

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

DISSERTAÇÃO

***ANÁLISE DE MÉTODOS DE ALOCAÇÃO UTILIZADOS
EM AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA***

PAOLA KARINA SÁNCHEZ RAMÍREZ

**Florianópolis (SC)
Abril, 2009.**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ANÁLISE DE MÉTODOS DE ALOCAÇÃO UTILIZADOS EM
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

PAOLA KARINA SÁNCHEZ RAMÍREZ

Orientador: Dr. Sebastião Roberto Soares

*Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Engenharia Ambiental da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do título
de mestre em Engenharia Ambiental*

**Florianópolis (SC)
Abril, 2009.**

FICHA CATALOGRÁFICA

RAMIREZ, Paola

Análise dos Métodos de Alocação Utilizados na Avaliação do Ciclo de Vida 138p.

Avaliação do Ciclo de Vida, Análise do Inventário, Métodos de Alocação

Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Florianópolis – SC – Abril, 2009.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

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

PAOLA KARINA SÁNCHEZ RAMÍREZ

***ANÁLISE DE MÉTODOS DE ALOCAÇÃO UTILIZADOS EM
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA***

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, pela comissão formada pelos professores:

Profº Dr. Flávio Rubens Lapolli
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Profº Dr. Sebastião Roberto Soares
Orientador

BANCA EXAMINADORA

Profº Dr. Aldo Ometto – Depto. Eng. /USP- São Carlos

Profº Dr. Fernando Soares Pinto Sant'Anna

Profº Dr. Masato Kobiyama

Aos meus pais que sempre me apoiaram

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina, ao programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), aos funcionários e professores do departamento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro com a concessão de bolsa de estudos.

Ao Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares por sua orientação e por me confiar à realização deste trabalho.

Aos pesquisadores da comunidade científica internacional que colaboraram com o envio de teses e participação do painel de especialistas.

Aos colegas de mestrado e doutorado que sempre de alguma forma me auxiliaram a continuar com minha pesquisa. Ao Grupo de Pesquisa em ACV (Andreas, Rodrigo e Vamilson) pelas trocas acadêmicas. Aos amigos de reuniões gastronômicas (Angela, Anigeli, Carla, Fernanda, Marina, Lucila, Vanessa, Andreas, Rodrigo e Vamilson) pelo apoio em momentos de alegria e dos nem tanto.

A mis padres, Aurora e Jorge, por el fomento y el apoyo de mi formación, por estar presente siempre en los momentos de desánimo... A mi hermano, Jorge, y toda mi familia que se emociona conmigo a cada conquista.

Ringrazio il mio fidanzato, Marco, per la loro comprensione e l'amore.

"La radice della sapienza è amara ma il suo frutto è dolce"
(saggezza antica)

RESUMO

A alocação consiste na divisão adequada dos fatores de impacto do processo entre o produto principal e os subprodutos do sistema. A sua utilização se faz necessária quando um sistema a ser estudado apresenta um processo multifuncional que utilize uma ou mais funções para o ciclo de vida. Existem vários métodos de alocação, mas não há um consenso entre a comunidade científica, de quais métodos são mais adequados para situações específicas. Dessa forma, este trabalho objetivou identificar e avaliar métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida. Ao final da pesquisa identificou-se 26 métodos de alocação e a comparação entre eles realizou-se por meio da identificação dos seus elementos-chave e da avaliação através dos seguintes critérios: facilidade de uso, procedimentos externos, consistência na aplicação e dupla contagem de fatores de impacto. Os critérios utilizados para a avaliação foram selecionados com o auxílio de um painel de especialistas composto por pesquisadores internacionais. Após a avaliação dos métodos por meio destes critérios construiu-se um fluxograma de apoio à decisão para a orientação da escolha do(s) método(s) de alocação a ser utilizado por um consultor. Em função da avaliação dos métodos estudados neste trabalho pode-se concluir que estes são diferentes, cada qual com sua particularidade, como por exemplo, o desenvolvimento de métodos para um tipo específico de produto. Não há, portanto, um melhor método de alocação, mas sim um método mais adequado para circunstâncias pré-estabelecidas, que neste trabalho foram determinadas por meio dos critérios selecionados pelo painel de especialistas.

PALAVRAS- CHAVE: Avaliação do Ciclo de Vida. Análise do Inventário. Alocação.

ABSTRACT

The allocation is the adequate division of the environment impacts of the process between the main product and by-products of the system. Its use is necessary when the system to be studied presents a multi-functional process that uses one or more functions for the life cycle. There are many allocation methods, but, until now, it does not exist an agreement between the scientific community of which methods are more adjusted for specific situations. In this context, this work objectified to identify and to evaluate used methods of allocation in Life Cycle Assessment. In this research were identified 26 methods of allocation and the comparison between them was fulfilled by means of the identification of its element-key and the evaluation through the following criteria: external actions, procedures, consistency in the application and double counting of impact factors. The criteria used for the evaluation had been selected with the aid of a panel of specialists composed for international researchers. After the evaluation of the methods by means of these criteria it was constructed a flowchart of decision making for the allocation method to be used by a consultant. In function of the evaluation of the methods studied, in this work, each one with its particularity can be concluded that these are different, as for example, the development of methods for a specific type of product. It does not have, therefore, the best allocation method, but an adjusted method for preset circumstances, that in this work had been determined by means of the criteria selected by the panel of specialists.

KEYWORDS: Life Cycle Assessment. Inventory Analysis. Allocation.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Fases de uma ACV.....	20
Figura 2: Fracionamento do petróleo.....	26
Figura 3: Árvore de decisão para parâmetros para alocação.....	28
Figura 4: Processo multifuncional.....	29
Figura 5: Subprocessos.....	29
Figura 6: Subprocessos.....	32
Figura 7: Subprocessos.....	32
Figura 8: relação causal entre o fator de impacto e os fluxos entrantes no sistema.....	34
Figura 9: Sistema de coprodutos.....	36
Figura 10: Sistema de múltiplas entradas.....	37
Figura 11: Ciclo Fechado.....	38
Figura 12: Ciclo Aberto.....	39
Figura 13: Árvore de decisão para o tipo de procedimento de alocação em reciclagem.....	40
Figura 14: Esquema de reciclagem em cascata.....	41
Figura 15: Características de um sistema se múltiplas entradas.....	46
Figura 17: Processo elementar destilação atmosférica.....	49
Figura 16: Fluxograma da refinaria de petróleo.....	53
Figura 18: Produção de polietileno.....	57
Figura 19: Características de um sistema se múltiplas entradas.....	59
Figura 20: Características de um sistema de reciclagem de ciclo aberto.....	66
Figura 21: ELU.....	74
Figura 22: Fluxograma de reciclagem de ciclo fechado.....	75
Figura 23: Fluxograma ilustrando reciclagem em ciclo aberto.....	76
Figura 24: Fluxograma reciclagem de ciclo aberto quando as características do material reciclado altera a gestão do resíduo.....	77
Figura 25: Base de alocação.....	84
Figura 26: Esquema representativo do problema.....	84
Figura 27: Esquema do problema com valores arbitrários.....	85
Figura 28: Exemplos de casos de reciclagem.....	88
Figura 29: Sistema de reciclagem de matéria-prima primária.....	98
Figura 30: Sistema de reciclagem de material secundário.....	100
Figura 31: Ciclo de vida em estudo.....	108
Figura 32: Reciclagem de duas linhas de produção.....	111
Figura 33: Exemplo hipotético de reciclagem.....	112
Figura 34: Painel de Especialistas.....	119
Figura 35: Fluxograma de decisão de acordo com o sistema multifuncional.....	128
Figura 36: Fluxograma de decisão para o sistema de reciclagem.....	129

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Estrutura do vocábulo alocação.....	23
Tabela 2: Etimologia da palavra	24
Tabela 3: A palavra alocação em diferentes línguas.....	25
Tabela 4: dados do inventário.....	47
Tabela 5: Quantidades das emissões da refinaria considerada.....	47
Tabela 6: Propriedades das substâncias do processo elementar da refinaria proposto	50
Tabela 7: Fator de concentração de sólidos no leite.....	51
Tabela 8: Valores de AFi	52
Tabela 9: Propriedades das substâncias do exemplo do fluxograma de refinaria proposto.....	54
Tabela 10: Fatores de alocação.....	54
Tabela 11: Classificação dos parâmetros do inventário de um processo de incineração.....	61
Tabela 12: Fatores de emissão e consumo baseado na massa resíduo de solvente	61
Tabela 13: Fatores de emissão e consumo baseado no poder calorífico.....	62
Tabela 14: Fatores de emissão e consumo baseado na estequiometria.....	62
Tabela 15: Fatores de emissão e consumo baseado na massa elementar	63
Tabela 16: Coeficientes de transferência para elementos presentes na mistura de solvente residuário	64
Tabela 17: Valores numéricos	85
Tabela 18: Iteração.....	85
Tabela 19: Dados numéricos	86
Tabela 20: Calculo dos aspectos ambientais	86
Tabela 21: Variação do elemento do material de um estado a outro	89
Tabela 22: Matriz probabilística de transição	90
Tabela 23: Número médio que o material é utilizado na sociedade do estudo de caso de 1 a 5	93
Tabela 24: Matrizes $(I-A)^{-1}$ para os casos 1 a 5.....	94
Tabela 25: o número de vezes que um material virgem é usado em cada caso (de 1 a 5).....	95
Tabela 26: Uso de energia.....	103
Tabela 27: Grau de diferentes materiais.....	106
Tabela 28: elasticidade (η) de fornecimento e demanda.....	108
Tabela 29: Consumo de energia por processo.....	109
Tabela 30: Fator de impacto por processo	112
Tabela 31: Fatores de alocação para o exemplo hipotético de acordo com os métodos aplicados	112
Tabela 32: Consumo de energia por processo.....	113
Tabela 33: Preço, peso e qualidade relativa dos produtos.....	113
Tabela 34: Fatores de alocação para o exemplo hipotético de acordo com os métodos aplicados	114
Tabela 35: Métodos de alocação.....	116
Tabela 36: Compilação do questionário.....	120
Tabela 37: Avaliação dos métodos de acordo aos critérios selecionados.....	126

LISTA DE ABREVIATURAS

UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
PPGEA	Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
PNUMA	Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente
MRI	Midwest Research Institute
REPAS	Resource and Environmental Profile Analysis
SETAC	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ISO	International Organization for Standardization
PL	Programação linear
GEP	General Electric Plastics
CIT	Chalmers Industri Teknik
SCI	Steel Construction Institut
KTH	Kungliga Tekniska Hogskolan
EDIP	Integrated Product Policy in Denmark
EPS	Environmental Priority Strategies
ELU	Environmental Load Units
ELI	Environmental Load Index

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1 JUSTIFICATIVA.....	16
1.2 OBJETIVOS	18
1.2.1 Objetivo geral.....	18
1.2.2 Objetivos específicos	18
1.3 METODOLOGIA	18
1.4 ABRANGÊNCIA DO ESTUDO	19
1.5 ORGANIZAÇÃO DO ESTUDO	19
2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	20
2.1 HISTÓRICO	21
2.2 DEFINIÇÕES	22
2.3 ETIMOLOGIA de “ALOCAÇÃO”	23
3. ALOCAÇÃO	26
3.2 DIRETRIZES: NORMAS ISO 14000	27
3.3 FORMAS PARA EVITAR A ALOCAÇÃO.....	29
3.3.1 Subdivisão.....	29
3.3.2 Expansão do Sistema	31
3.4 PROCEDIMENTO DE ALOCAÇÃO	32
3.5 SISTEMAS MULTIFUNCIONAIS.....	36
3.5.1 Sistemas de Múltiplas saídas ou Coprodutos.....	36
3.5.2 Sistemas de Múltiplas Entradas.....	37
3.5.3 Sistemas de Reciclagem.....	37
4. MÉTODOS DE ALOCAÇÃO	43
4.1 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA SISTEMAS DE COPRODUTOS	46
4.1.1 – Propriedade física ou química	46
4.1.2 – Valor Econômico.....	52
4.1.3 – Programação Linear (PL).....	55
4.2 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA SISTEMAS DE MULTIPLAS ENTRADAS ...	59
4.2.1 – Propriedade física ou química	60
4.2.2 – Valor Econômico.....	60
4.2.3 – Solvente Proveniente da Indústria Química.....	60
4.3 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA SISTEMAS DE RECICLAGEM.....	65
4.3.1 – Propriedade física ou química	66
4.3.2 – Valor Econômico.....	66
4.3.3 - 50/50.....	66
4.3.4 – Tratamento Final Evitado.....	67
4.3.5– Tratamento Final Considerado	68
4.3.6 - Huppés.....	69
4.3.7 - Courante.....	69
4.3.8 – GEP.....	70
4.3.9 – Ciclo Fechado.....	71
4.3.10 – Extração da Carga.....	72
4.3.11 - Perda de Qualidade.....	73
4.3.12 - Valor Sustentável	73
4.3.13 - CIT.....	79
4.3.14 – Alocação do Uso Potencial	81
4.3.15 - Cutt-off	82
4.3.16 – Boguski	82

4.3.17 – Número de Usos Subseqüentes do Material Reciclado	83
4.3.18 - Sistema Analítico	95
4.3.19 – Disposição da Carga	96
4.3.20 - Borg & Trinius	97
4.3.21 – Grau do Material.....	104
4.3.22 – TWS Baseado no Mercado.....	107
4.3.23 – Porcentagem da Produção do Produto	109
4.3.24 – Produção de Material Virgem Evitada.....	110
4.3.25 – Exemplos de Aplicação.....	111
4.4 SÍNTESE	116
5. ANÁLISE DOS MÉTODOS DE ALOCAÇÃO	118
5.1. PAINEL DE ESPECIALISTAS	118
5.2. AVALIAÇÃO DOS CRITÉRIOS	120
5.3. AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS.....	123
5.4 FLUXOGRAMA DE DECISÃO	127
6. CONCLUSÕES	130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	132
APÊNDICE	137

1. INTRODUÇÃO

1.1 JUSTIFICATIVA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia que avalia ambientalmente um produto, bem, processo ou atividade em todas as suas etapas, desde a extração da matéria prima utilizada, passando pelos processos produtivos para a sua obtenção, transportes e utilização, até a etapa de reuso, reciclagem ou disposição final dos seus resíduos – avaliação ambiental do berço-túmulo (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 2006a). Sua regulamentação, no Brasil, é feita por meio da série de normas NBR ISO 14000, especialmente pelas normas NBR ISO 14040, NBR ISO 14041, NBR ISO 14042, NBR ISO 14043. Internacionalmente, a partir de 2006, essas normas foram aglutinadas em duas: ISO 14040 e ISO 14044.

Um dos usos da ACV por organizações é na implementação de novos produtos ou aprimoramento dos existentes, o que pode levar a uma melhoria na tomada de decisão, ao comparar, ambientalmente, processos produtivos, materiais, atividades, etc. diferentes visando à qualidade ambiental por meio da diminuição do impacto ambiental negativo do ciclo de vida do produto.

Dessa forma, a ACV se destaca como um instrumento para implementação de produtos/atividades ambientalmente sustentáveis, prevenção à poluição e redução de rejeitos. Contribui, também, para uma imagem ambientalmente mais amigável das organizações perante os consumidores e a sociedade. Os consumidores, atualmente, exercem o seu poder de compra e vêm demandando produtos sustentáveis, a ACV pode fornecer informações ao consumidor para que este possa diferenciar produtos do ponto de vista ambiental e escolher o mais amigável ao meio ambiente.

A falta de um método padrão para a realização da ACV leva, muitas vezes, à obtenção de resultados diferentes, no estudo de um mesmo produto. Dentre os fatores que podem acarretar resultados de ACV não absolutos, pode-se citar o uso de diferentes métodos de

alocação aplicados ao estudo. Esse tema, na comunidade científica internacional, ainda é considerado bastante polêmico e atualmente muito debatido. Com isso, torna-se interessante o desenvolvimento de estudos sobre métodos de alocação aplicados em ACV.

A alocação consiste na divisão adequada dos fatores de impacto do processo entre o produto principal e os subprodutos do sistema. A sua utilização se faz necessária, por exemplo, quando um sistema a ser estudado gera mais de um produto, emissão atmosférica gerada por meio de tratamento de resíduos ou ainda a reciclagem.

O Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida da UFSC iniciou suas atividades com estudos sobre avaliação do ciclo de vida em 2002, com o trabalho de mestrado de Sibeli Pereira (PEREIRA, 2004), por meio de um projeto sobre Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos Cerâmicos da Indústria de Construção Civil. Desde então, desenvolveram-se trabalhos sobre análise de sensibilidade e incertezas em Avaliação do Ciclo de Vida, Avaliação do Ciclo de Vida em Equipamentos de Desinfecção de Resíduos do Serviço de Saúde, Avaliação de Impactos Ambientais de fluidos de corte por meio da ACV e Normalização de critérios ambientais aplicados à ACV, dentre outros. Atualmente, estão em desenvolvimento: Análise Comparativa da Sustentabilidade de Cadeias Avícolas no Brasil e na França: Impactos sobre o Desenvolvimento Sustentável, Estudo Comparativo entre Diferentes Ferramentas de Gestão Ambiental: ACV, Pegada Ecológica e Pegada Carbônica, e Pertinência de Metodologias Simplificadas de Avaliação do Ciclo de Vida. Entretanto, ainda não foram realizados estudos relevantes, em nível de mestrado, sobre os métodos de alocação utilizados na avaliação do ciclo de vida de produtos. Estudos sobre este tema aconteceram apenas em monografia de conclusão de curso, orientada pelo professor Sebastião Roberto Soares e em outros trabalhos acadêmicos que envolveram pesquisadores do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida. Esse trabalho representa, portanto, uma contribuição metodológica para o Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida, à UFSC, à comunidade científica e aos usuários da ACV.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Identificar e avaliar métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida com a finalidade de gerar um fluxograma de apoio à decisão baseado em critérios selecionados por um painel de especialistas

1.2.2 Objetivos específicos

- ✓ Identificar e estudar os métodos de alocação utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida, identificando seus principais elementos;
- ✓ Definir um conjunto de critérios que permitam analisar criticamente os diversos métodos de alocação por meio de um painel de especialistas;
- ✓ Gerar um fluxograma de apoio à decisão para a escolha de métodos de alocação.

1.3 METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos deste trabalho a seguinte metodologia foi seguida:

- I. Pesquisa exploratória (descrita no capítulo 4):
 - Identificação bibliográfica dos métodos de alocação;
 - Triagem destes métodos;
 - Aplicação dos métodos para o seu entendimento;
- II. Levantamento prévio de um conjunto de critérios para avaliar os métodos de alocação identificados na pesquisa exploratória (descrito no capítulo 5 – seção 5.1);

- III. Seleção de um conjunto de critérios por meio de um painel de especialistas (descrito no capítulo 5 – seção 5.1);
- IV. Análise dos métodos estudados por meio dos critérios selecionados pelo painel de especialistas (descrito no capítulo 5 – seção 5.2);
- V. Avaliação comparativa dos métodos estudados com a geração de um fluxograma de apoio à decisão (descrito no capítulo 5 – seção 5.3).

