoiar a escolha do método de alocação a ser utilizado em estudos de ACV que envolvam processos de reciclagem em ciclo aberto. Para isso identificaram-se os métodos de alocação para reciclagem mais utilizados; verificou-se a sensibilidade dos resultados de um estudo de caso em função das diferentes abordagens de alocação; avaliou-se a aplicabilidade de um procedimento de análise multicritério ponderado por um painel de especialistas para auxiliar na tomada de decisão a respeito da escolha do método de alocação; e por fim, validou-se a proposta em um estudo de caso da indústria de papel e celulose. Os métodos de alocação que têm sido mais aplicados são: expansão do sistema, alocação econômica, método de corte, alocação por massa, método 50/50 e número de usos subsequentes. A aplicação desses métodos de alocação forneceram resultados diferentes para o estudo de caso, em alguns casos, invertendo o sistema de produto que recebe a maior parte dos impactos dos processos multifuncionais. Segundo a opinião dos especialistas e as considerações feitas para o estudo, o método preferível foi o de números de usos subsequentes (último na hierarquia da norma ISO 14044) seguido pelo método de corte (não mencionado na norma ISO 14044). Desta forma, por mais que a norma ISO 14044 não seja consistente em relação à quais métodos de alocação se aplicar, métodos de análise multicritério podem ser usados para seleção e justificativa da escolha do método de alocação a serem utilizados, especialmente em estudos que envolvem processos de reciclagem em ciclo aberto.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida, Alocação, Reciclagem em Ciclo Aberto, Análise Multicritério.

ABSTRACT

Allocation consists of the division of environmental burdens of multifunctional processes. The recycling process is multifunctional, as it serves as the treatment of waste to the upstream product system and as a supplier of raw materials for the downstream product system. Considering the increasing number of Life Cycle Assessment (LCA) studies involving this type of process, as a result of public policies that have encouraged recycling as a form of waste management, the aim of this study was to propose the application of a multi-criteria decision analysis procedure to support the choice of allocation method to be used in LCA studies involving open-loop recycling processes. For that we identified the most used allocation methods for recycling; we analyzed the sensitivity of the results of a case study based on the different approaches of allocation; we evaluated the applicability of a multi-criteria decision analysis procedure weighted by a panel of experts to assist in decision-making regarding the choice of allocation method; and finally we validated the proposal on a case study of paper and pulp industry. The allocation methods that have been most frequently applied were: system expansion, economic allocation, cut-off method, mass allocation, 50/50 method and number of subsequent uses. The application of these allocation methods provided different results for the case study, in some cases, inverting the product system which received most of the impact of multifunctional processes. According to expert opinion and the considerations made for this study, the preferred method was the number of subsequent uses (last in the hierarchy of the ISO 14044 standard) followed by the cut-off method (not mentioned in the ISO 14044 standard). Thus, as much as the ISO 14044 standard is not consistent with respect to which allocation methods to be applied, multi-criteria decision analysis methods can be used for selection and justification of the choice of allocation method to be used, especially in studies involving open-loop recycling processes.

Keywords: Life Cycle Assessment, Allocation, Open-loop Recycling, Multi-criteria Decision Analysis.

SUMÁRIO

CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO GERAL	23
I.1 INTRODUÇÃO	23
I.1.1 PERGUNTAS DE PESQUISA	25
I.1.2 OBJETIVO	25
I.1.3 JUSTIFICATIVA	25
I.1.4 METODOLOGIA	27
I.1.5 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	28
I.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	29
I.2.1 ALOCAÇÃO	31
I.2.2 ALOCAÇÃO PARA RECICLAGEM EM CICLO ABERTO	32
I.2.3 ESTADO DA ARTE DOS MÉTODOS DE ALOCAÇÃO	34
I.2.4 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO	37
I.2.4.1 Métodos de expansão do sistema (evitando alocação)	38
I.2.4.2 Método de alocação por massa	40
I.2.4.3 Método de alocação econômica	41
I.2.4.4 Método de corte	45
I.2.4.5 Método 50/50	45
I.2.4.6 Método número de usos subsequentes	47
I.3 ANÁLISE MULTICRITÉRIO	49
CAPÍTULO II. ESTUDO DE CASO	53
II.1 INTRODUÇÃO	53
II.2 MATERIAIS E MÉTODOS	53
II.2.1 SISTEMAS DE PRODUTOS	54
II.2.2 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO APLICADOS	58
II.2.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA	60
II.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
II.3.1 ANÁLISE POR CATEGORIAS DE IMPACTO	62
II.3.2 ANÁLISE POR MÉTODO DE ALOCAÇÃO	67
II.3.2.1 Métodos de expansão do sistema	67
II.3.2.2 Procedimento de alocação por massa	69
II.3.2.3 Procedimentos de alocação econômica	70
II.3.2.4 Procedimento de alocação pelo método de corte	73
II.3.2.5 Procedimento de alocação pelo método 50/50	73
II.3.2.6 Alocação pelo método do número de usos subsequentes	73
II.3.3 AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE ALOCAÇÃO	75
II.4 CONCLUSÕES	77
CAPÍTULO III. ANÁLISE MULTICRITÉRIO	79
III.1 INTRODUÇÃO	79
III.2 MÉTODO MULTICRITÉRIO	81

III.2.1 CRITÉRIOS	81
III.2.2 ALTERNATIVAS	85
III.2.3 AGREGAÇÃO	87
III.2.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	87
III.2.5 ESTRUTURA HIERÁRQUICA.....	88
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	88
III.3.1 CRITÉRIOS PONDERADOS	88
III.3.2 AVALIAÇÃO DAS ALTERNATIVAS.....	91
III.3.3 AGREGAÇÃO DOS RESULTADOS.....	93
III.3.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	94
III.4 CONCLUSÕES.....	96
CAPÍTULO IV. DISCUSSÃO GERAL	99
IV.1 ESTUDO DE CASO.....	99
IV.2 TOMADA DE DECISÃO	100
IV.3 CONCLUSÕES	103
IV.4 RECOMENDAÇÕES	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	105
APÊNDICE I – FORMULÁRIO PAINEL	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Métodos de alocação aplicados nos estudos de caso.	58
Tabela 2 – Métodos de alocação aplicados.	59
Tabela 3 – Impactos dos processos dos sistemas de produtos.....	61
Tabela 4 - Impactos dos processos entre os sistemas de produtos.	62
Tabela 5 – Comparativo dos procedimentos de alocação.....	76
Tabela 6 – Escala fundamental de Saaty.	83
Tabela 7 – Matriz de comparações pareadas entre critérios.	84
Tabela 8 – Índice Randômico de Consistência.....	85
Tabela 9 – Matriz de comparações pareadas dos critérios.	89
Tabela 10 – Matriz de julgamentos.	91
Tabela 11 – Incentivo à reciclagem.....	92
Tabela 12 – Matriz de julgamentos e vetor de pesos (critérios).	93
Tabela 13 – Vetor ponderação e classificação dos métodos.	93
Tabela 14 – ACV PROD x REC para o método USES.....	102
Tabela 15 – ACV PROD x REC para o método CUT.	102

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura da ACV.....	30
Figura 2 – Problemas de alocação.....	31
Figura 3 – Processos da reciclagem em ciclo aberto – nível de cascata.....	33
Figura 4 – Níveis para alocação econômica.....	41
Figura 5 - Método 50/50.....	46
Figura 6 – Estrutura hierárquica para o método AHP.....	50
Figura 7 – Sistemas PRODUTOR e RECLADOR.....	56
Figura 8 – Rota dos sacos de pão (I) e rota das caixas de papelão (II)..	58
Figura 9 – Impactos PROD x REC para Mudanças Climáticas.....	63
Figura 10 – Impactos PROD x REC para Camada de Ozônio.....	63
Figura 11 – Impactos PROD x REC para Acidificação Terrestre.....	65
Figura 12 – Impactos PROD x REC para Oxidantes Fotoquímicos.....	65
Figura 13 – Impactos PROD x REC para Uso do Solo.....	66
Figura 14 – Fronteiras dos sistemas para SE-EOL.....	67
Figura 15 – Fronteiras dos sistemas para SE-REC.....	68
Figura 16 – Fronteiras do sistema para E-TC.....	70
Figura 17 – Fronteiras do sistema para E-CC.....	71
Figura 18 – Fronteiras do sistema para USES.....	74
Figura 19 – Estrutura hierárquica do problema.....	88
Figura 20 – Análise de sensibilidade – Single score.....	94
Figura 21 – Análise de sensibilidade – Omissão de critérios.....	95
Figura 22 – Impactos PROD x REC para single score.....	99
Figura 23 – Sensibilidade – Resultado original x Resultado sem C5..	101

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

50/50 – Método de alocação 50/50
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AHP – *Analytical Hierarchy Process*
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
ANAP – Associação Nacional dos Aparistas de Papel
BRACELPA – Associação Brasileira de Papel e Celulose
CBGCV – Congresso Brasileiro de Gestão pelo Ciclo de Vida
CE – Comunidade Europeia
CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
CUT – Método de alocação de corte
E-CC – Método de alocação econômica de coproduto
EPD – *Environmental Product Declaration*
E-TC – Método de alocação econômica de transição
EVR – *Eco-costs Value Ratio*
IC – Índice de Consistência
ICR – Índice de Consistência Randômico
ISO – *International Organization for Standardization*
MASS – Método de alocação por massa
MCDA – *Multi-Criteria Decision Analysis*
ONU – Organização das Nações Unidas
PCR – *Product Category Rules*
PNRS – Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
PROD – Produtor
RC – Razão de Consistência
REC - Reciclador
REPA – *Resource and Environmental Profile Analysis*
SE-EOL – Método de expansão do sistema (crédito para fim de vida)
SE-REC – Método de expansão do sistema (crédito para reciclado)
SETAC – *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
UF – Unidade Funcional
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
US-EPA – *United States Environmental Protection Agency*
USES – Método de alocação número de usos subsequentes

CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO GERAL

I.1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Organização das Nações Unidas a população mundial passou de 2,6 bilhões de pessoas em 1950 para 7 bilhões em 2011 (ONU, 2014). Como a evolução da humanidade acontece a cerca da extração e uso de recursos naturais, pode-se afirmar que o crescimento populacional está diretamente relacionado ao aumento de seu consumo. No entanto, existem recursos que não são renováveis. Segundo a Rede de Pegada Global (“Global Footprint Network”, 2015) a humanidade tem utilizado o equivalente a “1,5 planetas”, para fornecer os recursos que são utilizados para manutenção dos padrões de desenvolvimento estabelecidos e ainda absorver os rejeitos que são gerados todos os anos.

Tendo em vista a situação atual, fica evidente que um dos grandes desafios que a humanidade vai enfrentar nos próximos anos é a preservação e/ou o uso mais eficiente dos recursos naturais, cujo objetivo é o de proporcionar qualidade de vida para as presentes e futuras gerações. Políticas públicas têm procurado identificar e fornecer estratégias para gestão eficiente de resíduos de forma a “convertê-los” em recursos, tais como a Diretiva 2008/98/CE (Diretiva da Comunidade Europeia relativa a resíduos) (CE, 2008) e a Lei 12305/2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS) (BRASIL, 2010). Um dos principais aspectos dessas duas políticas é a hierarquia para o tratamento dos resíduos, apresentada no artigo 4º da Diretiva e no artigo 9º da PNRS. A hierarquia dos resíduos segundo a Diretiva 2008/98/CE em ordem decrescente, estabelece a prioridade para: (I) prevenção e redução, (II) reutilização, (III) reciclagem, (IV) outros tipos de valorização e (V) eliminação.

Neste contexto, Chen et al. (2010) reiteram que a reciclagem é um importante ponto de pesquisa para solução do problema explicitado, uma vez que serve tanto como tratamento para os resíduos gerados (evitando sua deposição), quanto como fornecedor de matérias-primas (evitando a extração de recursos virgens). Essas estratégias e políticas, na sua grande maioria, podem utilizar a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para quantificar os impactos ambientais referentes a sistemas de produtos relacionados com essa problemática (LAURENT et al., 2014).

Segundo a norma ISO 14040, a ACV estuda os aspectos e impactos ambientais potenciais ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, desde a aquisição de matérias primas, produção, uso,

tratamento pós-uso e reciclagem até a disposição final (ISO, 2006a). Servindo como apoio para o desenvolvimento de sistemas de produção menos impactantes e fornecendo informações aos tomadores de decisão sobre os efeitos ambientais do sistema analisado.

Quando a ACV é utilizada em processos de reciclagem, a questão chave da metodologia é o procedimento de alocação (CHEN et al., 2010). Este procedimento consiste basicamente na divisão dos encargos ambientais de processos multifuncionais, entre os diferentes produtos envolvidos no sistema. Em sistemas de produtos interligados por processos de reciclagem, estes são considerados multifuncionais, uma vez que servem tanto como tratamento de resíduos para o produto a montante e como fornecedor de matéria-prima para o produto a jusante. A alocação para esse tipo de situação recebe o nome de alocação em ciclo aberto.

Existem diferentes níveis de sistema em que a alocação em ciclo aberto pode ser tratada (EKVALL e TILLMAN, 1997). Além disso, diferentes métodos de alocação têm sido propostos e discutidos nos últimos anos (AZAPAGIC e CLIFT, 1999; EKVALL, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2001; EKVALL e TILLMAN, 1997; KIM, HWANG e LEE, 1997; KLÖPFFER, 1996; NICHOLSON et al., 2009; RAMÍREZ, 2009). Essa gama de opções faz com que a alocação seja uma das definições mais controversas da ACV (REBITZER et al., 2004; ZAMAGNI et al., 2009), citada por Russel, Ekvall e Baumann (2005) como um dos problemas clássicos da metodologia. O fato é que essa gama de possíveis escolhas torna a alocação uma fonte de incerteza que afeta os resultados de uma ACV, comprometendo assim a credibilidade do estudo e as decisões tomadas com auxílio da metodologia (CELLURA, LONGO e MISTRETTA, 2011; ZAMAGNI et al., 2009).

Ciente das fontes de incerteza associadas à metodologia de ACV, o Grupo de Pesquisa em Avaliação Ciclo de Vida (CICLOG) inserido na linha de pesquisa de “Gestão Ambiental em Organizações” do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), tem como foco contribuir com o entendimento, desenvolvimento e a consolidação da metodologia. Essa dissertação busca continuar as discussões metodológicas que têm sido estudadas no grupo de pesquisa. Nesse sentido Benedet Junior (2007) avaliou incertezas em inventários de ciclo de vida, Sousa (2008) estudou a normalização de critérios ambientais, Alvarenga (2010) investigou métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, Zanghelini (2013) avaliou as influências causadas pelas fronteiras do sistema em um estudo da indústria metal mecânica, enquanto que Barreto (2014) e

Santana (2014) utilizaram a combinação de análise ambiental e econômica do ciclo de vida. Outros pesquisadores ainda trabalharam com a aplicação de ACV em estudos de caso (BRITO, 2007; GALINDRO, 2012; LÉIS, 2013; OLSZENVSKI, 2011; PEREIRA, 2004; PRUDÊNCIO DA SILVA, 2011). Por fim, ainda se tem as pesquisas de Ramírez (2009) que analisou 26 métodos de alocação e Cherubini (2015) que avaliou as incertezas relacionadas a aplicação de três diferentes métodos de alocação em um estudo de caso da suinocultura. Assim, esta dissertação dá continuidade principalmente a esses dois trabalhos.

I.1.1 PERGUNTAS DE PESQUISA

Diante da problemática apresentada, foram definidas as seguintes perguntas de pesquisa:

1. Como a escolha do método de alocação influencia os resultados de uma ACV em ciclo aberto?
2. Como selecionar/justificar a escolha do método de alocação?

I.1.2 OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo é propor a aplicação de um procedimento analítico para auxiliar a seleção do método de alocação a ser utilizado em sistemas de reciclagem em ciclo aberto, visando reduzir as incertezas que decorrem dessa ação.

I.1.3 JUSTIFICATIVA

Considerando a Diretiva 2008/98/CE (CE, 2008) e sabendo que uma de suas metas, relacionadas ao processo de reciclagem, é que até o ano de 2020, ao menos 50% dos resíduos domésticos (pelo menos, papel, metal, plástico e vidro) sejam reciclados. É possível perceber um aumento considerável no número de estudos de ACV que envolvem processos de reciclagem, não só na Europa onde a política de resíduos é mais antiga e tem maior influência, mas em diversos países, desenvolvidos ou não (ANNA STAMP, 2013; GOELLNER e SPARROW, 2013; HUANG, SPRAY e PARRY, 2012; JOHNSON, MCMILLAN e KEOLEIAN, 2013; KOSKELA et al., 2014; KUA, 2013; MARTIN, SVENSSON e EKLUND, 2015; PEGORETTI et al., 2014; SANDIN, PETERS e SVANSTRÖM, 2013; VAN DER HARST e POTTING, 2014).

Os estudos de ACV são normatizados pelas normas 14040 e 14044 (ISO, 2006a, 2006b). Para o caso da alocação para reciclagem a

norma 14044 afirma que diversos procedimentos são aplicáveis, e ainda, que os procedimentos de alocação, devem respeitar, “caso seja viável”, a seguinte ordem:

1. Evitar alocação (pela divisão dos processos ou pela expansão do sistema);
2. Propriedades físicas (por exemplo, massa);
3. Valores econômicos (por exemplo, valor de mercado da sucata ou material reciclado);
4. Número de usos subsequentes (por exemplo, o número de vezes que a fibra de celulose é reutilizada antes de ser descartada de maneira definitiva).

A norma diz que os critérios definidos para execução dos procedimentos de alocação devem ser apresentados de forma clara, sendo documentados e explicados, e ainda, que quando diversas alternativas parecerem aplicáveis, uma análise de sensibilidade deve ser conduzida para evidenciar as consequências da substituição da abordagem escolhida.

Neste sentido, considerando a subjetividade do processo de escolha do procedimento de alocação, os debates em torno dessa definição e a incerteza gerada nos resultados, podendo inclusive alterar as conclusões da ACV (BJÖRKLUND, 2002; CELLURA, LONGO e MISTRETTA, 2011; CHERUBINI, STRØMMAN e ULGIATI, 2011; LUO et al., 2009; REAP et al., 2008), fica clara a necessidade por maiores estudos destinados à discussão da escolha da abordagem de alocação. Pelletier et al. (2015) avaliaram diferentes procedimentos para lidar com processos multifuncionais frente a norma. Os autores questionam, entre outras coisas, a lógica da hierarquia proposta para lidar com processos multifuncionais. Outra crítica está na dificuldade de aplicação das recomendações feitas pelas normas, citando os termos “deveria” e “sempre que possível” utilizados na norma, como termos que permitem interpretações distintas. Deste modo, a seleção do procedimento de alocação é um processo de tomada de decisão sob a responsabilidade dos executores do estudo.

Diferente do que é solicitado na norma, Pelletier et al. (2015) identificaram que as justificativas para soluções dos procedimentos de multifuncionalidade não têm sido fornecidas nos estudos de ACV publicados, podendo comprometer a credibilidade dos resultados dos mesmos.

Miettinen e Hämäläinen (1997) explicitaram a relação entre análises de decisões e as etapas da ACV, e embora não tenha sido o foco

do estudo, sugeriram que a análise de decisão pode ser usada na avaliação de incertezas de estudos de ACV. A análise de decisão multicritério (*Multi-Criteria Decision Analysis – MCDA*) é mencionada como uma das abordagens mais promissoras para se avaliar preferências em estudos de ACV (CHEVALIER e ROUSSEAU, 1999; JESWANI et al., 2010; SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006). Rogers, Seager e Linkov (2008) corroboram com essas considerações, ao afirmarem que praticantes de ACV têm utilizado métodos de análise multicritério para auxiliar na tomada de decisão e na compreensão de certas etapas de estudos de ACV. Por fim, Myllyviita, Leskinen e Seppälä (2013) afirmaram que a maioria das aplicações tem sido destinadas para ponderações ou para resultados de avaliações dos impactos do ciclo de vida (AICV) na decisão final, embora mencionem que a MCDA pode ser aplicada em todas as fases de uma ACV.

Dessa forma, esta pesquisa se justifica levando em consideração:

- Que a reciclagem está sendo cada vez mais incentivada;
- Que em estudos de ACV, o processo de reciclagem é muitas vezes multifuncional e então precisa ser alocado;
- Que existem diferentes níveis e métodos para se realizar o procedimento de alocação, e que as normas de ACV não são claras quanto à qual método utilizar;
- Que a escolha do procedimento de alocação é uma tomada de decisão que influencia direta e significativamente nos resultados de uma ACV;
- Que métodos MCDA têm sido cada vez mais aplicados em estudos de ACV;
- E ainda, que não se tem conhecimento de qualquer pesquisa que utilize MCDA para seleção do método de alocação.

I.1.4 METODOLOGIA

A execução desta pesquisa consistiu de algumas etapas apresentadas a seguir:

- Identificação dos métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto mais utilizados na ACV, por meio de uma revisão bibliográfica;
- Verificação da sensibilidade dos resultados de um estudo de caso de reciclagem em ciclo aberto, com a aplicação de diferentes métodos de alocação;

- Avaliação da aplicabilidade de um procedimento que auxilie na tomada de decisão a respeito da escolha do método de alocação; e por fim,
- Validação da proposta em um estudo de caso da indústria de papel e celulose.

1.1.5 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação foi dividida em quatro capítulos.

O CAPÍTULO I procura situar o ponto de inserção da pesquisa como um todo na metodologia de ACV, apresentando as pesquisas que foram desenvolvidas pelo CICLOG, estabelecendo os objetivos e justificando o desenvolvimento dessa dissertação. Ainda neste primeiro capítulo é apresentado um breve referencial teórico, com o intuito de fornecer algumas informações necessárias para a compreensão da pesquisa de forma geral.

No CAPÍTULO II um estudo de caso da cadeia de papel e celulose é apresentado. Neste estudo, são definidos um sistema produtor e um sistema reciclador, interligados por um processo de coleta e reciclagem. Os diferentes métodos de alocação apresentados no CAPÍTULO I são aplicados, de maneira a evidenciar as incertezas nos resultados do estudo devido à escolha de tais procedimentos.

No CAPÍTULO III é proposta a aplicação de um método de análise multicritério para auxiliar na escolha/justificativa do procedimento de alocação a ser utilizado em processos multifuncionais, especialmente no caso de sistemas de reciclagem em ciclo aberto. Esta aplicação pretende amenizar a incerteza associada à escolha do procedimento de alocação, esclarecendo as considerações que foram realizadas para tal.

Por fim, no CAPÍTULO IV faz-se uma compilação dos resultados apresentados nos capítulos anteriores para conclusão da pesquisa como um todo, e ainda, sugere-se algumas recomendações para evolução da pesquisa na linha estudada por essa dissertação.

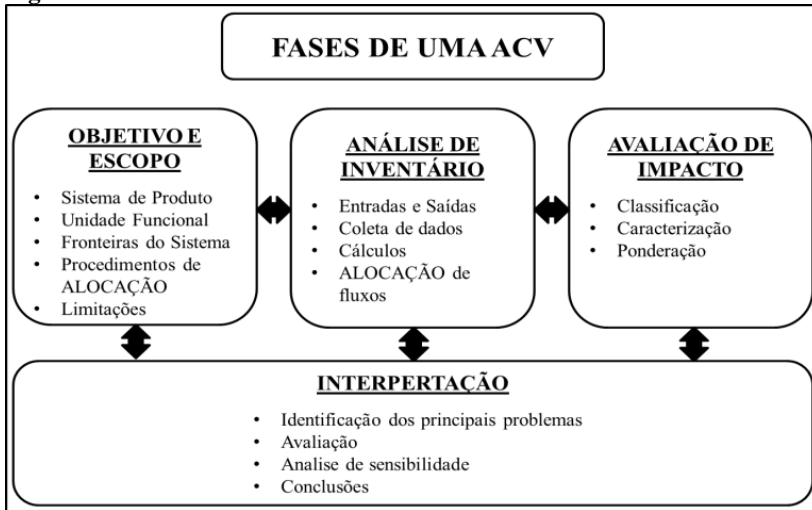
I.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma dentre várias técnicas para auxiliar na gestão ambiental (por exemplo, avaliação de risco, avaliação de impacto ambiental, auditoria ambiental, entre outros). Ela permite a quantificação e avaliação dos aspectos e impactos ambientais potenciais (consumo de recursos, emissões de efluentes, etc.) ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, partindo da obtenção das matérias primas, considerando os processos de produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem e finalmente a disposição final. Essa sequência analisada é conhecida no meio ACV como “berço ao túmulo” (ISO, 2006a).

De acordo com a norma 14040 (ISO, 2006a) a ACV proporciona uma série de possibilidades para quem a utiliza, entre elas, identificar oportunidades de melhoria nos aspectos ambientais do sistema avaliado, apoiar tomadas de decisões de indústrias, organizações governamentais ou não governamentais, selecionar indicadores de desempenho ambiental, e por fim, dar subsídio para apoiar no marketing do sistema avaliado por meio de rotulagem ecológica, por exemplo.

A metodologia de ACV consiste na realização de um estudo que é fragmentado em quatro fases distintas, mas relacionadas entre si, uma vez que, se trata de um processo iterativo, onde as decisões tomadas no início do estudo podem ser alteradas no decorrer do mesmo (BAUMANN e TILLMAN, 2004; ISO, 2006a). As fases segundo a norma (ISO, 2006a) são: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto, e interpretação, e estão sintetizadas na Figura 1.

Figura 1 – Estrutura da ACV.



Fonte: Adaptado da norma 14040 (ISO, 2006a).