1.4 ABRANGÊNCIA DO ESTUDO

Este estudo limita-se à análise de métodos de alocação já existentes aplicados em ACV, sem a pretensão de sugerir um novo método ou de eleger o melhor entre eles. A síntese dos métodos e um resumo de suas aplicabilidades em determinados casos de alocação já podem ser considerados um grande auxílio para os usuários da ACV.

1.5 ORGANIZAÇÃO DO ESTUDO

Este estudo está organizado em seis capítulos. No primeiro é feita uma introdução ao tema, são apresentados os objetivos do trabalho, um estudo da relevância do tema, e as justificativas para a realização deste estudo. O segundo capítulo compreende um resumo sobre ACV, estabelece algumas definições ao leitor, em seguida mostra a etimologia da palavra alocação. No terceiro, apresenta-se, a alocação na avaliação do ciclo de vida. No quarto, uma descrição dos métodos de alocação. O quinto, apresenta critérios de avaliação dos métodos de alocação e uma forma de escolher o procedimento de alocação mais adequado para determinadas situações. Finalmente, no sexto capítulo, apresentam-se conclusões e recomendações para trabalhos futuros a serem realizados na mesma temática. As referências bibliográficas são apresentadas em seguida.

2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para avaliar os possíveis impactos ambientais potenciais gerados por produtos, processos e atividades durante o seu ciclo de vida completo (berço ao túmulo); quantificando fluxos de energia e materiais. Dessa forma, a ACV fornece uma visão global de um determinado sistema e serve como ferramenta de auxílio à tomada de decisões referente a qualidade ambiental de produtos que exercem funções similares.

Ela é composta por quatro fases (Figura 1): Definição do Objetivo e do Escopo, Análise do Inventário, Avaliação de Impacto e Interpretação. Na fase de Escopo define-se, entre outros itens, o procedimento de alocação a ser utilizado. Entretanto, o detalhamento do método de alocação é realizado na fase de Análise do Inventário, na qual é efetuada a coleta de dados para a realização do estudo (ABNT, 2004).

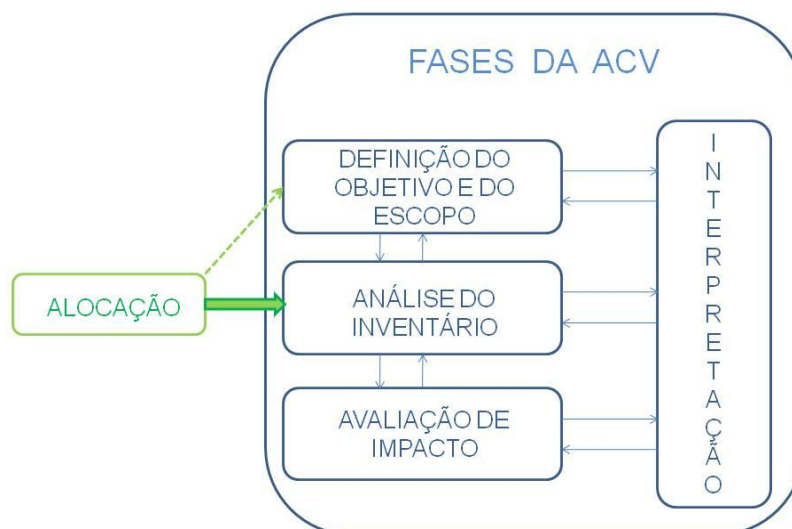


Figura 1: Fases de uma ACV.
Fonte: Adaptado de ISO 14040, 2006a.

A alocação consiste na divisão adequada dos aspectos ambientais (fluxos de materiais, de energia e de emissões ao ambiente) do processo entre o produto principal e os

subprodutos¹ do sistema. A utilização da alocação de impactos ambientais se faz necessária, por exemplo, quando um sistema a ser estudado gera mais de um produto.

2.1 HISTÓRICO

O início do desenvolvimento da Avaliação do Ciclo de Vida se deu no final das décadas de 60 e 70. As primeiras tentativas de se avaliar o potencial de impacto ambiental de produtos ocorreram em 1969, por meio de um estudo solicitado pela *The Coca-Cola Company*, efetuado no instituto de pesquisa MRI (*Midwest Research Institute*). Esse instituto criou um modelo para o desenvolvimento da ACV, que recebeu a denominação de “Análises do Perfil de Recursos Naturais e Meio Ambiente” - REPAS (*Resource and Environmental Profile Analysis*). Na época, o estudo enfocou a comparação de diferentes tipos de embalagens, objetivando determinar quais delas ocasionariam menores impactos ambientais, tanto no que se refere ao consumo de recursos como à geração de emissões. Porém, o estudo nunca foi publicado devido à sua natureza confidencial. Outras iniciativas na mesma época foram identificadas na universidade de Stanford e Illinois, nos Estados Unidos. Esses trabalhos influenciaram atividades no Reino Unido que, em 1972, publicou um estudo de caso sobre garrafas de leite, com alguns dados da manufatura de vidro britânica. Também em 1972, na Alemanha, o uso da ACV apareceu pela primeira vez em um estudo de embalagens e resíduos, o qual foi desenvolvido por um grupo do instituto Batelle. Já na Suécia, um estudo desenvolvido pela Tetra Pak, em 1973, sobre comparações entre diferentes tipos de embalagens, introduziu o uso da metodologia no país (BAUMANN; TILLMAN, 2004).

Durante a crise do petróleo, na década de 70, os estudos relacionados à ACV foram realizados para avaliar os processos produtivos, racionalizar o consumo das fontes de energia e auxiliar na busca por outras fontes alternativas. O enfoque, na época, era principalmente energético, sendo as demais componentes da variável ambiental tratadas de forma secundária (CHEHEBE, 1998).

¹ No contexto deste trabalho, “subproduto” se refere a saídas do sistema diferentes da unidade funcional e de resíduos.

Em 1979 criou-se a Sociedade para Toxicologia e Química Ambiental - SETAC (*Society for Environmental Toxicology and Chemistry*) e assim focou-se no desenvolvimento da metodologia da ferramenta ACV.

Em 1993, com a criação do Comitê Técnico ISO/TC 207, em especial o subcomitê SC05, deu-se origem à série de normas ISO 14040, voltada para a normatização de estudos em ACV.

Com a criação da Iniciativa do Ciclo de Vida (*Life Cycle Initiative*), em 2002, pelo Programa das Nações Unidas para Meio Ambiente (PNUMA) e a SETAC, buscou-se aprimorar a ACV e reduzir as incertezas envolvidas nas diversas etapas de aplicação da metodologia e dificuldades de seu uso.

2.2 DEFINIÇÕES

Unidade funcional: Desempenho quantificado de um sistema de produto para uso como uma unidade de referência num estudo de avaliação do ciclo de vida (ISO 14044, 2006).

Fluxo de referência: quantidade de saídas de um processo em um dado sistema de produto requerido para preencher a função expressa pela unidade funcional (ISO 14044, 2006).

Fluxo elementar: material ou energia que entra no sistema em estudo, que foi retirado do meio ambiente sem prévia transformação humana; ou material ou energia que deixa o sistema em estudo, que é lançado ao meio ambiente sem subsequente transformação humana (ISO 14044, 2006).

Sistema de Produto: conjunto de processos elementares, conectados por fluxos de produtos intermediários, que realizam uma ou mais funções definidas (ISO 14041, 2004).

Produto intermediário: saída de um processo elementar que é entrada de outro processo elementar, requerendo transformação no sistema (ISO 14044, 2006).

Processo: conjunto de atividades inter-relacionadas ou interações que transforma entradas em saídas (ISO 14044, 2006).

Processo elementar: fluxos de produtos intermediários e/ou resíduos para tratamento conectados a outros sistemas de produto por fluxos de produto e ao meio ambiente por fluxos elementares (ISO 14041, 2004).

Processo multifuncional: uma atividade que tenha mais de uma função, como por exemplo, um processo de reciclagem que fornece um gerenciamento de resíduos e ao mesmo tempo matéria-prima para produção (ELVALL; FINNVEDEN, 2001).

Função exportada: é gerada no ciclo de vida do produto em estudo e é utilizada em outro ciclo de vida de produto (ELVALL; FINNVEDEN, 2001).

Função internamente utilizada: é gerada e utilizada no ciclo de vida do produto em estudo (ELVALL; FINNVEDEN, 2001).

Impactos ambientais: consumo de recursos, missões de poluentes e resíduos gerados por atividades tecnológicas (ELVALL; FINNVEDEN, 2001).

Coprodutos: dois ou mais produtos provenientes do mesmo processo unitário ou sistema de produto (ISO 14040, 2006).

Alocação: Repartição dos fluxos de entrada ou de saída de uma unidade de processo no sistema de produto em estudo (ISO 14044, 2006). Substantivo feminino, segundo o dicionário Houaiss, Villar e Franco (2001), significa ação ou efeito de alocar. Em sentido econômico: destinação de verbas (para uma entidade ou fim específico); distribuição dos fatores de produção disponíveis, humanos e extra-humanos (entre firmas, indústrias empenhadas na produção de bens, serviços).

2.3 ETIMOLOGIA de “ALOCAÇÃO”

A palavra alocação, de acordo com Houaiss, Villar e Franco (2001), vem do verbo: alocar + ção, sua estrutura é exposta na Tabela 1.

Tabela 1: Estrutura do vocábulo alocação

a (desinência)	Locar	Ção (desinência)
aproximação	Loc (o)	Ção

A raiz *loc(o)*, segundo Houaiss, Villar e Franco (2001), é um elemento de composição antepositivo. Este elemento vem do latim: *locus* (plural masculino: *loci*, neutro: *loca*) de significado: lugar, sítio, localidade, ponto tópico. *Locus* foi usado para traduzir, no mundo clássico, o termo grego: *topos*. A Tabela 2 ilustra a raiz *loc(o)* e sua etimologia.

Tabela 2: Etimologia da palavra

Grego	Latim	Português
<i>Koinòs tópos</i>	<i>locus communis</i>	<i>lugar-comum</i>

Em latim, a cognação (mesma origem) incluía *locális* (local), *localitas*, *átis* (localidade). O verbo *lòco, as, ávi, átum, are*, do latim, significa: pôr, colocar, pousar, postar, dispor, situar, estabelecer, alugar-se.

Na cognação, primeiro, o substantivo *logo* < *locu-*>, no século IX (897), ainda em uso no século XVI, depois foi superado por *lugar*; em segundo, o adv.conj. *logo*, também pelo vulg., no abl. *lòcò*; em terceiro (1024), o radical vulg. *lug-*, decorrente de *logar* < *locale*>. No ano de 1253 tornou-se *lugar*, como decorrência da posição pré-tônica de vogal variável, daí decorrendo os dois radicais *lug-* e *loc-*. Originando as palavras: *ablocação, ablocado, ablocador, ablocar, ablocatário, ablocável; alocação, alocado; alugação, alugada, alugado, alugador, alugamento, alugar, colocação, colocado, colocador, colocar, colocável; ... deslocante, deslocar, deslocável; ilocável; locação, locadora, local, localidade, localismo, localista, localístico, localização, localizado, localizador, localizar, localizável, locatário.*

A palavra *alocar* apresenta como sinônimos (PRETOR INFORMÁTICA E SISTEMAS Ltda, 2008: destinar, colocar, aplicar, empregar, situar, determinar, fixar, predestinar, guardar e instalar.

Desta forma, pode-se fazer uma associação com o significado da alocação utilizada na ACV, que, como descrito na seção 2.2, destina uma parte dos fluxos de entrada ou de saída de uma unidade de processo a cada produto do sistema. A ACV é uma

metodologia difundida internacionalmente, portanto, utilizada em diversos países. Com o intuito de divulgar sua tradução nos principais idiomas, criou-se a Tabela 3.

Tabela 3: A palavra alocação em diferentes línguas

Língua	Palavra
Português	Alocação(Brasil)/Afetação(Portugal))
Espanhol	Adquisición
Francês	Affectation/Imputation/Attribution/Distribution
Inglês	Allocation

Por meio desta introdução do conceito da metodologia ACV, suas definições básicas, identificação da etapa em que ocorre o uso da alocação e seu significado, pode-se, a partir deste momento, aprofundar o tema que será discutido no próximo capítulo.

3. ALOCAÇÃO

A alocação consiste na divisão adequada dos aspectos ambientais entre a unidade funcional e os subprodutos do sistema (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 2006a). A sua utilização se faz necessária quando não se consegue separar nitidamente os impactos gerados pela função em estudo de outras geradas simultaneamente pelo sistema produtivo. Por exemplo, no caso de se querer estudar o ciclo de vida da gasolina: a produção da gasolina se faz a partir do fracionamento do petróleo (Figura 2), originando vários produtos:

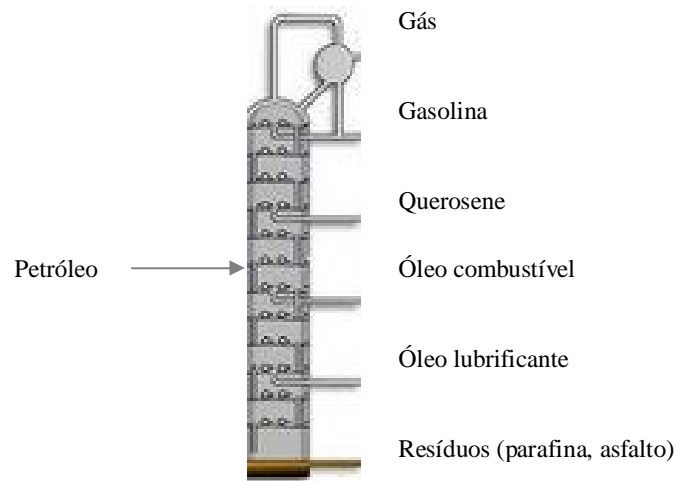


Figura 2: Fracionamento do petróleo.

O impacto ambiental do processo do fracionamento não pode ser totalmente atribuído ao produto, gasolina, pois ela não é o único produto gerado neste processo. Portanto, é necessário encontrar uma forma de calcular a quantidade das emissões e consumos de recursos que deve ser atribuída ao produto gasolina e quanto deve ser atribuído aos demais. A forma como esse cálculo se realiza chama-se alocação.

3.1 A ORIGEM DO PROBLEMA: ALOCAÇÃO

O problema da alocação ocorre quando em um processo multifuncional utiliza-se de uma ou mais funções para o ciclo de vida do produto em estudo, e uma diferente função (ou conjunto de funções) para os outros produtos, desde que esses não se separem fisicamente. Ou também devido ao fato que as funções geradas no ciclo de vida no produto em estudo são utilizadas em outro (EKVALL; FINNVEDEN, 2001).

3.2 DIRETRIZES: NORMAS ISO 14000

A norma ISO 14044 (2006) aconselha que a alocação seja evitada sempre que possível. Isto se justifica, pois ao adicionar mais cálculos ao estudo de ACV, mais incertezas também são atribuídas. Dessa maneira, a norma apresenta duas formas para evitar a alocação:

- Divisão do processo a ser alocado em subprocessos;
- Expansão dos limites do sistema.

Se não houver como evitar a alocação, a norma ainda aconselha outros procedimentos:

1. As entradas e saídas do sistema devem ser distribuídas entre os diferentes produtos ou funções, de forma que reflita uma relação física entre eles, ou seja, devem representar a forma em que as entradas e saídas são alteradas com mudanças quantitativas nos produtos ou funções que deixam o sistema;
2. Onde relações físicas não podem ser estabelecidas ou usadas como base para a alocação, as entradas devem ser distribuídas entre os produtos e funções de forma que reflita outra relação entre eles. Por exemplo, dados de entrada e saída podem ser alocados entre os coprodutos, proporcionalmente ao valor econômico dos produtos;

3. Quando mais de um método de alocação pode ser aplicável, uma análise de sensibilidade deve ser realizada para ilustrar as conseqüências das diferentes alternativas.

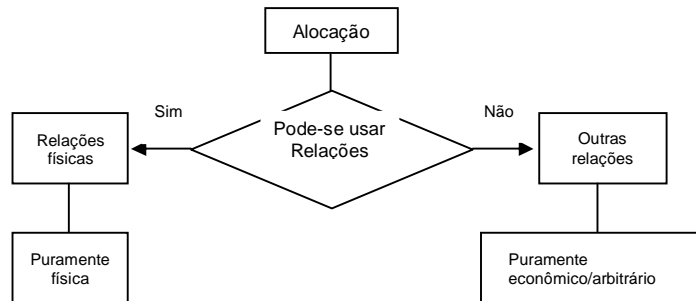


Figura 3: Árvore de decisão para parâmetros para alocação.
Fonte: ISO 14041, 2004.

A norma ISO 14049 (2000) sugere o seguinte procedimento para encontrar um parâmetro físico (massa, alimentação de energia, condutividade térmica, viscosidade, massa específica etc.) de alocação:

- Variar a razão entre os diferentes coprodutos para descobrir como os dados variam com a mudança na saída dos produtos;
- Quando no sistema a ser analisado não se consegue realizar uma grande variação na razão entre os coprodutos e o produto principal, envolvendo mudanças significativas nos parâmetros do processo, como consumo de energia, considera-se que nenhum parâmetro físico pode ser utilizado na alocação. Portanto, a alocação física não pode ser aplicada, indicando, então, que se empreguem parâmetros econômicos.

O procedimento de parâmetro físico utiliza dados físicos, tais como: massa, alimentação de energia, condutividade térmica, viscosidade e massa específica; como subsídio para calcular os valores de alocação dos coprodutos. A escolha entre os parâmetros físicos a serem utilizados dependerá do grau de significância em relação à alteração destes nos coprodutos.

Exemplo: tem-se uma quantidade x de massa e um valor y de condutividade, e nos coprodutos observa-se que quando variando os valores x e y , independentemente, o y provoca uma variação maior nos coprodutos. Essa propriedade, segundo a norma ISO 14049 (2000), é mais adequada para ser usada como base de cálculo da alocação.

3.3 FORMAS PARA EVITAR A ALOCAÇÃO

O problema de alocação pode ser evitado por meio da expansão do sistema e subdivisão do sistema.

3.3.1 Subdivisão

Por meio da subdivisão do sistema, um processo multifuncional (Figura 4) é reduzido em mais de um processo unifuncional (subprocessos), conforme ilustra a Figura 5.

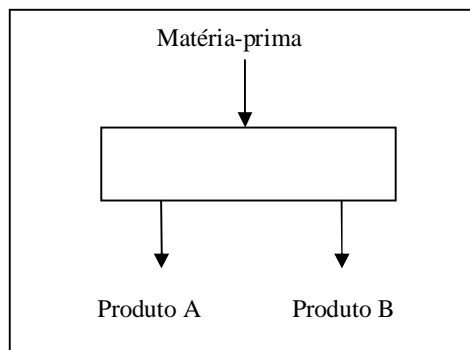


Figura 4: Processo multifuncional.

Fonte: Ekvall; Finnveden, 2001.