A definição de objetivo e escopo é a fase onde os objetivos do estudo, o sistema de produto (incluindo limites e função do sistema) e os procedimentos (incluindo procedimentos de alocação) que serão utilizados no estudo são definidos. Na análise de inventário, os dados são coletados e os fluxos de entrada e saída relevantes são quantificados. A fase de avaliação de impactos consiste na transformação das informações coletadas na fase de inventário em categorias de impacto e, em seguida, em valores de indicadores de impacto. Estes indicadores de impacto, que são derivados dos fatores de caracterização refletem os mecanismos ambientais relevantes, com o intuito de ajudar na compreensão e avaliação da magnitude dos potenciais impactos ambientais. Por fim, a fase de interpretação visa fornecer análises adicionais, conclusões e recomendações baseadas nos resultados das outras fases.

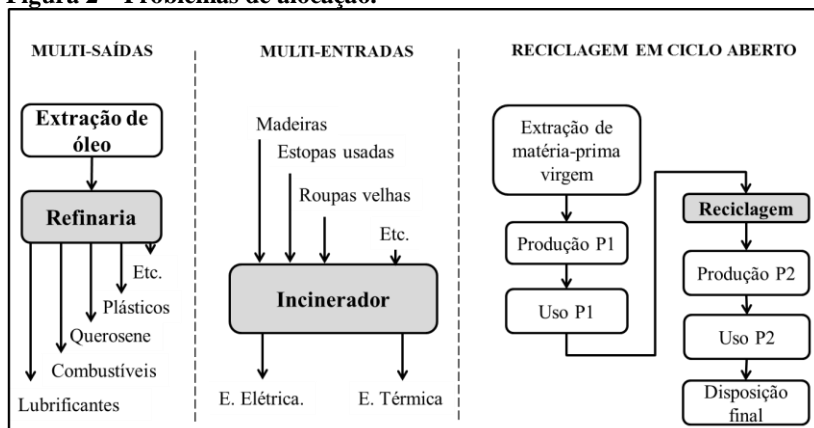
O procedimento de alocação está presente de forma direta nas etapas de definição e na análise de inventário (Figura 1). Na etapa de definições, seleciona-se o(s) método(s) de alocação a serem utilizados e na etapa de inventário, aplicam-se os métodos selecionados para alocação dos fluxos. A seguir se dá maior destaque à questão da alocação.

I.2.1 ALOCAÇÃO

Segundo a norma 14044 a alocação é definida como a “repartição dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto entre o sistema de produto em estudo e outro(s) sistema(s) de produto(s)” (ISO, 2006b). Ou seja, é a divisão adequada dos encargos ambientais de um processo entre a unidade funcional e outras funções do sistema. Esta etapa é necessária quando não é possível dividir, de forma clara, os impactos gerados pela função do sistema em estudo com as outras funções que são fornecidas simultaneamente.

Existem três casos onde se é deparado com o problema de alocação (AZAPAGIC e CLIFT, 1999; BAUMANN e TILLMAN, 2004; GAUDREULT, 2012): (I) Em processos que fornecem vários produtos (multi-saídas); (II) Em processos de tratamento de resíduos que consistem da entrada de diferentes produtos (multi-entradas), e; (III) Em processos de reciclagem em ciclo aberto (quando um produto é reciclado em outro diferente). É importante lembrar que quando a reciclagem ocorre em ciclo fechado (quando um produto é reciclado em outro igual) a alocação não se faz necessária, uma vez que, o ciclo todo pertence ao mesmo produto. As três situações que requerem alocação são exemplificadas na Figura 2.

Figura 2 – Problemas de alocação.



Fonte: Adaptado de Baumann e Tillman (2004).

Diferentes estratégias podem ser utilizadas para resolver problemas de alocação. A norma 14044 (ISO, 2006b) fornece uma hierarquia de abordagens para tal:

- Passo I. Evitar a alocação, por meio de:
 - a) Divisão dos processos elementares, ou;
 - b) Expansão do sistema.
- Passo II. Subdivisão das entradas e saídas, de maneira a refletir as relações físicas subjacentes entre eles;
- Passo III. Subdivisão das entradas e saídas que reflita outras relações entre os produtos. Por exemplo, proporcionalmente ao valor econômico de cada produto.

Vale destacar que o passo I nem sempre dispõe de alternativas e os passos II e III são de alguma forma arbitrários. Dentro de cada uma dessas abordagens são propostos diferentes métodos para o particionamento dos encargos ambientais (GAUDREULT, 2012). Na prática, a seleção de abordagens e métodos adequados de alocação terá que considerar o objetivo do estudo, os dados e informações disponíveis, e o tipo de processo compartilhado que deve ser alocado (CHOMKHAMRSRI, WOLF e PANT, 2011; EKVALL e WEIDEMA, 2004; TILLMAN, 2000; WERNER, 2005).

I.2.2 ALOCAÇÃO PARA RECICLAGEM EM CICLO ABERTO

Problemas de alocação multi-saídas e multi-entradas, são solucionados por meio do particionamento de um único processo multifuncional, o qual fornece os diferentes produtos. Já para os problemas de reciclagem em ciclo aberto isso nem sempre é verdadeiro. Segundo Ekvall e Tillman (1997), existem três níveis de sistema em que o problema de alocação para reciclagem em ciclo aberto pode ser tratado:

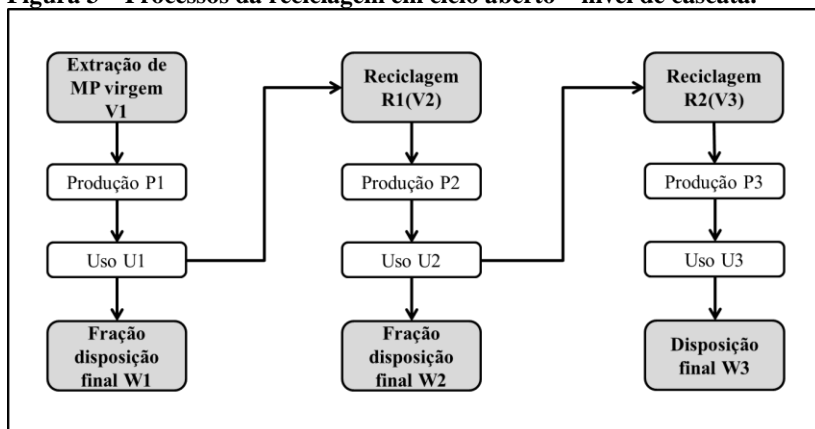
- No **processo de reciclagem**: o processo de reciclagem é multifuncional, fornecendo a função de gestão de resíduos para o sistema de produto a montante, e a função de fornecedor de matéria-prima para o sistema de produto a jusante na cadeia de produtos. Seus impactos são então distribuídos entre os dois sistemas de produto.
- No **ciclo de vida do produto investigado**: considerando um produto intermediário na cadeia, este sistema de produto, além de ser gestor de resíduos para o sistema de produto a montante e fornecedor de matéria-prima para o sistema de produto a jusante, ainda é levado em

consideração a função fornecida pelo próprio produto, como uma terceira função do processo, em outras palavras, o processo trata o resíduo, fornece o seu produto, e fornece matéria-prima para outro processo.

- Na **cascata ou ciclo de vida do material**: Alguns processos da cadeia como um todo, entre os diferentes sistemas de produtos, são considerados multifuncionais, admitindo-se que esses processos fornecem funções a todos os produtos da cadeia (por exemplo, produção de matéria-prima virgem, reciclagem e disposição final).

O termo cascata é utilizado aqui como o fluxo de um material que após ser utilizado no ciclo de vida de um produto é reciclado em outros produtos (EKVALL, 2000). Ekvall e Tillman (1997) afirmam que o nível de cascata é o único nível onde a produção de matéria-prima virgem e a gestão de resíduos são sempre incluídas no sistema. Por esta razão, acreditam que o nível de cascata é o nível de sistema mais adequado para lidar com a reciclagem em ciclo aberto, visto que, sem a produção de matéria-prima virgem nenhum produto da cadeia existiria, sem os processos de reciclagem o material não seria reutilizável, e ainda, que o material disposto ao final da cadeia foi útil para todos os produtos. Desta forma, os processos considerados multifuncionais e que necessitam serem alocados são destacados na Figura 3.

Figura 3 – Processos da reciclagem em ciclo aberto – nível de cascata.



Fonte: Adaptado de Baumman e Tillman (2004) e Nicholson et al. (2009).

A norma 14044 (ISO, 2006b) corrobora com a opinião dos autores (EKVALL e TILLMAN, 1997), quando, além de afirmar que as abordagens para problemas de alocação multi-entradas e multi-saídas são também aplicáveis para reciclagem em ciclo aberto, destaca que considerações adicionais são necessárias, entre elas o fato de que a reciclagem pode implicar que a extração e processamento de matérias-primas e a disposição final de produtos sejam compartilhadas por mais de um sistema de produto.

Desse modo, para solucionar o problema de alocação para reciclagem em ciclo aberto, a norma 14044 (ISO, 2006b) complementa a hierarquia mencionada no item anterior (I.2.1 ALOCAÇÃO) com um “Passo 4”: considerando o número de usos subsequentes do material reciclado, método descrito no Relatório Técnico 14049 (ISO, 2000).

Assim, Ekvall e Tillman (1997) comentam que existe uma dificuldade em se definir qual procedimento é mais adequado, uma vez que as avaliações feitas são subjetivas. Estas considerações provavelmente dependerão do ponto de vista do indivíduo executor do estudo. Alguns métodos exigem também dados sobre a qualidade do material no produto investigado e nos produtos subsequentes. Esta qualidade também pode ser difícil de ser definida e/ou medida, porque é um conceito complexo.

I.2.3 ESTADO DA ARTE DOS MÉTODOS DE ALOCAÇÃO

Neste tópico são apresentados em ordem cronológica alguns trabalhos que foram desenvolvidos ao longo da história da ACV com respeito à alocação para reciclagem em ciclo aberto.

Como um dos precursores no estudo dos métodos de alocação para reciclagem, Klöpffer (1996) em uma revisão de regras de alocação cita os anais do 1º Workshop da SETAC-LCA (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Life Cycle Assessment*) ocorrido em 1991 para apresentar dois métodos arbitrários contidos no relatório do evento, sendo:

- Repartição dos encargos ambientais entre o sistema A e B, numa proporção 50:50;
- Bonificação para A pelos resíduos evitados (produto reciclado em B) e bonificação para B pelas matérias-primas evitadas. Atividades de coleta, limpeza e separação são atribuídas ao produto B.

Nesta mesma revisão Klöpffer (1996) cita considerações feitas em relatórios da SETAC, em um método da REPA (*Resource and Environmental Profile Analysis*) e em um guia de inventário de ACV da US-EPA (*United States Environmental Protection Agency*). Todos esses documentos citam a atribuição do método de uma razão numérica arbitrária (50:50, 60:40, 100:0, etc.) como uma das melhores soluções para o problema de alocação na reciclagem. Heintz e Baisnéé apud Klöpffer (1996) destacam que a principal vantagem deste método é a certeza de que não existirá dupla contagem, ou seja, um encargo ambiental (ou fração dele) será atribuído somente uma vez a um produto. Já no relatório US-EPA é citada a desvantagem do método que seria a arbitrariedade na escolha da relação X:Y.

Outro método reconhecido na revisão de Klöpffer (1996) é o sugerido por Huppés também no relatório da SETAC que considera as relações econômicas entre os produtos e processos, não apresentando nenhuma regra oficial e destacando que um possível problema devido à flutuação dos preços pode ser superado sem maiores dificuldades. Assim, em alternativa aos modelos que consideram relações físicas ou arbitrárias, é sugerido o modelo de alocação econômica.

Ekvall e Tillman (1997) em evolução aos modelos sugeridos anteriormente, apresentam oito procedimentos de alocação baseados em diferentes perspectivas. Nestes modelos algumas abordagens levam em conta a perda de qualidade do produto ao longo da cadeia de reciclagem, outras consideram a fração 50:50 e outras ainda trabalham com a metodologia de corte, nas quais as cargas “compartilhadas” são atribuídas ao produto na qual teoricamente tem maior influência.

Dos oito métodos sugeridos, os autores afirmam que os métodos baseados em corte simples são os mais fáceis de aplicar, uma vez que não requerem nenhum dado de fora do sistema de produto em estudo. Porém, devido aos cortes feitos os efeitos dos fluxos de materiais sobre a produção de matéria-prima virgem e a gestão final dos resíduos não são devidamente representados. Já os métodos baseados na perda de qualidade do material exigem o conhecimento dos produtos que recebem o material reciclado e também a determinação da qualidade do material em cada produto (conceito complexo e de difícil definição).

Kim, Hwang e Lee (1997) sugerem que quando uma alocação para reciclagem em ciclo aberto é realizada deve-se considerar a qualidade ou o aspecto econômico do material reciclado, pois são esses aspectos que determinarão se o resíduo será descartado ou reciclado. Assim, os autores apresentam um método um pouco mais elaborado baseado na qualidade do material, em que o impacto é proporcional a

essa qualidade. A dificuldade encontrada pelos autores está relacionada à qual indicador de qualidade utilizar para avaliar os materiais, sendo escolhida uma abordagem econômica para contorná-la, ainda que existam problemas de flutuação dos valores. Desta maneira, os autores concluem seu trabalho afirmando que as escolhas do indicador de qualidade bem como do método de alocação a serem utilizados dependerão do objetivo do estudo de ACV. Estas decisões influenciarão nos resultados finais, logo, para redução da incerteza uma análise de sensibilidade é recomendada aos resultados do estudo.

No desenvolvimento contínuo dos modelos de alocação começaram a surgir novas abordagens e modelos conceituais referentes à necessidade de mais considerações a serem realizadas durante os procedimentos de alocação para reciclagem em ciclo aberto. Azapagic e Clift (1999) usam modelos de programação linear para realização da alocação considerando valores marginais de mercado. Ekvall (2000) insere na alocação econômica o conceito de resposta do mercado as possíveis alterações nos sistemas de produto em estudo, citando oscilações nas demandas dos produtos ou devido a incentivos governamentais. Este conceito é posteriormente explorado por Vogtländer, Brezet e Hendriks (2001) que apresentam o modelo EVR (*Eco-costs Value Ratio*) ressaltando que a alocação econômica de qualquer tipo só pode ser aplicada quando critérios específicos sejam cumpridos, sendo:

- Os preços dos materiais devem estar estáveis em um mercado transparente, livre e aberto;
- Deve existir uma relação linear entre os valores de mercado e a massa ou volume dos materiais.

Caso esses critérios não aconteçam, a alocação econômica pode não ser representativa para atribuir as cargas ambientais aos devidos sistemas de produtos em estudo.

Guinée, Heijungs e Huppes (2004) afirmam que a alocação econômica é aconselhável como método de referência para a maioria das situações de alocação em uma ACV detalhada. Os autores argumentam que neste método a participação de cada produto no total das vendas é considerada para indicar sua participação na existência integral do processo. Então o valor econômico criado por um processo é considerado como sendo o condutor desse, e que definirá as cargas ambientais atribuídas a cada produto.

Em paralelo aos modelos comentados neste tópico, existem trabalhos que sugeriram modelos mais complexos (BORG, PAULSEN e TRINIUS, 2001; CHERUBINI, STRØMMAN e ULGIATI, 2011; DIAS, ARROJA e CAPELA, 2006; FERREIRA, DOMINGOS e ANTUNES, 2001; ILAGAN e TAN, 2011; MATSUNO, ADACHI e KONDO, 2006; NEWELL e FIELD, 1998). Porém, como afirmam Ekvall e Tillman (1997), independentemente do objetivo da ACV, o procedimento de alocação deve ser viável. Praticantes de ACV têm interesse em procedimentos prontamente aplicáveis. É importante que os métodos de particionamento dos impactos em uma ACV reduzam as demandas de custo e tempo relacionadas ao estudo. Isto significa que é uma vantagem se a quantidade de informações necessárias para o processo de alocação seja pequena e que os dados sejam facilmente coletados e interpretados.

A aplicabilidade é especialmente importante quando o foco da ACV não está limitado à reciclagem, mas em outros aspectos do ciclo de vida, como por exemplo, quando o objetivo do estudo é gerar ideias para futuras decisões sobre um produto investigado. Pensando nisso, Nicholson et al. (2009) durante a avaliação de ciclo de vida para selecionar a melhor escolha de materiais na cadeia de produto, sintetizaram os métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto em cinco, sendo estes, o método de corte, o métodos das perdas de qualidade, o método do ciclo fechado, o método 50/50 e o método de substituição. Todos esses métodos possuem relativa simplicidade de aplicação e de necessidade de dados.

I.2.4 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO

Diversos métodos para alocação em processos que envolvem reciclagem em ciclo aberto vêm sendo sugeridos na literatura. Os métodos que mais aparecem em estudos desse gênero são: expansão do sistema (substituição), alocação por massa, alocação econômica, método de corte e método 50/50. O método “número de usos subsequentes” sugerido pela norma 14044 (ISO, 2006b) por mais que não seja tão aplicado também é apresentado.

As fórmulas matemáticas dos métodos foram descritas no trabalho de Gaudreault (2012) e serão brevemente apresentadas a seguir para ilustrar, discutir e comparar métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto mais frequentemente utilizados por estudos de caso de papel e celulose. A autora destaca que todas as equações apresentadas são válidas para os casos em que o produto primário é totalmente

oriundo de material virgem e os produtos posteriores são totalmente oriundos de material reciclado.

É importante destacar que a expansão do sistema, em qualquer situação, não é exatamente um método de alocação, mas sim uma forma de evitá-la, entretanto, por praticidade, a expansão do sistema será aqui tratada como mais um método entre os métodos de alocação disponíveis.

1.2.4.1 Métodos de expansão do sistema (evitando alocação)

Dois abordagens diferentes para a expansão do sistema foram distinguidas por Azapagic e Clift (1999), a saber:

- Expansão direta do sistema: Amplia os limites do sistema para considerar os processos compartilhados, redefinindo a unidade funcional e o objetivo de estudo para incluir as funções exportadas, e;
- Substituição (impacto evitado): Elimina as funções exportadas descontando os processos que são substituídos por estes.

Não há nenhuma referência ao método de substituição como uma forma de expansão do sistema para o caso da reciclagem na norma 14044 (ISO, 2006b). No entanto, na literatura tem sido afirmado que o método de substituição é conceitualmente equivalente ao método de expansão direta do sistema (WERNER, 2005), entretanto, mesmo que os dois conceitos não sejam exatamente iguais, doravante os termos expansão do sistema e substituição, estarão se referindo ao mesmo método. Em todo caso, o método de substituição requer suposições sobre possíveis interações com outros sistemas de produtos, assim as incertezas nessas premissas podem afetar a validade dos resultados.

Expansão direta do sistema

Na expansão direta do sistema o objetivo do estudo e os limites do sistema são alterados para inclusão dos coprodutos e suas funções, conforme a Equação 1:

$$E_{EDS} = \sum_{i=1}^n (V_i + P_i + U_i + W_i + C_i + R_i) + Z \quad (1)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;
 W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;
 C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;
 R_i : carga ambiental do processo de reciclagem; e
 Z : carga ambiental que ocorre a jusante do material reciclado
 (devido aos usos subsequentes e eliminação).

Ou seja, o nível de ciclo de vida passa a ser do material, e não somente do produto.

Substituição – crédito para a reciclagem de fim de vida

O método de substituição com crédito para a reciclagem de fim de vida, segundo Klöpffer (1996), consiste em incluir o processo de reciclagem dentro dos limites do sistema que fornece o material a ser recuperado, creditando-o com a subtração da carga ambiental do processo de produção do material alternativo, o qual seria utilizado na produção do produto seguinte na cadeia (quase sempre assumido como material virgem), conforme a Equação 2:

$$E_{i,CR1} = V'_i + V_i + P_i + U_i + W_i + C_i + R_i - V'_{i+1} \quad (2)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;
 P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;
 U_i : carga ambiental do uso do produto i ;
 W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;
 C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;
 R_i : carga ambiental do processo de reciclagem;
 V'_{i+1} : carga ambiental da produção de matéria-prima evitada pela reciclagem para os sistemas de produto subsequentes;
 V'_i : carga ambiental da produção de material virgem evitada por causa da reciclagem, calculada por meio da Equação 3:

$$V'_i = V \times \beta_i Rm_{i-1} \quad (3)$$

Onde

V : carga ambiental da produção de material virgem;
 β_i : fator de equivalência do material virgem para o reciclado (e.g., quanto de material reciclado substitui o material virgem de forma equivalente);
 Rm_{i-1} : quantidade de material reciclado do produto i .

Substituição – crédito para utilização de material recuperado

Semelhante à abordagem anterior, neste caso o método de substituição consiste em incluir o processo de reciclagem na fronteira do sistema do produto que utiliza o material reciclado como matéria-prima, creditando a este sistema a subtração das cargas ambientais do processo de gestão de resíduos que é evitado no sistema de produto anterior. Conforme a Equação 4.

$$E_{i,CR2} = C_{i-1} + R_{i-1} - W'_{i-1} + V_i + P_i + U_i + W_i + W'_i \quad (4)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

C_{i-1} : carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i ;

R_i : carga ambiental do processo de reciclagem;

R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i ;

W'_{i-1} : carga ambiental do tratamento de resíduos anteriormente evitados pela destinação dos resíduos para a reciclagem;

W'_i : carga ambiental do tratamento de resíduos evitada pela destinação dos resíduos para a reciclagem (Equação 5):

$$W'_i = W \times MR_i \quad (5)$$

Onde

W : carga ambiental do descarte do produto;

MR_i : a quantidade de produto que é destinado para reciclagem.

1.2.4.2 Método de alocação por massa

Diferentemente do procedimento de alocação por massa nos casos multi-entradas ou multi-saídas, quando se trabalha no caso de reciclagem em ciclo aberto, este método é uma forma de expansão do sistema, uma vez que necessita das informações de todo o ciclo de vida do material, porém a alocação não é evitada. Esta definição apresentada por Gaudreault (2012) contrasta com a da norma ISO 14040, que estabelece a alocação por massa como uma alternativa à expansão do sistema, quando esta não for aplicável. A divergência acontece devida o

fato de a norma tratar o problema em nível de processo, e a autora tratar o problema em nível de material.

Usando este método, a carga ambiental de todo o ciclo de vida do material é dividida entre os diferentes produtos na proporção da massa de cada produto (Equação 6):

$$E_{i,Massa} = \frac{Pr_i}{\sum_{j=1}^n Pr_j} \sum_{j=1}^n (V_j + P_j + U_j + W_j + C_j + R_j) \quad (6)$$

Onde

V_j : a carga ambiental da produção de material virgem usado no produto j;

P_j : a carga ambiental da fabricação do produto j;

U_j : a carga ambiental do uso do produto j;

W_j : a carga ambiental do descarte do produto j;

C_j : a carga ambiental da coleta dos produtos usados j;

R_j : a carga ambiental de processo de reciclagem;

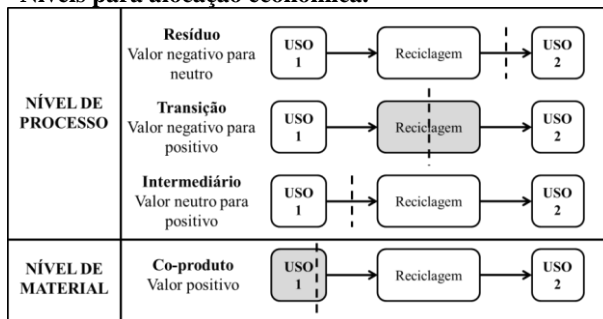
Pr_i : a quantidade de produto i;

Pr_j : a quantidade de produto j.

I.2.4.3 Método de alocação econômica

Na alocação econômica, caso o valor econômico do material recuperado for negativo (necessidade de pagar para descartar) o processo de reciclagem é considerado um processo de gestão de resíduos (WERNER, 2005), essa situação leva a diferentes possibilidades, ilustradas na Figura 4.

Figura 4 – Níveis para alocação econômica.



Fonte: Adaptado de Gaudreault (2012)

Nos casos “Resíduo” ou “Intermediário”, os sistemas a montante (uso 1) ou a jusante (uso 2) do processo compartilhado, assumem a carga ambiental do “tratamento” do resíduo, respectivamente. No caso “resíduo”, o material chega para o sistema de produto subsequente livre de encargos ambientais (impacto zero), pois estes foram assumidos pelo sistema de produto à montante. No caso “intermediário”, o sistema de produto subsequente é quem assume as cargas ambientais do tratamento do resíduo, uma vez que este se tornará matéria-prima para o seu processo produtivo.

Estes dois casos não necessitam de alocação, porém, é necessário avaliar em que ponto o resíduo entra no sistema de produto que utiliza o material reciclado em sua produção (ou seja, o ponto no qual o resíduo tem seu valor alterado de negativo para positivo, em outras palavras, quando o resíduo se torna produto por meio da agregação de valor). Esse ponto de comutação pode ser no processo de coleta, ou então no processo de reciclagem. Dessa forma, a alocação se faz necessária na “Transição”. Se a transição for considerada no processo de coleta, a alocação da carga ambiental será (Equação 7):

$$E_{i,ECot} = (1 - \rho_{i-1})C_{i-1} + R_{i-1} + V_i + P_i + U_i + W_i + \rho_i C_i \quad (7)$$

Onde

V_i : a carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_{i-1} : carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i ;

R_i : carga ambiental do processo de reciclagem, enquanto ρ_i é calculado por meio da Equação 8:

$$\rho_i = \frac{-EV_{i,MR}}{-EV_{i,MR} + EV_{i,CM}} \quad (8)$$

Onde

$EV_{i,MR}$: valor econômico do material descartado;

$EV_{i,CM}$: valor econômico do material coletado.