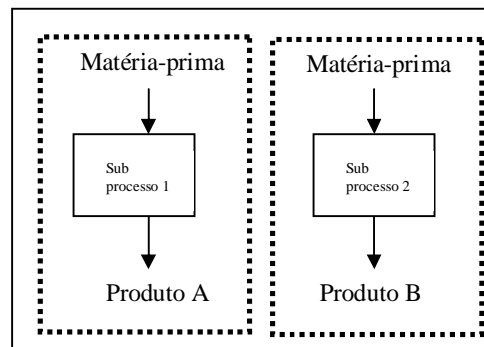


Figura 5: Subprocessos.

Fonte: Ekvall; Finnveden, 2001.

Sendo o produto A o objeto de estudo da ACV, o processo de alocação fica restringido ao subprocesso 1; portanto, os resultados obtidos do estudo irão refletir os efeitos de ações nos impactos ambientais do subprocesso 1, e os efeitos sobre o subprocesso 2 são excluídos do estudo de ACV. O que, segundo Ekvall e Finnveden (2001), torna-se uma desvantagem, pois mudanças significativas no subprocesso 1 podem afetar os impactos ambientais do subprocesso 2, mesmo sendo eles subprocessos fisicamente separados. Ainda, segundo os autores, a menos que os subprocessos sejam econômica e fisicamente independentes, os resultados da subdivisão não irão refletir nos efeitos das ações que têm consequências significantes no volume da produção da função internamente usada nos subprocessos excluídos. Também, devido ao detalhamento dos subprocessos, a subdivisão requer tempo para medições no local; favorecendo, desta forma, informações mais detalhadas sobre o processo multifuncional.

Quando mais de um produto é produzido da mesma matéria-prima, a alocação pode ser evitada por meio da subdivisão do processo em subprocessos. Para que a subdivisão possa ser realizada, é necessário que os subprocessos ocorram fisicamente separados no espaço e/ou tempo; e que os dados sobre cada um deles estejam disponíveis. Entretanto, esta situação raramente ocorre dentro dos sistemas multifuncionais, portanto, uma subdivisão do sistema não pode eliminar completamente o problema de alocação. Mas este procedimento pode frequentemente ser usado para reduzi-lo, quando, no processo multifuncional, pode-se encontrar subprocessos que contribuem a uma única função; alocando os impactos ambientais diretamente a ela; desde que o subprocesso não contribua para todas as funções. Ekvall e Finnveden (2001) apresentam exemplos desta redução do problema de alocação em uma produção de diesel, numa refinaria, com extração combinada de óleo cru e gás natural. A redução do problema de alocação pode ser realizada por meio de um procedimento de duas etapas: uma divisão em subprocessos é executada nos subprocessos que podem diretamente ser alocados ao produto em estudo. O segundo é relacionado aos subprocessos que não podem ser diretamente alocados (os que não estão fisicamente separados) e, conseqüentemente, um método de alocação é necessário. Geralmente, esse procedimento é feito proporcionalmente a massa, quando o problema de alocação é evitado ou reduzido por meio da subdivisão, os efeitos de qualquer ação na função exportada são excluídos da análise do estudo de ACV. De acordo com os autores mencionados acima, essa

aproximação é recomendada se as decisões baseadas em resultados de ACV tiverem um efeito significativo na função internamente usada, mas, com um pequeno efeito no volume da produção das funções exportadas.

3.3.2 Expansão do Sistema

A expansão do sistema ocorre quando as fronteiras do estudo são expandidas para incluir um subprocesso, obtendo somente um produto. Desta maneira, o problema de alocação pode ser evitado. A maioria dos problemas de alocação é causada por fluxos de fora do ciclo de vida sob estudo, que podem ser correntes mássicas ou de energia, ou ainda as correntes de entrada de diferentes materiais reciclados. Ekvall e Finnveden (2001) afirmam que quando a expansão do sistema é realizada, em um processo multifuncional, ao mesmo tempo em que um problema de alocação é evitado, outro é introduzido. Entretanto, a expansão do sistema pode contribuir para a compreensão de um cenário mais detalhado das conseqüências que uma ação pode provocar, facilitando a modelagem dos efeitos nos impactos ambientais das atividades fora dos limites do ciclo de vida sob estudo. Assim, o uso deste procedimento é possível e justificado quando: uma ação afetará uma função exportada, se as incertezas dos dados não forem demasiadas grandes; se a alocação sobre o sistema simplificado for baseada em relações físicas entre os impactos ambientais e as funções; e se os efeitos indiretos tiverem valor significativo para uma decisão que possa ser fundamentada em resultados de um estudo de ACV. Este procedimento implicará em uma modificação da unidade funcional do sistema. Segundo Azapagic e Clift (1999), há duas maneiras de expandir o sistema: adicionando ou subtraindo sistemas.

Adição de sistemas: ocorre quando tem-se um sistema (2) que produz um produto (por exemplo, C) e outro (3) que têm como produto, por exemplo, B. Assim, adicionando esses dois sistemas, temos um original, que produz A e B. Ao expandir os limites desse sistema se introduz uma nova unidade funcional, criando dois sistemas que podem ser comparados igualmente no escopo.

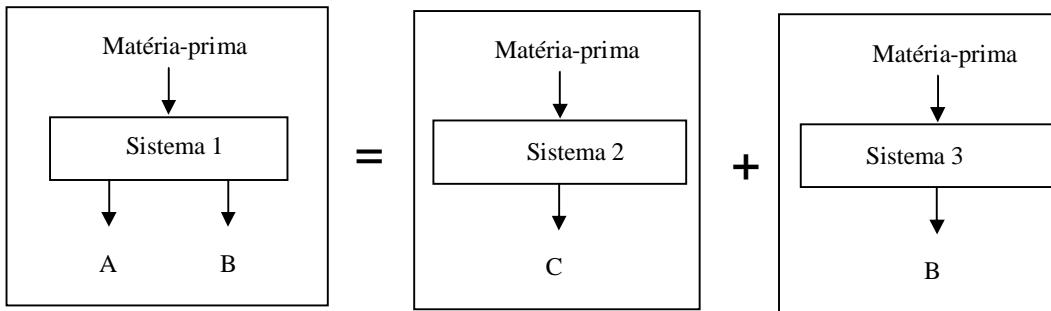


Figura 6: Subprocessos.
Fonte: Azapagic; Clift, 1999.

Subtração de sistemas: subtraindo impactos ambientais. O sistema (1) produz A e B; e o sistema (2) produz C, obtendo um sistema que produz um único produto B. Neste procedimento, os impactos ambientais são alocados ao produto principal que fornece créditos para os impactos ambientais evitados, subtraindo dos impactos totais do sistema. Os impactos resultantes podem, em alguns casos, ser negativo, o que significa que a primeira escolha (C) é melhor que a segunda (sistema 1 menos 3).

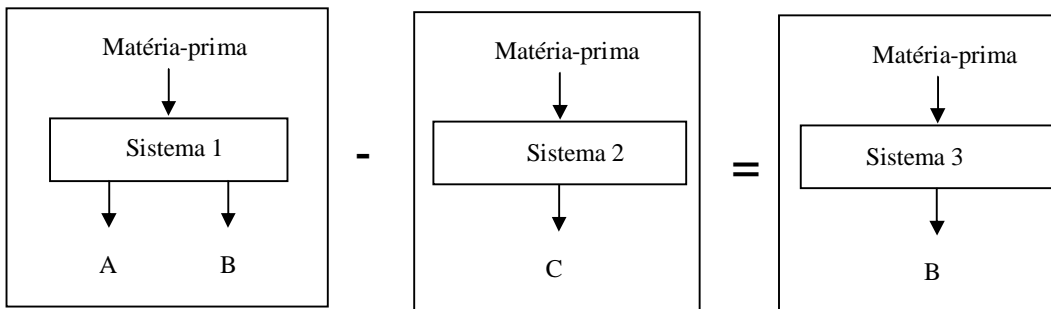


Figura 7: Subprocessos.
Fonte: Azapagic; Clift, 1999.

3.4 PROCEDIMENTO DE ALOCAÇÃO

O procedimento de cálculo genérico para a alocação resume-se na equação 1 e nos seguintes itens:

- Encontrar uma relação entre os coprodutos e os dados de entrada (D_i);
- Determinar o valor do fator de alocação (F_i) para cada coproduto do sistema;

- Multiplicar todos os dados de emissão ou consumo de recursos (D_i) pelo fator (F_i), que devem representar os aspectos ambientais do inventário (I_i) a serem atribuídos a cada coproduto do sistema.

$$I_i = D_i \times F_i$$

Equação 1

O procedimento de alocação pode ser baseado em relações causais ou não causais, segundo a norma ISO 14044 (2006); e estas ainda podem ser classificadas, de acordo Lundie, Ciroth e Huppel (2007), em propriedades físicas, físico-químicas ou econômicas.

A. Alocação baseada em relações causais

Segundo Ekvall e Finnveden (2001), baseia-se a alocação em relações causais quando as funções são fisicamente independentes uma das outras, quando a função, internamente usada é influenciada marginalmente ou se os impactos ambientais puderem ser representados por uma função matemática homogênea e linear. Para estabelecer a causalidade presente no sistema, esse deve ser bem conhecido e os dados dos subprocessos do sistema disponíveis. O sistema é fisicamente relacionado com os impactos ambientais quando uma mudança em uma propriedade física leva a uma alteração no estado do sistema o qual causa uma mudança no impacto ambiental total do sistema. Segundo Lundie, Ciroth e Huppel (2007), a causalidade física entre a unidade funcional e os aspectos ambientais só foi realmente encontrada em estudos de caso de sistemas de tratamento de resíduos como a incineração (ilustrado na Figura 8) e aterro sanitário. Como exemplo dessa relação causal, em planta de incineração, pode-se citar as emissões de cádmio proporcionais à quantidade de cádmio contido no resíduo entrante na planta em estudo (GUINÉE; 1999).



Figura 8: relação causal entre o fator de impacto e os fluxos entrantes no sistema

B. Alocação baseada em relações sociais (não causais)

Nesta classificação encontra-se a alocação em proporção ao valor econômico (socioeconômico) e alocação em proporção arbitrária, que pode ser a proporção de uma propriedade física arbitrária dos produtos, como por exemplo: massa, volume ou energia (EKVALL; FINNVEDEN, 2001) nos casos de sistemas multifuncionais de coprodutos e reciclagem. Azapagic e Clift (1999) recomendam que a alocação em proporção a uma propriedade física arbitrária dos produtos seja evitada.

C. Alocação baseada em propriedades físicas

Segundo Lundie, Ciroth e Huppés (2007), as propriedades físicas: massa, vazão molar, energia contida ou volume, são muito utilizados para alocar as entradas e saídas de produtos ou serviços. Porém, a alocação baseada em propriedades físicas como, por exemplo, massa e energia do processo, é geralmente desacreditada por Feitz et al (2007) por falta de justificativa. Esse problema de justificativa é explicado por Guinée *et al.* (2002, apud LUNDIE; CIROTH; HUPPES, 2007) pela dificuldade em encontrar a causalidade envolvida, pois não se pode concluir que uma quantidade de massa da vazão de saída causa os impactos ambientais por meio de uma causalidade física. Essa causalidade verifica-se em casos de tratamento de resíduos. Para estes tipos de sistemas se recomenda o uso da propriedade física como base para a alocação. Essa classificação, portanto, pode-se enquadrar na letra A, quando for um caso de tratamento de resíduos (incineração, tratamento de efluentes); ou letra B nos outros casos (sistemas multifuncionais de coprodutos e reciclagem).

D. Alocação baseada em propriedades físico-químicas

Feitz et al. (2007) aconselham que a alocação baseada em propriedades físico-químicas seja usada no caso de vazões setoriais intraindustriais, de massa, energia dos processos e emissões. Dessa forma, a alocação baseada em propriedades físico-químicas evita grandes erros que podem ser introduzidos por meio da alocação econômica. Segundo Lundie, Ciroth e Huppés (2007), essa forma de alocação é complexa, trabalhosa e requer muitos dados (detalhados para cada produção ou para diversos setores da indústria) que muitas vezes são coletados de forma iterativa. Segundo Guinée et al. (2004), recomendam realizar primeiro a alocação baseada em propriedades físico-químicas e alocar as vazões remanescentes de forma econômica. Essa classificação pode se enquadrar na letra B.

E. Alocação econômica

A alocação em proporção ao valor econômico fornece informações sobre as causas do sistema e seus impactos ambientais, contudo, não fornece informações sobre os efeitos de ações nesses impactos. Essa forma de alocar baseia-se em valores econômicos, que são considerados flutuantes, dependentes do mercado e de valores não mensuráveis (subjetivos), como por exemplo, satisfação do consumidor. Por isso, de acordo com Lundie, Ciroth e Huppés (2007), a alocação econômica (ou baseada no mercado) é normalmente vista como sendo muito volátil para ser prática, mas tais características podem ser comparadas aos problemas encontrados com os dados obtidos de outras formas de alocação, como por exemplo, dados de vazões de emissões. Segundo a norma ISO 14044, usa-se essa classificação somente quando não há nenhuma outra maneira de encontrar estas informações para o estudo de ACV. Em contrapartida, Schneider, Chevalier e Navarro (1998) recomendam o uso desse tipo de alocação quando as funções dos coprodutos possuem valor econômico diferentes e o produto principal seja de alto valor econômico e de baixa massa, como por exemplo, na produção de medicamentos e de diamantes; ou ainda em casos de sistemas de múltiplas-entradas. Pelo fato da alocação econômica ser direta, Lundie, Ciroth e Huppés (2007) recomendam o seu uso. Já Guinée et al (2004) a recomendam, pois a consideram como sendo a única forma de alocação aplicável a qualquer caso. O que evita a complicação

gerada pela aplicação de diferentes métodos de alocação. Essa classificação, pode-se enquadrar na letra B.

3.5 SISTEMAS MULTIFUNCIONAIS

A alocação pode ocorrer basicamente em três tipos de sistemas multifuncionais: Sistema de múltiplas saídas ou de coprodutos, Sistema de múltiplas entradas e Sistema de reciclagem.

Segundo Vigon et al. (1994), coprodutos são todas as vazões de saídas do sistema diferentes do produto principal e resíduos, ou ainda materiais que não sejam utilizados em nenhum lugar no sistema analisado no inventário.

3.5.1 Sistemas de Múltiplas saídas ou Coprodutos

A produção de coprodutos, de acordo com Kim e Overcsh (2000), refere-se a processos que geram dois ou os mais produtos ou funções dependentes (Figura 9), por exemplo, produção de produtos químicos, refinaria de petróleo, na produção de soda, cloro e hidrogênio por meio da eletrólise do sal.

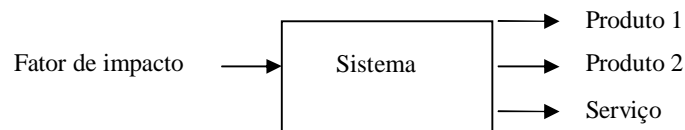


Figura 9: Sistema de coprodutos.
Fonte: Schneider; Chevalier; Navarro, 1998.

Essa forma de alocação é influenciada significativamente pela definição da unidade funcional do sistema, dependendo dos limites do sistema. Curran (2007) afirma que uma alocação econômica pode ser usada e justificada quando o volume do processo coproduzido varia proporcionalmente às mudanças do rendimento econômico do processo dos diferentes coprodutos.

3.5.2 Sistemas de Múltiplas Entradas

Segundo Azapagic e Clift (1999), sistemas de múltiplas entradas são aqueles em que a composição do produto em estudo possui diversos materiais, e essas diferentes propriedades do sistema determinam seus impactos ambientais totais do sistema (Figura 10). Como exemplo, pode-se citar a incineração de resíduos e aterros sanitários, que recebem resíduos de produtos diferentes e geram um fator de impacto (FINNVEDEN et al., 1995).

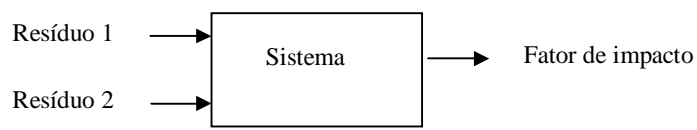


Figura 10: Sistema de múltiplas entradas.
Fonte: Schneider; Chevalier; Navarro, 1998.

3.5.3 Sistemas de Reciclagem

Na reciclagem, as funções são executadas em diferentes momentos graças à conservação das propriedades dos recursos, preenchendo as sucessivas co-funções (SCHNEIDER; CHEVALIER; NAVARRO, 1998). Neste caso, de acordo com Azapagic e Clift (1999), o problema está em alocar os aspectos ambientais de maneira que reflitam o uso e a produção de materiais reciclados. Borg e Widman (1998) recomendam seguir a norma ISO 14044; em primeiro lugar, para evitar a alocação em um sistema com reciclagem, expandir os limites do sistema e, se a expansão do sistema não for possível, alocar de acordo com os seguintes princípios: propriedades físicas; valor econômico ou o número de usos subsequentes do material reciclado.

Segundo a norma ISO 14041, ISO 14040 e 14049, a alocação para reciclagem segue os mesmos princípios da alocação de coprodutos e múltiplas entradas, com alguns cuidados adicionais:

- a) O reuso e reciclagem (como compostagem, recuperação de energia) implicam que as entradas e saídas associadas ao processo elementar para extração e no

processamento das matérias primas e disposição final dos produtos sejam divididas por mais de um sistema de produto;

- b) O reuso e reciclagem podem alterar as propriedades existentes do material no uso subsequente;
- c) Uma especial atenção é requerida na definição dos limites do sistema em relação aos processos de recuperação.

A alocação para reciclagem pode ser de ciclo fechado ou aberto:

3.5.3.1 Reciclagem de Ciclo Fechado

A reciclagem de ciclo fechado pode ocorrer de duas formas: quando um ou mais processos em um sistema são coletados e retornam ao mesmo sistema; ou quando um produto final é reutilizado sem deixar o sistema (CHEHEBE, 1998). Segundo Borg e Widman (1998), a reciclagem de ciclo fechado ocorre quando um produto ou um material de um sistema sob estudo é reciclado na mesma função. Esses tipos de sistemas são fáceis de lidar porque cada ciclo é o mesmo e, conseqüentemente, nenhum processo de alocação é necessário. Como exemplo de reciclagem de ciclo fechado pode-se citar as latinhas de alumínio, que são recicladas para serem utilizadas novamente no mesmo produto.

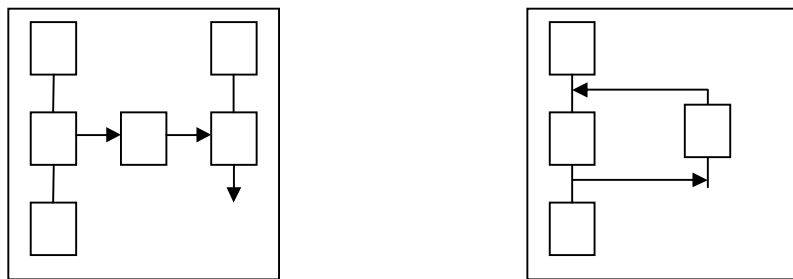


Figura 11: Ciclo Fechado.
Fonte: Chehebe, 1998.

3.5.3.2 Reciclagem de Ciclo Aberto

A reciclagem de ciclo aberto é caracterizada quando um subproduto do sistema em estudo é utilizado por outro sistema, extrapolando os limites deste. De acordo com

Ekvall e Finnveden (2001), a reciclagem de ciclo aberto ocorre quando um produto ou um material de um ciclo de vida são usados dentro de outro sistema de produto, que excede os limites daquele sistema em estudo. De acordo com a norma ISO 14044, quando não se observa uma mudança nas propriedades inerentes do material, pode-se tratar a reciclagem de ciclo aberto como reciclagem de ciclo fechado. Usando esta consideração, os resultados esperados são similares àqueles de uma expansão de sistema. Se as propriedades inerentes do material forem afetadas pela reciclagem do ciclo aberto, a norma ISO 14044 permite que a alocação seja baseada no valor físico, econômico ou no número de usos subseqüentes do material reciclado. De acordo com Kim e Overcsh (2000), na reciclagem de ciclo aberto o sistema depende da definição do seu limite, pois o mesmo é influenciado pela definição da unidade funcional do processo. Segundo Vigon et al. (1994), a energia e as emissões relacionadas à produção, reciclagem e disposição final devem ser divididas entre os produtos. Como exemplo de reciclagem de ciclo aberto, pode-se citar uma garrafa plástica reciclada em fibras de carpete plástico.

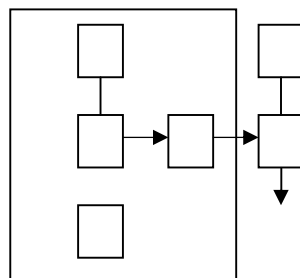


Figura 12: Ciclo Aberto.
Fonte: Chehebe, 1998.

O procedimento de cálculo para a alocação de reciclagem pode ser ilustrado por meio da Figura 13.

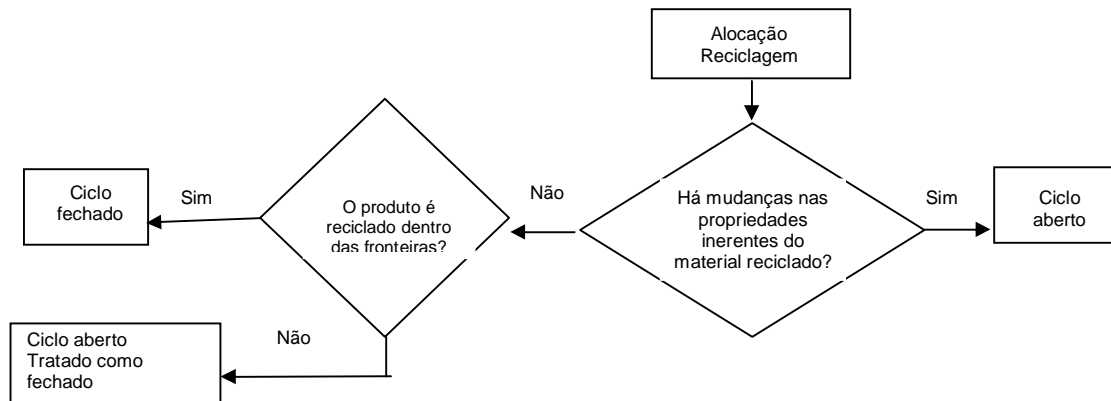


Figura 13: Árvore de decisão para o tipo de procedimento de alocação em reciclagem.

Fonte: ISO TR 14049, 2000.

A alocação de reciclagem em ciclo aberto, segundo Ekvall e Tillman (1997) pode ser tratada em três níveis:

1. Processo de reciclagem;
2. Ciclo de vida do produto em estudo;
3. Cascata.

Processo de reciclagem

Neste nível, se considera o processo multifuncional que fornece gestão de resíduos para os produtos anteriores ao processo e fornece material aos produtos após o processo considerado. Por exemplo, na Figura 14, o processo R_1 gera resíduos para P_1 e material para P_2 .

Ciclo de vida do produto em estudo

Neste nível, considera-se um sistema multifuncional que fornece funções para o produto e gestão de resíduos para os produtos anteriores ao sistema considerado e matéria para os produtos após o sistema. Por exemplo, na Figura 14, o ciclo de vida do produto P_2 fornece funções de P_2 , resíduos para P_1 e material para P_3 .

Reciclagem em Cascata

A reciclagem em cascata é o único nível onde a produção da matéria-prima e os tratamentos do resíduo final estão sempre inclusos no sistema.

A reciclagem em cascata consiste em analisar as cadeias de processos posteriores dos materiais a serem reciclados. O sistema em cascata, segundo Huppel e Schneider (1994), é caracterizado pelas suas etapas, que são do processo de resíduos a um novo processo de resíduos, até quando a função é completada (Figura 14). Ekvall et al. (1994) informam que a reciclagem em cascata ocorre com a redução da qualidade do material.

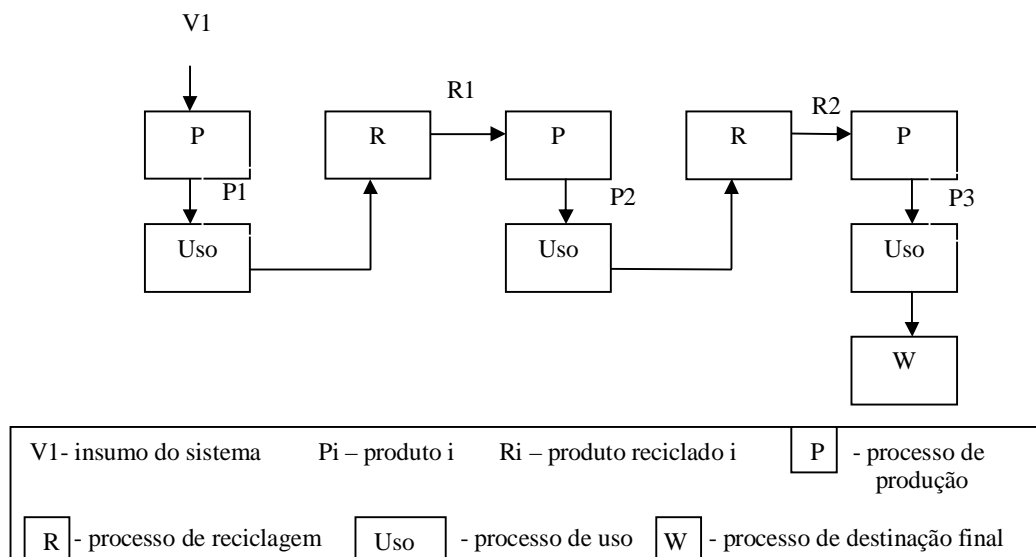


Figura 14: Esquema de reciclagem em cascata.

Fonte: Baumann; Tillman, 2004.

Com o esclarecimento do procedimento da alocação, como evitá-lo e os típicos sistemas onde se efetua a alocação, apresentam-se, no próximo capítulo, os métodos de alocação propriamente ditos.

4. MÉTODOS DE ALOCAÇÃO

A identificação dos métodos de alocação existentes iniciou-se a partir de artigos publicados em anais de congresso sobre alocação (*Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA*) realizado em *Leiden* no ano de 1994 (SCHNEIDER, 1994). Em função dos artigos destes anais, diversos autores da área foram identificados. Realizou-se então uma nova pesquisa em relação aos autores selecionados, obtendo-se artigos mais recentes sobre o tema em diferentes revistas, como por exemplo, *International Journal of Life Cycle Assessment*.

Em paralelo realizou-se uma pesquisa de relevância sobre o assunto, em abril de 2007, em bases de dados científicas, na área de conhecimento das ciências exatas. A matriz, a seguir, apresenta o número de publicações científicas encontrados em diferentes bases de dados, em nível local (bancos de teses da biblioteca universitária da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA)), nacional (banco de teses da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, Repidisca) e internacional (ScienceDirect, ISI Web, Portal da Pesquisa da CAPES e revista *International Journal of Life Cycle Assessment*). A pesquisa foi realizada, inicialmente, usando três palavras-chave (A - Análise do inventário / Inventory Analysis, B - Avaliação do ciclo de vida / Life Cycle Assessment, C - Métodos de alocação / Allocation Methods) e, então, utilizando as combinações entre elas (Quadro 1).

Local de Busca	A	B	C	AB	BC	AC	ABC
TESES							
PPGEA	1	3	0	1	0	0	0
UFSC	2	4	9	1	0	0	0
Capes Banco de Teses	12	62	32	8	0	0	0
ARTIGOS							
ISI Web of Knowledge	98	1379	8925	115	15	12	3
REPDISCA	20	71	0	0	0	0	0
SCIENCE DIRECT	4767	1217	1	69	11	13	2
Int Journal of LCA	36	524	6	35	6	35	6
Portal da pesquisa	4510	5778	4131	40	3	6	0
TOTAL							11

Quadro 1: Matriz de Relevância

Observando a matriz de relevância, nota-se que há um número mais elevado de trabalhos lidando com as palavras-chave individualmente. Observa-se que há um número reduzido de trabalhos realizados com a combinação das três palavras-chave, demonstrando, portanto, a falta de estudos englobando estes assuntos de forma conjunta e a relevância do desenvolvimento do estudo. Não se identificou nenhum trabalho realizado na Universidade Federal de Santa Catarina que incluísse as três palavras-chave, reafirmando o avanço metodológico que esta dissertação representa para a comunidade universitária. Entretanto, internacionalmente, este assunto vem sendo debatido há longo tempo. Isso foi observado pelo número de publicações e suas datas.

As duas formas de pesquisa inicialmente destacadas compuseram a pesquisa exploratória do trabalho, que teve como objetivo:

- Identificação dos métodos existentes na literatura;
- Triagem destes métodos;
- Aplicação dos métodos para o seu entendimento.

Na identificação dos métodos foram encontrados, inicialmente, 50 métodos, sendo que, na triagem destes verificou-se que muitos possuíam nomes diferentes, porém com mesmo procedimento de aplicação. Dessa maneira, houve uma redução do número inicial para 26 métodos a serem estudados, conforme será descrito neste trabalho. Como estes métodos foram desenvolvidos para a aplicação em um tipo de sistema multifuncional, para sua melhor compreensão, a descrição dos métodos foi dividida entre os sistemas multifuncionais de aplicação dos métodos de alocação. Na seção 4.4, apresenta-se uma tabela resumo (Tabela 35) dos métodos de alocação ilustrando a aplicabilidade destes aos sistemas multifuncionais.

Métodos são processos racionais que são seguidos para se chegar a um determinado fim (HOUAISS; VILLAR; FRANCO, 2001). Desta maneira, os métodos de alocação são formas de se atribuir os aspectos ambientais de um sistema em estudo levando em consideração procedimentos técnicos. Estes procedimentos variam de acordo com o grau de importância e a maneira de distribuição dos aspectos ambientais conferida pelos autores de cada método. A seguir apresenta-se uma listagem dos métodos de alocação encontrados:

1. Physical or chemical proprieties - Propriedade física ou química (ABNT, 2004)
2. Economical Value – Valor Econômico (ABNT, 2004) (GUINEE, 2002)
3. Linear Programming - Programação linear (AZAPAGIC; CLIFT, 1998)
4. Solvente Proveniente da Indústria Química (SEYLER; HOFSTETTER; HUNGERBUHLER, 2005)
5. 50/50 (VIGON et al., 1994)(EKVALL, 1994)(BAUMANN;TILLMAN, 2004)
6. Final treatment avoided - Tratamento final evitado (SCHNEIDER, 1996)
7. Final treatment considered – Tratamento final considerado (SCHNEIDER, 1996)
8. Huppés (HUPPES, 1994)
9. Courante (SCHINEIDER, 1996)
10. General Electric Plastics (GEP) (SCHINEIDER, 1996)
11. Close loop approach - Ciclo fechado (SCHINEIDER, 1996) (EKVALL, 1994)(BAUMANN;TILLMAN, 2004)
12. Extraction load - Extração da carga (EKVALL, TILLMAN, 1997; SCHNEIDER, 1996)
13. Lost of quality allocation - Perda de qualidade (BAUMANN; TILLMAN, 2004)
14. Sustainable value method - Valor sustentável (KARLSSON, 1998)
15. CIT (EKVALL, 1994)(BYSTROM; LONNSTEDT, 2000)
16. Potential use method - Alocação do uso potencial (LINDEIJER, 1994)
17. Cut-off or recycled content – Cut-off (BYSTROM; LONNSTEDT, 2000) (BAUMANN;TILLMAN, 2004)
18. Boguski (SCHINEIDER, 1996)
19. Number of subsequent uses of the recycled material (SCI) - Número de usos subsequentes do material reciclado (SCI)(BORG, 2001)
20. Analytical system approach - Sistema analítico (BYSTROM; LONNSTEDT, 2000)
21. Disposal load – Disposição da Carga (EKVALL, TILLMAN, 1997)(BAUMANN; TILLMAN, 2004)
22. Borg e Trinius (BORG; TRINUS, 2001)
23. Material grade model - Grau do material (HAUSCHILD; WENZEL, 1998)
24. Technological whole-system market-based approach (TWS) - TWS baseado no mercado (EKVALL, 2000)
25. Porcentagem da produção do produto (VIRGON et al., 1994)
26. Produção de material virgem evitada (VIRGON et al., 1994)

4.1 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA SISTEMAS DE COPRODUTOS

Segundo a norma ISO/TR14049 (2000) assume-se uma interdependência linear entre as matérias-primas da atividade em estudo e também que as emissões são causadas por esta mesma atividade. A soma dos impactos ambientais deve ser igual ao total dos impactos não alocados, e neste caso o impacto ambiental deve ser uma função linear e homogênea da quantidade das n funções da atividade.

Os sistemas de coprodutos possuem como característica a entrada de um fluxo no sistema e a saída de diversos fluxos de produtos e aspectos ambientais, como ilustrado na Figura 15.



Figura 15: Características de um sistema se múltiplas entradas

4.1.1 – Propriedade física ou química

a. Massa

A alocação baseada na massa é representada pela equação 2:

$$F_i = \frac{m_i}{\sum_n m_i}$$

Equação 2

Onde:

F_i – fator de alocação para o produto i

m_i – massa do produto i [unidades de massa]

n – número de produtos considerados no sistema

Exemplo: em uma refinaria de petróleo genérica onde os dados do inventário podem ser ilustrados pela Tabela 4. Querendo-se alocar CH₄ fugitivas emitidas somente ao produto: óleo diesel. Primeiro calcula-se o fator de alocação para o produto óleo diesel por meio da equação

$$2: F_{\text{óleodiesel}} = \frac{7970855110}{16489150000} = 0,48$$

Tabela 4: dados do inventário

Substância	Massa (kg/ano)
Entrada	
Óleo Cru	16489150000
Produtos	
Gás de refinaria	181380650
GLP	1058603430
Nafta	539195205
Aromáticos	174784990
Gasolina	3525380270
Querosene	526003885
Óleo diesel	7970855110
Óleo combustível	1292749360
Asfalto	216007865
Coque	1004189235

Fonte: ANP,2008

A refinaria considerada emite ao meio ambiente as quantidades listadas na Tabela 5.

Tabela 5: Quantidades das emissões da refinaria considerada.

Emissões	Quantidade (kg/ano)
CO ₂ tocha	53910
CO ₂ recuperação de enxofre	10138
CH ₄ fugitivas	1140

Fonte: Chan, 2006.

Em seguida calcula-se o fator de impacto (CH₄ fugitivas emitidas) alocado ao óleo diesel por meio da equação 1:

$$I_{\text{CH}_4 \text{ fugitivas emitidas}} = 1140 \times 0,48 = 547,20_{\text{kg / ano}}$$

b. Volume

A alocação baseada no volume é representada pela equação 3:

$$F_i = \frac{V_i}{\sum_n V_i} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

F_i – fator de alocação para o produto i

V_i – Volume do produto i [unidades de volume]

n – número de produtos considerados no sistema

c. Energia

A alocação baseada na energia é representada pela equação 4:

$$F_i = \frac{H_i}{\sum_n H_i} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

F_i – fator de alocação para o produto i

H_i – poder calorífico do produto i [unidades de energia/unidade de massa ou volume]

n – número de produtos considerados no sistema

- Alocação da energia por processo elementar - energia contida no armazenamento do processo elementar anterior ao produto descrito por Schüller e Faltenbacher (2007).

A alocação é realizada considerando a energia contida no armazenamento do processo elementar anterior ao produto. Dessa forma os produtos com elevado poder calorífico são responsabilizados por maiores parcelas dos impactos ambientais. Este tipo de alocação é recomendado por Schüller e Faltenbacher (2007), para casos de refinaria pois o objetivo desta é produzir produtos altamente energéticos. Uma alocação baseada em valor econômico, segundo os autores, não seria viável, pois muitos produtos intermediários não são negociados no mercado e, portanto, sem valor comercial. Esta alocação é representada pelas equações 5 e 6:

$$F_{i,p} = \frac{m_{pi}}{100} \times m_{entrada} \times \frac{H_{U,i}}{H_{U,aloc}}$$

Equação 5

$$H_{U,aloc} = \sum_{n=1}^i \frac{m_{p,i}}{100} \times H_{U,i}$$

Equação 6

Onde:

$F_{i,p}$ – fator de alocação do processo elementar

$H_{u,aloc}$ – poder calorífico alocado [unidades de energia/unidade de massa ou volume]

$H_{u,i}$ – poder calorífico do produto i [unidades de energia/unidade de massa ou volume]

m_{pi} – massa do produto i [unidades de massa]

$m_{entrada}$ – massa de entrada do processo elementar [unidades de massa]

n – número de produtos considerados no sistema

Exemplo de aplicação do método: Alocação da energia por processo elementar

Refinaria de Petróleo Genérica

A alocação consiste da divisão do sistema em estudo (processo de refinamento do petróleo) em subprocessos elementares. E o cálculo dos fatores de alocação é realizado em cada processo elementar.

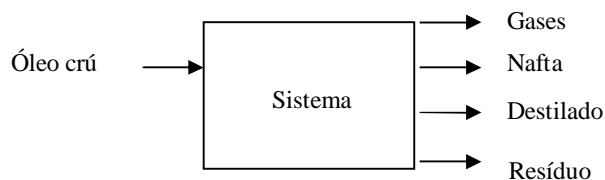


Figura 16: Processo elementar destilação atmosférica.

Fonte: Schüller; Faltenbacher, 2007.

Os dados do exemplo do fluxograma por processo elementar da refinaria são expostos nas duas primeiras colunas da Tabela 6 e usando as Equações 5 e 6 encontram-se os valores das duas últimas colunas da Tabela 6.

Tabela 6: Propriedades das substâncias do processo elementar da refinaria proposto

Substância	Massa (kg/ano)	Hu (MJ/kg)	$m_{pi} \cdot H_{ui} / 100$ (MJ)	$F_{i,p}$
Óleo Cru	1	42,7	-	-
Gás de refinaria	0,036	36	0,018	0,042
Nafta	0,184	44,5	0,082	0,195
Destilado	0,337	42,4	0,144	0,342
Resíduo	0,443	37,68	0,177	0,421
Total			0,421	1

Fonte: Schüller; Faltenbacher, 2007.

d. Combinação das propriedades físico químicas

O método foi descrito por Feitz et al (2007), que recomendam para alocação de recursos primários e emissões da indústria de laticínios baseado em princípios físico-químicos.