Pode-se perceber que o valor econômico de um material para o qual existem os custos de eliminação é negativo e o valor econômico de um material para o qual existem custos de aquisição é positivo. Caso o material seja eliminado sem custo, seu valor econômico será, conceitualmente, admitido como sendo zero.

Caso a transição seja considerada no processo de reciclagem, a alocação da carga ambiental é dada pela Equação 9:

$$E_{i,ERec} = (1 - \rho_{i-1})R_{i-1} + C_{i-1} + V_i + P_i + U_i + W_i + \rho_i C_i \quad (9)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_{i-1} : carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i ;

R_i : carga ambiental do processo de reciclagem, enquanto ρ_i é calculado por meio da Equação 10:

$$\rho_i = \frac{-EV_{i,CM}}{-EV_{i,CM} + EV_{i,Rm}} \quad (10)$$

Onde

$EV_{i,Rm}$: valor econômico total do material recuperado;

$EV_{i,CM}$: valor econômico do material coletado.

Outra possibilidade para aplicação de alocação econômica é quando o material já possui um valor positivo, neste caso, ele é tratado como coproduto, ao invés de resíduo. Essa situação acontece quando o sistema seguinte da cadeia paga pelo “resíduo”, mas não tem custo de tratamento para o material (pseudo-reciclagem). Assim, o processo de uso é tratado como um processo multifuncional, pois entrega dois fluxos: o produto que está sendo utilizado e o material que vai ser reciclado.

Logo, a carga ambiental é dividida entre o produto virgem e os produtos reciclados com base no valor econômico das duas funções. Neste caso, coleta e reciclagem já não são mais multifuncionais e a

alocação se dá na fração do produto virgem que é reciclado. Conforme a Equação 11:

$$E_{i,ECP} = \begin{cases} \frac{DPr_i}{Pr_i}(V_i + P_i + U_i) + A_{i,Eco} \frac{MR_i}{Pr_i}(V_i + P_i + U_i) + W_i & \text{para } i = 1 \\ A_{i,Eco} \frac{MR_i}{Pr_i}(V_1 + P_1 + U_1) + R_{i-1} + C_{i-1} + P_i + U_i + W_i & \text{para } 2 \leq i \leq n \end{cases} \quad (11)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_{i-1} : carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i ;

R_i : carga ambiental do processo de reciclagem;

DPr_i : quantidade do produto i que é descartada;

MR_i : quantidade de produto i que é reciclada;

Pr_i : quantidade de produto i ; e

$A_{i,Eco}$: fator de alocação para pseudo-reciclagem, calculado da seguinte forma (Equação 12):

$$A_{i,Eco} = \begin{cases} \frac{\text{para } i = 1}{MR_1 \times EV_1} \\ \frac{MR_1 \times EV_1 + \sum_{i=1}^{n-1} (MR_i EV_i)}{\text{para } 2 \leq i \leq n} \\ \frac{MR_{i-1} \times EV_{MR,i-1}}{\frac{MR_1}{Pr_1} \times EV_1 + \sum_{i=1}^{n-1} (MR_i EV_i)} \end{cases} \quad (12)$$

Onde

MR_i : quantidade de produto que é destinado para reciclagem;

EV_i : valor econômico do produto i ;

$EV_{MR,i}$: valor econômico do produto recuperado i (em \$/unidade);

Pr_i : quantidade de produto i .

OBS: Esta equação é válida apenas para os casos em que $V_2, V_3, \dots,$ e $V_n = 0$. Nos casos em que um sistema de produto usa tanto material virgem quanto material reciclado, o sistema de produto deve ser dividido em um sistema de produto virgem para que as equações com $i=1$ sejam aplicadas e em outro sistema de produto para o qual as equações para os produtos reciclados ($i>1$) sejam aplicadas.

I.2.4.4 Método de corte

O método de corte consiste na separação do ciclo de vida do material para os diversos sistemas de produtos por meio da aplicação de uma separação definitiva arbitrária entre eles. Na literatura, é geralmente recomendado que a separação seja feita pouco antes dos processos de reciclagem (CURRAN, 1996; EKVALL e TILLMAN, 1997; WERNER, 2005). Desta forma, o processo de reciclagem é tratado como o processo de extração de matéria-prima e produção para os produtos reciclados. O método de corte é aplicado atribuindo-se:

- A carga ambiental do processo de produção de material virgem (V_1), para o produto virgem (P_1);
- A carga ambiental do processo de reciclagem (R_1), para o produto reciclado (P_2); e,
- As cargas ambientais dos processos de gestão de resíduos, para os produtos que não são recuperados (W_1 para P_1 e W_2 para P_2).

Assim, o método de corte é calculado pela Equação 13:

$$E_{i,CO} = R_{i-1} + V_i + P_i + U_i + W_i + C_i \quad (13)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

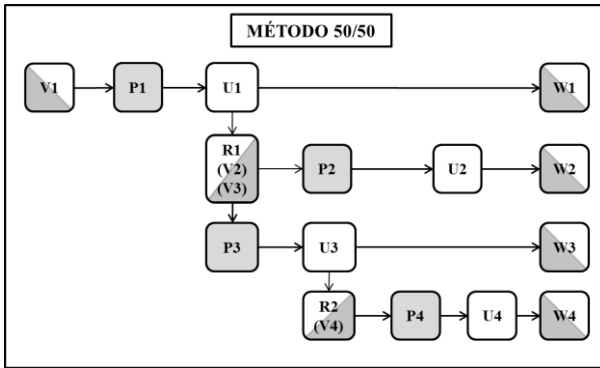
R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem.

I.2.4.5 Método 50/50

Este método aloca 50% da carga ambiental da produção de material virgem e da gestão final de resíduos para o primeiro produto da cadeia (feito com material virgem), e os 50% restantes para todos os produtos que não serão posteriormente reciclados, geralmente o último produto da cadeia. Os processos de reciclagem são alocados 50% a

montante e 50% a jusante. Ekvall e Tillman (1997) justificam este método pelo fato de que tanto a oferta quanto a demanda por material reciclado, são necessários para permitir a reciclagem. Na tentativa de explicar melhor o método 50/50 elaborou-se o fluxograma apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Método 50/50



Fonte: elaborado pelo autor

Ao produto P1 (produzido com matéria-prima virgem) atribui-se 50% dos impactos de V1 (produção de matéria-prima virgem), 50% dos impactos dos processos de disposição final (W1, W2, W3 e W4) e ainda 50% dos impactos do processo de reciclagem a jusante (R1). Os outros 50% destes processos (V1, W1, W2, W3 e W4) são distribuídos igualmente entre P2 e P4, uma vez que, esses produtos não são reciclados após o seu uso. Além disso, P2 ainda recebe metade dos 50% de R1, e a outra metade vai para P3 que também recebe 50% do processo de reciclagem R2. Os outros 50% de R2 são atribuídos para P4.

As cargas ambientais dos produtos usando o método 50/50, são calculadas pela Equação 14:

$$E_{i,50/50} = \begin{cases} \text{para } i = 1 \\ \frac{1}{2} \left(1 + \frac{DPr_i}{\sum_{j=1}^n Pr_j} \right) \left(V_1 + \sum_{j=1}^n W_j \right) + P_i + U_i + \frac{1}{2} (C_i + R_i) \\ \\ \text{para } 2 \leq i \leq n \\ \frac{1}{2} \left(\frac{DPr_i}{\sum_{j=i-1}^n Pr_j} \right) \left(V_1 + \sum_{j=i-1}^n W_j \right) + \frac{1}{2} (C_{i-1} + R_{i-1}) + P_i + U_i + \\ \frac{1}{2} (C_i + R_i) \end{cases} \quad (14)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_{i-1} : carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i ;

R_i : carga ambiental do processo de reciclagem;

Pr_i : quantidade de produto i ; e

DPr_i : quantidade do produto i que é descartada.

I.2.4.6 Método número de usos subsequentes

Foi proposto, para os casos em que o propósito da ACV é estudar a carga ambiental de um produto específico dentro de um ciclo de vida de um material, para que os impactos ambientais associados à produção de matéria-prima virgem e à reciclagem sejam distribuídos entre os vários produtos fabricados a partir do material com base em suas propriedades físicas, tais como a massa (CURRAN, 1996; TILLMAN et al., 1994). A norma 14044, acompanhada do Relatório Técnico 14049 (ISO, 2000, 2006b) propõe a atribuição das cargas ambientais da produção de matéria-prima virgem baseando-se, por exemplo, na porcentagem de fibra de celulose que é reciclada, ponderada pelo inverso do número de vezes que a mesma é utilizada (WERNER, 2005). Um procedimento simplificado usando um modelo de fluxo, com base em fluxos de massa e rendimento dos processos de reciclagem é apresentado no Relatório Técnico 14049 (ISO, 2000).

O método número de usos subsequentes é calculado pela Equação 15:

$$E_{i,USES} = \begin{cases} \text{para } i = 1 \\ (C_{i-1} + R_{i-1}) + A_{i,Euses}(V_i + P_i + U_i + W_i) \\ \\ \text{para } 2 \leq i \leq n \\ (C_{i-1} + R_{i-1}) + A_{i,Euses}(V_1 + P_1 + U_1 + W_1) + \\ (P_i + U_i + W_i) \end{cases} \quad (15)$$

Onde

V_i : carga ambiental da produção de material virgem;

P_i : carga ambiental da fabricação do produto i ;

U_i : carga ambiental do uso do produto i ;

W_i : carga ambiental do descarte do produto i ;

C_{i-1} : carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i ;

C_i : carga ambiental da coleta do produto usado i ;

R_{i-1} : carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i ;

R_i : carga ambiental do processo de reciclagem;

$A_{i,Euses}$: fator de alocação calculado pela Equação 16:

$$A_{i,Euses} = \begin{cases} \text{para } i = 1 \\ 1 - \frac{MR_i}{Pr_i} + \frac{MR_i}{u \times Pr_i} \\ \\ \text{para } 2 \leq i \leq n \\ \left(MR_1 - \frac{MR_1}{u \times Pr_1} \right) \left(\frac{1}{u-1} \right) \left(\frac{Pr_i}{\sum_{j=1}^n Pr_j} \right) \end{cases} \quad (16)$$

Onde

MR_i : quantidade de produto i reciclada,

Pr_i : quantidade de produto i produzida e

u é o número de usos subsequentes do material, calculado pela Equação 17:

$$u = 1 + \left(\frac{\frac{MR_1}{Pr_1} \times E(\%)_1}{1 - \left(\frac{MR_i}{Pr_i} \times E(\%)_i \right)} \right) \quad (17)$$

Onde

$E(\%)$ é a eficiência do processo de reciclagem.

I.3 ANÁLISE MULTICRITÉRIO

A tomada de decisão consiste na busca da opção que apresente o melhor desempenho, a melhor avaliação, ou a melhor conexão entre as expectativas daquele que tem o poder de decidir (SOARES, 2003). Segundo Soares (2003) o apoio à decisão é uma etapa que ajuda na obtenção de elementos que respondem às questões que surgem durante um processo de decisão, e a análise multicritério serve como uma ferramenta de apoio a esse processo.

O papel básico da análise multicritério é auxiliar o tomador de decisão a controlar os dados e conduzir o progresso da decisão em direção à melhor estratégia possível. Desta forma, o apoio à tomada de decisão por meio da análise multicritério, depende do conjunto de ações consideradas, da qualidade dos dados, da seleção e estruturação dos critérios, dos valores de ponderação atribuídos aos critérios, do método de agregação e ainda da participação dos diferentes atores (SOARES, 2003).

Com isso, os métodos de análise multicritério formalizam ou modelam o procedimento de decisão, ou seja, tem como vantagens, melhorar a transparência do processo de decisão e definir e evidenciar a responsabilidade daquele que a toma (Maystre, 1999 apud SOARES, 2003).

Para a resolução de um problema multicritério de decisão, o cumprimento das seguintes etapas é fundamental (para maiores informações a cerca de cada etapa ver (SOARES, 2003)):

- Formulação do problema;
- Determinação de um conjunto de ações potenciais;
- Definição de critérios coerentes;
- Estabelecimento de pesos para os critérios;
- Elaboração de um quadro de desempenho;
- Procedimento de normalização;
- Modelo de agregação de critérios;
- Análises de sensibilidade e incertezas.

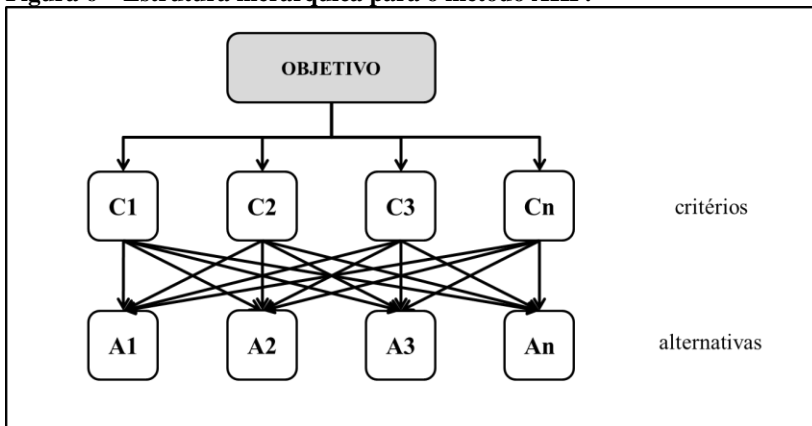
Uma série de modelos para a agregação de critérios tem sido proposta e estudada nos últimos anos, alguns deles são: MAUT, AHP, SMART, ELECTRE, PROMETHEE, MELCHIOR, NAIADE, entre outros (ANTONOPOULOS et al., 2014; BENOIT e ROUSSEAU, 2003; CINELLI, COLES e KIRWAN, 2014; CONTRERAS et al., 2008; MYLLYVIITA, LESKINEN e SEPPÄLÄ, 2013; SOARES, 2003).

O método AHP escolhido para ser utilizado nessa dissertação será apresentado detalhadamente a seguir (A justificativa para a escolha desse método é apresentada no CAPÍTULO III).

Analytical Hierarchy Process (AHP)

O AHP é um dos métodos de análise multicritério mais comumente aplicados e aceitos, caracterizado principalmente pela sua simplicidade (VON DODERER e KLEYNHANS, 2014). Este método, desenvolvido por Thomas Saaty (SAATY, 1987), é pensado para analisar problemas de tomada de decisão em uma estrutura hierárquica (CONTRERAS et al., 2008). De acordo com Cziner, Tuomaala e Hurme (2005) ele consiste no engajamento dos tomadores de decisão na “fragmentação” de um processo de tomada de decisão em partes menores (Figura 6). O método AHP ajuda a incorporar um consenso do grupo, geralmente, consistindo de um questionário para comparação de cada elemento e da média geométrica das opiniões para se chegar a uma solução final. (VAIDYA e KUMAR, 2006).

Figura 6 – Estrutura hierárquica para o método AHP.



Fonte: adaptado de Saaty (1987).

De acordo com Vaidya e Kumar (2006) alguns passos-chave envolvidos no método são:

- Identificar o problema;
- Identificar os autores, objetivos e resultados para a tomada de decisão;

- Identificar os critérios que sejam alinhados com os objetivos;
- Estruturar o problema em uma hierarquia de diferentes níveis: objetivo, critérios, subcritérios e alternativas;
- Comparar os critérios de forma pareada e calibrá-los na escala numérica;
- Avaliar a consistência das comparações, por meio de índices de consistência;
- Uma vez que a consistência seja satisfatória, a decisão é tomada.

De maneira mais elaborada, Contreras et al. (2008) afirmam que a aplicação do AHP para resolver um problema de tomada de decisão envolve quatro passos principais. O primeiro passo é decompor o problema de decisão em uma “árvore” hierárquica em que os critérios e as alternativas estão presentes como elementos inter-relacionados. O segundo passo envolve a comparação pareada entre os elementos com base numa escala numérica, para gerar os dados de entrada. Os dados gerados são agregados de acordo com o mapa da hierarquia. O terceiro passo é criar uma matriz de comparação baseada nos dados obtidos das comparações pareadas. Se não houver inconsistências nas decisões encontradas na matriz, os pesos relativos podem ser calculados. Por fim, a quarta etapa envolve a estimativa do peso final e a classificação das alternativas com base nas prioridades locais para cada alternativa e para os objetivos. Comparando os valores finais, é possível determinar e sugerir a alternativa mais relevante.

Em outras palavras, o método AHP utiliza uma estrutura hierárquica e comparações entre pares de critérios para estabelecer as relações dentro desta estrutura. Essas comparações pareadas são realizadas entre todos os critérios, avaliando-se o grau de importância do critério A em relação ao critério B segundo uma escala de preferências, conhecida como escala fundamental de Saaty (SAATY, 1987). Estas avaliações são compiladas em uma matriz quadrada, chamada “matriz de comparações pareadas”. Esta matriz de ordem n , possui n valores e n vetores que são característicos dela, conhecidos também por autovalores e autovetores, ambas as informações são utilizadas pelo método proposto por Saaty. O principal autovalor obtido (λ_{max}) da matriz é aplicado para avaliação de consistência da ponderação realizada entre os critérios. Por exemplo, se o critério A é preferido ao critério B, e o critério B é preferido ao critério C, então, necessariamente o critério A

deve ser preferível ao critério C, porém, quando se trabalha com muitos critérios essa condição nem sempre é garantida, exigindo assim, uma análise de consistência. Esta análise acontece em duas etapas, a primeira consiste na obtenção de um índice de consistência (*IC*) dado pela Equação 18:

$$IC = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (18)$$

Na sequência é obtida uma relação de consistência (*RC*) dada pela Equação 19:

$$RC = \frac{IC}{ICR} \quad (19)$$

Onde *ICR* (Índice de Consistência Randômico) é um valor relacionado com o número de critérios comparados fornecido também por Saaty (1987). O autor do método sugere que *RC* seja menor que 0,1 para que a inconsistência seja menor que 10%. Já o principal autovetor, após ser normalizado, é quem fornece a escala de prioridades, ou seja, o ranqueamento entre os critérios ponderados. Após as comparações terem sido realizadas nos diferentes níveis da estrutura hierárquica, elas são agregadas por meio de um modelo matemático, e então indicam a ordem de preferência, entre as alternativas avaliadas, segundo a opinião dos tomadores de decisão.

CAPÍTULO II. ESTUDO DE CASO

II.1 INTRODUÇÃO

No intuito de avaliar a divisão dos encargos ambientais em sistemas de produtos interligados por processos de reciclagem, neste capítulo é realizada uma análise de sensibilidade nos processos multifuncionais a partir de diferentes métodos de alocação para reciclagem de ciclo aberto. Sendo discutidas as vantagens e desvantagens, sob a perspectiva de impactos ambientais, para cada sistema de produto.

Para tanto, utiliza-se como plano de fundo, o estudo de caso de uma cadeia produtiva de papel e celulose, distinguindo entre (i) o sistema responsável pela produção da matéria-prima virgem para a produção de saco de pão e (ii) o sistema responsável pelo segundo uso desse material, a reciclagem do saco de pão para a produção de papelão.

II.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os impactos ambientais dos sistemas de produto da cadeia de papel e celulose foram quantificados por meio da metodologia de avaliação do ciclo de vida (ACV), normatizada pelas normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, 2006b), com o auxílio do software SimaPro® para a modelagem dos sistemas industriais e para gestão das informações do ciclo de vida.

As principais informações utilizadas para este estudo de caso foram obtidas de relatórios internos do CICLOG em parceria com uma indústria de papel e celulose, nos quais o objetivo foi avaliar os impactos de cada produto da cadeia de forma separada. Estas informações serviram como base para possibilitar a avaliação das questões alvo desta pesquisa. A escolha deste produto/material levou em consideração:

Quantidade de estudos: O sistema de produto de papel e celulose tem sido alvo de muitos estudos ao longo de todo o período de evolução da metodologia de ACV (DIAS, ARROJA e CAPELA, 2006; EKVALL, 1999; FINNVEDEN e EKVALL, 1998; GAUDREAULT, SAMSON e STUART, 2009; KOSKELA et al., 2014).

Familiaridade: A cadeia de produção é bem reconhecida e consolidada.

Crescimento do setor: A produção de papel foi de 8 mil toneladas em 2003 para 10,5 mil toneladas em 2013 (crescimento de 31%), em paralelo a isso, o consumo de aparas foi de 3 mil toneladas em

2003 para 4,5 mil toneladas em 2013 (50% de crescimento) (BRACELPA, 2015).

Base de dados: A base de dados do CICLOG conta com dados primários para o setor. Estes dados foram coletados entre 2013 e 2014 em uma indústria de papel e celulose no Estado de Santa Catarina. Dessa forma, alguns requisitos para qualidade dos dados solicitados pela norma 14044 (ISO, 2006b), tais como, cobertura temporal, geográfica e tecnológica, são satisfeitos.

II.2.1 SISTEMAS DE PRODUTOS

A cadeia produtiva foi dividida em dois sistemas de produto:

- O sistema de produto saco de pão, feito com papel *fine kraft EM 35 g/m²* de dimensões 0,38 x 0,47 x 35 m e com peso de 0,0063 kg. (doravante chamado de PRODUTOR), que utiliza matéria-prima virgem.
- O sistema de produto caixa de papelão, feito com chapa de papelão produzida com 100% de fibras recicladas, de dimensões 0,47 x 0,69 x 0,36 m e com peso de 0,84 kg (doravante chamado de REICLADOR), que utiliza celulose reciclada a partir do descarte do sistema PRODUTOR.

Considerando que o material analisado (celulose) exerce mais de uma função na cadeia estudada (é utilizado na produção de sacos de pão e na produção de caixas de papelão). Para a ACV do estudo de caso foram definidas as duas unidades funcionais (UF) descritas a seguir:

- UF_{PRODUTOR}: celulose para produção de 780 kg de sacos de pão.
- UF_{REICLADOR}: celulose para produção de 1000 kg de caixas de papelão.

Justifica-se o uso de duas UF pelas características da cadeia produtiva que envolve dois sistemas de produto distintos, embora estejam relacionados. Neste sentido, seguindo a recomendação do Relatório Técnico ISO 14049 (ISO, 2000) a UF do sistema PRODUTOR foi definida a partir da UF do sistema REICLADOR baseada nas taxas de coleta de papel e papelão, uma vez que este sistema é quem indica a necessidade de incremento de matéria-prima oriunda do sistema PRODUTOR.

As taxas de coleta de material primário e secundário foram definidas de acordo com relatórios da Associação Brasileira de Papel e

Celulose (BRACELPA, 2015) e da Associação Nacional dos Aparistas de Papel (ANAP, 2015), desta forma foram considerados 45% para coleta de papel e 75% para coleta de papelão. A eficiência da reciclagem foi admitida como sendo de 90% (dado primário variável, 88~92%, obtido na indústria em que se coletaram os dados primários).

Com essas informações foi possível definir, de forma estimada, as unidades funcionais de cada sistema. Para essas definições, estipulou-se, de forma arbitrária, inicialmente a UF_{RECICLADOR} como sendo 1000 kg. Como o processo de reciclagem apresenta em média por volta de 10% de perdas, significa que necessita que entrem no processo aproximadamente 1100 kg de aparas. Considerando que 750 kg (75%) das aparas que entram no processo são oriundos do próprio sistema das caixas de papelão, para completar a UF total, 350 kg vem então do sistema dos sacos de pão, representando 45% dos sacos de pão que são descartados, e então na totalidade para o fechamento desse sistema são produzidos 780 kg de sacos de pão. Deste modo, ambas UF foram definidas respeitando o fluxo de massa entre os sistemas.

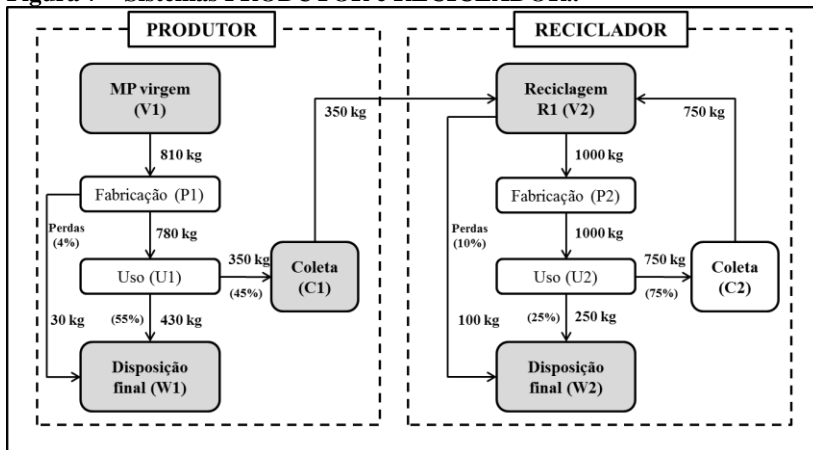
Para a fronteira do sistema da cadeia completa de papel e celulose considerou-se os processos, desde a produção de mudas de *pinus* e *eucalipto*, até a disposição final do papelão em aterro sanitário, esta abordagem é amplamente conhecida nos estudos de ACV como sendo do “berço ao túmulo”.

Neste estudo de caso específico, existem processos elementares que são multifuncionais e que possuem influência nos dois sistemas de produto (PRODUTO e RECICLADOR), tais como:

- Produção de matéria-prima virgem: a celulose virgem é inicialmente utilizada pelo sistema PRODUTOR, porém, depois de descartada, coletada e reciclada é utilizada pelo RECICLADOR, então esse processo é multifuncional ao passo que fornece matéria-prima para os dois sistemas, ainda que de forma indireta para o sistema RECICLADOR.
- Processos de reciclagem: é multifuncional no sentido de ser um processador de resíduos para o PRODUTOR e fornecedor de matéria-prima para o RECICLADOR.
- Disposição final: os materiais foram utilizados pelos dois sistemas, então seu descarte executa a função de disposição para os dois.

Dessa forma, as fronteiras dos dois sistemas são alteradas conforme o método de alocação adotado na etapa de reciclagem. Essa característica possibilita a criação de vários cenários, na qual cada cenário é reflexo da aplicação dos diferentes procedimentos de alocação. O posicionamento inicial das fronteiras e os fluxos de matéria estão ilustrados na Figura 7.

Figura 7 – Sistemas PRODUTOR e RECICLADOR..



Fonte: elaborado pelo autor.

Observando na Figura 7, para o sistema PRODUTOR, 810 kg de celulose virgem são destinados para produção dos sacos de pão. Segundo os dados inventariados existe no processo de fabricação uma perda de 4%, restando então 780 kg de celulose transformados em sacos de pão. Após serem utilizados, apenas 350 kg são coletados e destinados a reciclagem, enquanto os outros 430 kg são dispostos em aterro. Esses 350 kg coletados passam então para o sistema RECICLADOR, aos quais são acrescentados 750 kg de papelão que foram descartados, totalizando 1100 kg. Também de acordo com os dados de inventário, no processo de reciclagem da celulose existe uma perda de 10%, então dos 1100 kg coletados, aproximadamente 100 kg são descartados, e os 1000 kg restantes utilizados na fabricação de papelão. Por fim, após o uso das caixas de papelão, 250 kg acabam sendo “perdidos” para a disposição final e 750 kg entram novamente no processo de reciclagem.

Os processos destacados em cinza (Figura 7) são aqueles considerados multifuncionais no nível de cascata, ou seja, são os processos compartilhados entre os dois sistemas de produto. O processo

C2 não é considerado multifuncional, pois foi assumido que a reciclagem da caixa de papelão em uma nova caixa de papelão é de ciclo fechado.

Alguns pressupostos foram assumidos com o objetivo de viabilizar a realização do estudo. Estes pressupostos são:

Tipo de modelagem: como o sistema de produto já está consolidado e em funcionamento, por mais que se utilizem os métodos de alocação expansão do sistema e econômica, considerados por alguns pesquisadores como consequenciais (EARLES e HALOG, 2011; EKVALL, 2000; GAMAGE et al., 2008; SANDIN, PETERS e SVANSTRÖM, 2013), para termos de modelagem considerou-se somente um ciclo estático (ou seja, em estado estacionário), e não dinâmico, pois essas informações são suficientes para a pesquisa, ou seja, aplicou-se uma abordagem atribucional;

Uso: para a fase de uso do papel admitiu-se impacto zero, por entender que nesta fase nenhum tipo de recurso é consumido e nenhuma emissão é realizada;

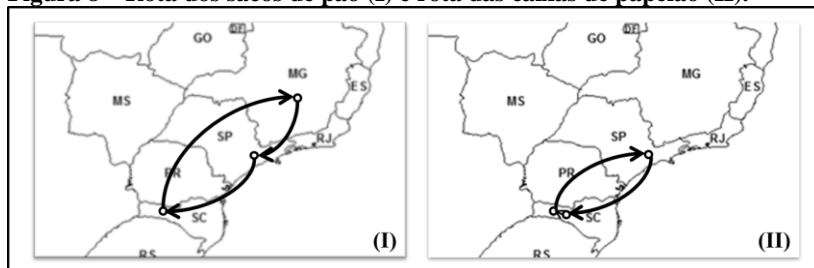
Valores de mercado: Para os procedimentos de alocação econômica se faz necessário conhecer os valores dos sacos de pão, das caixas de papelão, das aparas de papel e das aparas de papelão. Estes valores foram obtidos juntamente com a indústria que forneceu os demais dados;

Rota do saco de pão: O papel *fine kraft EM 35 g/m²* é produzido em Santa Catarina (SC), transportado até Minas Gerais (MG), onde é transformado em saco de pão e consumido em São Paulo (SP). A fração dos sacos que não são reciclados é descartada em aterro sanitário na região onde os mesmos são consumidos, já a fração reciclada provavelmente é pós-utilizada em SP, porém, como o papelão também é produzido em SC, para que se tivesse a mesma cadeia, foi necessário admitir que o papel descartado em SP é coletado, transportado e reciclado em SC, quando na verdade, o papel a ser reciclado é coletado num raio de aproximadamente 100 km da região da indústria de papel. Esta situação é mais bem explicitada na Figura 8. Esta consideração foi necessária pelo fato de não se conhecer a origem do papel coletado na região da indústria, que pode ser de qualquer lugar do Mundo, inclusive de SP, por exemplo. Vale destacar que, como o objetivo deste estudo é avaliar a distribuição dos impactos de forma quantitativa, a variação dos impactos devido a esse trajeto SC-SP-SC será distribuído da mesma forma em função dos procedimentos de alocação aplicados.

Rota da caixa de papelão: Os diferentes tipos de papel são produzidos, transformados em chapas, e posteriormente em caixas de

papelão no mesmo pátio industrial (SC). As caixas de papelão são transportadas para uma indústria de alimentos (cerca de 100 km da indústria de papel) e então transportam alimentos para SP onde são descartadas. Nesse ciclo de vida se faz a mesma consideração realizada no ciclo de vida do saco de pão. Ou seja, admite-se que a fração destinada à reciclagem das caixas é coletada em SP e reciclada em SC.

Figura 8 – Rota dos sacos de pão (I) e rota das caixas de papelão (II).



Fonte: elaborado pelo autor.

II.2.2 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO APLICADOS

Os procedimentos de alocação aplicados nos processos multifuncionais do estudo de caso foram definidos com base na revisão bibliográfica dos métodos mais aplicados na literatura. O escopo da revisão abrangeu os portais de periódicos *Scielo*, *Scopus*, *Web of Science*, *Springer Link* e *Science Direct*. As palavras-chaves utilizadas para delimitar a pesquisa foram “*life cycle assessment*”, “*allocation*”, “*recycling*” e “*open-loop*”. Ao total foram encontrados 53 estudos de caso, publicados entre 1998 e 2014. As informações obtidas por meio da revisão estão sintetizadas na Tabela 1, é importante destacar que alguns estudos de caso utilizaram mais de um método de alocação.

Tabela 1 – Métodos de alocação aplicados nos estudos de caso.

Métodos	Número de aplicações
Expansão do sistema	23
Alocação econômica	20
Método de Corte	15
Alocação por massa	9
Método 50/50	7
Número de usos subsequentes	2
Outros	11
Não alocam/não descrevem	7

Fonte: elaborado pelo autor.

A partir da Tabela 1 percebe-se que embora os métodos de corte e 50/50 não sejam citados pelas normas ISO 14040 e 14044, são frequentemente aplicados em ACV (GOELLNER e SPARROW, 2013; HUANG, SPRAY e PARRY, 2012; PEGORETTI et al., 2014). Na Tabela 2 são apresentados os métodos de alocação escolhidos para serem aplicados, com uma breve descrição de cada método.

Tabela 2 – Métodos de alocação aplicados.

Método	Sigla	Descrição
Expansão do sistema (reciclagem de fim de vida)	SE-EOL	PRODUTOR assume o impacto do processo de reciclagem e é creditado com o impacto evitado pela produção de matéria-prima virgem que seria usada pelo RECICLADOR.
Expansão do sistema (uso do material recuperado)	SE-REC	RECICLADOR assume o impacto do processo de reciclagem e é creditado com o impacto evitado pela gestão dos resíduos (que se tornarão matéria-prima) gerados pelo PRODUTOR.
Alocação econômica (nível de transição)	E-TC	A alocação ocorre no processo que altera o valor econômico do material de negativo para positivo (resíduo se torna recurso). Esta transição pode ocorrer na fase de coleta ou na reciclagem.
Alocação econômica (nível de coproduto)	E-CC	O resíduo <i>in natura</i> possui valor econômico positivo, e então é tratado como coproduto. Assim, uma fração do impacto deste coproduto é alocado segundo um fator definido por meio de uma fórmula matemática, entre os diferentes sistemas de produto da cadeia.
Método de corte	CUT	Os sistemas são arbitrariamente separados na fase de reciclagem, que é assumida pelo RECICLADOR sendo tratada como matéria-prima. Assim, o resíduo é considerado livre de encargos ambientais.
Alocação por massa	MASS	Carga ambiental total é dívida entre PRODUTOR e RECICLADOR em função da massa produzida em cada sistema em um ciclo.
Método 50/50	50/50	50% dos impactos dos processos multifuncionais são atribuídos ao PRODUTOR e os outros 50% ao RECICLADOR.
Número de usos subsequentes	USES	Cria um fator de alocação a ser aplicado em todo o sistema PRODUTOR, alocando os impactos deste, entre PRODUTOR e RECICLADOR em função do número de vezes que o material é reciclado antes de ser descartado.

Fonte: elaborado pelo autor.

A expansão do sistema e (suas variações) incluem no escopo da análise os efeitos potenciais que o sistema estudado tem sobre os outros. A expansão direta do sistema não fornece informações sobre a carga ambiental específica para um dado sistema de produto, e por isso não foi aplicada nesse estudo, uma vez que um dos objetivos é entender as relações entre PRODUTOR e RECICLADOR. Por sua vez, as abordagens de substituição permitem a geração de informações exclusivas a cerca de um único sistema de produto (EKVALL, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2001; EKVALL e TILLMAN, 1997; EKVALL e WEIDEMA, 2004; FINNVEDEN e EKVALL, 1998).

II.2.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) definiu-se uma abordagem *midpoint* do método ReCiPe (H) (GOEDKOOOP et al., 2013). Os métodos para AICV procuram quantificar os potenciais impactos ambientais, identificando as substâncias geradoras do impacto, classificando-as em diferentes categorias e caracterizando-as conforme os modelos adotados pelo método.

As categorias de impacto avaliadas foram: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, formação de oxidantes fotoquímicos, acidificação terrestre e uso do solo. As categorias mudanças climáticas e depleção da camada de ozônio foram selecionadas devido sua abrangência global, sendo categorias que sempre atraem o interesse de toda a sociedade. Enquanto, formação de oxidantes fotoquímicos e acidificação terrestre foram escolhidas devido ao potencial de impacto dessas categorias no processo de produção de papel e celulose. Por fim, uso do solo é incluído pelo fato de o processo produtivo estudado utilizar e alterar grandes áreas para produção de madeira, base da produção da celulose virgem. Além das considerações supracitadas, estas categorias têm sido amplamente utilizadas em estudos de ACV de papel e celulose (DIAS, ARROJA e CAPELA, 2006; FINNVEDEN e EKVALL, 1998; GAUDREAUULT, SAMSON e STUART, 2009; KOSKELA et al., 2014).

II.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os potenciais impactos ambientais da cadeia completa de papel e celulose (PRODUTOR e RECICLADOR), para os diferentes sistemas de produto estão resumidos na Tabela 3 por etapas do ciclo de vida.

Tabela 3 – Impactos dos processos dos sistemas de produtos.

Processo	Mudanças Climáticas	Depleção Camada de Ozônio	Acidificação Terrestre	Formação de Oxidantes Fotoquímicos	Uso do Solo
	kg CO ₂ eq.	kg CFC-11 eq.	kg SO ₂ eq.	kg NMVOC	m ² a
V1	363,94 (17,7%)	49,72x10 ⁻⁶ (55,0%)	3,11 (49,0%)	3,29 (49,3%)	605,29 (82,2%)
P1	303,73 (14,8%)	12,32x10 ⁻⁶ (13,6%)	0,97 (15,3%)	0,85 (12,7%)	40,42 (5,5%)
U1	0	0	0	0	0
W1	412,98 (20,1%)	2,09x10 ⁻⁶ (2,3%)	0,08 (1,3%)	0,28 (4,2%)	1,82 (0,2%)
C1	49,38 (2,4%)	7,77x10 ⁻⁶ (8,6%)	0,24 (3,8%)	0,41 (6,1%)	0,72 (0,1%)
R1(V2)	186,47 (9,1%)	1,99x10 ⁻⁶ (2,2%)	0,13 (2,0%)	0,20 (3,0%)	18,68 (2,5%)
P2	415,54 (20,2%)	13,14x10 ⁻⁶ (14,5%)	1,66 (26,1%)	1,31 (19,6%)	68,52 (9,3%)
U2	0	0	0	0	0
W2	307,40 (15,0%)	1,99x10 ⁻⁶ (2,2%)	0,05 (0,8%)	0,19 (2,8%)	1,06 (0,1%)
C2	13,85 (0,7%)	2,17x10 ⁻⁶ (2,4%)	0,07 (1,1%)	0,11 (1,6%)	0,203 (0,0%)
TOTAL	2053,33 (100%)	90,43x10⁻⁶ (100%)	6,35 (100%)	6,68 (100%)	736,74 (100%)

V1 = produção de celulose virgem; P1 = produção sacos de pão; U1 = uso sacos de pão; W1 = aterramento sacos de pão; C1 = coleta sacos de pão usados; R1(V2) = produção de celulose reciclada; P2 = produção caixas de papelão; U2 = uso caixas de papelão; W2 = aterramento caixas de papelão; C2 = coleta caixas de papelão.

Fonte: elaborado pelo autor.

Quanto aos impactos da cadeia completa, pode-se afirmar que o processo (ou conjunto de processos) mais impactante para a maioria das categorias de impacto é a produção de celulose (que envolve desde o cultivo das mudas florestais até a pasta de celulose), esse processo contribui com mais de 40% dos impactos da cadeia para quase todas as categorias de impacto, com exceção de mudanças climáticas, sinalizando para a importância do peso desse processo que deve ser alocado entre os diferentes produtos da cadeia.

II.3.1 ANÁLISE POR CATEGORIAS DE IMPACTO

Na Tabela 4 são apresentados os resultados das divisões dos impactos dos processos multifuncionais entre os sistemas PRODUTOR (P) E RECICLADOR (R). A primeira coluna indica o método aplicado, a linha de cada método é dividida em duas linhas, aonde na primeira linha são apresentados os encargos ambientais atribuídos ao sistema produtor, e na segunda, os encargos ambientais atribuídos ao sistema reciclador, relacionados com cada uma das categorias de impacto avaliadas.

Tabela 4 - Impactos dos processos entre os sistemas de produtos.

Método		Mudanças Climáticas	Depleção Camada de Ozônio	Acidificação Terrestre	Formação Oxidantes Fotoquímicos	Uso do Solo
		kg CO ₂ eq.	kg CFC-11 eq.	kg SO ₂ eq.	kg NMVOC	m ² a
SE-EOL	P	1153,22	51,60x10 ⁻⁶	3,17	3,57	395,35
	R	900,11	38,83x10 ⁻⁶	3,18	3,11	341,39
SE-REC	P	1308,34	65,29x10 ⁻⁶	4,23	4,59	648,56
	R	744,99	24,14x10 ⁻⁶	2,12	2,09	88,18
MASS	P	899,77	39,63x10 ⁻⁶	2,78	2,93	322,84
	R	1153,56	50,80x10 ⁻⁶	3,57	3,75	413,90
E-TC	P	1101,24	67,38x10 ⁻⁶	4,28	4,61	647,85
	R	952,09	23,05x10 ⁻⁶	2,07	2,07	88,89
E-CC	P	968,32	53,70x10 ⁻⁶	3,49	3,74	538,89
	R	1085,01	36,73x10 ⁻⁶	2,86	2,94	197,85
CUT	P	1130,05	71,91x10 ⁻⁶	4,43	4,85	648,27
	R	923,28	18,52x10 ⁻⁶	1,92	1,83	88,47
50/50	P	970,76	44,81x10 ⁻⁶	2,83	3,11	354,32
	R	1082,57	45,62x10 ⁻⁶	3,52	3,57	382,42
USES	P	847,93	53,96x10 ⁻⁶	3,32	3,64	486,43
	R	1205,40	36,47x10 ⁻⁶	3,03	3,04	350,31

SE-EOL = expansão do sistema (crédito produtor); SE-REC = expansão do sistema (crédito reciclador); MASS = alocação por massa; E-TC = alocação econômica (no processo de transição); E-CC = alocação econômica (coproduto); CUT = método de corte; 50/50 = método 50/50; USES = método números de usos subsequentes.

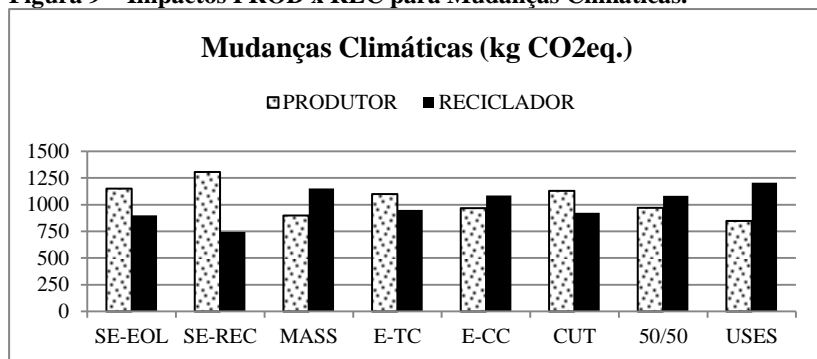
Fonte: elaborado pelo autor.

Os resultados demonstraram grande variação na divisão dos impactos entre os sistemas de produto, sendo que em algumas situações a transferência de carga ambiental faz com que ocorram inversões no desempenho ambiental entre os sistemas.

Para a categoria de impacto mudanças climáticas (Tabela 4; Figura 9) os resultados demonstram que os métodos SE-EOL, SE-REC, E-TC e CUT atribuem a maior parte dos impactos para o sistema

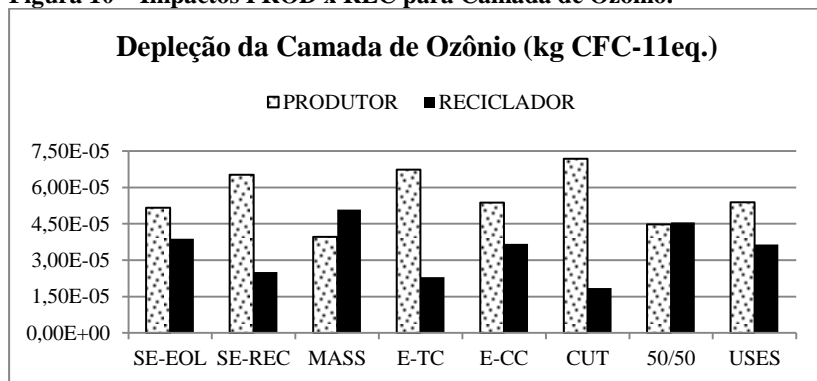
PRODUTOR. Destes, o método SE-REC é o que apresenta a maior diferença (563 kg CO₂ eq.) entre os sistemas PRODUTOR e RECICLADOR, enquanto que E-TC apresenta a menor diferença (149 kg CO₂ eq.). Por outro lado, os métodos MASS, E-CC, 50/50 e USES atribuíram a maior parte dos impactos para o sistema RECICLADOR, sendo a maior diferença obtida no método USES (357 kg CO₂ eq.) e a menor diferença no método 50/50 (111 kg CO₂ eq.).

Figura 9 – Impactos PROD x REC para Mudanças Climáticas.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 10 – Impactos PROD x REC para Camada de Ozônio.



Fonte: elaborado pelo autor.

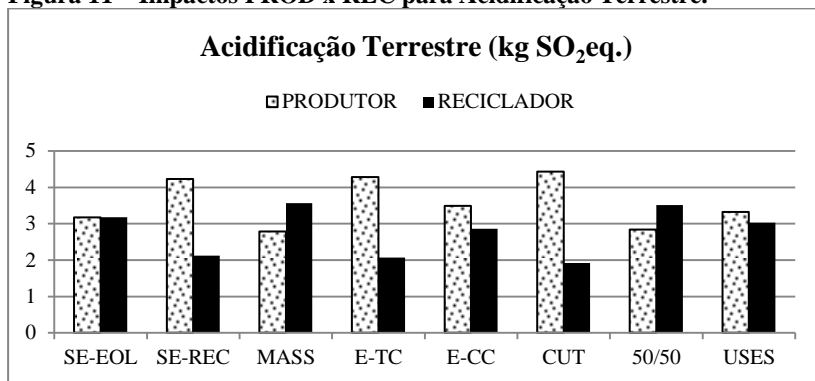
Analisando os resultados para a depleção da camada de ozônio (Tabela 4; Figura 10), percebe-se que para diferentes categorias de impacto, o mesmo método de alocação também pode apresentar variações nos resultados. Esta diferença de comportamento está

associada aos processos exclusivos tanto do sistema PRODUTOR quanto do RECICLADOR, que fazem com que os resultados sejam mais influentes para determinada categoria de impacto. Analisando por exemplo o método E-TC, para mudanças climáticas, 53% dos impactos foram atribuídos ao PRODUTOR, conseqüentemente 47% ficaram para o RECICLADOR (uma diferença de 6%). Já para depleção da camada de ozônio, o sistema PRODUTOR ficou com 74% dos impactos enquanto que o sistema RECICLADOR ficou com 26% (uma diferença de 48%). Estes resultados demonstram que as formas de alocação entre os sistemas não são diretamente proporcionais entre as diferentes categorias de impacto, ou seja, não é porque um método de alocação atribuiu uma porcentagem “x” para uma determinada categoria de impacto no sistema PRODUTOR, que para as demais categorias o sistema PRODUTOR também receberá essa porcentagem.

A aplicação de um método de alocação também não garantirá que os impactos sejam sempre maiores ou menores para o mesmo sistema de produto, em termos de divisão de impactos. Por exemplo, quando analisados os resultados encontrados pela aplicação do método USES, é possível perceber que para a categoria de impacto mudanças climáticas, 41% dos impactos foram atribuídos ao PRODUTOR, enquanto 59% foram atribuídos ao RECICLADOR, entretanto, para depleção da camada de ozônio, 59% e 41% dos impactos foram atribuídos ao PRODUTOR e RECICLADOR, respectivamente.

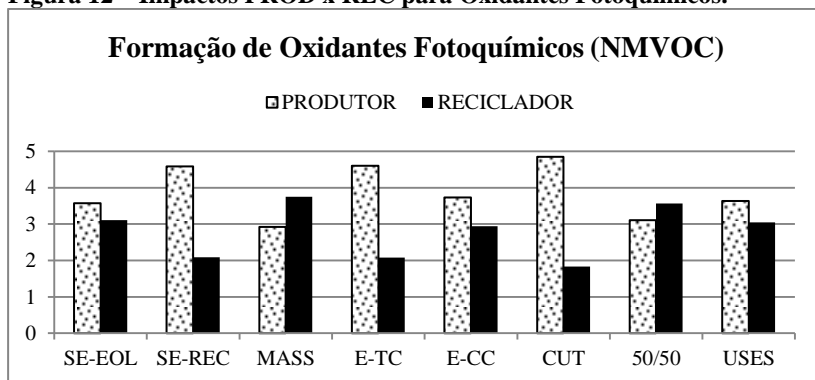
Por outro lado, as Figura 11 e Figura 12 servem como um contraponto, uma vez que ilustram que para as categorias de impacto formação de oxidantes fotoquímicos e acidificação terrestre a distribuição dos impactos entre os sistemas, em relação aos diferentes métodos de alocação, foram parecidas. Assim, deve-se saber que por mais que não exista uma relação diretamente proporcional entre os métodos de alocação e as categorias de impacto, pode acontecer de alguns resultados induzirem a essa conclusão, a qual estará equivocada, pois como apresentado anteriormente, métodos de alocação e categorias de impacto não são diretamente proporcionais.

Figura 11 – Impactos PROD x REC para Acidificação Terrestre.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 12 – Impactos PROD x REC para Oxidantes Fotoquímicos.

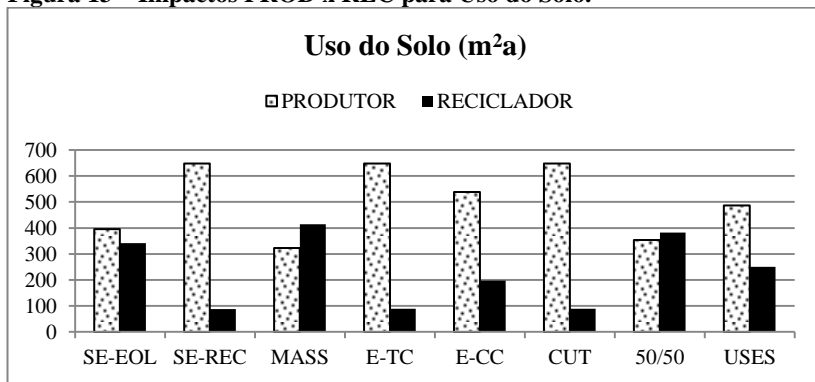


Fonte: elaborado pelo autor.

Na Figura 13 referente à categoria de impacto uso do solo, grande parte dos encargos ambientais ficou direcionada ao sistema PRODUTOR para quase todos os métodos de alocação, as exceções foram os métodos MASS e 50/50. Isso acontece pelo fato de o sistema produtor utilizar grandes áreas para o cultivo de mudas florestais que servirão de matéria-prima virgem para os produtos. As maiores variações foram observadas nos métodos SE-REC, E-TC e CUT, que atribuíram a responsabilidade pelo uso de aproximadamente 648 m²a ao PRODUTOR contra 88 m²a para o reciclador. A inversão que ocorre quando aplicado o método MASS (PRODUTOR responsabilizado por 322 m²a e RECICLADOR por 413 m²a), é explicada pela diferença entre as massas de produto para o mesmo ciclo (780 kg PRODUTOR

contra 1000 kg RECICLADOR). Já a inversão decorrente da aplicação do método 50/50 é explicada pelo fato do RECICLADOR assumir 50% dos impactos principalmente da produção de celulose virgem, que abrange desde o plantio de mudas (que demanda grandes áreas) até o fornecimento da celulose.