O método atribui uma base de sólidos do leite composto por gordura, proteína, lactose e grau de concentração dos sólidos a quantidades de leite utilizada como matéria-prima. Dessa forma os autores determinaram uma média de uso de recursos para produtos da indústria de laticínios com plantas de multi-produtos e determinaram o fator de concentração de sólidos no leite (Tabela 7).

Tabela 7: Fator de concentração de sólidos no leite.

Substância	Sólidos do leite [%]	Proteína [%]	Gordura [%]	Sólidos do leite[kg]/leite (matéria-prima) [kL]	Fator de concentração de sólidos no leite
Leite (matéria-prima)	12,5	3,1	3,9	129	1,0
Leite pausterizado	12,4	3,3	3,8	128	1,0
Leite UHT	12,7	3,5	3,7	131	1,0
Queijo (cheddar)	63,9	25,3	33,8	659	5,1
WPC (65%)	95,8	63	5,6	989	7,7
WPC (35%)	95,4	36,2	2,1	985	7,6
Soro do leite em pó	95,5	12,9	1,1	986	7,6
Lactose em pó	99,5	0,1	0	1027	8,0
Leite integral em pó	97	27,2	26,4	1001	7,8
Leite desnatado em pó	95,9	36,9	0,8	990	7,7
Leitelho em pó	97	34,0	6,0	1001	7,8
Leitelho	12,8	4,2	2,0	132	1,0
AMF	100	0	99,9	1032	8,0
Manteiga	84,4	0,6	82	871	6,8
Yogurte de baixa gordura	13,9	5,9	0,2	143	1,1
Yogurte integral	14,2	4,7	3,4	147	1,1
Sorvete	21,9	3,5	10,5	226	1,8
Concentrado de leite desnatado (para sorvete)	30	10,7	0,3	310	2,4
Mistura concentrada de leite integral (para sorvete)	30	10,7	0,3	310	2,4
Creme	48,1	1,9	42,8	496	3,8
Leite desnatado	9,3	3,6	0,1	96	0,7

Fonte: Feitz et al., 2007. Tradução do autor

Feitz et al (2007) também tabelaram dados de emissões e consumo de recursos por tipo de produto, gerando os valores de fator de alocação do uso médio do recurso e emissões (Tabela 8).

Tabela 8: Valores de AFi

Substância	Leite (matéria-prima)	Transporte Leite (matéria-prima)	Uso total de água	Eletricidade de	Combustível para a energia térmica	Limpante alcalino	Limpante ácido	Efluente líquido total
Leite em pó	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Yogurte	0,16	0,16	0,28	0,86	0,11	0,08	0,01	0,28
Leite	0,14	0,14	0,15	0,14	0,03	0,08	0,01	0,15
Creme	0,47	0,47	0,15	0,14	0,03	0,08	0,01	0,15
Manteiga	0,88	0,88	0,40	0,36	0,17	0,10	0,50	0,40
AMF/Ghee	1,05	1,05	0,40	0,36	0,05	0,10	0,50	0,40
Queijo (cheddar)	0,64	0,64	1,40	0,57	0,1	0,70	1,00	1,40
Soro do leite em pó	1,01	1,01	1,20	1,50	1,30	0,90	2,00	1,20
UHT	0,14	0,14	0,15	0,29	0,06	0,08	0,01	0,15
Sorvete	0,23	0,23	0,68	1,92	0,004	0,90	0	0,68
WPC/lactose	1,00	1,00	5,82	4,52	2,75	6,26	9,97	5,82

Fonte: Feitz et al., 2007. Tradução do autor

Para encontrar o fator de alocação do produto em estudo utiliza-se a equação 7:

$$F_i = \frac{P_i \times AF_i}{\sum_{ij} P_{ij} \times AF_{ij}} \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

F_i – fator de alocação para o produto i

P_i – Produção anual do produto i

AF_i – fator de alocação do uso médio do recurso e emissões retirados da Tabela 8

4.1.2 – Valor Econômico

A alocação baseada no valor econômico é representada pela equação 8:

$$F_i = \frac{P_i}{\sum_n P_i}$$

Equação 8

Onde:

F_i – fator de alocação para o produto i

P_i – Valor econômico do produto i

n – número de produtos considerados no sistema

A desvantagem do seu uso é a flutuação do mercado. Para diminuição desta variação recomenda-se o uso de médias dos valores econômicos.

Exemplo de aplicação dos métodos: massa, volume, energia e econômico

Refinaria de Petróleo Genérica

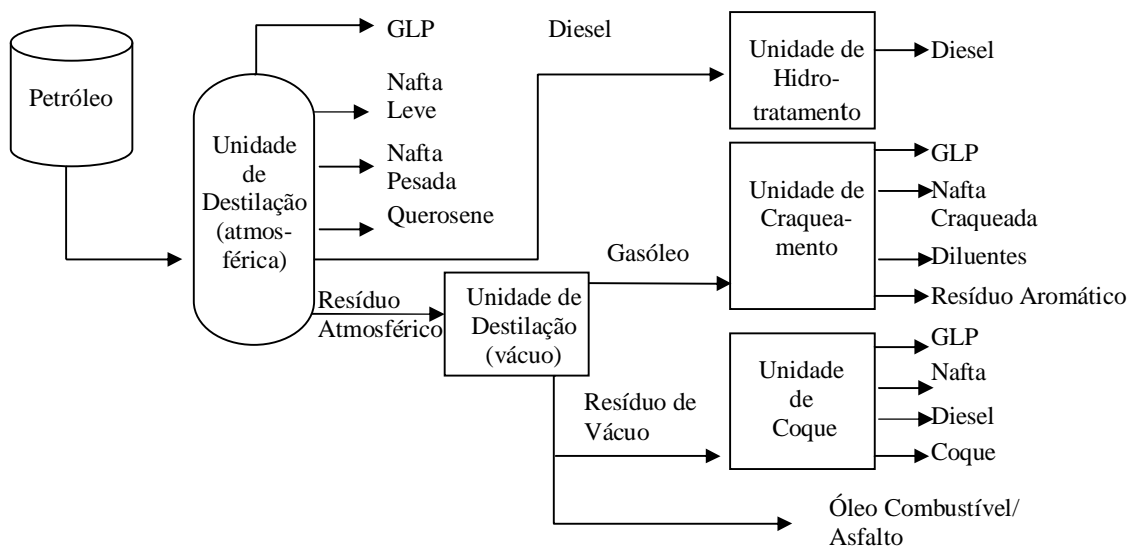


Figura 17: Fluxograma da refinaria de petróleo.

Fonte: Chan, 2006.

Os dados do exemplo do fluxograma da refinaria são expostos na Tabela 9.

Tabela 9: Propriedades das substâncias do exemplo do fluxograma de refinaria proposto.

Substância	Densidade** (kg/m ³)	Volume* (m ³ /ano)	Massa** (kg/ano)	Hu** (MJ/kg)	Preço*** (R\$/kg)
Entrada					
Óleo Cru	850	19.399.000	16489150000	42,7	1,158
Produtos					
Gás de refinaria	700	259115,21	181380650	36,0	0,310
GLP	560	1890363,26	1058603430	45,8	0,312
Nafta	810	665673,09	539195205	44,5	0,305
Aromáticos	880	198619,31	174784990	40,1	0,320
Gasolina	870	4052161,23	3525380270	43,5	0,675
Querosene	790	665827,70	526003885	44,0	0,305
Óleo diesel	850	9377476,60	7970855110	40,9	0,361
Óleo combustível	950	1360788,80	1292749360	42,4	0,123
Asfalto	1500	144005,24	216007865	37,68	0,112
Coque	1200	836824,36	1004189235	30,2	0,102

Fonte: *Chan, 2006**ANP,2008***Dados hipotéticos e arbitrários para o exemplo

O cálculo dos fatores de alocação é realizado por meio do uso dos dados da Tabela 9 nas equações 2, 3, 4 e 8 respectivamente.

Os fatores de alocação calculados são expostos na Tabela 10.

Tabela 10: Fatores de alocação

Fatores de Alocação				
Produtos	Massa	Volume	Energia	Valor econômico
Gás de refinaria	0,011	0,0133	0,0889	0,1060
GLP	0,0642	0,0972	0,1131	0,1067
Nafta	0,0327	0,0342	0,1099	0,1043
Aromáticos	0,0106	0,0102	0,0990	0,1094
Gasolina	0,2138	0,2083	0,1074	0,2308
Querosene	0,0319	0,0342	0,1086	0,1043
Óleo diesel	0,4834	0,4821	0,1010	0,1234
Óleo combustível	0,0784	0,0700	0,1047	0,0421
Asfalto	0,0131	0,0074	0,0930	0,0383
Coque	0,0609	0,0430	0,0746	0,0349
Total	1	1	1	1

4.1.3 – Programação Linear (PL)

É uma técnica matemática que pode ser adaptada para resolver problemas de alocação em sistemas de múltiplas saídas com valores marginais² (AZAPAGIC; CLIFT, 1998). O método é aplicável nos casos onde a causalidade física pode ser descrita por um modelo linear ou ser aproximado como linear. Descrever a causalidade física subjacente no sistema revela as mudanças nos aspectos e impactos ambientais de acordo com as mudanças na operação do sistema. Este método é fácil de usar para descrever interações complexas entre partes diferentes do sistema. O modelo de PL do sistema é descrito pelas restrições definidas pelos balanços de matéria, saída dos produtos, fonte de matéria-prima e primária, da necessidade de capacidade do sistema e calor. As funções objetivas do sistema são: aspectos e impacto ambientais. A alocação baseada na causalidade física é apropriada uma vez que as saídas funcionais do sistema podem ser mudadas independentemente.

Segundo Azapagic e Clift (1994), se considerarmos mudanças marginais no sistema, o valor do impacto ambiental da atividade (B) será proporcional a derivadas parciais:

$$dB_j = \left(\frac{\partial B_j}{\partial u_1} \right)_{u_2, \dots, u_n, v_1, \dots, v_m} du_1 + \dots + \left(\frac{\partial B_j}{\partial u_n} \right)_{u_1, \dots, u_{n-1}, v_1, \dots, v_m} du_n + \left(\frac{\partial B_j}{\partial v_1} \right)_{u_1, \dots, u_n, v_2, \dots, v_m} dv_1 + \dots$$

$$= \dots + \left(\frac{\partial B_j}{\partial v_m} \right)_{u_1, \dots, u_n, v_1, \dots, v_{m-1}} dv_m$$

Equação 9

Como B é uma função de u (quantidade – por exemplo: massa de um material ou produto) e v (propriedade do processo – por exemplo: temperatura), temos:

$$U_{j,n} = \left(\frac{\partial B_j}{\partial u_n} \right)_{u_1, \dots, u_{n-1}, u_{n+1}, \dots, u_n, v_1, \dots, v_m}$$

Equação 10

$$V_{j,m} = \left(\frac{\partial B_j}{\partial v_m} \right)_{u_1, \dots, u_n, v_1, \dots, v_{m-1}, v_{m+1}, \dots, v_m}$$

Equação 11

² variação que sofre o valor ótimo da função objetivo – de minimização ou maximização, resultante de se dispôr de uma unidade de atividade i devido a uma variável

A equação 9 só é aplicável se for possível variar as atividades e saídas independentes. Se não for possível variar as propriedades do sistema independentemente as derivadas das equações 10 e 11 não podem ser definidas.

Para variáveis marginais as derivadas das equações 10 e 11 são constantes e integrando a equação 9, temos:

$$\begin{aligned}
 B_j &= \left(\frac{\partial B_j}{\partial u_1} \right)_{u_2, \dots, u_n, v_1, \dots, v_m} u_1 + \dots + \left(\frac{\partial B_j}{\partial u_n} \right)_{u_1, \dots, u_{n-1}, v_1, \dots, v_m} u_n + \left(\frac{\partial B_j}{\partial v_1} \right)_{u_1, \dots, u_n, v_2, \dots, v_m} v_1 + \dots \\
 &= \dots + \left(\frac{\partial B_j}{\partial v_m} \right)_{u_1, \dots, u_n, v_1, \dots, v_{m-1}} v_m
 \end{aligned}$$

Equação 12

Assumindo que a função B_j seja linear e homogênea de grau 1 a constante de integração pode ser negligenciada e obtemos uma nova equação simplificada:

$$B_j = \sum_{n=1}^n U_{j,n} u_n + \sum_{m=1}^m V_{j,m} v_m$$

Equação 13

Passos para a Formulação do modelo de programação linear segundo Goldberg e Luna (2005), são a seguir:

- ⇒ Definição das atividades: as atividades que compõem o problema de alocação são definidas. A cada atividade uma unidade de medida deve ser adotada.
- ⇒ Definição dos recursos: determina-se em cada atividade os recursos que estão sendo usados e produzidos
- ⇒ Cálculo dos coeficientes: estabelecem-se como as atividades e os recursos se relacionam em termos de recursos necessários por unidade de atividade produzida

- ⇒ Determinação das condições externas: determinam-se as quantidades de cada recurso disponíveis para o sistema modelado, que serão denominadas condições externas do modelo
- ⇒ Formalização do modelo: associam-se quantidades não negativas $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$, a cada uma das atividades, escrevem-se as equações de balanceamento e indica-se o uso de cada recurso
- ⇒ Resolução: simplex [mais informações de como resolver ver em Puccini (1972)]

Algumas definições são necessárias para a aplicação do método:

A função B_j é definida como função objetiva. Para cada emissão e consumo de recurso identificamos uma função objetiva em função dos produtos do sistema.

Exemplo de aplicação:

Produção de polietileno e outros polímeros a partir de gás e nafta, exposto na Figura 18.

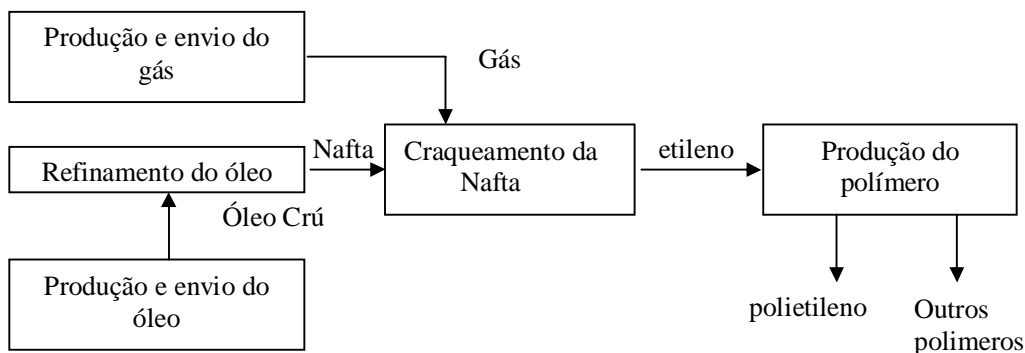


Figura 18: Produção de polietileno.
Fonte: Azapagic; Clift, 1998.

Identificação das variáveis:

x_1 – Gás, x_2 – Nafta

Equações:

Função Objetiva retirada da equação estequiométrica da produção de etileno

$$Z = 2x_1 + 3x_2$$

1ª. Restrição: a planta é sujeita a restrição de capacidade de 100 toneladas

$$6x_1 + 2x_2 \leq 100$$

2ª. Restrição: a troca de calor está restrita a 70 MJ

$$x_1 + 4x_2 \leq 70$$

Formulação do problema de programação linear:

$$\text{Máx } Z = 2x_1 + 3x_2$$

$$\text{s.a. } \begin{cases} 6x_1 + 2x_2 \leq 100 \\ x_1 + 4x_2 \leq 70 \\ x_1, x_2 \geq 0 \end{cases}$$

Resolução pelo método simplex:

$$\text{Máx } Z = 2x_1 + 3x_2$$

$$6x_1 + 2x_2 + x_3 = 100$$

$$x_1 + 4x_2 + x_4 = 70$$

Base	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	B
Z	2	3			0
X ₃	6	2	1		100
X ₄	1	4		1	70

Base	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	B
Z	1,25	0		-3/4	-52,5
X ₃	11/2	0	1	-1/2	65
X ₂	1/4	1		1/4	70/4

Base	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	B
Z	0	0	-0,227	-0,636	-67,27
X ₁	1	0	2/11	-1/4	11,82
X ₂	0	1	-1/22	10/44	14,54

As quantidades de Gás e Nafta respectivamente são 11,82 e 14,54 toneladas respectivamente para a produção de etileno.

4.2 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA SISTEMAS DE MULTIPLAS ENTRADAS

Os sistemas de múltiplas entradas possuem como característica a entrada de diversos fluxos no sistema e a saída de um fator de impacto, como por exemplo, a Figura 19.

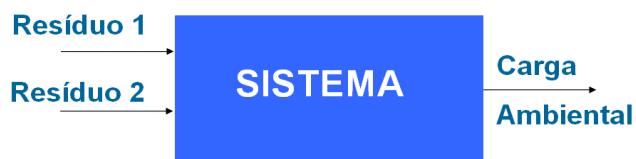


Figura 19: Características de um sistema se múltiplas entradas

4.2.1 – Propriedade física ou química

a. Massa

A alocação baseada na massa é representada pela mesma equação 2, definida na seção 4.1.1

b. Volume

A alocação baseada no volume é representada pela mesma equação 3, definida na seção 4.1.1

c. Energia

A alocação baseada na energia é representada pela mesma equação 4, definida na seção 4.1.1

4.2.2 – Valor Econômico

A alocação baseada no valor econômico é representada pela mesma equação 8, definida na seção 4.1.2

4.2.3 – Solvente Proveniente da Indústria Química

Os resíduos de solventes das indústrias químicas são na maioria das vezes incinerados como uma mistura de diversos solventes. Este método, descrito por Seyler, Hofstetter e Hungerbuhler (2005), calcula qual o impacto ambiental gerado por um específico solvente tratado por meio de um processo de incineração. O método está dividido em quatro etapas:

Etapa 1 - Classificação dos parâmetros do inventário com relação às dependências do parâmetro

Os parâmetros de entrada e saída da mistura do solvente em estudo são classificados de acordo com seu comportamento no processo (Tabela 11). A partir dessa classificação calcula-se o fator de emissão e consumo.

Tabela 11: Classificação dos parâmetros do inventário de um processo de incineração

Classificação	Consumo	Relações de alocação
Dependente do processo	Eletricidade	Massa resíduo de solvente
Dependente do produto	Óleo combustível como suplemento de combustível	Poder calorífico
	Químicos para tratamento do fluido de gás	Estequiometria
	Químicos para tratamento da água residuária	Estequiometria
Dependente do processo e do produto	Auxiliares para SCR: gás natural, NH ₄ OH	Parte Massa resíduo de solvente, parte massa elementar
	Água	Parte Massa resíduo de solvente, parte poder calorífico
Classificação	Emissões e coprodutos	Relações de alocação
Dependente do processo	Emissões do processo: NMVOC, cinzas, CO	Massa resíduo de solvente
Dependente do produto	Coprodutos: processo de vapor, eletricidade	Poder calorífico
	CO ₂ , SO ₂ , P ₂ O ₅ , halogenados de hidrogênio, e metais pesados emitidos ao ar	Massa elementar
	SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ , halogênios e metais pesados emitidos para a água	Massa elementar
	Lodo	Massa elementar
Dependente do processo e do produto	Emissões relacionadas aos óxidos nítricos: NO _x , NH ₃	Parte Massa resíduo de solvente, parte massa elementar

Fonte: Seyler; Hofstetter; Hungerbuhler, 2005.