Figura 13 – Impactos PROD x REC para Uso do Solo.



Fonte: elaborado pelo autor.

Todas essas variações nos resultados encontrados para os diferentes métodos de alocação também aconteceram nos estudos de Werner et al. (2007) quando avaliaram o fim de vida de dormentes de madeira, de Cherubini, Stromman e Ugliati (2011) na avaliação de produtos de biorefinarias e de Gamage et al. (2008), que em seu estudo relacionado ao desempenho ambiental de cadeiras de escritório, utilizaram a expansão do sistema como método principal devido as orientações da norma, e utilizaram o método de corte para realizar a análise de sensibilidade. Como conclusões do estudo o método de expansão do sistema incentivou o produtor primário à reciclar, uma vez que, o alumínio reciclado evitou os impactos ambientais do processamento do metal virgem, enquanto que o método de corte, segundo os autores, não incentivou.

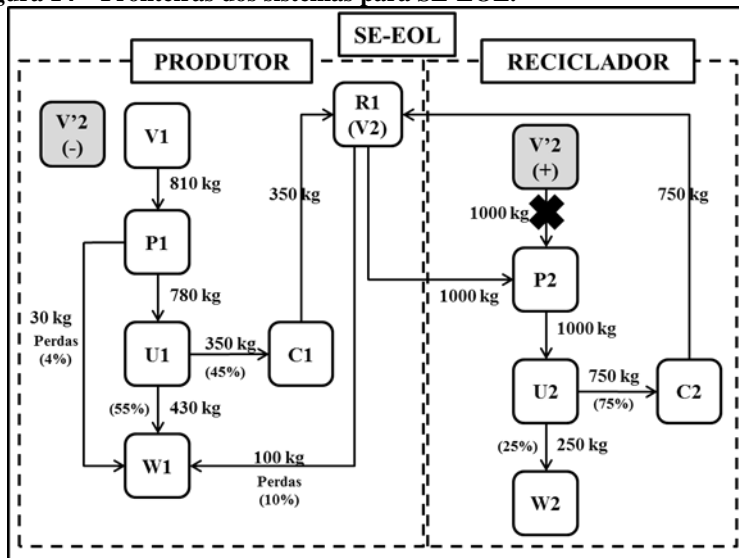
No mesmo sentido, Detzel e Mönckert (2009) utilizaram a expansão do sistema para avaliar os impactos de latas de alumínio, utilizando o método 50/50 para análise de sensibilidade. Os autores apontam que a inversão de resultados só ocorreu para a categoria de impacto mudanças climáticas, enquanto que para as demais ocorreram apenas uma variação nos impactos, porém sem alteração na classificação dos resultados.

II.3.2 ANÁLISE POR MÉTODO DE ALOCAÇÃO

II.3.2.1 Métodos de expansão do sistema

As Figura 14 e Figura 15 ilustram as alterações nas fronteiras do sistema de acordo com procedimento utilizado para lidar com os processos multifuncionais. Para SE-EOL, os impactos da coleta (C1) e da reciclagem (R1) são assumidos pelo PRODUTOR, entretanto, este sistema recebe o crédito do impacto evitado pela não produção de matéria-prima virgem (V'2 (-) na Figura 14) que seria utilizada pelo RECICLADOR, que por sua vez assume esse impacto (V'2 (+) na Figura 14).

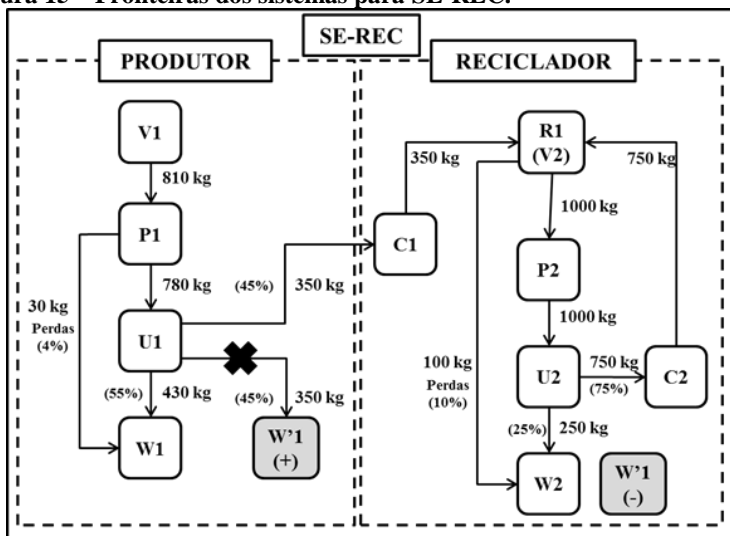
Figura 14 – Fronteiras dos sistemas para SE-EOL.



Fonte: elaborado pelo autor.

Para SE-REC, os impactos da coleta (C1) e da reciclagem (R1) e o crédito pelo impacto evitado da disposição dos resíduos em aterros sanitário (W'1 (-) na Figura 15) que seria realizada pelo PRODUTOR são contabilizados no sistema RECICLADOR.

Figura 15 – Fronteiras dos sistemas para SE-REC.



Fonte: elaborado pelo autor.

Em termos quantitativos, essa alteração nas fronteiras do sistema, quando utilizado o método SE-EOL, mostra que o sistema PRODUTOR apresenta os maiores impactos ambientais para a maioria das categorias de impacto, exceção à acidificação terrestre, cujos valores são muito próximos. Deste modo, o sistema RECICLADOR é beneficiado, pois a maior parte dos encargos ambientais é atribuída ao sistema PRODUTOR, e este, mesmo atenuado dos impactos evitados da produção de papelão de fontes virgens, ainda assim apresenta valores mais altos. Quando alterado o procedimento de alocação para o método SE-REC, a redução dos impactos do sistema RECICLADOR fica mais acentuada, pois acresce a este, um crédito por evitar determinado tratamento de resíduos, que antes era necessário ao sistema PRODUTOR.

Analisando os *trade-offs* dos impactos entre os sistemas para a categoria mudanças climáticas, percebe-se que o processo de reciclagem (R1) e coleta (C1) acaba sobrecarregando o sistema PRODUTOR quando utilizado o método SE-EOL. Estes processos emitem 235 kg CO₂ eq., enquanto os benefícios atribuídos pelo impacto evitado (V'2) contabilizam 163 kg CO₂ eq. (saldo de 72 kg CO₂ eq.).

Analisando os impactos pelo método SE-REC, a redução das emissões de CO₂ eq. observadas no sistema RECICLADOR é maior

devido aos créditos do impacto evitado ($W'1$) do descarte final de resíduos que aconteceria no sistema PRODUTOR, caso o papel não fosse reciclado. Embora neste método de alocação o sistema RECICLADOR assuma os impactos da reciclagem e da coleta (235 kg CO₂ eq.), o impacto evitado representa uma redução de 277 kg CO₂ eq., resultando em um saldo final das emissões de -42 kg CO₂ eq.

Na comparação entre SE-EOL e SE-REC é possível afirmar que (-) V2 na Figura 14 surte efeito mais positivo para o PRODUTOR do que a simples retirada de (+) $W'1$, sendo que a recíproca não é verdadeira para o RECICLADOR. Neste, evitar o $W'1$ representa melhor resultado do que não necessitar mais realizar o processo V'2. Este tipo de comportamento acaba por representar um ponto crítico na ACV de ciclo aberto, abrindo margem para que PRODUTORES e RECICLADORES acabem por realizar uma dupla contagem ou mesmo atribuam uma lacuna na contabilização de encargos ambientais.

A principal vantagem de qualquer forma de expansão do sistema (substituição), é a modelagem dos efeitos indiretos de um sistema de produto para os demais, proporcionando uma abordagem mais abrangente dos efeitos do ciclo de vida do material (AZAPAGIC e CLIFT, 1999; EKVALL, 1999, 2000; EKVALL e WEIDEMA, 2004). No entanto, esse tipo de procedimento acaba aumentando a complexidade do estudo, uma vez que são necessários dados adicionais, que conseqüentemente adicionam incertezas aos resultados da ACV devido às simplificações que são realizadas com o intuito de tornar o método aplicável (AZAPAGIC e CLIFT, 1999; EKVALL, 1999; TILLMAN et al., 1994). Outra desvantagem associada aos métodos de substituição está na possibilidade de violações dos balanços de massa, permitindo dupla contagem caso não sejam aplicados corretamente (GAUDREULT, 2012).

II.3.2.2 Procedimento de alocação por massa

As fronteiras do sistema para o método de alocação em massa abrangem todo o sistema avaliado, uma vez que não trabalha em nível de produto, mas sim de material. Para analisar os resultados deste método, destaca-se que a escolha pelas UF neste estudo acabam sobrecarregando o sistema RECICLADOR. Esse pressuposto é justificado pela adequação dos fluxos de referência para contabilizar os impactos da cadeia como um todo, considerando ambos os sistemas de produtos (item II.2.1).

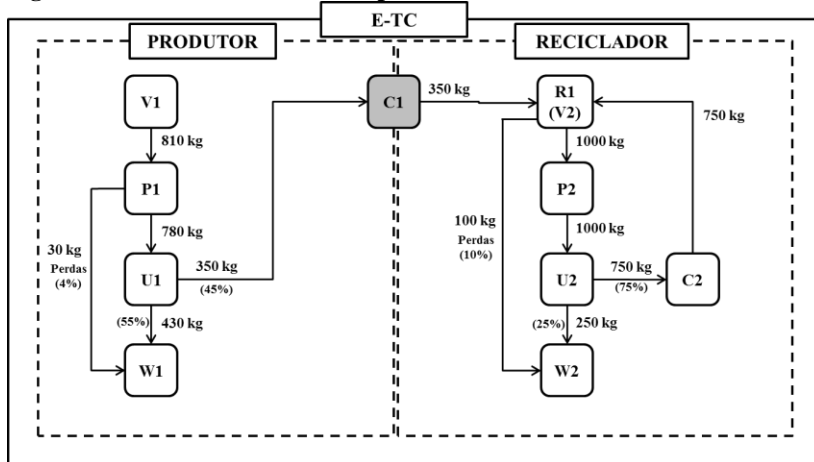
Conforme mencionado por Gaudreault (2012) a principal vantagem deste método é reconhecer as relações entre os produtos

virgens e os reciclados (visto que todos os produtos compartilham todas as cargas do sistema), e ainda que o produto reciclado não existiria se o produto virgem não fosse fabricado (CURRAN, 1996). No entanto, o método MASS não leva em conta as reações do mercado quanto às mudanças nos fluxos de material recuperado do sistema de produto estudado (EKVALL e FINNVEDEN, 2001). Assim como nos métodos de expansão do sistema, o fato do método englobar todos os sistemas para a contabilização dos impactos ao longo do ciclo de vida dos dois sistemas aumenta a complexidade do estudo, devido à necessidade de dados adicionais, embora tenha a vantagem de apresentar os impactos ambientais específicos para cada um dos sistemas de produto.

II.3.2.3 Procedimentos de alocação econômica

Devido à possibilidade de variação nos procedimentos de alocação econômica, percebe-se que as fronteiras do sistema podem ser alteradas. No caso da alocação econômica pela abordagem de transição, calculada em nível de processo (nesse caso a transição foi considerada na coleta), as fronteiras ficam bem definidas entre os sistemas de produto. Essas definições são muito semelhantes ao método CUT, a diferença é que o processo de coleta (C1) fica entre as duas fronteiras, como pode ser observado na Figura 16, sendo alocado pelo fator econômico.

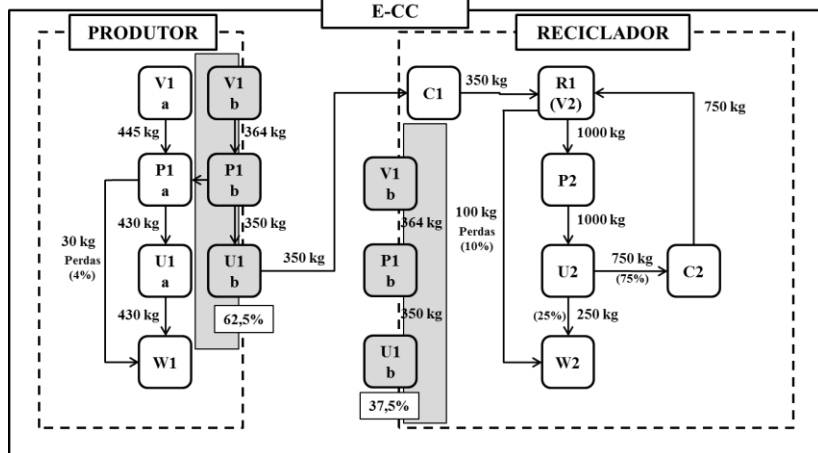
Figura 16 – Fronteiras do sistema para E-TC.



Fonte: elaborado pelo autor.

No caso da alocação econômica com a abordagem de coproduto, as fronteiras são mais complexas, pois alguns processos do PRODUTOR são fragmentados e então alocados entre PRODUTOR e RECICLADOR. Neste método os processos que constituem inicialmente a fronteira do sistema PRODUTOR são divididos em dois (a e b), e então a fração “b” é alocada entre os dois sistemas. Na Figura 17, destacado em cinza, podem ser observados os processos fragmentados (V1a e V1b, P1a e P1b, e U1a e U1b), destes, os processos V1b, P1b e U1b são os processos alocados entre os dois sistemas.

Figura 17 – Fronteiras do sistema para E-CC.



Fonte: elaborado pelo autor.

O método E-TC atua em nível de processo, e desta maneira aloca somente o processo de coleta entre os sistemas, por isso que os resultados são bem semelhantes ao método CUT, portanto, por mais que existam flutuações nos preços, o processo de coleta (C1) que representa 2%, 9%; 4%; 6% e 0% dos impactos de mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, formação de oxidantes fotoquímicos e uso do solo, respectivamente, não exerce grande influência na alocação entre PRODUTOR e RECICLADOR. Portanto, em condições semelhantes, o método CUT pode ser mais aplicável que o E-TC, uma vez que fornece resultados similares com menor esforço matemático (sem fator de alocação). Porém, é importante destacar que tanto o método CUT, quanto os métodos econômicos, não trabalham em

nível de cascata, deixando de lado os impactos da produção de matéria-prima virgem (exceto E-CC), e da disposição final do material.

Já no método E-CC, diferente de como acontece com o método E-TC, por considerar um valor agregado desde a origem para então tratar o resíduo como um coproduto, acaba alocando inclusive P1, que em princípio não se alocaria em nenhum dos níveis considerados para alocação de ciclo aberto. Aplicando o método E-CC o RECICLADOR carrega uma carga menor dos impactos para quase todas as categorias de impacto, exceção às mudanças climáticas. O menor impacto associado ao RECICLADOR, mesmo quando aplicado o método E-CC, se justifica pelo alto impacto gerado pelos processos exclusivos do sistema PRODUTOR.

Entretanto, analisando a Figura 17, percebe-se que além do método não alocar em nível de cascata, somente os impactos do PRODUTOR são divididos, por sua vez, o RECICLADOR, além de assumir todo o seu impacto, ainda assume uma fração do impacto do PRODUTOR.

O uso de alocação econômica é controverso na literatura. Os defensores deste procedimento justificam seu uso, afirmando que o valor de mercado do produto reflete as razões econômicas subjacentes à sua produção, e que essas razões determinam como coprodutos são utilizados (JOLLIET, SAADÂE e CRETТАZ, 2005). Em outras palavras, a alocação econômica é justificada pela carga ambiental de um processo ser uma consequência do valor que este produto gera para a sociedade. No entanto, a alocação econômica oferece resultados que variam ao longo do tempo devido a flutuações no valor dos produtos, que podem ter efeitos significativos nos resultados da ACV (GUINÉE, HEIJUNGS e HUPPES, 2004), ainda mais no mercado de reciclagem onde as variações de preço tendem a ser mais sensíveis.

Alguns dos problemas relacionados a aplicação desse procedimento em nível de coproduto têm sido descritos por Gaudreault (2012): (i) é necessário que sejam conhecidos os valores econômicos de todos os produtos do ciclo de vida; (ii) o método assume que todos os processos do sistema PRODUTOR, com exceção da disposição final, são compartilhados entre o PRODUTOR e o RECICLADOR. Este pressuposto contraria um consenso estabelecido na literatura, na qual somente os processos relacionados com a produção e processamento da matéria-prima virgem devem ser compartilhados entre os diversos sistemas de produtos (EKVALL e TILLMAN, 1997; ISO, 2006b; JOLLIET, SAADÂE e CRETТАZ, 2005).

II.3.2.4 Procedimento de alocação pelo método de corte

As fronteiras para o método CUT foram apresentadas na Figura 7. Esse método simplesmente “corta” os sistemas de produto, não distribuindo os impactos multifuncionais entre os sistemas. Cada sistema é responsabilizado pelos impactos que causa de forma direta.

O método de corte é o método mais simples de ser aplicado (BAUMANN e TILLMAN, 2004; EKVALL e TILLMAN, 1997; WERNER, 2005). Frischknecht (2010) argumenta que no método de corte os impactos ambientais estão estritamente relacionados com o produto que lhes causa, independentemente de qualquer reutilização futura potencial dele.

II.3.2.5 Procedimento de alocação pelo método 50/50

Para o método 50/50 fica difícil de definir as fronteiras do sistema de forma gráfica, em todo caso elas seriam as fronteiras apresentadas na Figura 7, porém com os impactos dos processos em cinza divididos na mesma proporção (50/50) entre PRODUTOR e RECICLADOR.

Analisando os resultados deste método, o fato de ambos os sistemas assumirem 50% das cargas ambientais nos processos multifuncionais, para este estudo de caso, faz com que o sistema RECICLADOR carregue mais impacto, uma vez que, os processos responsáveis por grande parte dos impactos do PRODUTOR são divididos ao meio, e repassados ao RECICLADOR. Embora também sejam atribuídos os impactos gerados pelos processos multifuncionais do RECICLADOR para o PRODUTOR, esses possuem cargas ambientais menores.

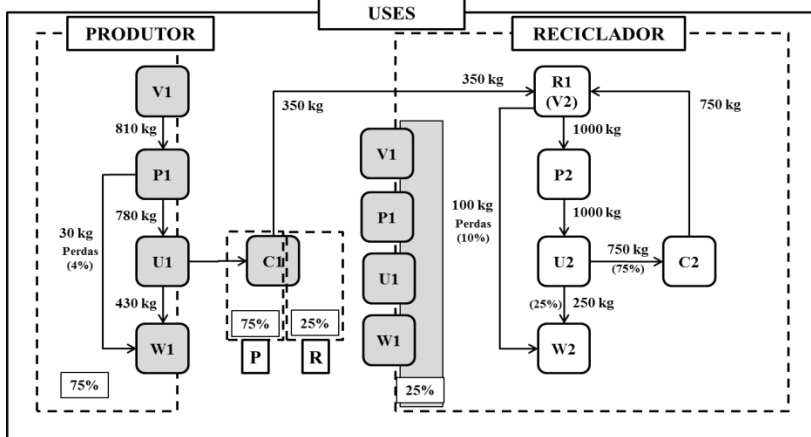
O método 50/50 possui a desvantagem de exigir dados externos ao sistema de produto em análise, embora demande menos dados que outros métodos, por exemplo, o MASS. O fato de ter um fator de alocação fixo 50:50 garante que se estabeleçam corretamente os balanços de massa, evitando dupla-contagem. Porém, como anteriormente discutido, dependendo dos sistemas de produtos, um sistema poderá ser privilegiado (repassando grande parte dos seus impactos).

II.3.2.6 Alocação pelo método do número de usos subsequentes

Assim como no caso do método E-CC, as fronteiras do sistema do método USES também são relativamente complexas. Tendo em vista a Figura 18, é possível entender melhor as relações realizadas pelo método. Além das fronteiras do sistema, outra coisa que assemelha o

método USES com o método E-CC, é o fato de alocar os impactos do sistema PRODUTOR para o sistema REICLADOR (incluindo também o processo de produção P1). A diferença está no fato de o método USES trabalhar com todo o impacto do PRODUTOR para ser alocado (não faz as divisões V1a e V1b, por exemplo) diferente do método E-CC, utilizando as perdas do sistema ao longo do tempo para calcular o fator de alocação.

Figura 18 – Fronteiras do sistema para USES.



Fonte: elaborado pelo autor.

Por considerar o número de vezes que o material será reutilizado, uma fração dos impactos do PRODUTOR é repassada ao REICLADOR, que quanto mais vezes conseguir utilizar o material, maior fração assumirá dos impactos. Neste estudo de caso, estimou-se que a celulose produzida em V1, depois de usada pelo sistema PRODUTOR, pode ser reutilizada 3,8 vezes em P2 (Equação 15).

Os resultados demonstraram que este método transfere de maneira considerável os impactos do PRODUTOR para o REICLADOR. Essa característica faz com o sistema REICLADOR carregue uma parcela maior das emissões com potencial de causar as mudanças climáticas quando comparado ao sistema PRODUTOR.

Para se aplicar o método USES é necessário a obtenção de informações que permitam estimar o número de usos do material antes que ele seja disposto (W2). A obtenção dessa informação é menos dispendiosa do que as informações necessárias para os métodos SE-EOL, SE-REC e MASS (GAUDREAU, 2012). Outra desvantagem

do método é que ele não considera as reações do mercado e/ou as alterações nas entradas e saídas de material recuperado do sistema de produto estudado (EKVALL e FINNVEDEN, 2001). Além disso, o Relatório Técnico 14049 (ISO, 2000) que apresenta o método USES, não menciona como alocar os processos de reciclagem, o que sugere que esses processos devem ser totalmente atribuídos aos produtos que utilizam o material recuperado. De forma implícita pode-se supor que estes processos são necessários para tornar a qualidade do material suficientemente grande para permitir a fabricação do produto.

II.3.3 AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE ALOCAÇÃO

Chen et al. (2010) afirmam que os procedimentos de alocação por massa ou por valor econômico são preferíveis à métodos de expansão do sistema, devido ao fato de esses não assegurarem uma coerência entre diferentes estudos de ACV. Como vantagem do método de alocação por massa os autores citam o fato de ser constante ao longo do tempo, em contra partida, como avaliaram diferentes tipos de cimentos, estes possuíam diferentes coprodutos com grandes massas, o que acabou por comprometer os resultados. Como alternativa utilizaram o método de alocação econômica, mas deixando claro, o agravante da oscilação dos preços ao longo do tempo. Concluindo então que nenhum método é incontestável, sendo a escolha de responsabilidade do praticante de ACV.

Na mesma linha de raciocínio Shen, Worrell e Patel (2010) ao avaliaram a reciclagem de garrafas PET aplicaram três métodos de alocação: método de corte, alocação econômica e expansão do sistema. Para o método de corte os autores citam a facilidade de aplicação e o fato de não ser necessário conhecer nenhum dado de fora do sistema de produto investigado. A contra partida é a simplificação do “ciclo de vida”. Para o método de alocação econômica é destacado a dificuldade de obtenção de dados dos modelos econômicos, agravados pela flutuação dessas informações. Por fim, mencionam o método de expansão do sistema como sendo vantajoso por “evitar a alocação”, porém, isso acaba acrescentando dificuldade na aplicação ao exigir dados de outros sistemas de produto.

A partir dos resultados encontrados no estudo de caso da cadeia de papel e celulose e no trabalho realizado por Gaudreault (2012), é possível realizar uma análise comparativa entre os métodos de alocação para reciclagem, apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 – Comparativo dos procedimentos de alocação.

Método	Prós	Contras
SE-EOL	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil aplicação 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer dados adicionais (acrescenta incertezas) • Não garante balanço de massa
SE-REC	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil aplicação 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer dados adicionais (acrescenta incertezas) • Não garante balanço de massa
MASS	<ul style="list-style-type: none"> • Reconhece a relação intrínseca entre PRODUTOR e RECICLADOR • Garante o balanço de massa 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer dados adicionais (acrescenta incertezas)
E-TC	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável para todas as situações de alocação (inclusive energia) 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer dados econômicos (susceptíveis a oscilações de mercado) • Não garante balanço de massa
E-CC	<ul style="list-style-type: none"> • Aplicável para todas as situações de alocação (inclusive energia) • Reconhece a relação intrínseca entre PRODUTOR e RECICLADOR 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer dados econômicos (susceptíveis a oscilações de mercado) • Não garante balanço de massa • Requer dados adicionais (acrescenta incertezas)
CUT	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil aplicação 	<ul style="list-style-type: none"> • Não reconhece a relação intrínseca entre PRODUTOR e RECICLADOR
50/50	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil aplicação 	<ul style="list-style-type: none"> • Não reconhece a relação intrínseca entre PRODUTOR e RECICLADOR
USES	<ul style="list-style-type: none"> • Reconhece a relação intrínseca entre PRODUTOR e RECICLADOR 	<ul style="list-style-type: none"> • Requer dados adicionais (acrescenta incertezas)

Fonte: adaptado de Gaudreault (2012)

II.4 CONCLUSÕES

Os resultados do estudo de caso demonstraram a existência de variações e potenciais inversões de desempenho ambiental que ocorrem em um estudo de ACV, em função, tanto da aplicação de diferentes procedimentos de alocação para solucionar os processos multifuncionais, quanto das categorias de impacto que foram avaliadas. Essa característica acrescenta incerteza aos resultados, colocando em evidência a efetividade e abrangência dos estudos de ACV. Um dos motivos para tais incertezas relacionadas aos procedimentos de alocação se encontra nas alternâncias das fronteiras dos sistemas que foram analisados em conjunto.

Assim, se for realizado o questionamento: na cadeia de papel e celulose estudada aqui, qual o sistema de produto assume a maior parte dos impactos? A resposta estará sujeita a determinação de qual método de alocação será utilizado. Exemplificando, se o estudo for alocado por MASS ou 50/50, considerando as 5 categorias de impacto, o sistema que assumirá a maior parcela é o RECICLADOR. Agora, se esse impacto fosse avaliado somente em termos de mudanças climáticas, além dos métodos MASS e 50/50, os métodos E-CC e USES também indicariam o sistema RECICLADOR como o detentor da maior parcela dos impactos. Por outro lado, caso fossem utilizados os métodos SE-EOL, SE-REC, E-TC, CUT ou USES, a maior parte dos impactos da cadeia seriam destinadas ao sistema PRODUTOR.

Outra conclusão interessante para este estudo foi que os métodos E-TC e CUT apresentam resultados similares. Deste modo, pode-se concluir que quando a alocação econômica for realizada no nível de processo, e esse processo for considerado a coleta (a outra opção é o processo de reciclagem), e caso o impacto da coleta seja relativamente pequeno quando comparado ao sistema como um todo, sugere-se o uso do método CUT, que é mais fácil de ser aplicado, e fornecerá resultados semelhantes.

É importante ressaltar que não é porque um método de alocação atribui certos impactos para um sistema de produto para determinada categoria de impacto, que isso acontecerá para as demais categorias analisadas, ou seja, não há uma relação direta entre procedimentos de alocação e as categorias de impacto.

Por fim, esta parte da pesquisa ressalta a necessidade de se definir corretamente qual método de alocação se aplicar em estudos de ACV, especialmente quando apresentam processos de reciclagem em ciclo aberto.

CAPÍTULO III. ANÁLISE MULTICRITÉRIO

III.1 INTRODUÇÃO

Tendo em vista a contextualização dessa pesquisa e o que foi exposto no CAPÍTULO II, esse capítulo apresenta uma opção para responder a segunda pergunta de pesquisa (2. Como selecionar/justificar a escolha do método de alocação?). Essa opção baseada num método de análise multicritério é fundamentada na relação entre MCDA e ACV que tem se destacado em estudos de ACV publicados. A maioria das aplicações de MCDA tem sido na linha de ponderação das categorias de impacto (BENOIT e ROUSSEAU, 2003; METTIER e SCHOLZ, 2008; MYLLYVIITA et al., 2012; MYLLYVIITA, LESKINEN e SEPPÄLÄ, 2013; SOARES, TOFFOLETTO e DESCHÊNES, 2006). Outros trabalhos utilizaram as duas metodologias (MCDA e ACV) para avaliar a gestão de resíduos sólidos urbanos (ANTONOPOULOS et al., 2014; CONTRERAS et al., 2008), alternativas sustentáveis para processos energéticos (REN et al., 2015; VON DODERER e KLEYNHANS, 2014), avaliações econômicas (DE FELICE, CAMPAGIORNI e PETRILLO, 2013) e pegada de carbono (YUE et al., 2014).

A ACV tende a ser um método adequado para fornecer dados de desempenho ambiental, porém, em algumas de suas etapas, diferentes alternativas de execução podem parecer viáveis, evidenciando assim um problema de tomada de decisão. Para superar esse empecilho, métodos adicionais podem ser necessários para auxiliar os interessados a determinar as preferências para solução de tal problema (VON DODERER e KLEYNHANS, 2014). A análise multicritério é um desses instrumentos de avaliação, que visa auxiliar nesse processo de tomada de decisão, contando com uma gama de métodos que tem sido proposta na literatura.

Cinelli, Coles e Kirwan (2014) avaliaram cinco métodos para MCDA (MAUT, AHP, PROMETHEE, ELECTRE e DRSA) segundo dez critérios pré-estabelecidos (significado dos pesos, grau de compensação, tratamento de incertezas/sensibilidades, robustez, suporte de software, facilidade de uso, etc.) e concluíram que de forma geral todos preencheram a maioria dos requisitos (embora, em graus diferentes). Como a utilização desta análise multicritério é voltada para diferentes tipos de stakeholders, que provavelmente não conhecerão os métodos, definiram-se os critérios “facilidade de compreensão” e “facilidade de aplicação” como os mais relevantes para a aceitação desta proposta. Essas “vantagens” foram atribuídas pelos autores para os

métodos DRSA e AHP, sendo o ELECTRE considerado o método mais complexo.

De modo similar, Vilas Boas (2006) também realizou uma avaliação de métodos MCDA. Após um refinamento prévio, a autora abordou com maior profundidade os métodos AHP, MAUT e ELECTRE que foram avaliados à luz dos critérios: consistência, lógica, transparência, facilidade de uso, publicações, tempo de processo, suporte de software, etc. Assim, a autora concluiu que o método mais adequado para seus objetivos era o método AHP, citando seus principais atributos:

- Processo de decisão estruturado que pode ser documentado e repetido;
- Aplicável a situações que envolvem julgamentos subjetivos;
- Utiliza tanto dados quantitativos quanto qualitativos;
- Provê medidas de inconsistência das preferências;
- Há ampla documentação sobre suas aplicações práticas na academia;
- Apresenta aplicação adequada para grupos de decisão.

Em seu estudo relacionado à sustentabilidade de sistemas de bioenergia, Von Doderer e Kleynhans (2014) aplicaram o método AHP para a tomada de decisão, mencionando-o como um dos métodos MCDA mais comumente aplicados e aceitos, caracterizado pela sua simplicidade e abrangência. Esse é apenas uma referência entre tantas outras que tem relacionado sustentabilidade, avaliação do ciclo de vida, análise multicritério e o método AHP (ANTONOPOULOS et al., 2014; CHAN, WANG e RAFFONI, 2014; CINELLI, COLES e KIRWAN, 2014; CONTRERAS et al., 2008; CZINER, TUOMAALA e HURME, 2005; HOSSEINIJOU, MANSOUR e SHIRAZI, 2013; MYLLYVIITA, LESKINEN e SEPPÄLÄ, 2013; REN et al., 2015; VAIDYA e KUMAR, 2006; VON DODERER e KLEYNHANS, 2014; YUE et al., 2014).

Dessa forma, optou-se pela seleção do método AHP para auxiliar a tomada de decisão relacionada à escolha do método de alocação a ser utilizado em estudos de ACV que envolvem processo de reciclagem em ciclo aberto.

III.2 MÉTODO MULTICRITÉRIO

Uma vez que o procedimento para escolha do método de alocação será o método de análise multicritério AHP, a metodologia a ser aplicada respeita basicamente os passos do próprio método, que foram propostos por Thomas Saaty (SAATY, 1987, 1990).

Conforme mencionado no CAPÍTULO I, o método consiste de algumas etapas específicas, que promovem o “desmembramento” do problema o qual se pretende tomar a decisão em fragmentos menores, criando uma hierarquia. De forma resumida, esta hierarquia é representada por três níveis: objetivos (decidir pela melhor opção), critérios (definidos para que sejam contrapostas as diversas opções) e alternativas (as próprias opções ou cenários). Inicialmente define-se o objetivo da análise. Em seguida definem-se os critérios que sejam condizentes com o objetivo, e então eles podem ser avaliados aos pares pelos stakeholders. Feito isso, definem-se e avaliam-se as opções para solucionar o problema (alternativas) à luz de cada critério. Por fim, agregam-se as informações para obtenção do resultado final, resultado este, que ainda pode ser avaliado por meio de uma análise de sensibilidade.

Dessa forma, o problema definido é: SELECIONAR UM MÉTODO DE ALOCAÇÃO A SER APLICADO EM UM ESTUDO DE ACV QUE ENVOLVA PROCESSOS DE RECICLAGEM EM CICLO ABERTO. Os processos de definição e ponderação dos critérios e das alternativas são descritos a seguir.

III.2.1 CRITÉRIOS

Os critérios para estruturar o problema de pesquisa foram baseados nos estudos de: Allacker et al., (2014) que analisaram como os impactos ambientais em processos de produção de materiais secundários e de recuperação de fim-de-vida são modelados do ponto de vista do ciclo de vida; Ramírez (2009) que avaliou métodos de alocação utilizados em ACV; e de Cinelli, Coles e Kirwan (2014) que analisaram o potencial de métodos de análise multicritério para avaliação de sustentabilidade.

Os critérios definidos foram:

- **C1 – Não exigir dados externos ao sistema de produto:** dados que ultrapassam as fronteiras do sistema podem ser de difícil obtenção, e ainda acrescentarem incertezas ao estudo;
- **C2 – Não exigir dados econômicos:** além da dificuldade em se obter esse tipo de informação, a flutuação dos valores de

mercado ao longo do tempo pode agregar incerteza ao estudo, comprometendo seus resultados;

- **C3 – Incentivar a reciclagem:** Com o foco atual de preservação de recursos naturais, considerando as diretivas da Comissão Europeia (CE), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), entre outros, a reciclagem aparece como uma importante ferramenta para preservação ambiental, possuindo papel de destaque na hierarquia de gerenciamento de resíduos sólidos e em metas de aumento de taxas de retorno a médio e longo prazo para políticas públicas ambientais. Desta forma, incentivar o desenvolvimento do mercado de reciclagem é um critério fundamentado pelas exigências legais e políticas ambientais;
- **C4 – Evitar dupla contagem:** um dos objetivos da alocação é evitar que uma dupla contagem aconteça, porém, quando se faz a análise em nível de produto e não de sistema, alguns métodos acabam permitindo que os balanços de massa finais não sejam exatos. Métodos de alocação econômica, por exemplo, cujos fatores de alocação são determinados por valores de mercado, permitem que uma fração do impacto seja “perdida” (WEIDEMA e SCHMIDT, 2010);
- **C5 – Considerar o rendimento da reciclagem:** dependendo da eficiência do processo de reciclagem, pode ser que o mesmo se torne inviável;
- **C6 – Grau de complexidade do método:** se o método for muito complexo, pode acarretar em aumento na demanda de tempo, de recursos, etc., e ainda dificultar o processo de transparência na divulgação dos resultados.

Esse número de critérios (seis) foi definido seguindo a recomendação do desenvolvedor do método AHP. Teoricamente, quanto mais critérios envolvidos no processo de tomada de decisão melhor, pois mais variáveis seriam avaliadas. Porém, além de tornar o processo de comparações pareadas exaustivo, um número grande de critérios acaba por exigir a distribuição dos pesos em muitas partes, assim o grau de consistência das comparações fica cada vez mais sensível, podendo distorcer as prioridades relativas.

Para ponderação desses critérios, a exemplo dos estudos de Antonopoulos et al. (2014), Chan, Wang e Raffoni (2014), Contreras et al. (2008), Mettier e Scholz (2008), Myllyviita et al. (2012), Myllyviita, Leskinen e Seppälä (2013) e Soares, Toffoletto e Deschênes (2006),

organizou-se um painel de especialistas. Para este painel foram convidados pesquisadores envolvidos com ACV em todo o Brasil, tendo sido utilizados dois critérios para essa seleção. A primeira condição é que o pesquisador tenha sido membro do comitê científico de um dos eventos nacionais de ACV (Congresso Brasileiro de Gestão pelo Ciclo de Vida – CBGCV). A segunda é que tenha desenvolvido o doutorado com o tema de ACV. Considerando que o primeiro CBGCV foi em 2008 e o último, até então, em 2014, esse foi o período que delimitou também a seleção dos doutores. Essas delimitações levaram a formação inicial de um painel com 79 especialistas.

O contato com os pesquisadores foi por meio de correio eletrônico, no qual, cada um recebeu um formulário que contou com a apresentação do CICLOG, uma breve explanação do objetivo da pesquisa, um exemplo de como preencher o formulário, e por fim, o quadro a ser devidamente preenchido. O período para coleta das informações foi de 26 de Janeiro de 2015 até 31 de Março do mesmo ano. O formulário é apresentado na íntegra no Apêndice I dessa dissertação.

No método AHP, as ponderações são obtidas a partir das comparações pareadas entre todos os critérios, na qual cada critério é comparado com os demais, no intuito de se determinar um grau de importância relativa entre eles. O grau de importância é expresso por valores numéricos, cada qual com uma significância, que foram definidos por Saaty (1987) e são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Escala fundamental de Saaty.

Escala	Definição	Explicação
1	Igualmente importantes	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância pequena (moderada)	Experiência e julgamentos favorecem levemente uma atividade em relação à outra
5	Importância grande (essencial)	Experiência e julgamentos favorecem fortemente uma atividade em relação à outra
7	Importância muito grande	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação a outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza
2, 4, 6 e 8	Valores intermediários	Ponto médio entre as escalas.

Fonte: adaptado de Saaty (1987).

Para facilitar a análise pareada, faz-se o uso de uma matriz de comparações de ordem n , onde n representa o número de critérios comparados (Tabela 7). A diagonal principal dessa matriz (elementos a_{ij} com $i=j$) é composta pelo número 1, uma vez que nela se encontram as comparações entre o mesmo critério. Os demais valores (elementos a_{ij} com $i \neq j$) são baseados na escala de Saaty. Por exemplo, se o critério C3 for avaliado como sendo de extrema importância em relação ao critério C1, então o elemento a_{31} será igual a 9, e conseqüentemente, o elemento a_{13} será igual a $1/9$.

Tabela 7 – Matriz de comparações pareadas entre critérios.

	C1	C2	C3	...	Cn
C1	1	$a_{12} = 1/a_{21}$	$a_{13} = 1/a_{31}$...	$a_{1n} = 1/a_{n1}$
C2	a_{21}	1	$a_{23} = 1/a_{32}$...	$a_{2n} = 1/a_{n2}$
C3	a_{31}	a_{32}	1	...	$a_{3n} = 1/a_{n3}$
...	1	...
Cn	a_{n1}	a_{n2}	a_{n3}	...	1

Fonte: elaborado pelo autor.

Como a matriz foi preenchida por uma série de pesquisadores diferentes, era previsto que cada elemento da matriz possuísse valores diferentes, de acordo com as diversas opiniões. Esses valores foram agrupados como mencionado por Saaty (1987) por meio da média geométrica entre as diferentes opiniões.

Com a matriz preenchida, devem-se obter seus autovalores e autovetores, que são valores particulares da matriz, fornecidos pelo conjunto de informações que nela estão contidos. Para esta pesquisa essa informações foram obtidas com auxílio do software Matlab MathWorks®. O maior autovalor (λ_{max}) da matriz é utilizado para avaliar a consistência das ponderações realizadas entre os critérios. A relação de consistência (RC) é dada por:

$$RC = \frac{IC}{IRC} \quad (20)$$

Onde, IRC é um índice randômico de consistência estimado e fornecido por Saaty (1987) em função do número de critérios avaliados, apresentado na Tabela 8, e IC é um índice de consistência dado por:

$$IC = \frac{(\lambda_{max} - n)}{(n - 1)} \quad (21)$$

Tabela 8 – Índice Randômico de Consistência

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
IR	0	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Fonte: adaptado de Saaty (1987).

De acordo com Saaty (1987), a relação de consistência deve ser inferior a 10% (ou seja, menor que 0,1). Caso este valor seja maior, recomenda-se a reavaliação das comparações entre pares de critérios. Uma vez que as ponderações sejam satisfatoriamente consistentes, obtêm-se o principal autovetor da matriz (vetor de pesos), que após ser normalizado, vai fornecer o ordenamento da importância entre os critérios avaliados.

III.2.2 ALTERNATIVAS

As alternativas que satisfazem o objetivo desta pesquisa podem ser qualquer método de alocação para reciclagem em ciclo aberto. Em todo caso, os métodos escolhidos foram os mesmos aplicados no estudo de caso do CAPÍTULO II, sendo eles:

- **A1 – Expansão do sistema (crédito para produtor);**
- **A2 – Expansão do sistema (crédito para reciclador);**
- **A3 – Alocação por massa;**
- **A4 – Alocação econômica (nível de transição);**
- **A5 – Alocação econômica (nível de coproduto);**
- **A6 – Método de corte;**
- **A7 – Método 50/50;**
- **A8 – Método número de usos subsequentes.**

Cada uma destas alternativas é avaliada perante todos os critérios. Para isso optou-se pelo estabelecimento de uma escala binária a qual indica se determinado método de alocação atende a determinado critério. Se o método atende ao critério que está sendo avaliado, este recebe o valor 1 (um), caso não atenda, recebe o valor 0 (zero). Como se está trabalhando com 8 alternativas e 6 critérios, essa avaliação é representada em uma matriz de ordem 8x6.

Quando as alternativas são avaliadas perante o critério C1 (não exigir dados externos ao sistema de produto), as que não exigem recebem nota 1, as que exigem recebem nota 0. Do mesmo modo, perante o critério C2 (não exigir dados econômicos), as alternativas que não exigem recebem nota 1, as que exigem recebem nota 0.

Para as alternativas avaliadas perante o critério C3 (incentivar a reciclagem), admitindo-se que o método de alocação que incentiva a reciclagem é aquele que, na soma total dos impactos entre os sistemas produtor e reciclador, atribui o menor impacto ao reciclador, as alternativas que incentivam a reciclagem recebem nota 1, as que não incentivam recebem nota 0. É importante mencionar que esse incentivo tende a variar entre as diferentes categorias de impacto, ou seja, o sistema reciclador pode ser menos impactante para “mudanças climáticas”, porém, mais impactante para “acidificação terrestre”.

Desta forma, se fez necessário agregar todas as categorias de impacto em um único valor, conhecido como *single score*. Essa agregação consiste de uma soma ponderada das categorias de impacto por fatores de agregação. Na ausência de fatores desenvolvidos para a realidade brasileira, os fatores de agregação aplicados nessa etapa foram os propostos por Soares, Toffoletto e Deschênes (2006) em um trabalho sobre o desenvolvimento de fatores de pesos para categorias de impacto no contexto da AICV canadense.

Segundo as ponderações apresentadas pelos autores, as cinco categorias de impacto foram normalizadas e os fatores para cada categoria foram de 0,3143 para “mudanças climáticas”, 0,2263 para “depleção da camada de ozônio”, 0,1174 para “formação de oxidantes fotoquímicos”, 0,1589 para “acidificação terrestre” e 0,1831 para “uso do solo” (para maiores detalhes relacionados a estruturação da equação, ver Soares, Toffoletto e Deschênes (2006)). Assim, os *single scores* foram obtidos para cada método de alocação por meio da equação:

$$SCORE_{i,j} = 0,3143.MC_{i,j} + 0,2263.DCO_{i,j} + 0,1174.FOF_{i,j} + 0,1589.AT_{i,j} + 0,1831.US_{i,j} \quad (22)$$

Onde

$SCORE_{i,j}$ é o *single score* de impacto do sistema i utilizando o método de alocação j ;

$MC_{i,j}$ é a emissão normalizada para “Mudanças Climáticas”;

$DCO_{i,j}$ é a emissão normalizada para “Depleção da Camada de Ozônio”;

$FOF_{i,j}$ é a emissão normalizada que contribui para a categoria “Formação de Oxidantes Fotoquímicos”;

$AT_{i,j}$ é a emissão normalizada que contribui para a categoria “Acidificação Terrestre”; e

$US_{i,j}$ é a área ocupada normalizada do sistema i utilizando o método de alocação j .

Esses valores foram normalizados diretamente com o algoritmo de normalização do método ReCiPe, considerando as informações obtidas no estudo de caso apresentado no CAPÍTULO II.

Assim, quando o SCORE do PRODUTOR é maior do que o SCORE do REICLADOR, considera-se que o método incentiva a reciclagem, e então recebe nota 1, caso contrário ($\text{PRODUTOR} < \text{REICLADOR}$), a alternativa recebe nota 0.

Quando as alternativas são avaliadas perante o critério C4 (evitar dupla contagem), as que evitam recebem nota 1, as que não evitam recebem nota 0. Da mesma forma, perante o critério C5 (considerar o rendimento de reciclagem), as alternativas que consideram recebem nota 1, e as que não consideram recebem nota 0.

Por fim, perante o critério C6 (facilidade de aplicação) os métodos de alocação que podem ser diretamente aplicáveis, sem necessidade do cálculo de fatores de alocação, recebem nota 1, e as alternativas que necessitam do cálculo de um fator, recebem nota 0.

Assim, todos os critérios são avaliados como sendo positivos para os métodos, ou seja, quanto mais critérios um método satisfazer, maior será sua pontuação, e então a preferência para o seu uso.

III.2.3 AGREGAÇÃO

A agregação das informações no método AHP consiste basicamente de uma soma ponderada, obtida da multiplicação da matriz de julgamentos (alternativas) pelo vetor de pesos (critérios). Essa multiplicação resulta em um vetor que indica as importâncias relativas de cada alternativa em relação aos critérios avaliados. Para este estudo, como os critérios são positivos, quanto maior o valor dessas importâncias, melhor é a avaliação dos métodos, logo, ordenando-se as linhas desse vetor de forma decrescente obtém-se o ranqueamento entre os métodos de alocação, do “mais preferido” para o “menos preferido”.

III.2.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade consiste na variação de elementos do sistema, para que se possam observar possíveis alterações nos resultados do estudo, devido às considerações realizadas ao longo do mesmo (ISO, 2006a).

A sensibilidade das escolhas foi avaliada em duas situações. O primeiro caso consistiu da alteração da ponderação aplicada para obtenção do *single score* que foi aplicado para avaliação do grau de incentivo a reciclagem de cada método de alocação. Nesse caso, ao invés de utilizar os fatores propostos por Soares, Toffoletto e Deschênes

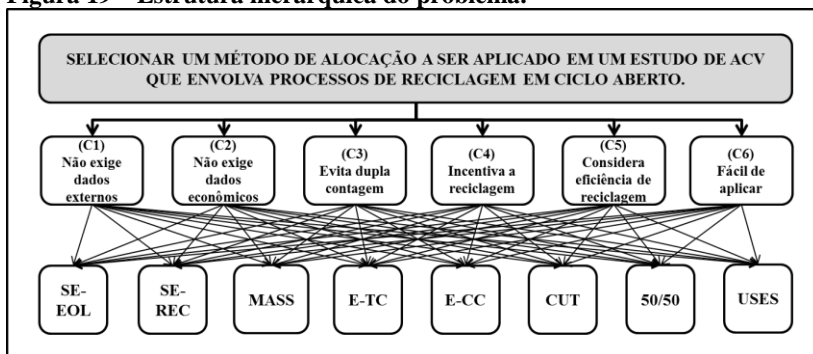
(2006), optou-se por considerar todas as categorias igualmente importantes, logo, todas receberam o mesmo peso (0,2).

No segundo caso, a análise de sensibilidade considerou a influência de cada critério no resultado final, para isso diferentes avaliações foram realizadas, omitindo-se um critério por vez.

III.2.5 ESTRUTURA HIERÁRQUICA

Com base no que foi exposto até aqui, foi possível “desmembrar” o problema na estrutura hierárquica que é apresentada na Figura 19. A qual sintetiza a problemática discutida nesse capítulo.

Figura 19 – Estrutura hierárquica do problema.



Fonte: elaborado pelo autor.

III.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

III.3.1 CRITÉRIOS PONDERADOS

Dos 79 especialistas contatados para participação na pesquisa, 31 retornaram os formulários de comparação preenchidos. A análise preliminar das respostas, antes de montar a matriz de comparação pareada dos critérios, permitiu observar algumas tendências nas preferências dos especialistas em relação aos critérios. Duas situações merecem destaque. A primeira, os critérios “não exigir dados de outros sistemas” e “não exigir dados econômicos”, sempre que comparados com outros critérios não eram considerados importantes, ou seja, os outros critérios em relação a estes foram considerados mais importantes para a grande maioria dos especialistas, essa situação indica que não existe uma preocupação com a obtenção dos dados. A segunda, o critério “evitar dupla contagem” foi considerado mais importante (em diferentes níveis) em comparação com todos os demais critérios. Esta

consideração já era esperada, uma vez que os balanços de massa fechados são uma forma de tornar os estudos de ACV confiáveis e efetivos.

A ponderação média dos critérios é apresentada na Tabela 9. Para ilustrar, toma-se o elemento a_{42} da matriz (C4 – evitar dupla contagem x C2 – não exigir dados econômicos), ao qual foi atribuído o valor 5,76, essa informação indica que na opinião média dos especialistas o critério evitar dupla contagem é mais importante/muito mais importante que o critério não exigir dados econômicos do sistema de produto avaliado.

Tabela 9 – Matriz de comparações pareadas dos critérios.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	λ_{max}	Vetor de pesos
C1	1,00	1,08	0,38	0,18	0,31	0,86	0,1327	6,76
C2	0,93	1,00	0,43	0,17	0,25	0,54	0,1163	5,93
C3	2,64	2,33	1,00	0,42	0,52	1,33	0,2826	14,40
C4	5,61	5,76	2,41	1,00	3,14	4,28	0,8269	42,14
C5	3,24	4,08	1,94	0,32	1,00	1,89	0,4092	20,86
C6	1,17	1,86	0,75	0,23	0,53	1,00	0,1944	9,91
Σ	14,59	16,11	6,91	2,32	5,75	9,90	1,9621	100,000

Fonte: elaborado pelo autor.

A consistência das ponderações apresentadas na Tabela 9 é assegurada pelo cálculo da relação de consistência. O maior autovalor obtido da matriz foi 6,095, que resultou em um índice de consistência de 0,019 e uma relação de consistência de 0,01532, menor do que o valor 0,1 sugerido por Saaty para garantia de consistência nos resultados, em outras palavras, a opinião do painel de especialistas teve aproximadamente 1% de inconsistência. Esse valor indica que os especialistas tenderam a convergir para opiniões semelhantes, o que poderia não ter acontecido neste estudo, visto que pesquisadores de todas as regiões do Brasil participaram, porém, sem ter contato uns com os outros. Outro fato que poderia ter comprometido a consistência das comparações pareadas, foi as interpretações do formulário. Da maneira como a pesquisa foi realizada, não foi possível realizar uma interação entre “entrevistador” e “entrevistado” para esclarecimento de possíveis problemas de interpretação (ainda que essa opção tenha sido deixada clara no formulário, nenhum pesquisador entrou em contato), logo, preenchimentos equivocados podem ter acontecido. Mas, todas essas incertezas foram superadas, tanto pelas opiniões semelhantes, quanto

pelo grande número de opiniões que foram compiladas (31), refletindo em um valor de inconsistência quase perfeito.