Etapa 2 - Cálculo do fator de emissão e consumo

O cálculo do fator de emissão e consumo é realizado de acordo com a classificação da Tabela 11.

- Os fatores de emissão e consumo baseado na massa resíduo de solvente foram calculados (Tabela 12), segundo Seyler, Hofstetter e Hungerbuhler (2005), para os anos de 1998 a 2001.

Tabela 12: Fatores de emissão e consumo baseado na massa resíduo de solvente

Consumo	Unidades	Média	Normalizada
Gás natural	m ³ /t solvente residuário	1,69	0,44
Água	kg/t solvente residuário	4344	0,04
HCl 32%	kg/t solvente residuário	7,8	0,06
NH ₄ OH 25%	kg/t solvente residuário	2,95	0,22
Eletricidade	kWh/t solvente residuário	287	0,05
Emissões	Unidades	Média	Normalizada
NO ₂	kg/t solvente residuário	0,26	0,17
NMVOC	kg/t solvente residuário	0,003	0,54
Cinzas	kg/t solvente residuário	0,038	0,26
NH ₃	kg/t solvente residuário	0,011	0,11
CO	kg/t solvente residuário	0,022	0,54

Fonte: Seyler; Hofstetter; Hungerbuhler, 2005.

- Os fatores de emissão e consumo baseado no poder calorífico foram calculados (Tabela 13), segundo Seyler, Hofstetter e Hungerbuhler (2005), para os anos de 1998 a 2001.

Tabela 13: Fatores de emissão e consumo baseado no poder calorífico

Consumo	Unidades	Média	Normalizada
Água	Kg/MJ energia total de entrada	0,19	0,03
Coprodutos	Unidades	Média	Normalizada
Vapor de processo (5/15bar)	kWh/MJ energia total de entrada	0,206	0,002
Eletricidade	kWh/MJ energia total de entrada	0,015	0,002

Fonte: Seyler; Hofstetter; Hungerbuhler, 2005.

- Os fatores de emissão e consumo baseado na estequiometria foram calculados (Tabela 14), segundo Seyler, Hofstetter e Hungerbuhler (2005), para os anos de 1998 a 2001.

Tabela 14: Fatores de emissão e consumo baseado na estequiometria

Consumo	Unidades	Média	Normalizada
NaOH 30% para S	kg/t de S na água residuária primária	6433	0,05
NaOH 30% para P	kg/t de P na água residuária primária	9961	0,05
NaOH 30% para Cl	kg/t de Cl na água residuária primária	2900	0,05
NaOH 30% para Br	kg/t de Br na água residuária primária	1287	0,05
NaOH 30% para I	kg/t de I na água residuária primária	811	0,05
TMT 15 para Ni	kg/t de Ni na água residuária primária	6513	0,61
TMT 15 para Cu	kg/t de Cu na água residuária primária	3008	0,61
TMT 15 para Zn	kg/t de Zn na água residuária primária	2924	0,61

Fonte: Seyler; Hofstetter; Hungerbuhler, 2005.

- Os fatores de emissão e consumo baseado na massa elementar foram calculados (Tabela 15), segundo Seyler, Hofstetter e Hungerbuhler (2005), para os anos de 1998 a 2001.

Tabela 15: Fatores de emissão e consumo baseado na massa elementar

Consumo	Unidades	Média	Normalizada
Gás natural	m ³ /t de N no gás primário	178	0,48
NH ₄ OH 25%	kg/t de N no gás primário	304	0,23
CaCl ₂ 77%	kg/t de P na água residuária primária	8177	0,25
Polieletrólito	kg/t de metal na água residuária primária	118	0,31
FeCl ₃	kg/t de metal na água residuária primária	222	0,19
Emissões	Unidades	Média	Normalizada
NO ₂	kg/t de N no gás primário	26,84	0,23
NH ₃	kg/t de N no gás primário	1,18	0,20
Lodo Hidróxido	kg/t de P e metais na água residuária primária	4372	0,15

Fonte: Seyler; Hofstetter; Hungerbuhler, 2005.

Etapa 3 - Cálculo do coeficiente de transferência

A distribuição dos elementos em diferentes correntes de massa é descrita pelo coeficiente de transferência, dado pela equação 14:

$$tc_{i,j} = \frac{A_{i,j}}{A_{i,w}} \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$tc_{i,j}$ – coeficiente de transferência do elemento i na saída j

$A_{i,j}$ – fluxo elementar do elemento i na saída j [kg/área]

$A_{i,w}$ – fluxo elementar do elemento i na entrada [kg/área]

Os coeficientes de transferência foram calculados (Tabela 16), segundo Seyler, Hofstetter e Hungerbuhler (2005), para os anos de 1998 a 2001. Sabendo que os coeficientes de transferência se inter-relacionam por meio da equação 15 e 16:

$$tc_{i,\text{fluido de gás}} + tc_{i,\text{água residuária primária}} = 100\% \quad \text{Equação 15}$$

$$tc_{i,\text{fluido de gás}} + tc_{i,\text{água residuária}} + tc_{i,\text{lodo}} = 100\% \quad \text{Equação 16}$$

Onde:

$tc_{i,\text{fluido de gás}}$ – coeficiente de transferência do elemento i no fluido de gás [%]

$tc_{i,\text{água residuária primária}}$ – coeficiente de transferência do elemento i na água residuária primária [%]

$tc_{i,\text{água residuária}}$ – coeficiente de transferência do elemento i na água residuária [%]

$tc_{i,\text{lodo}}$ - coeficiente de transferência do elemento i no lodo [%]

Tabela 16: Coeficientes de transferência para elementos presentes na mistura de solvente residuário

Elemento/Coefficiente de transferência [%]	$tc_{i,\text{gás primário}}$	$tc_{i,\text{fluido de gás}}$	$tc_{i,\text{água residuária primária}}$	$tc_{i,\text{água residuária}}$	$tc_{i,\text{lodo}}$
C	100	100	0	0	0
N	100	100	0	0	0
S	100	0,06	99,94	95,66	4,28
P	100	0,07	99,93	1,53	98,40
Cl	100	0,03	99,97	99,80	0,17
Br	100	0,02	99,98	99,81	0,17
I	100	0,02	99,98	99,77	0,21
Fe	100	0,07	99,93	80,33	19,60
Co	100	0,07	99,93	99,93	0
Ni	100	0,07	99,93	20,45	79,48
Cu	100	0,07	99,93	4,29	95,64
Zn	100	0,07	99,93	1,34	98,59

Fonte: Seyler; Hofstetter; Hungerbuhler, 2005.

Etapa 4 - Cálculo do consumo do elemento i por tonelada de solvente residuário

O cálculo se faz pela Equação 17 e deve ser realizado para cada parâmetro do inventário.

$$ps = cf_{s,proc} + \sum_j m_i \times tc_{i,j} \times cf_{s,prod,i} \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

s – corrente s_i

ps – consumo específico da corrente i [m^3/t de solvente residuário]

$cf_{s,proc}$ – fator de consumo dependente do processo da corrente i [m^3/t de solvente residuário]

m_i – massa do elemento i por t de solvente residuário [t de elemento i / t de solvente residuário]

$tc_{i,j}$ – coeficiente de transferência do elemento i no gás primário [% do elemento i no gás primário/ elemento i contido no solvente residuário]

$cf_{s,prod,i}$ - fator de consumo dependente do produto da corrente i [m^3/t de elemento i no gás primário]

Para parâmetros alocados com base em poder calorífica equação:

$$ps = cf_{s,proc} + ncv_{tot} \times cf_{s,prod} \quad \text{Equação 18}$$

Onde:

ps – consumo específico da corrente i [m^3/t de solvente residuário]

$cf_{s,proc}$ – fator de consumo dependente do processo da corrente i [m^3/t de solvente residuário]

ncv_{tot} – energia total específica de entrada do solvente residuário e óleo combustível [MJ/t de solvente residuário]

$cf_{s,prod}$ – fator de consumo dependente do produto da corrente i [m^3/t de elemento i no gás primário]

A energia total específica de entrada do solvente residuário e óleo combustível pode ser calculada pela equação 19:

$$ncv_{tot} = ncv_{solventeresiduário} \times 1000 \frac{kg}{t} + m_{óleocombustível} \times ncv_{óleocombustível} \quad \text{Equação 19}$$

Onde:

ncv_{tot} – energia total específica de entrada do solvente residuário e óleo combustível [MJ/t de solvente residuário]

$ncv_{solvente\ residuário}$ – poder calorífico do solvente residuário [MJ/kg]

$ncv_{solvente\ residuário}$ – poder calorífico do óleo combustível [MJ/kg]

$m_{óleo\ combustível}$ – consumo de óleo combustível [kg de combustível/t de solvente residuário]

4.3 MÉTODOS DE ALOCAÇÃO PARA SISTEMAS DE RECICLAGEM

Os sistemas de reciclagem que são de interesse para os métodos de alocação são os de reciclagem de ciclo aberto, pois estes ultrapassam as fronteiras do estudo entrando em outros ciclos de produtos, como ilustrado na Figura 20. Dessa forma, neste caso há necessidade da aplicação da alocação.

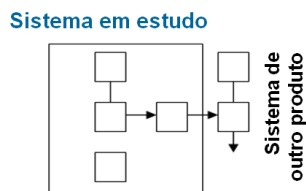


Figura 20: Características de um sistema de reciclagem de ciclo aberto

4.3.1 – Propriedade física ou química

b. Massa

A alocação baseada na massa é representada pela mesma equação 2, definida na seção 4.1.1

c. Volume

A alocação baseada no volume é representada pela mesma equação 3, definida na seção 4.1.1

d. Energia

A alocação baseada na energia é representada pela mesma equação 4, definida na seção 4.1.1

4.3.2 – Valor Econômico

A alocação baseada no valor econômico é representada pela mesma equação 8, definida na seção 4.1.2

4.3.3 - 50/50

Este método é baseado em número arbitrário. Segundo Ekvall (1994) o método aloca 50% dos aspectos ambientais causadas pela produção primária e gestão dos resíduos proporcionalmente a quantidade do material primário no produto; e os outros 50% é alocado proporcionalmente à quantidade de material perdido do sistema para o meio ambiente. O método aloca 50% (em massa) dos aspectos ambientais causadas pelo processo de reciclagem proporcionalmente a quantidade do material entregue ao processo de reciclagem; e aloca os 50% restantes proporcionalmente a quantidade do material reciclado no produto. Dessa forma,

o método incentiva o uso de material reciclado e também a produção de produtos reciclados quando os impactos ambientais da reciclagem são menores que os impactos da produção da matéria virgem e tratamento de resíduos juntos.

As equações para a reciclagem, segundo Baumann e Tillman (2004), são fornecidas nas equações 20,21 e 22, considerando a Figura 14 como exemplo:

$$L_1 = \frac{(V_1 - W_3)}{2} + \frac{R_1}{2} \quad \text{Equação 20}$$

$$L_2 = \frac{(R_1 - R_2)}{2} \quad \text{Equação 21}$$

$$L_3 = \frac{(V_1 - W_3)}{2} + \frac{R_2}{2} \quad \text{Equação 22}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.4 – Tratamento Final Evitado

Neste método somente se considera o tratamento final do resíduo. Também é conhecido como *End of Life Recycling* ou *avoided burden* (FRISCHKNECHT, 2007). A divisão do reciclado após a fase de uso do produto determina a quantidade de produto primário que não será necessário retirar da natureza, ou seja, a reciclagem após o uso evita a produção de um produto primário. Os impactos ambientais da produção primária evitados são creditados ao produto que envia para a reciclagem (FRISCHKNECHT, 2007). Este método, segundo o mesmo autor, ajuda a identificar quando produtos de alta reciclabilidade são ambientalmente vantajosos.

As equações para a reciclagem, segundo interpretação da Figura 14 e Schneider (1996), são fornecidas nas equações 23,24 e 25:

$$L_1=0 \quad \text{Equação 23}$$

$$L_2=0 \quad \text{Equação 24}$$

$$L_3=W_3 \quad \text{Equação 25}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.5– Tratamento Final Considerado

Neste método o tratamento final é considerado mesmo quando o resíduo é revalorizado, porém o método não considera as etapas de revalorização, analisando apenas uma fração da vida do recurso (SCHNEIDER, 1996).

As equações para a reciclagem, segundo interpretação da Figura 14 e Schneider (1996), são fornecidas nas equações 26, 27 e 28:

$$L_1=W_3 \quad \text{Equação 26}$$

$$L_2= W_3 \quad \text{Equação 27}$$

$$L_3= W_3 \quad \text{Equação 28}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.6 - Huppés

Segundo Schneider (1996), este método consiste em seguir os processos de reciclagem após a geração de resíduos reciclados até que o valor do recurso seja positivo. Em relação à utilização de resíduos o método não considera os processos de reciclagem. O método é baseado no valor econômico (considera os fluxos ambientais do processo da revalorização de um resíduo desde quando o resíduo possui valor econômico negativo até quando este após revalorizado possui um valor positivo) e foi desenvolvido por Huppés.

As equações para a reciclagem, segundo interpretação da Figura 14 e Schneider (1996), são fornecidas nas equações 29, 30 e 31:

$$L_1 = V_1 + R_1$$

Equação 29

$$L_2 = R_1 + R_2$$

Equação 30

$$L_3 = R_2 + W_3$$

Equação 31

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.7 - Courante

Este método é mais utilizado nos casos de utilização dos resíduos. Ele considera o fato de que gerar os resíduos que são revalorizados conduz a ausência do tratamento final. No momento

da utilização do resíduo os fluxos ambientais ligados ao processo de revalorização são tomados em conta tanto quanto a ausência da produção a partir de recursos naturais.

As equações para a reciclagem, segundo interpretação da Figura 14 e Schneider (1996), são fornecidas nas equações 32, 33 e 34:

$$L_1=V_1 \quad \text{Equação 32}$$

$$L_2=R_1 \quad \text{Equação 33}$$

$$L_3=R_2+W_3 \quad \text{Equação 34}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.8 – GEP

Este método foi desenvolvido em estudo realizado pela empresa General Electrics Plastics. Este método fornece um bônus quando há revalorização de resíduos; subtraindo uma fração (arbitrária) dos aspectos ambientais das etapas de geração de resíduos reciclados considerando um fator de depreciação da perda de qualidade e os aspectos ambientais do processo de reciclagem.

As equações para a reciclagem, segundo interpretação da Figura 14 e Schneider (1996), são:

$$L_1=V_1 - (1-Q_2)V_1 \quad \text{Equação 35}$$

$$L_2=R_1 - (1-Q_3)R_1 \quad \text{Equação 36}$$

$$L_3=R_2+W_3 \quad \text{Equação 37}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

Q_1 – qualidade do produto 1, em percentual [adimensional]

Q_2 – qualidade do produto 2, em percentual [adimensional]

Q_3 – qualidade do produto 3, em percentual [adimensional]

4.3.9 – Ciclo Fechado

Segundo Schneider (1996) este método supõe que todos os resíduos reciclados são parte da etapa que os gera, mesmo que estes resíduos sejam reciclados de fato em ciclo aberto. Ainda, segundo o autor, este método foi proposto por Lubkert, Virtanen e Mühlberger em 1991. Já Ekvall (1994) afirma que este método é o mesmo que aplicar a expansão do sistema.

Este método, segundo Baumann e Tillman (2004), se baseia em duas hipóteses:

1ª. O material reciclado repõe a matéria-prima sem afetar a reciclagem de outro material.

2ª. Só é válido para materiais que não perdem muita qualidade quando reciclados, como é o caso dos metais.

As equações para reciclagem, segundo Baumann e Tillman (2004), considerando a Figura 14, são dadas pela equação 38:

$$L_1=L_2=L_3=(1/3)*V_1+(1/3)*W_3+(1/3)*(R_1+R_2)$$

Equação 38

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.10 – Extração da Carga

Este método também pode ser conhecido, segundo Schneider (1996) como método Ostermark. Este método, segundo o mesmo autor, assume que em uma produção a partir de recursos naturais, os resíduos gerados recebem tratamento final, mesmo quando estes são reciclados. Em contra partida, não se considera o tratamento final de um resíduo que seja gerado por uma etapa de reciclagem. Segundo Baumann e Tillman (2004), o método requer dados e conhecimento sobre a atividade fora do ciclo de vida do produto em estudo. Promove o uso do material reciclado desde que o impacto ambiental da reciclagem seja menor que o impacto da produção da matéria-prima e o tratamento de resíduos juntos.

Os aspectos ambientais do tratamento do resíduo e da produção do material virgem são atribuídas ao primeiro produto. E em cada procedimento de reciclagem os aspectos ambientais são atribuídos ao produto que cada processo de reciclagem dá origem. Este método foi desenvolvido por Ostermark e Bussemey.

As equações para a reciclagem, segundo Ekvall e Tillman (1997) e Figura 14, são:

$$L_1 = V_1 + W_3 \quad \text{Equação 39}$$

$$L_2 = R_1 \quad \text{Equação 40}$$

$$L_3 = R_2 \quad \text{Equação 41}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.11 - Perda de Qualidade

Este método pode também ser conhecido como: *perte d'entrée* (SCHNEIDER, 1996). Ele é uma normalização do método alocação do uso potencial. Neste método a qualidade de cada produto depende muito do uso do produto, os aspectos ambientais são alocadas proporcionalmente a qualidade do resíduo entrante no sistema. As equações para reciclagem, segundo Baumann e Tillman (2004), considerando a Figura 14, são:

$$L_1 = \frac{Q_1}{Q_1 + Q_2 + Q_3} * (V_1 + R_1 + R_2 + W_3) \quad \text{Equação 42}$$

$$L_2 = \frac{Q_2}{Q_1 + Q_2 + Q_3} * (V_1 + R_1 + R_2 + W_3) \quad \text{Equação 43}$$

$$L_3 = \frac{Q_3}{Q_1 + Q_2 + Q_3} * (V_1 + R_1 + R_2 + W_3) \quad \text{Equação 44}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

Q_1 – qualidade do produto 1, em percentual [adimensional]

Q_2 – qualidade do produto 2, em percentual [adimensional]

Q_3 – qualidade do produto 3, em percentual [adimensional]

4.3.12 - Valor Sustentável

O método foi desenvolvido por Karlsson (1998), avaliado em um projeto (Product Ecology

Project) e usado no sistema EPS desde 1993. Este método pode também ser conhecido, como: “*man-made materials are valuable resources*” (EKVALL; TILLMAN,1997). O método insere a alocação por meio da expansão do sistema. Este método supõe que toda quantidade de material produzida, usada ou perdida possui um valor sustentável. A base do método é a sustentabilidade potencial, que pode ser comparada ao conceito de energia potencial em física (energia “armazenada” em um corpo, e, que pode a qualquer momento manifestar-se). Desta forma, quando um material reciclado tem uma utilidade equivalente para um material primário alternativo é possível medir o valor do seu recurso relativo em termos de parâmetros ambientais. As equações do método são desenvolvidas para os sistemas de reciclagem em ciclo fechado, aberto e em cascata e os valores dos recursos e aspectos ambientais são medidos em *Environmental Load Units* (ELU).

O ELU é uma unidade de fator de impacto que é calculada multiplicando o índice ambiental (ELI – calculado pela equação 45) pela quantidade de substância liberada ao ambiente pela atividade ou processo estudado. Estes podem então ser agregados (Figura 21).

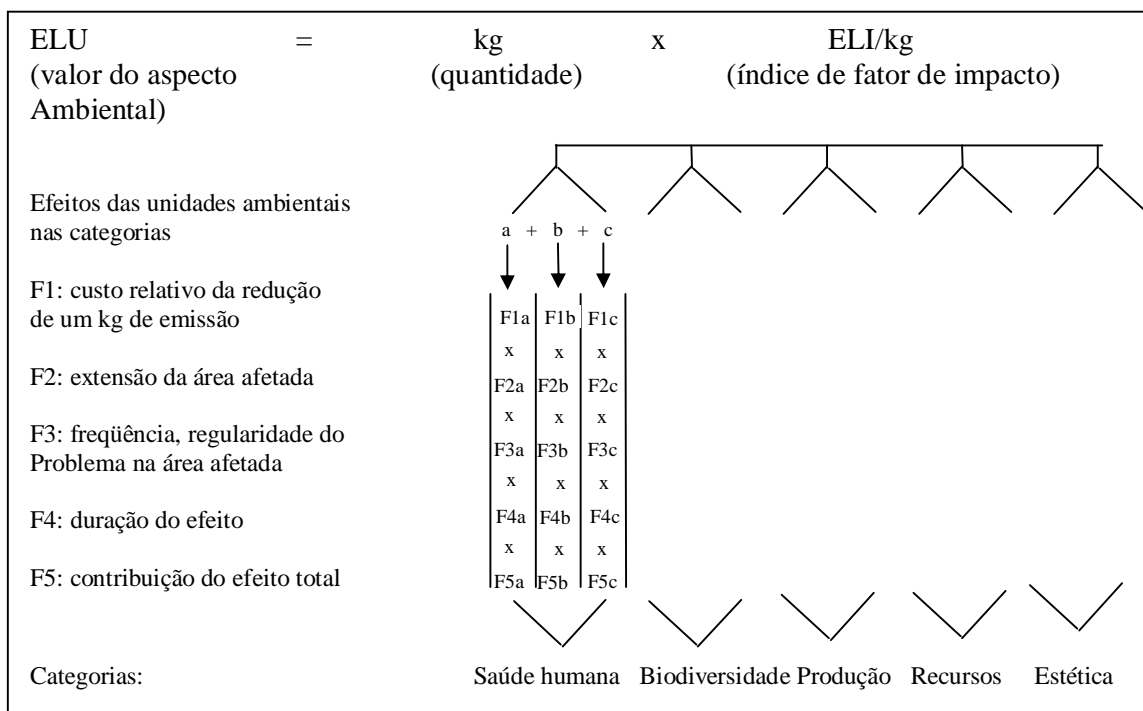


Figura 21: ELU.

Fonte: <http://eps.esa.chalmers.se>.

Onde: Environmental Load Index (ELI) é calculado por meio da Equação 45, com unidades ELU/quantidade; ELU/kg; ELU/m³:

$$ELI = \frac{\sum_{K=1,5-}}{\text{Segurança}} \frac{\sum_{j=1,n}}{\text{Unidade}} \frac{\prod_{i=1,5}}{\text{Fator}} F_{ijk}$$

Equação 45

Para um processo o ELU é calculado analogamente pela Eq 46:

$$ELU = \{ELI\} \times \{\text{Inventário}\} \times \{\text{Quantidade}\}$$

Equação 46

Reciclagem de ciclo fechado

O potencial sustentável para um material em um sistema de reciclagem de ciclo fechado é representado pela Figura 22 e Equação 47.

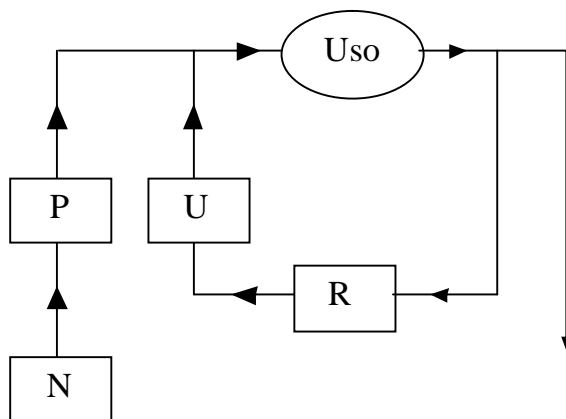


Figura 22: Fluxograma de reciclagem de ciclo fechado.

Fonte: Karlsson, 1998.

$$R = N + P - U$$

Equação 47

Onde:

R - Valor sustentável para o material reciclado

N - Valor ambiental da material-prima proveniente da natureza

P - Fator de impacto da produção primária

U - Fator de impacto do acréscimo da substância reciclada

material que é perdido e poderia ser reciclado no processo U_2 . C_1 e W_1 não estão inclusos na Equação 48. Também, assume-se que as características da disposição dos resíduos W_1 e W_2 são iguais.

C_1 - Fator de impacto da coleta para o armazenamento intermediário ou vazão.

W_1 - Fator de impacto evitada para a gestão de resíduos que deve estar inclusa na ACV do sistema em estudo se o produto não for reciclado.

B. Quando a reciclagem altera as características do material reciclado, alterando a gestão do resíduo.

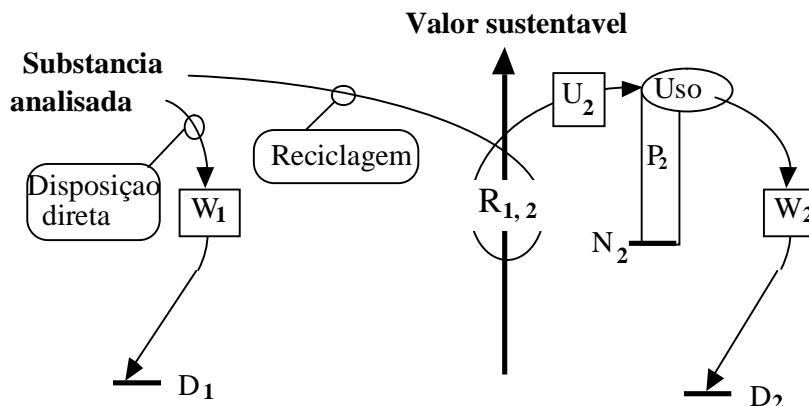


Figura 24: Fluxograma reciclagem de ciclo aberto quando as características do material reciclado altera a gestão do resíduo.

Fonte: Karlsson, 1998.

$$R_{1,2} = (N_2 + P_2 - U_2) - (W_2 - W_1) + (D_2 - D_1)$$

Equação 49

Onde:

W_2 - Fator de impacto da subsequente gestão de resíduo resultante do produto, após o próximo ciclo do produto, se a substancia é reciclada.

W_1 - Fator de impacto da gestão de resíduo para a disposição direta do produto em estudo.

D_2 - Valor ambiental do recurso para disposição restaurada a natureza após o tratamento do resíduo após reciclagem do produto.

D_1 - Valor ambiental do recurso para disposição direta do tratamento do resíduo do produto primário.

Reciclagem em cascata

A reciclagem em cascata com decréscimo de utilidade (qualidade) significa que o número de ciclos de uso do produto compartilham o benefício do mesmo ciclo de vida do material. O princípio do método é que o fator de impacto e os valores dos recursos para a produção primária e a gestão final do resíduo são alocados a diferentes ciclos de vida de produtos no sistema cascata, proporcionalmente às mudanças da utilidade (qualidade) do material.

O valor sustentável do material aumenta durante a produção primária. O primeiro uso do ciclo é responsabilizado por parte do fator de impacto e pelo decréscimo do valor sustentável do material pronto para a segunda reciclagem com acréscimo de material. Este acréscimo faz com que o valor do material aumente e, então, parte do fator de impacto é alocada ao segundo ciclo de uso e assim obtém-se o valor sustentável do material que segue para o terceiro ciclo de uso. Assim, tem-se um novo acréscimo de valor, uma nova alocação e o valor sustentável do resíduo do produto antes da gestão deste. Segundo Karlsson (1998) Equação 50 fornece o mesmo resultado que o método descrito pelo projeto EDIP.

$$R_{n, n+1} = D - W + \frac{V_{n+1}}{V_p} \cdot [(N + P) - (D - W)] - U_{n+1}$$

Equação 50

Onde:

$R_{n, n+1}$ - Valor sustentável do material coletado na reciclagem do resíduo do produto.

D - Valor sustentável (fator de impacto ou valor do recurso) para disposição de resíduos devolvidos a natureza após a gestão dele, após uso final do ciclo no ciclo de vida do material.

V_{n+1} - Valor útil para a construção do material produzido por meio de “n” reciclagens.

V_p - Valor útil para a produção primária do material.

N - Valor sustentável da matéria-prima proveniente da natureza.

P - Fator de impacto da produção primária na entrada da cascata.

W - Fator de impacto da disposição do resíduo, após o uso final.

U_{n+1} - Fator de impacto do acréscimo para produção do material n+1.

Segundo Ekvall e Tillman (1997) as equações para reciclagem considerando a Figura 14, são:

$$L_1 = \frac{Q_1 - Q_2}{Q_1} * (V_1) + R_1$$

Equação 51

$$L_2 = \frac{Q_2 - Q_3}{Q_1} * (V_1) + R_2$$

Equação 52

$$L_3 = \frac{Q_3}{Q_1} * (V_1) + W_3$$

Equação 53

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

Q_1 – qualidade do produto 1, em percentual [adimensional]

Q_2 – qualidade do produto 2, em percentual [adimensional]

Q_3 – qualidade do produto 3, em percentual [adimensional]

Limitações do método:

- É difícil identificar quando uma substância contida em um produto será reciclada, após este produto ser vendido no mercado.
- Corre-se o risco que um resíduo não seja contabilizado.

4.3.13 - CIT

Método usado pela Chalmers Industri Teknik. Neste método se desenvolve uma vida fictícia do recurso considerando uma taxa de reciclagem constante e que todos os processos são idênticos. As taxas de reciclagem e dos processos correspondem à média do ciclo de vida completa do recurso. Os fluxos ambientais totais da vida do recurso se repartem a cada ciclo proporcionalmente a massa do produto.

Dessa forma pode-se deduzir a fórmula para reciclagem:

$$L_1 = V + P + W(X-Y)/X - [(V-W-R)Y]/X \quad \text{Equação 54}$$

$$L_2 = R + P + W + (V-W-R) \quad \text{Equação 55}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuído ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuído ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuído ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

m_1 – massa do produto 1 [unidade de massa]

m_2 – massa do produto 2 [unidade de massa]

m_3 – massa do produto 3 [unidade de massa]

Método CIT 50/50: neste método o fator de impacto para a produção de P1 é reduzida e o fator de impacto para a linha P2 é acrescida do termo $(V-W-R)$. O fator usado para a correção do termo, neste método, foi estabelecido em 0,5; o que justifica o nome do método.

As equações para o caso de reciclagem em ciclo aberto, segundo Bystrom e Lonnstedt (2000), são:

$$L_1 = V + P + W(X-Y)/X - [0,5(V-W-R)Y]/X \quad \text{Equação 56}$$

$$L_2 = R + P + W + 0,5(V-W-R) \quad \text{Equação 57}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V – o fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R – o fator de impacto do transporte (quando material reciclado da linha de produção L1 é incorporado na linha de produção L2) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

P – o fator de impacto da fase de produção das linhas de produção [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W – o fator de impacto de materiais não reciclados [por exemplo (MJ,kg)/kg]

X – A quantidade produzida (ton) P1

Y – A quantidade produzida (ton) P2

C – A quantidade total (ton)

Se o fator usado neste método for zero, de acordo com Bystrom e Lonnstedt (2000), o método CIT 50/50 torna-se o método cut-off. Este método, segundo Ekvall (1994), é parecido ao ciclo fechado com exceção que a razão de reciclagem do ciclo fechado é a média da razão de reciclagem da cascata.

4.3.14 – Alocação do Uso Potencial

Este método pode também ser encontrado como: *perte d'utilisation* (SCHNEIDER, 1996). Segundo Lindeijer (1994), os aspectos ambientais são alocadas em proporção a perda de qualidade do material em cada estágio de reciclagem. Segundo Schneider (1996) as equações para reciclagem considerando a Figura 14, são:

$$L_1 = Q_1 * (V_1) \quad \text{Equação 58}$$

$$L_2 = (Q_1 - Q_2) * R_1 \quad \text{Equação 59}$$

$$L_3 = (Q_2 - Q_3) * (R_2 + W_3) \quad \text{Equação 60}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

Q_1 – qualidade do produto 1, em percentual [adimensional]

Q_2 – qualidade do produto 2, em percentual [adimensional]

Q_3 – qualidade do produto 3, em percentual [adimensional]

4.3.15 - Cutt-off

Segundo Baumann e Tillman (2004), este método é o mais fácil de ser aplicado, pois não há necessidade de dados de fora do ciclo de vida do produto em estudo. Baseado na opinião de que cada produto deve ser responsabilizado pelos aspectos ambientais causadas pela sua produção, permitindo que os ciclos seguintes não sejam responsabilizados pelos aspectos ambientais dos produtos anteriores (BORG; WIDMAN, 1998). Desta forma, os aspectos ambientais da produção primária são alocadas ao primeiro produto, os aspectos ambientais do primeiro processo de reciclagem ao segundo produto e os aspectos ambientais da segunda reciclagem para o terceiro produto; e assim por diante até que o tratamento de resíduos seja alocado ao último produto.

As equações para a reciclagem, segundo Baumann e Tillman (2004) e considerando a Figura 14, são:

$$L_1 = V_1$$

Equação 61

$$L_2 = R_1$$

Equação 62

$$L_3 = R_2 + W_3$$

Equação 63

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuído ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuído ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuído ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.16 – Boguski

Neste método os benefícios da reciclagem ao longo da vida de uma matéria são alocados em função da massa dos diferentes produtos ao longo da vida da matéria. Segundo Schneider (1996) as equações para reciclagem considerando a Figura 14, são:

$$L_1 = \left(V1 + \frac{m_1}{m_t} \times W3 \right) - \frac{(m_2 \times V1 + \frac{m_1}{m_t} W3 - R1 + \frac{m_3}{m_t} \times V1 + \frac{m_2}{m_t} \times W3 - R2)}{3}$$

Equação 64

$$L_2 = \left(\frac{m_2}{m_t} \times V1 + \frac{m_2}{m_t} \times W3 \right) - \frac{(\frac{m_2}{m_t} \times V1 + \frac{m_1}{m_t} W3 - R1 + \frac{m_3}{m_t} \times V1 + \frac{m_2}{m_t} \times W3 - R2)}{3}$$

Equação 65

$$L_3 = \left(\frac{m_3}{m_t} \times V1 + W3 \right) - \frac{(\frac{m_2}{m_t} \times V1 + \frac{m_1}{m_t} W3 - R1 + \frac{m_3}{m_t} \times V1 + \frac{m_2}{m_t} \times W3 - R2)}{3}$$

Equação 66

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuído ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuído ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuído ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

m_1 – massa do produto 1 [unidade de massa]

m_2 – massa do produto 2 [unidade de massa]

m_3 – massa do produto 3 [unidade de massa]

m_t – soma das massas dos produtos 1,2 e 3 [unidade de massa]

4.3.17 – Número de Usos Subseqüentes do Material Reciclado

Segundo Borg e Widman (1998) é conhecido como método Anderson & Borg. Também conhecido como SCI, desenvolvido para *Steel Construction Institute* no Reino Unido (BORG; 2001). Este método considera que a qualidade do material após o uso é menor e por isso a reciclagem deve ser condicionada ao uso futuro do material.

A norma ISO 141049 no item 8.3.3.1 que ilustra uma situação para alocação, com a produção de papel kraft, reciclagem de suas fibras e seu resíduo (Figura 25).

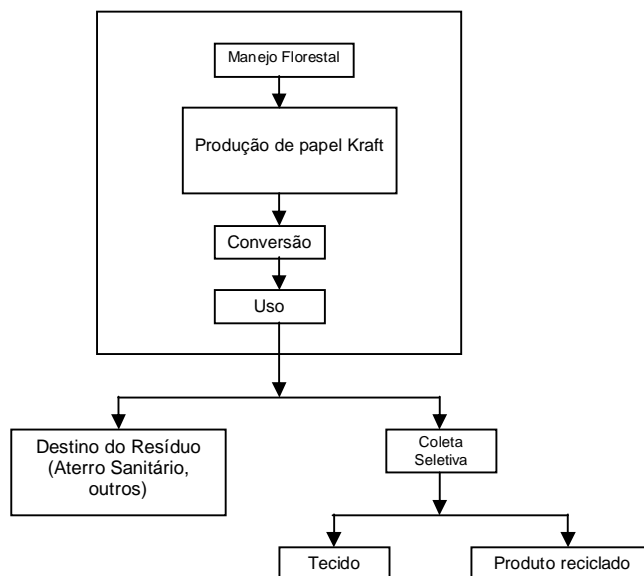


Figura 25: Base de alocação.
Fonte: Adaptado ISO 14049, 2000.

A seguir será apresentada uma proposta de solução através do método: Número de usos subsequentes do material reciclado (Figura 26).

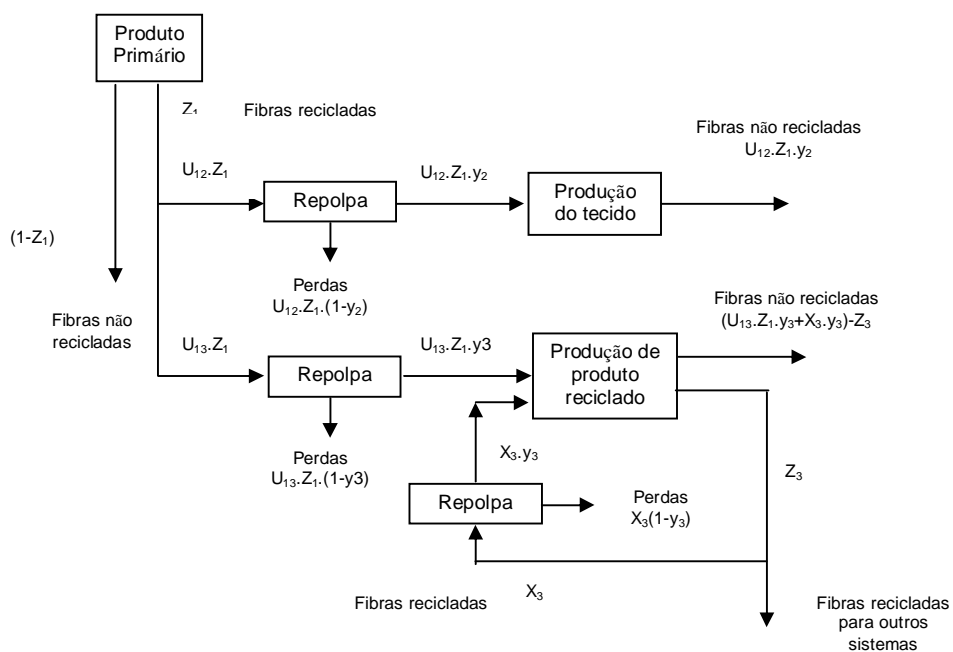


Figura 26: Esquema representativo do problema.
Fonte: Adaptado ISO 14049, 2000.

Para a solução do problema numericamente utilizou-se os dados hipotéticos da Tabela 17:

Tabela 17: Valores numéricos

PM = 100 ton	$Z_1 = 70$ ton	$Z_3 = 0,5.E_3$	$Y_2 = 0,8$
D = 30 ton	$U_{12} = 0,25$	$E_3 = E_1 + E_2$	$Y_1 = 0,8$
	$U_{13} = 0,75$	$X_3 = 0,3.Z_3$	

A partir destes valores realiza-se uma iteração na parte da reciclagem para encontrar os valores finais, utilizando como fator de parada \neq Iterações $E_2 \leq 1\%$ (Tabela 18):

Tabela 18: Iteração

E_1	E_3 ($E_1 + E_2$)	Z_3 ($0,5.E_3$)	X_3 ($0,3.Z_3$)	C ($Z_3 - X_3$)	Perdas $X_3(1 - Y_3)$	E_2 ($X_3.Y_3$)	B ($E_1 + X_3.Y_3 - Z_3$)	\neq % Iterações E_2
42	-	21	6,3	14,7	1,26	5,04	21	-
42	47,04	23,52	7,06	16,46	1,41	5,64	24,12	11,98
42	47,64	23,82	7,15	16,68	1,43	5,72	23,90	1,30
42	47,72	23,86	7,16	16,70	1,43	5,73	23,87	0,15

Dessa forma o esquema da Figura 27 foi gerado:

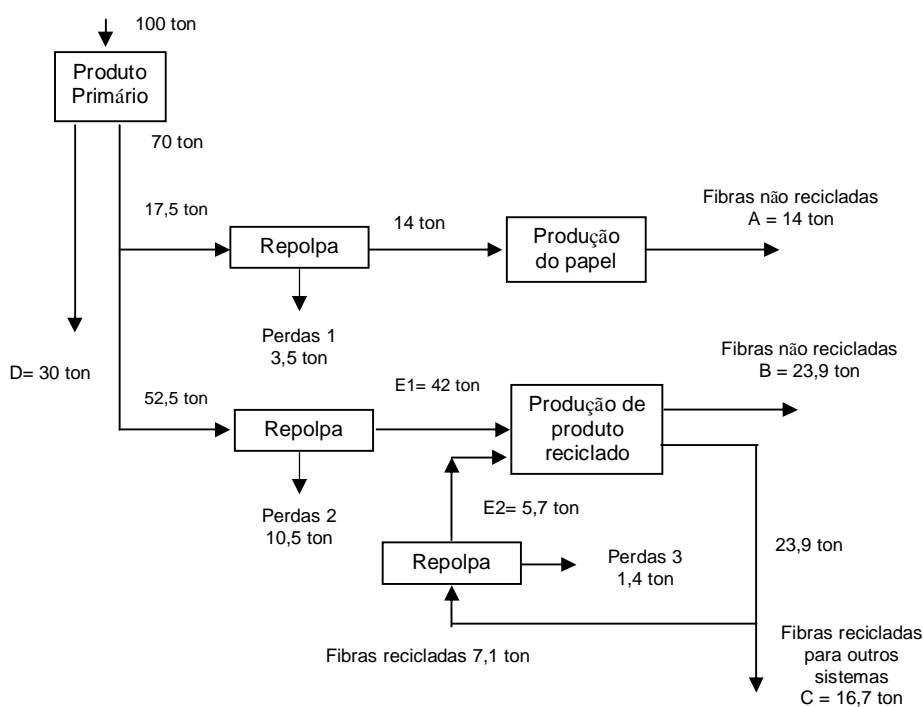


Figura 27: Esquema do problema com valores arbitrários.

As equações segundo a norma ISO 14049 (2000):

$$u = 1 + Z_1 \cdot [(U_{12} \cdot Y_2) + (U_{13} \cdot Y_3) \cdot (1 / (1 - (X_3 \cdot Y_3)))]$$

Equação 67

Para o cálculo do Fator de alocação para cada produto foi calculado os Fatores de alocação intermediários como Frec e FBC, descrito abaixo:

$$FD = (1 - Z_1) + (Z_1/u) \quad \text{Equação 68}$$

$$Frec = Z_1(u-1)/u \quad \text{Equação 69}$$

$$FBC = (Z_1 U_{13}(u-1)/u) \cdot Frec \quad \text{Equação 70}$$

$$FA = ((1 - Z_3) + (Z_3/u)) \cdot Frec \quad \text{Equação 71}$$

$$FB = ((1 - Z_3) + (Z_3/u)) \cdot FBC \quad \text{Equação 72}$$

$$FC = (Z_3 \cdot (u-1)/u) \cdot FBC \quad \text{Equação 73}$$

Onde:

- FD – fator de alocação para o produto D
- Frec – fator de alocação para toda a parte reciclada Z_1
- FA – fator de alocação para o produto A
- FBC – fator de alocação para todo o reciclado q vai gerar o produto B e C
- FB – fator de alocação para o produto B
- FC – fator de alocação para o produto C
- u – quantidade de vezes de uso do material descrito pela equação 68

Para o cálculo considerou-se os dados Tabela 19:

Tabela 19: Dados numéricos

$Z_1 = 0,7$	$U_{12} = 0,25$	$X_3 = 0,3$
$Y_2 = 0,8$	$Y_3 = 0,8$	$U_{13} = 0,75$
$Z_3 = 0,5$	$u = 1,69$	
$FD = 0,713557$	$FB = 0,048946$	$FA = 0,227836$
$Frec = 0,286442$	$FC = 0,0125906$	$FBC = 0,061537$

A alocação dos aspectos ambientais em cada produto encontra-se na Tabela 20. Admitiu-se que as unidades de medidas são as mesmas, podendo então ser somadas.

Tabela 20: Calculo dos aspectos ambientais

Produto	Fator de alocação	Matéria Prima (ton)	Emissão 1 (ton)	Emissão 2 (ton)	Emissão 3 (ton)	Total Fator de impacto (ton)
A	0,227836	22,7836	0,797426	2,392278	0,31897	26,29227
B	0,048946	4,8946	0,171311	0,513933	0,068524	5,648368
C	0,0125906	1,25906	0,044067	0,132201	0,017627	1,452955
D	0,713557	71,3557	2,49745	7,492349	0,99898	82,34448

Neste método encontramos uma variação para o cálculo do número médio que é o método da Cadeia de Markov.

- **Cadeia de Markov**

As cadeias de Markov são processos estocásticos (família de variáveis aleatórias $X(t)$, funções que variam aleatoriamente) de tempo discreto nomeado a partir do matemático russo Andrey Andreyevich Markov. A variável para esta função é, geralmente, atribuída a intervalos de tempo. Cada variável $X(t)$, com $t = 0,1,2,3,4\dots$, assume um valor também randômico, que é determinado por uma probabilidade. Uma cadeia de Markov representa vários estados possíveis para uma determinada situação e as transições, entre um estado e outro, que ocorrem segundo certa probabilidade (GRINSTEAD; SNELL; 1997). Este método probabilístico que utiliza a análise numérica baseada em matrizes é efetivo quando a transição de estado do material é constante ao longo do tempo. O método proposto por Yamada et al (2006) utiliza esta técnica como forma alternativa de calcular o número médio do uso do material na sociedade, do berço ao túmulo. Este método assume que quando um elemento do material sofre uma transição de um estado a outro, a transição é unicamente determinada por probabilidade.

O procedimento para alocação consiste nos seguintes passos:

1. Identificar com que tipo de reciclagem trata-se (Figura 28):

Caso 1 – reciclagem de ciclo fechado

Caso 2 – reciclagem de ciclo aberto

Caso 3 - reciclagem de funções sucessivas

Caso 4 – reciclagem de ciclo fechado e aberto existindo em uma mesma vazão de material (maioria dos casos reais)

Caso 5 - caso onde existe acumulação de material na vazão de material

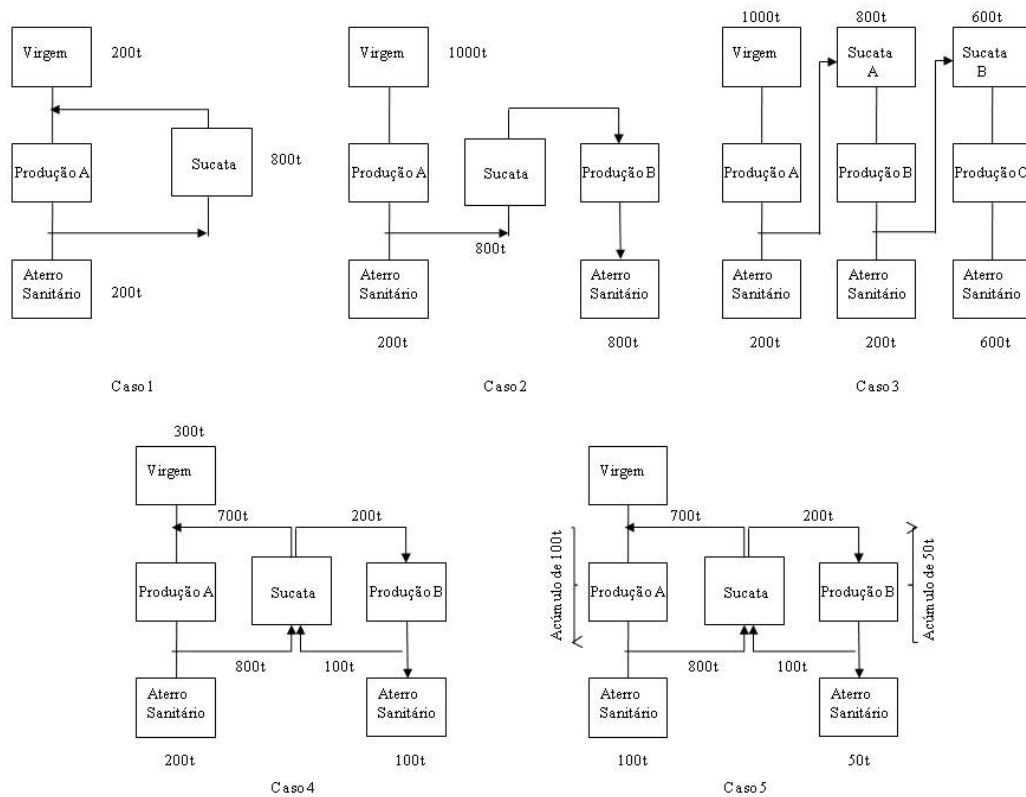


Figura 28: Exemplos de casos de reciclagem.

Fonte: Yamada et al., 2006.

2. Preparo da tabela de transição de estado.

A tabela é criada com base na vazão do material em estudo. A Tabela 21 mostra quanto do elemento do material vai de um estado (em linha) para outro estado (em coluna).

Tabela 21: Variação do elemento do material de um estado a outro

Caso 1	Virgem	Produto A	Sucata	Aterro Sanitário	Total			
Virgem	0	200	0	0	200			
Produto A	0	0	800	200	1000			
Sucata	0	800	0	0	800			
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0			
Caso 2	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário	Total		
Virgem	0	1000	0	0	0	1000		
Produto A	0	0	800	0	200	1000		
Sucata	0	0	0	800	0	800		
Produto B	0	0	0	0	800	800		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0		
Caso 3	Virgem	Produto A	Sucata A	Produto B	Sucata B	Produto C	Aterro Sanitário	Total
Virgem	0	1000	0	0	0	0	0	1000
Produto A	0	0	800	0	0	0	200	1000
Sucata A	0	0	0	800	0	0	0	800
Produto B	0	0	0	0	600	0	200	800
Sucata B	0	0	0	0	0	600	0	600
Produto C	0	0	0	0	0	0	600	600
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0	0	0
Caso 4	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário	Total		
Virgem	0	300	0	0	0	300		
Produto A	0	0	800	0	200	1000		
Sucata	0	700	0	200	0	900		
Produto B	0	0	100	0	100	200		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0		
Caso 5	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário	Total		
Virgem	0	300	0	0	0	300		
Produto A	0	0	800	0	100	900		
Sucata	0	700	0	200	0	900		
Produto B	0	0	100	0	50	150		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0		

Fonte: Yamada et al., 2006.

3. Preparo da matriz probabilística de transição

Cada componente da matriz (a_{ij}) probabilística de transição A é calculada pela Equação 74 e 75:

$$a_{ij} = \frac{x_{ij}}{X_i}, (X_i \neq 0)$$

Equação 74

$$a_{ij} = 0, (X_i = 0)$$

Equação 75

Onde:

x_{ij} - corresponde a cada elemento de estado de transição da Tabela 21

X_i - a soma de cada linha da tabela de transição de estado (Tabela 21)

Elementos a_{ij} na matriz A (Tabela 22) representa as probabilidades da transição do material de um estado i para j. Portanto, a matriz A é a matriz probabilística de transição que mostra a probabilidade do estado i para qual elemento do material se tornará j por meio de uma transição.

Tabela 22: Matriz probabilística de transição

Caso 1	Virgem	Produto A	Sucata	Aterro Sanitário	
Virgem	0	1,00	0	0	
Produto A	0	0	0,8	0,20	
Sucata	0	1,00	0	0	
Aterro Sanitário	0	0	0	0	
Caso 2	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário
Virgem	0	1,00	0	0	0
Produto A	0	0	0,80	0	0,20
Sucata	0	0	0	1,00	0
Produto B	0	0	0	0	1,00
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0

Continuação: Tabela 22: Matriz probabilística de transição

Caso 3	Virgem	Produto A	Sucata A	Produto B	Sucata B	Produto C	Aterro Sanitário
Virgem	0	1,00	0	0	0	0	0
Produto A	0	0	0,80	0	0	0	0,20
Sucata A	0	0	0	1,00	0	0	0
Produto B	0	0	0	0	0,75	0	0,25
Sucata B	0	0	0	0	0	1,00	0
Produto C	0	0	0	0	0	0	1,00
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0	0
Caso 4	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	0	1,00	0	0	0		
Produto A	0	0	0,80	0	0,20		
Sucata	0	0,78	0	0,22	0		
Produto B	0	0	50	0	0,50		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0		
Caso 5	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	0	1,00	0	0	0		
Produto A	0	0	0,89	0	0,11		
Sucata	0	0,78	0	0,22	0		
Produto B	0	0	0,67	0	0,33		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0		

Fonte: Yamada et al., 2006.

4. Cálculo do número médio de uso do material na sociedade

Assume-se que a probabilidade do estado de transição é constante e não varia com o tempo. Desta forma, não importa quantas vezes o material é reusado, sempre há entrada na sociedade com a mesma estrutura de consumo; e as transições de estado ocorrem com a mesma probabilidade. A probabilidade do material no estado inicial “i” em se tornar “j” por meio de uma transição é expressa por a_{ij} , elemento ij da matriz A. A probabilidade, $P_{ij}(k)$, do material em estado inicial “i” em se tornar estado “j” por meio de k transições é fornecido pela Equação 76:

$$P_{ij}(k) = [A^k]_{ij}$$

Equação 76

Onde:

A^k - denota a matriz que é definida pela multiplicação de A por k vezes

$P_{ij}(k)$ - probabilidade do material em estado inicial i em se tornar estado j por meio de k transições

O número médio de transições de estado u , estado de residência no produto, pode ser expresso por N_{su} e determinado pela Equação 77:

$$N_{su} = \lim_{n \rightarrow \infty} \sum_{k=0}^n P_{su}(k) = \left[\lim_{n \rightarrow \infty} \sum_{k=0}^n A^k \right]_{su} = \left[(I - A)^{-1} \right]_{su} \quad \text{Equação 77}$$

Onde:

s - é o estado inicial (estado da matéria virgem)

I - matriz identidade

O número médio total de uso do material em produtos do estado inicial s até a disposição final por meio de um número de transições é dado pela equação 78 e para os casos de 1 a 5 na Tabela 23:

$$t_s = \sum_{u \in U} N_{su} \quad \text{Equação 78}$$

Onde:

U - categorias de produtos

N - número médio total de uso do material em produtos do estado inicial s até a disposição final por meio de um número de transições

Tabela 23: Número médio que o material é utilizado na sociedade do estudo de caso de 1 a 5

Caso 1	Virgem	Produto A	Sucata	Aterro Sanitário			
Virgem	1,00	-1,00	0	0			
Produto A	0	1,00	-0,80	-0,20			
Sucata	0	-1,00	1,00	0			
Aterro Sanitário	0	0	0	0			
Caso 2	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	1,00	-1,00	0	0	0		
Produto A	0	1,00	-0,80	0	-0,20		
Sucata	0	0	1,00	-1,00	0		
Produto B	0	0	0	1,00	-1,00		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	1,00		
Caso 3	Virgem	Produto A	Sucata A	Produto B	Sucata B	Produto C	Aterro Sanitário
Virgem	1,00	-1,00	0	0	0	0	0
Produto A	0	1,00	-0,80	0	0	0	-0,20
Sucata A	0	0	1,00	-1,00	0	0	0
Produto B	0	0	0	1,00	-0,75	0	-0,25
Sucata B	0	0	0	0	1,00	-1,00	0
Produto C	0	0	0	0	0	1,00	-1,00
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0	1,00
Caso 4	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	1,00	-1,00	0	0	0		
Produto A	0	1,00	-0,80	0	0,20		
Sucata	0	-0,78	1,00	-0,22	0		
Produto B	0	0	-50	1,00	0,50		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	1,00		
Caso 5	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	1,00	-1,00	0	0	0		
Produto A	0	1,00	-0,89	0	-0,11		
Sucata	0	-0,78	1,00	-0,22	0		
Produto B	0	0	-0,67	1,00	-0,33		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	1,00		

Fonte: Yamada et al., 2006.

A matriz $(I-A)^{-1}$ (Tabela 24) mostra quantas vezes um material virgem é usado em produtos até que todos os elementos sejam finalmente dispostos.

Tabela 24: Matrizes (I-A)⁻¹ para os casos 1 a 5

Caso 1	Virgem	Produto A	Sucata	Aterro Sanitário			
Virgem	1,00	5,00	4,00	1,00			
Produto A	0	5,00	4,00	1,00			
Sucata	0	5,00	5,00	1,00			
Aterro Sanitário	0	0	0	1,00			
Caso 2	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	1,00	1,00	0,80	0,80	1,00		
Produto A	0	1,00	0,80	0,80	1,00		
Sucata	0	0	1,00	1,00	1,00		
Produto B	0	0	0	1,00	1,00		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	1,00		
Caso 3	Virgem	Produto A	Sucata A	Produto B	Sucata B	Produto C	Aterro Sanitário
Virgem	1,00	1,00	0,80	0,80	0