Garantida a consistência das ponderações, pode-se partir para a obtenção do autovetor obtido da matriz, também conhecido como vetor de pesos, ou ainda, vetor de prioridades. Este autovetor é apresentado na última coluna da Tabela 9. Analisando esta coluna pode-se concluir que na opinião dos especialistas o critério considerado mais importante foi “evitar dupla contagem” com 42,14% do peso total, seguido por “considerar a eficiência de reciclagem” (20,86%), “incentivar a reciclagem” (14,40%), “facilidade de aplicação” (9,91%), “não exigir dados externos ao sistema de produto” (6,76%) e por fim, “não exigir dados econômicos” (5,93%). Esses pesos evidenciam mais uma vez a despreocupação com a obtenção de dados para os estudos de ACV, e a preocupação em se manter os balanços de massa corretos.

Dentre os critérios, devido a dificuldade de obtenção de informações externas ao sistema de produto sob análise considerou-se o critério C1 relevante. De maneira similar, classificou-se a necessidade de informações econômicas da mesma forma, no qual, além de um sistema possivelmente não ter acesso aos valores de mercado dos produtos marginais, esses valores podem sofrer flutuações, o que em alguns casos pode acabar não garantindo os balanços de massa. Dessa forma, métodos que exigem dados externos ou econômicos acabaram sendo “prejudicados” por esses critérios.

No caso do critério C3, para esta pesquisa, considerou-se incentivo à reciclagem, o fato de menos impactos serem atribuídos ao sistema de produto RECICLADOR. Assim, quanto menor o impacto desse sistema, maior a importância do método. Para o critério C4, no estudo de caso, todos os métodos garantiram o balanço de massa, no entanto, destaca-se, que nem todos os estudos conhecerão os impactos dos sistemas marginais. Isso significa que, por mais que PRODUTOR e RECICLADOR apliquem o mesmo método, se os dados marginais aplicados forem diferentes, algum impacto poderá ser duplamente contabilizado, ou mesmo desconsiderado. A dupla contabilidade ou exclusão de impactos pode ocorrer quando aplicados algum dos métodos de expansão do sistema, na qual, por exemplo, PRODUTOR considera um impacto à ser evitado, enquanto RECICLADOR considera outro. Assim, por mais que os dois sistemas tenham utilizado o mesmo método, existe a possibilidade de não fechar os balanços de massa. O mesmo pode acontecer para métodos de alocação econômica. Em ambos os casos, salienta-se que as diferenças não estão associadas a erros, tanto

de método quanto de sua aplicação, mas dos diferentes pressupostos assumidos pelos especialistas em ACV.

Por outro lado, caso o método 50/50 ou então o método número de usos subsequentes sejam usados de forma independente pelos sistemas PRODUTOR e REICLADOR, o fator de alocação será o mesmo para ambos os sistemas, uma vez que são obtidos por meio do mesmo modelo, garantindo assim o balanço de massas.

No tocante ao critério de eficiência de reciclagem (C5), este pode ser fundamental para que o processo de reciclagem seja sustentável, logo um método que considera essa informação, acaba levando em conta a viabilidade desse processo. Por fim, a facilidade de aplicação (C6) sempre é um critério presente quando se avaliam modelos matemáticos, ela garante a viabilidade de execução, discussão e apresentação dos resultados.

III.3.2 AVALIAÇÃO DAS ALTERNATIVAS

A matriz binária de julgamentos é apresentada na Tabela 10.

Tabela 10 – Matriz de julgamentos.

	C1	C2	C3	C4	C5	C6
SE-EOL	0	1	1	0	0	1
SE-REC	0	1	1	0	0	1
MASS	0	1	0	1	0	0
E-TC	1	0	1	0	0	0
E-CC	0	0	1	0	0	0
CUT	1	1	1	1	0	1
50/50	0	1	1	1	0	1
USES	0	1	1	1	1	0

Fonte: elaborado pelo autor.

Observando a Tabela 10 pode-se perceber que para o critério “não exige dados externos”, os métodos de alocação E-TC e CUT são os únicos métodos que cumprem a condição, uma vez que, para aplicação dos mesmos não são necessários dados de outros sistemas de produto, e por isso receberam a nota 1. De forma semelhante, para o critério “não exige dados econômicos”, pode-se perceber que, logicamente, os métodos de alocação econômica, E-TC e E-CC, receberam a nota 0, visto que exigem este tipo de informação.

Para o critério “incentiva a reciclagem” antes de se realizar a avaliação, fez-se necessário o estudo do incentivo a reciclagem de cada

método. Para esta aplicação, consideraram-se os resultados obtidos no estudo de caso apresentado no CAPÍTULO II e os *single scores* calculados com os fatores propostos por Soares, Toffoletto e Deschênes (2006). Dessa maneira formulou-se a Tabela 11.

Tabela 11 – Incentivo à reciclagem.

Método	Produtor	Reciclador	Impacto reciclador (%)
SE-EOL	0,0741	0,0448	38
SE-REC	0,0972	0,0217	18
MASS	0,0521	0,0668	56
E-TC	0,0913	0,0275	23
E-CC	0,0769	0,0420	35
CUT	0,0882	0,0307	26
50/50	0,0643	0,0546	46
USES	0,0702	0,0487	41

Fonte: elaborado pelo autor.

De acordo com a Tabela 11, o método MASS é o único que não incentiva a reciclagem, e por isso recebeu nota 0, diferentemente de todos os outros métodos que receberam nota 1.

Para o critério “evitar dupla contagem”, levou-se em consideração a Tabela 5 (CAPÍTULO II), a qual afirma que os métodos de expansão do sistema e de alocação econômica não garantem o fechamento dos balanços de massa quando aplicados de forma isolada para o sistema PRODUTOR ou para o sistema RECICLADOR. Dessa forma, esses métodos receberam nota 0.

Para o critério “considera a eficiência de reciclagem”, o método USES, por ser o único que exige essa informação no seu modelo matemático, foi o único a receber nota 1.

Por fim, os métodos SE-EOL, SE-REC, CUT e 50/50 foram os métodos que receberam nota 1 quando avaliados frente ao critério “facilidade de aplicação”, isso porque para aplica-los não há a necessidade de se calcularem fatores de alocação, ou seja, eles são aplicados de forma direta. Para os casos de expansão do sistema, basta descontar/contabilizar os impactos evitados, enquanto que, para o método 50/50, os fatores são pré-definidos, sendo 50% para cada sistema, e por fim, o método CUT simplesmente “corta” o sistema, sem a necessidade de nenhum cálculo.

III.3.3 AGREGAÇÃO DOS RESULTADOS

Com a matriz de julgamentos das alternativas, e o vetor de pesos obtido para os critérios, foi possível montar a Tabela 12.

Tabela 12 – Matriz de julgamentos e vetor de pesos (critérios).

	C1	C2	C3	C4	C5	C6	Vetor de pesos (critérios)
SE-EOL	0	1	1	0	0	1	(C1) 6,76
SE-REC	0	1	1	0	0	1	(C2) 5,93
MASS	0	1	0	1	0	0	(C3) 14,40
E-TC	1	0	1	0	0	0	(C4) 42,14
E-CC	0	0	1	0	0	0	(C5) 20,86
CUT	1	1	1	1	0	1	(C6) 9,91
50/50	0	1	1	1	0	1	
USES	0	1	1	1	1	0	

Fonte: elaborado pelo autor.

Observando a matriz de julgamentos, pode-se perceber que é uma matriz de dimensão 8x6, enquanto que o vetor de pesos tem dimensões 6x1, dessa forma, a multiplicação entre eles resulta em uma matriz (vetor) com dimensões 8x1. Essa multiplicação matricial, nada mais é do que a soma ponderada entre os pesos dos critérios com as notas atribuídas para as alternativas. O vetor resultante dessa multiplicação é o ranking que classifica as preferências dos especialistas em relação aos métodos de alocação que foram avaliados. Vale lembrar que os valores são adimensionais, resultante da relação entre duas informações com escalas de valores diferenciadas. Esse vetor é apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 – Vetor ponderação e classificação dos métodos.

Vetor ponderação		Classificação	
SE-EOL	30	1°	USES 83
SE-REC	30	2°	CUT 79
MASS	48	3°	50/50 72
E-TC	21	4°	MASS 48
E-CC	14	5°	SE-EOL 30
CUT	79	6°	SE-REC 30
50/50	72	7°	E-TC 21
USES	83	8°	E-CC 14

Fonte: elaborado pelo autor.

Os resultados do modelo proposto apontam o método USES como preferível para o estudo de caso de papel e celulose. Esse método satisfaz dois dos critérios considerados como preferíveis pelos especialistas (C4 – evitar dupla contagem e C5 – considerar a eficiência de reciclagem). Especificamente, o critério C5 colabora de forma fundamental para essa classificação, uma vez que o método USES é o único que o satisfaz. Caso não fosse considerado esse critério, o método CUT seria o preferível em relação aos demais.

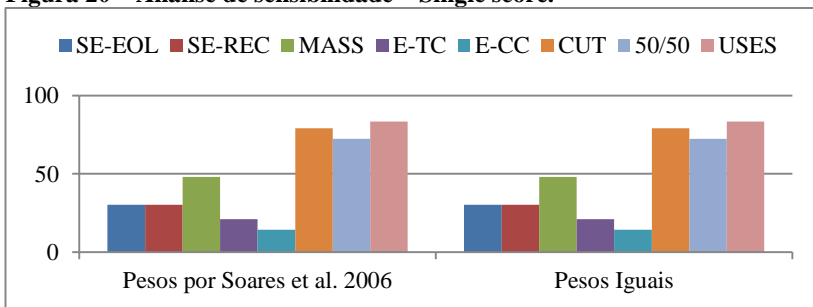
Com relação aos métodos de expansão do sistema e econômicos, a avaliação quanto ao atendimento dos critérios C4 e C5, faz com que esses métodos sejam considerados como os menos favoráveis.

Entretanto, ressalta-se que os resultados encontrados quanto à preferência ou não por determinado método, está condicionada a alguns pressupostos assumidos e às incertezas do modelo de ponderação. E, embora apontem uma tendência com base em critérios pré-definidos, a escolha do procedimento de alocação leva em consideração outros fatores, como seguir a norma (expansão do sistema é preferível – ISO 14044), experiência do especialista, especificidades do estudo de caso, entre outros.

III.3.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade na ponderação do *single score* para o critério de incentivo à reciclagem não apresentou efeitos nos resultados (Figura 20). Portanto, mesmo ocorrendo possíveis *trade-offs* entre as categorias de impacto, a escolha do método de alocação preferível não é alterada.

Figura 20 – Análise de sensibilidade – Single score.

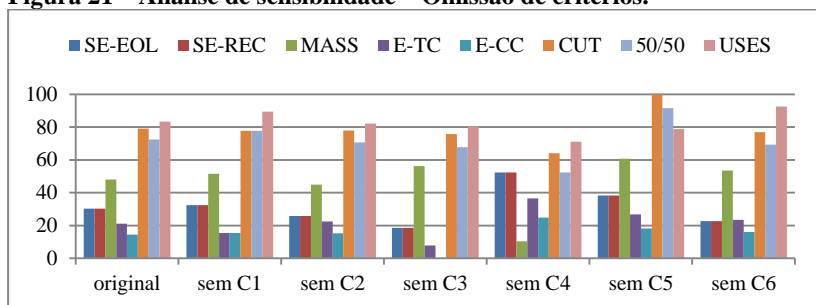


Fonte: elaborado pelo autor.

Essa variação realizada nos pesos das categorias de impacto na hora de obter o *single score*, poderia alterar os métodos que incentivam a reciclagem ou não. Porém, esse *trade-off* não foi verificado, desta forma, o método de ponderação utilizado para criação do *single score* não afeta o resultado.

Para a outra análise de sensibilidade, na primeira coluna da Figura 21 é apresentada a classificação com as considerações iniciais deste estudo, nas demais colunas, apresenta-se como fica a classificação quando cada critério é individualmente desconsiderado.

Figura 21 – Análise de sensibilidade – Omissão de critérios.



Fonte: elaborado pelo autor.

Quando se omite o critério C1 o método USES continua sendo o preferível, 50/50 que era o terceiro colocado passa a ficar empatado com o método CUT, enquanto que os demais métodos ficam com a mesma classificação. Conclui-se então que o que deixa o método CUT em 2º lugar é o fato de que ele não exige dados de outros sistemas de produto.

Para a omissão do critério C2, não houve nenhuma alteração na classificação, isso acontece pelo fato de esse critério não ter um peso tão significativo (segundo o painel de especialistas) e ser influenciável somente nos métodos econômicos (que são os piores classificados).

Embora existam algumas variações no valor da pontuação final, para a omissão do critério C3 também não houve *trade-off* na classificação, exceto pelo método E-CC que teve pontuação zero, evidenciando então, que o único critério que satisfaz esse método é o critério C3.

No tocante ao critério C4 (evitar dupla contagem), percebe-se que esse critério é o grande responsável pela pontuação do método MASS (4º), uma vez que, sem ele esse método passa a ficar mal colocado (caindo para a última posição), enquanto que os métodos SE-EOL e SE-

REC (que não garantem o balanço de massa) são privilegiados subindo para a 3ª colocação, ao lado do método 50/50. Essa grande variação se deve em especial, à importância que foi atribuída a esse critério por parte do painel de especialistas, que o consideraram o critério mais significativo dentre todos.

Com relação ao critério C5, sua colaboração foi preponderante na definição do método prioritário, isso porque o único método que considera a eficiência de reciclagem de forma direta no modelo matemático é o método USES. Desse modo, além de ser o único método a satisfazer C5, esse critério ainda foi classificado pelos especialistas como o segundo mais importante, essa combinação de “importâncias”, é a grande responsável por tornar o método USES preferível para ser aplicado em estudos de caso que lidem com reciclagem em ciclo aberto. Deste modo, os resultados são bastante sensíveis a inclusão/exclusão deste critério.

Por fim, para o critério C6, seu baixo peso relativo acaba por não interferir muito na classificação final quando omitido, uma vez que, a alteração foi no empate entre os métodos de expansão do sistema, com o método E-TC.

III.4 CONCLUSÕES

A escolha pelo método de alocação no contexto da ACV, apesar da hierarquia de recomendação das normas 14040-44, ainda é um processo decisório que leva em conta o julgamento dos especialistas em ACV. Essa decisão, em muitas situações, é baseada em uma série de fatores ponderados pelos especialistas para uma divisão ‘justa’ dos impactos entre os diferentes produtos de um mesmo processo. Neste capítulo, alguns dos critérios envolvidos nesse processo de decisão foram ponderados por um painel de especialistas, apontando convergência nas opiniões, em que foi destacada, a preferência pelo critério “evitar dupla contagem”, e a despreocupação com a obtenção de dados, tanto externos ao sistema de produto que se está avaliando, quanto econômicos.

Quanto à classificação das alternativas para realizar a alocação em processos de reciclagem em ciclo aberto, a atribuição de uma escala binária se mostrou aplicável e agregou simplicidade para compreensão do funcionamento do procedimento e também para a agregação dos resultados. A análise de sensibilidade garantiu robusteza quanto ao método de agregação de categorias de impacto para obtenção do *single score*. Porém, a omissão de determinados critérios podem ocasionar inversões no ranking do procedimento preferível, especialmente na

matriz das alternativas relativa ao critério C5 (considerar a eficiência de reciclagem).

Quanto ao ranqueamento final dos métodos de alocação, a opção preferível (USES) é apenas a última opção apontada na hierarquia de abordagens para lidar com problemas de alocação, proposta pelas normas de ACV, este fato vem ao encontro de trabalhos publicados na literatura que questionam essa hierarquia definida pela norma.

Os resultados apresentados nesse capítulo demonstram a importância de serem consideradas as diferentes opções para lidar com processos multifuncionais, destacando a justificativa pela a escolha de cada método, uma vez que, como mostrado, alguns métodos apresentam limitações para sua aplicação, o que inviabiliza, por parte do especialista, seguir as recomendações da norma.

CAPÍTULO IV. DISCUSSÃO GERAL

Diante do exposto na revisão bibliográfica, no estudo de caso e na aplicação do método AHP para escolha do procedimento de alocação, foi possível compreender e avaliar alguns dos aspectos relacionados com a abordagem de diferentes métodos de alocação para processos de reciclagem em ciclo aberto.

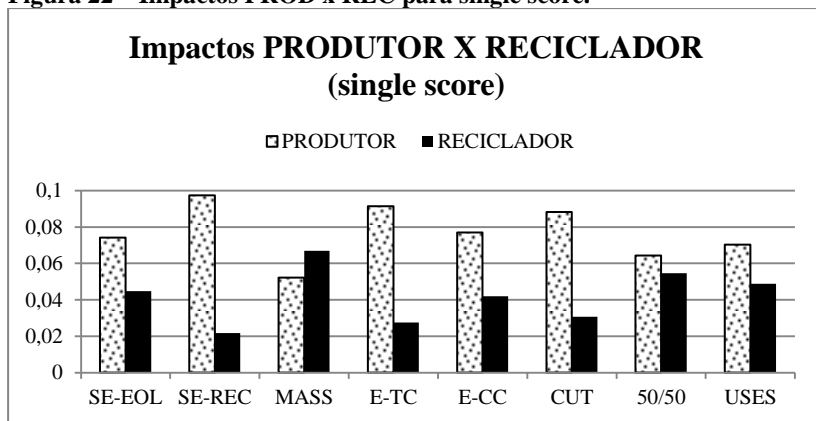
Assim, este capítulo foi pensado para compactar os assuntos abordados nos capítulos anteriores, permitindo uma análise geral de todas as informações de forma unificada.

IV.1 ESTUDO DE CASO

De uma forma geral, analisando a Figura 22, conclui-se que a grande maioria dos métodos de alocação atribuiu a menor parte dos impactos para o sistema RECICLADOR, dos quais, o que atribuiu a menor quantidade dos impactos como um todo é o “método de expansão do sistema com crédito para utilização de material recuperado (SE-REC)”, seguido do “método alocação econômica – no caso de transição (E-TC)” e do “método de corte (CUT)”, que simplesmente entrega a celulose recuperada para o RECICLADOR livre de impactos.

O único método que atribuiu os menores impactos para o sistema PRODUTOR foi o “método de alocação por massa (MASS)”, uma vez que a massa considerada para o sistema RECICLADOR foi maior do que a considerada para o sistema PRODUTOR.

Figura 22 – Impactos PROD x REC para single score.



Fonte: elaborado pelo autor.

Em todo caso, por mais que existam diversas discussões citando os aspectos positivos e negativos de cada método de alocação, e considerando tudo que foi exposto ao longo dessa pesquisa, é interessante que para apresentar o resultado de um estudo de ACV, somente um método seja escolhido, e que um ou dois métodos sejam utilizados para se efetuar uma análise de sensibilidade, conforme recomendado pela norma.

O ideal seria que as normas e documentos que regem estudos de ACV chegassem a um consenso quanto a qual método de alocação utilizar, ao menos para grupos de produtos que tem sistemas de produção semelhantes. A Comunidade Europeia, com o objetivo de padronizar metodologias para classificação de produtos verdes que circulem na Europa, tem uma iniciativa nesse sentido, mas com pouco enfoque para os métodos de alocação de impactos (CE, 2015). O mesmo acontece com as PCR's (*Product Category Rules*) desenvolvidas pelo Sistema Internacional EPD® (*Environmental Product Declaration*) (EPD INTERNATIONAL, 2015). No Brasil, exemplo desse tipo de iniciativa parte da certificação RGMat (RGMAT, 2015), entretanto, mais uma vez os métodos de alocação não são o foco. Logo, enquanto esse consenso não acontece de fato, é interessante que ao menos a ideia que foi utilizada para a escolha do método de alocação aplicado seja bem clara e justificada, como é mencionado na norma 14044 (ISO, 2006b).

Sendo assim, o estudo de caso acaba sem uma decisão final sobre quanto dos impactos dos processos multifuncionais deve ser atribuído a cada sistema de produto, uma vez que, cada método de alocação aplicado aponta para um resultado diferente. De qualquer forma, as influências nos resultados da ACV decorrentes dos métodos de alocação foram evidenciadas.

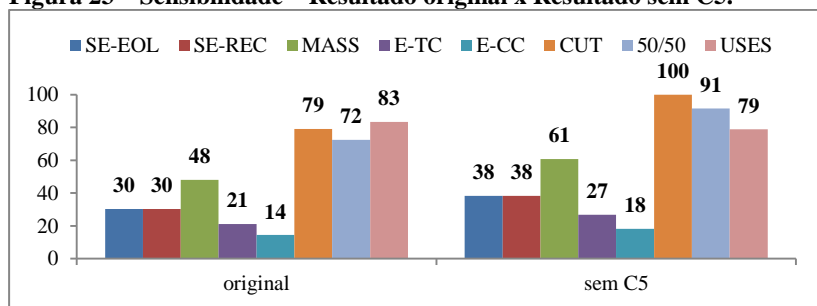
IV.2 TOMADA DE DECISÃO

Os critérios foram ponderados por um painel de especialistas e tiveram os seguintes pesos atribuídos: “evitar dupla contagem” (42,14%), “considerar a eficiência de reciclagem” (20,86%), “incentivar a reciclagem” (14,40%), “facilidade de aplicação” (9,91%), “não exigir dados externos ao sistema de produto” (6,76%) e por fim, “não exigir dados econômicos” (5,93%). Esses pesos evidenciam a despreocupação com a obtenção de dados para os estudos de ACV, e a preocupação em se manter os balanços de massa corretos. Este é um comportamento esperado, pois, dupla contagem ou ausência de dados representa uma grave falha na ACV, ao passo que coleta de dados apenas encarece o

processo (em tempo e recursos), que muitas vezes é complementado por banco de dados disponíveis no mercado.

Quando da análise de sensibilidade dos resultados finais das ponderações, o critério C5 foi o que mais influenciou na sensibilidade dos resultados. Isso se deu, devido ao seu peso (2º mais importante) e por ser um critério considerado em apenas um método de alocação (método número de usos subsequentes – USES). Desta forma, considerando que somente 1 entre os 8 métodos satisfaz esse critério e a instabilidade dos resultados frente a sua omissão, julgou-se que o critério C5 não se adequou como um bom critério para a análise multicritério realizada nas condições dessa pesquisa, até porque, por mais que a eficiência de reciclagem não seja considerada no modelo matemático de alguns métodos de alocação, essa eficiência pode ser considerada de forma indireta durante o estabelecimento do inventário do ciclo de vida. Assim o resultado foi refinado com a exclusão desse critério (Figura 23).

Figura 23 – Sensibilidade – Resultado original x Resultado sem C5.



Fonte: elaborado pelo autor.

Olhando com mais atenção para as classificações mostradas na Figura 23, percebe-se que o critério C5 realmente altera a classificação entre os três primeiros colocados (USES, CUT e 50/50), entretanto, para os demais critérios a classificação não é alterada.

De qualquer forma, considerando C5 ou não, para o estudo de caso da cadeia de papel e celulose apresentado no CAPÍTULO II, pode-se selecionar o método de alocação a ser aplicado para o resultado final.

Considerando C5, o método escolhido é o “número de usos subsequentes”. Para este método os impactos ficaram distribuídos conforme apresentado na Tabela 14.

Tabela 14 – ACV PROD x REC para o método USES.

Categoria de Impacto	Produtor	Reciclador
Mudanças Climáticas (kg CO ₂ eq.)	848	1205
Depleção da Camada de Ozônio (kg CFC-11eq.)	53,9x10 ⁻⁶	36,4x10 ⁻⁶
Acidificação Terrestre (kg SO ₂ eq.)	3,32	3,03
Formação Oxidantes Fotoquímicos (NMVOC)	3,64	3,04
Uso do Solo (m ² a)	486	250

Fonte: elaborado pelo autor.

Deste modo, o sistema RECICLADOR (caixas de papelão com celulose reciclada) acaba sendo o mais impactante da cadeia para a categoria de impacto “Mudanças Climáticas”, enquanto que, para as demais categorias, o sistema PRODUTOR (sacos de pão com celulose virgem) é definido como mais impactante.

A justificativa para a seleção do método USES é devido, principalmente, ao fato de esse método garantir os balanços de massa, considerar a eficiência de reciclagem no cálculo do fator de alocação e ainda, por não exigir dados econômicos.

Agora, quando C5 é desconsiderado, o método escolhido é o “método de corte”. Para este método os impactos ficaram distribuídos conforme apresentado na Tabela 15.

Tabela 15 – ACV PROD x REC para o método CUT.

Categoria de Impacto	Produtor	Reciclador
Mudanças Climáticas (kg CO ₂ eq.)	1130	923
Depleção da Camada de Ozônio (kg CFC-11eq.)	71,9x10 ⁻⁶	18,5x10 ⁻⁶
Acidificação Terrestre (kg SO ₂ eq.)	4,43	1,92
Formação Oxidantes Fotoquímicos (NMVOC)	4,85	1,83
Uso do Solo (m ² a)	648	88

Fonte: elaborado pelo autor.

Feita essa nova consideração, o sistema RECICLADOR acaba assumindo bem menos impactos em relação ao sistema PRODUTOR. A justificativa para a seleção do método CUT é devido, principalmente, ao fato de esse método garantir os balanços de massa, ser de fácil aplicação, não exigir dados de outro sistema de produto, nem dados econômicos e ainda, de certa forma incentivar a reciclagem, uma vez que não assume impactos do sistema PRODUTOR.

IV.3 CONCLUSÕES

A pesquisa evidenciou que uma ampla gama de métodos de alocação é utilizada e que a hierarquia de procedimentos recomendada pelas normas de ACV muitas vezes não é considerada, sendo que geralmente a escolha do método de alocação aplicado não é justificada.

Quanto às incertezas geradas pela escolha dos métodos de alocação, a aplicação de diferentes procedimentos, demonstrou que realmente ocorrem variações nos impactos que são distribuídos entre os sistemas de produtos envolvidos, evidenciando a necessidade de se apresentar uma justificativa bem fundamentada para a seleção do método a ser utilizado.

Quanto ao processo de escolha do método de alocação, a proposta de se utilizar um método de análise multicritério para a tomada de decisão apresentou boa eficiência. As ponderações realizadas pelo painel de especialistas foram consistentes colaborando para o sucesso dos resultados obtidos e podem ser considerados por estudos futuros, reduzindo o tempo necessário para aplicação do AHP para o painel de especialistas. No entanto, é importante mencionar que esse procedimento depende de várias considerações pessoais, que envolvem: uma boa estruturação de critérios que sejam condizentes com a proposta do estudo, a seleção de um método de agregação para os resultados, a qualidade das comparações pareadas, e ainda a opinião dos diferentes autores que executam essas comparações. Todas essas variáveis tendem a tornar os resultados muito sensíveis. Além disso, embora os resultados apontem uma tendência com base em critérios pré-definidos, a escolha do procedimento de alocação ainda leva em consideração outros fatores, como seguir a norma (expansão do sistema é preferível – ISO 14044), experiência do especialista, especificidades do estudo de caso, entre outros. Então se deve entender que a aplicação desse tipo de procedimento serve como uma orientação, e não como uma verdade absoluta, bem como a aplicação dos métodos de alocação aqui selecionados.

Acredita-se que o ideal seria uma padronização das normas de ACV direcionando os executores dos estudos a selecionar o método de alocação A ou B, porém, devido a complexidade do problema, entende-se que sua solução não é tão simples assim. Em um nível menor, talvez a indicação de métodos para sistemas de produto semelhantes fosse um avanço nesse sentido. Em todo caso, enquanto essas recomendações não são padronizadas, seria interessante que ao menos, mais atenção fosse dada na hora de se escolher o método de alocação à ser utilizado, justificando o motivo de tal decisão. Como solução imediata para essa

questão sugere-se atrelar ao método de alocação escolhido, uma análise de sensibilidade (com a aplicação de diferentes métodos), complementada por uma avaliação de incertezas auxiliada por procedimentos estatísticos, como proposto em Cherubini (2015).

Entretanto, diante de todos os critérios e percepções considerados nessa dissertação, como principal conclusão, recomenda-se a aplicação do método número de usos subsequentes, juntamente com os métodos de corte e 50/50 (para análise de sensibilidade), quando da necessidade de se alocar processos de reciclagem entre os diferentes produtos envolvidos.

IV.4 RECOMENDAÇÕES

Por fim, algumas recomendações para trabalhos futuros são propostas:

- Considerar variações nas taxas de coleta de resíduos que são direcionados para a reciclagem, visto que essas frações podem influenciar nos fluxos de produto da cadeia;
- Considerar a inserção de critérios diferentes dos propostos. Um possível critério seria: quanto ao nível de sistema a ser tratado o problema (por exemplo, nível de produto ou nível de cascata);
- Ponderar os critérios por meio de um painel de especialistas mais compacto, inclusive considerando o emprego da metodologia Delphi;
- Aplicar outros métodos de análise multicritério;
- Avaliar a aplicação de métodos de análise multicritério para seleção dos procedimentos de alocação de outras naturezas (processos *multi-outputs* e *multi-inputs*).

Referências Bibliográficas

ALLACKER, K. et al. Allocation solutions for secondary material production and end of life recovery: Proposals for product policy initiatives. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 88, p. 1–12, jul. 2014.

ANAP. **Associação Nacional dos Aparistas de Papel**. Disponível em: <<http://www.anap.org.br>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

ANNA STAMP, H.-J. A. Limitations of applying life cycle assessment to complex co-product systems: The case of an integrated precious metals smelter-refinery. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 80, p. 85–96, 2013.

ANTONOPOULOS, I.-S. et al. Ranking municipal solid waste treatment alternatives considering sustainability criteria using the analytical hierarchical process tool. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 86, p. 149–159, maio 2014.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 7, n. 2, p. 101–119, mar. 1999.

BARRETO, L. S. S. **Avaliação ambiental e econômica de ciclo de vida da gestão de resíduos de construção e demolição**. Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2014.

BAUMANN, H.; TILLMAN, A.-M. **The Hitch Hiker's Guide to LCA: An orientation in life cycle assessment methodology and application**. Suisse: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.: Studentlitteratur, 2004.

BENEDET JUNIOR, G. **Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida**. Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2007.

BENOIT, V.; ROUSSEAU, P. Aid for aggregating the impacts in Life Cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 2, p. 74–82, 1 mar. 2003.

BJÖRKLUND, A. E. Survey of approaches to improve reliability in lca. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 7, n. 2, p. 64–72, mar. 2002.

BORG, M.; PAULSEN, J.; TRINIUS, W. Proposal of a method for allocation in building-related environmental LCA based on economic parameters. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 4, p. 219–230, jul. 2001.

BRACELPA. **Associação Brasileira de Papel e Celulose**. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/index.php>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

BRASIL. 12305/2010. LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. . 8 fev. 2010.

BRITO, A. L. F. DE. **Protocolo de avaliação de materiais resultantes da estabilização por solidificação de resíduos**. Tese (Doutorado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2007.

CE. 2008/98/CE. DIRETIVA 2008/98/CE. . 22 nov. 2008.

CE. **The development of PEF**. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/dev_pef.htm>. Acesso em: 7 out. 2015.

CELLURA, M.; LONGO, S.; MISTRETTA, M. Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4697–4705, dez. 2011.

CHAN, H. K.; WANG, X.; RAFFONI, A. An integrated approach for green design: Life-cycle, fuzzy AHP and environmental management accounting. **The British Accounting Review**, Accounting for sustainability in production and supply chains. v. 46, n. 4, p. 344–360, dez. 2014.

CHEN, C. 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, n. 12, p. 1231–1240, out. 2010.

CHERUBINI, E. **Incertezas na avaliação do ciclo de vida: Um estudo de caso na suinocultura**. Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2015.

CHERUBINI, F.; STRØMMAN, A. H.; ULGIATI, S. Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products—A case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 11, p. 1070–1077, set. 2011.

CHEVALIER, J.; ROUSSEAUX, P. Classification in LCA: Building of a coherent family of criteria. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 6, p. 352–356, nov. 1999.

CHOMKHAMSR, K.; WOLF, M.-A.; PANT, R. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Review Schemes for Life Cycle Assessment. In: FINKBEINER, M. (Ed.). **Towards Life Cycle Sustainability Management**. [s.l.] Springer Netherlands, 2011. p. 107–117.

CINELLI, M.; COLES, S. R.; KIRWAN, K. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 138–148, nov. 2014.

CONTRERAS, F. et al. Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, n. 7, p. 979–991, maio 2008.

CURRAN, M. A. **Environmental Life-Cycle Assessment**. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1996.

CZINER, K.; TUOMAALA, M.; HURME, M. Multicriteria decision making in process integration. **Journal of Cleaner Production**, Making Progress Toward Sustainability by Using Cleaner Production

Technologies, Improved Design and Economically Sound Operation of Production Facilities. v. 13, n. 5, p. 475–483, abr. 2005.

DE FELICE, F.; CAMPAGIORNI, F.; PETRILLO, A. Economic and Environmental Evaluation Via an Integrated Method based on LCA and MCDA. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, The Proceedings of 9th International Strategic Management Conference. v. 99, p. 1–10, 6 nov. 2013.

DETZEL, A.; MÖNCKERT, J. Environmental evaluation of aluminium cans for beverages in the German context. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 1, p. 70–79, 21 fev. 2009.

DIAS, A. C.; ARROJA, L.; CAPELA, I. Life cycle assessment of printing and writing paper produced in Portugal. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 7, p. 521–528, 16 ago. 2006.

EARLES, J. M.; HALOG, A. Consequential life cycle assessment: a review. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 5, p. 445–453, 30 mar. 2011.

EKVALL, T. Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling. **Journal of Cleaner Production**, v. 7, n. 4, p. 281–294, ago. 1999.

EKVALL, T. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 29, n. 1–2, p. 91–109, maio 2000.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041—a critical review. **Journal of Cleaner Production**, v. 9, n. 3, p. 197–208, jun. 2001.

EKVALL, T.; TILLMAN, A.-M. Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, n. 3, p. 155–162, set. 1997.

EKVALL, T.; WEIDEMA, B. P. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 3, p. 161–171, maio 2004.

EPD INTERNATIONAL. **The International EPD® System**. Disponível em: <<http://www.environdec.com/en/>>. Acesso em: 7 out. 2015.

FERREIRA, J. V. R.; DOMINGOS, I.; ANTUNES, P. **Allocation of environmental loads in recycling: a model based in the qualitative value of recycled material**. In: SOCIETY OF PHOTO-OPTICAL INSTRUMENTATION ENGINEERS (SPIE) CONFERENCE SERIES. 1 fev. 2001Disponível em: <<http://adsabs.harvard.edu/abs/2001SPIE.4193..116F>>. Acesso em: 28 jul. 2015

FINNVEDEN, G.; EKVALL, T. Life-cycle assessment as a decision-support tool—the case of recycling versus incineration of paper. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 24, n. 3–4, p. 235–256, 1 dez. 1998.

FRISCHKNECHT, R. LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 7, p. 666–671, 15 jun. 2010.

GALINDRO, B. M. **Análise técnica e avaliação do ciclo de vida de culturas de produção de microalgas para biodiesel**. Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2012.

GAMAGE, G. B. et al. Life cycle assessment of commercial furniture: a case study of Formway LIFE chair. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 5, p. 401–411, 22 maio 2008.

GAUDREAULT, C. **Methods for open-loop recycling allocation in life cycle assessment and carbon footprint studies of paper products**National Council for Air and Stream Improvement, Inc., , dez. 2012. Disponível em: <http://www.ciraig.org/Calendrier/document/methods_open_loop_caroline_gaudreault.pdf>. Acesso em: 9 jun. 2015

GAUDREAULT, C.; SAMSON, R.; STUART, P. Implications of choices and interpretation in LCA for multi-criteria process design: de-

inked pulp capacity and cogeneration at a paper mill case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 17, p. 1535–1546, nov. 2009.

Global Footprint Network. Disponível em: <<http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/>>. Acesso em: 6 out. 2015.

GOEDKOOP, M. et al. **A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**: Report I: Characterisation. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet>>. Acesso em: 28 jul. 2015.

GOELLNER, K. N.; SPARROW, E. An environmental impact comparison of single-use and reusable thermally controlled shipping containers. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 3, p. 611–619, 26 nov. 2013.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G. Economic allocation: Examples and derived decision tree. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 1, p. 23–33, jan. 2004.

HOSSEINIJOU, S. A.; MANSOUR, S.; SHIRAZI, M. A. Social life cycle assessment for material selection: a case study of building materials. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 3, p. 620–645, 15 out. 2013.

HUANG, Y.; SPRAY, A.; PARRY, T. Sensitivity analysis of methodological choices in road pavement LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 1, p. 93–101, 6 jun. 2012.

ILAGAN, E. R.; TAN, R. R. Simultaneous allocation and data reconciliation procedure in life cycle inventory analysis using fuzzy mathematical programming. **Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering**, v. 6, n. 5, p. 794–800, 1 set. 2011.

ISO. 14049: Environmental management - Life cycle assessment - Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis ISO copyright office, , 2000.

ISO. 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. ISO copyright office, , 2006a.

ISO. 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines.ISO copyright office, , 2006b.

JESWANI, H. K. et al. Options for broadening and deepening the LCA approaches. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 2, p. 120–127, jan. 2010.

JOHNSON, J. X.; MCMILLAN, C. A.; KEOLEIAN, G. A. Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods. **Journal of Industrial Ecology**, v. 17, n. 5, p. 700–711, 1 out. 2013.

JOLLIET, O.; SAADÂE, M.; CRETТАZ, P. **Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan.** Suisse: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.: Lausanne, 2005.

KIM, S.; HWANG, T.; LEE, K. M. Allocation for cascade recycling system. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, n. 4, p. 217–222, dez. 1997.

KLÖPFER, W. Allocation rule for open-loop recycling in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 1, p. 27–31, mar. 1996.

KOSKELA, S. et al. Reusable plastic crate or recyclable cardboard box? A comparison of two delivery systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 69, p. 83–90, 15 abr. 2014.

KUA, H. W. The Consequences of Substituting Sand with Used Copper Slag in Construction. **Journal of Industrial Ecology**, v. 17, n. 6, p. 869–879, 1 dez. 2013.

LAURENT, A. et al. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 589–606, mar. 2014.

LÉIS, C. M. DE. **Desempenho ambiental de três sistemas de produção de leite no sul do Brasil pela abordagem da avaliação do ciclo de vida.** Tese (Doutorado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2013.

LUO, L. et al. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, n. 6, p. 529–539, 17 jun. 2009.

MARTIN, M.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. Who gets the benefits? An approach for assessing the environmental performance of industrial symbiosis. **Journal of Cleaner Production**, Special Volume: Support your future today! Turn environmental challenges into opportunities. v. 98, p. 263–271, 1 jul. 2015.

MATSUNO, Y.; ADACHI, Y.; KONDO, Y. Application of Markov Chain Model to Calculate the Average Number of Times of Use of a Material in Society. An Allocation Methodology for Open-Loop Recycling. Part 1: Methodology Development (7 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 5, p. 354–360, 20 maio 2006.

METTIER, T.; SCHOLZ, R. W. Measuring preferences on environmental damages in LCIA. Part 2: choice and allocation questions in panel methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 6, p. 468–476, 15 ago. 2008.

MIETTINEN, P.; HÄMÄLÄINEN, R. P. How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). **European Journal of Operational Research**, v. 102, n. 2, p. 279–294, 16 out. 1997.

MYLLYVIITA, T. et al. Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA). **Journal of Cleaner Production**, v. 29–30, p. 238–245, jul. 2012.

MYLLYVIITA, T.; LESKINEN, P.; SEPPÄLÄ, J. Impact of normalisation, elicitation technique and background information on panel weighting results in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 2, p. 377–386, 27 ago. 2013.

NEWELL, S. A.; FIELD, F. R. Explicit accounting methods for recycling in LCI. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 22, n. 1–2, p. 31–45, mar. 1998.

NICHOLSON, A. L. et al. **End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions** IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology, 2009. ISSST '09. **Anais...** In: IEEE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SUSTAINABLE SYSTEMS AND TECHNOLOGY, 2009. ISSST '09. maio 2009

OLSZENVSKI, F. T. **Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semi extensivo e intensivo: estudo aplicado.** Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2011.

ONU. ONU. Disponível em: <<http://nacoesunidas.org/acao/populacao-mundial/>>. Acesso em: 10 jul. 2015.

PEGORETTI, T. DOS S. et al. Use of recycled natural fibres in industrial products: A comparative LCA case study on acoustic components in the Brazilian automotive sector. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 84, p. 1–14, mar. 2014.

PELLETIER, N. et al. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 1, p. 74–86, 2015.

PEREIRA, S. W. **Análise ambiental do processo produtivo de pisos cerâmicos: aplicação de avaliação do ciclo de vida.** Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2004.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. **Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains- LCA of french and brazilian poultry production scenarios.** Tese (Doutorado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2011.

RAMÍREZ, P. K. S. **Análise de métodos de alocação utilizados em avaliação do ciclo de vida.** Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2009.

REAP, J. et al. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 4, p. 290–300, 20 maio 2008.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701–720, jul. 2004.

REN, J. et al. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 842–853, 25 mar. 2015.

RGMAT. **RGMAT**. Disponível em:
<<http://www.rgmat.com.br/index.htm>>. Acesso em: 7 out. 2015.

ROGERS, K.; SEAGER, T.; LINKOV, I. Multicriteria Decision Analysis and Life Cycle Assessment. In: LINKOV, I.; FERGUSON, E.; MAGAR, V. S. (Eds.). . **Real-Time and Deliberative Decision Making**. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. [s.l.] Springer Netherlands, 2008. p. 305–314.

RUSSELL, A.; EKVALL, T.; BAUMANN, H. Life cycle assessment – introduction and overview. **Journal of Cleaner Production**, Life Cycle Assessment Life Cycle Assessment. v. 13, n. 13–14, p. 1207–1210, nov. 2005.

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. **Mathematical Modelling**, v. 9, n. 3–5, p. 161–176, 1987.

SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **European Journal of Operational Research**, Decision making by the analytic hierarchy process: Theory and applications. v. 48, n. 1, p. 9–26, 5 set. 1990.

SANDIN, G.; PETERS, G. M.; SVANSTRÖM, M. Life cycle assessment of construction materials: the influence of assumptions in end-of-life modelling. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 4, p. 723–731, 20 dez. 2013.

SANTANA, V. M. **Análise Ambiental e Econômica de Cenários de Logística Reversa de Compressores de ar por meio da Avaliação do Ciclo de Vida**. Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2014.

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, n. 1, p. 34–52, nov. 2010.

SOARES, S. R. Análise Multicritério e Gestão Ambiental. In: **Gestão Ambiental e Sustentabilidade no Turismo**. 1. ed. Barueri - SP - Brazil: Manole Ltda., 2003. p. 1045.

SOARES, S. R.; TOFFOLETTO, L.; DESCHÊNES, L. Development of weighting factors in the context of LCIA. **Journal of Cleaner Production**, Advancing Pollution Prevention and Cleaner Production – Canada’s Contribution Advancing Pollution Prevention and Cleaner Production – Canada’s Contribution. v. 14, n. 6–7, p. 649–660, 2006.

SOUSA, S. R. **Normalização de critérios ambientais aplicados à avaliação do ciclo de vida**. Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2008.

TILLMAN, A.-M. et al. Choice of system boundaries in life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 2, n. 1, p. 21–29, 1994.

TILLMAN, A.-M. Significance of decision-making for LCA methodology. **Environmental Impact Assessment Review**, n. 1, p. 113–123, 2000.

VAIDYA, O. S.; KUMAR, S. Analytic hierarchy process: An overview of applications. **European Journal of Operational Research**, v. 169, n. 1, p. 1–29, 16 fev. 2006.

VAN DER HARST, E.; POTTING, J. Variation in LCA results for disposable polystyrene beverage cups due to multiple data sets and modelling choices. **Environmental Modelling & Software**, v. 51, p. 123–135, jan. 2014.

VILAS BOAS, C. DE L. **Modelo multicritério de apoio à decisão aplicado ao uso múltiplo de reservatórios: Estudo da barragem ro Ribeirão João Leite**. Dissertação (Mestrado)—Brasília: Universidade de Brasília, Programa de Pós Graduação em Economia, 2006.

VOGTLÄNDER, J. G.; BREZET, H. C.; HENDRIKS, C. F. Allocation in recycling systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 6, n. 6, p. 344–355, nov. 2001.

VON DODERER, C. C. C.; KLEYNHANS, T. E. Determining the most sustainable lignocellulosic bioenergy system following a case study approach. **Biomass and Bioenergy**, v. 70, p. 273–286, nov. 2014.

WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. H. Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 2, p. 192–195, 1 mar. 2010.

WERNER, F. **Ambiguities in Decision-oriented Life Cycle Inventories: The Role of Mental Models and Values**. [s.l.] Springer, 2005.

WERNER, F. et al. Post-consumer waste wood in attributive product LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 3, p. 160–172, 25 maio 2007.

YUE, W. et al. A hybrid MCDA-LCA approach for assessing carbon foot-prints and environmental impacts of China's paper producing industry and printing services. **Environmental Systems Research**, v. 3, n. 1, p. 1–9, 16 jan. 2014.

ZAMAGNI, A. et al. Main R&D lines to improve reliability, significance and usability of standardised LCA. 2009.

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

APÊNDICE I – FORMULÁRIO PAINEL

Florianópolis, 26 de janeiro de 2015.

Bom Dia Prezado Pesquisador,

Sou **Henrique de Souza Junior**, aluno de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Neste programa sou integrante do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), grupo este chefiado pelo **Professor Sebastião Roberto Soares** (meu Orientador).

Nosso grupo de pesquisa procura contribuir com o desenvolvimento da metodologia de ACV. Desta forma, minha pesquisa consiste em estudar métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto. Uma das etapas desta pesquisa consiste na consulta a especialistas para formação de um painel, com intuito de obter a opinião de cada um acerca do tema proposto.

Este painel, no qual você está sendo convidado a participar, será constituído de pesquisadores que constituíram os comitês científicos de todas as edições do Congresso Brasileiro de Gestão de Ciclo de Vida (CBGCV – 2008, 2010, 2012 e 2014), e também de Doutores que obtiveram seus títulos durante este mesmo período (2008-2014). Deste modo, inicialmente este painel abrange 78 especialistas.

Sua participação exigirá apenas alguns minutos e será fundamental para a representatividade e continuidade deste estudo.

QUANTO À PESQUISA

Sabemos que a escolha do método de alocação parte exclusivamente da decisão do executor do estudo de ACV. Porém, também sabemos que diferentes métodos de alocação podem apresentar resultados diferentes ao final do estudo. Então, qual método utilizar?

Para responder a esta questão, selecionou-se 5 métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto (estes métodos foram os que mais apareceram na revisão bibliográfica). Para comparar estes métodos serão utilizados 6 critérios, sendo eles:

I. Não exigir dados de outros sistemas de produto: Dados externos ao sistema de produto que se está trabalhando podem ser de obtenção inviável.

II. Não exigir dados econômicos: Dados econômicos do sistema de produto além de uma possível dificuldade de obtenção podem comprometer estudos consequenciais, uma vez, que valores econômicos podem ser altamente flutuantes ao longo do tempo.

III. Incentivar a reciclagem: Na ideia atual de preservação de recursos naturais e levando em consideração a hierarquia da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12305/2010) para destinação final de resíduos, a reciclagem entra como uma forte ferramenta para o uso eficiente dos recursos.

IV. Evitar dupla contagem: Tanto o sistema produtor quanto o sistema reciclador tendem a querer transferir alguns impactos um para o outro, desta forma, pode acontecer de impactos ou ganhos ambientais serem desconsiderados (ou considerados) por ambos, não fazendo justiça ao estudo de ACV.

V. Considerar o rendimento da reciclagem: O rendimento da reciclagem pode ser importante para viabilizar o processo.

VI. Ser de fácil aplicação/reprodução: A exigência de muitos cálculos e considerações para se realizar a alocação pode não ser tão interessante para os prazos definidos para o estudo.

A sua participação consistirá em ponderar esses critérios por meio do Processo de Análise Hierárquica (AHP), método desenvolvido por Saaty nos anos 80. Essa ponderação é feita comparando-se os critérios par a par, definindo-se o nível de importância que um critério tem sobre o outro segundo a escala de Saaty.

Figura 1 - Escala de Saaty. (adaptado)

Valores	Descrição	Explicação
1	Igualmente preferível	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância pequena de uma sobre a outra	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação à outra.
5	Importância grande ou essencial	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra.
7	Importância muito grande ou demonstrada	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação à outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza.

Fontes (Garber, 2002; Jasen *et al.*, 2004; Pamplona, 1999)

Com base na escala de Saaty, você deverá preencher a tabela em anexo conforme o exemplo abaixo:

Figura 2 - Exemplo de preenchimento da tabela.

ESCALA SAATY CRITÉRIOS										
	9	7	5	3	1	3	5	7	9	
não exigir dados de outro sistema					x					não exigir dados econômicos
não exigir dados de outro sistema							x			incentivar a reciclagem
não exigir dados de outro sistema	x									evitar dupla contagem

Para este exemplo, o pesquisador voluntário considera que os critérios “não exigir dados de outro sistema” e “não exigir dados econômicos” possuem a mesma importância. Já quando compara os critérios “não exigir dados de outro sistema” com “incentivar a reciclagem” o pesquisador considera o segundo critério de grande importância em relação ao primeiro. Por fim, na última comparação o pesquisador acredita que o fato de “não exigir dados de outro sistema” é de importância muito grande comparado a “evitar dupla contagem”.

Assim, segue a tabela que deverá ser preenchida por você para contribuição com essa pesquisa.

Pesquisador:	
ESCALA SAATY CRITÉRIOS	
	9 7 5 3 1 3 5 7 9
Não exigir dados de outro sistema	
Não exigir dados de outro sistema	
Não exigir dados de outro sistema	
Não exigir dados de outro sistema	
Não exigir dados de outro sistema	
Não exigir dados econômicos	
Não exigir dados econômicos	
Não exigir dados econômicos	
Incentivar a reciclagem	
Incentivar a reciclagem	
Incentivar a reciclagem	
Evitar dupla contagem	
Evitar dupla contagem	
Considerar a eficiência da reciclagem	

Por fim, este arquivo com a tabela preenchida deverá ser devolvido para o meu e-mail: henrique.junior@posgrad.ufsc.br.

É importante salientar que o nome do pesquisador não será citado em nenhum momento, mantendo-se o sigilo quanto à opinião de cada participante.

Muitíssimo obrigado a todos pela participação, com certeza ela é fundamental para a conclusão da minha pesquisa.

Peço desculpas pela tomada do seu tempo, e fico a disposição para eventuais dúvidas quanto ao preenchimento correto da tabela, ou ainda quanto à pesquisa que estou desenvolvendo.

Atenciosamente,
Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior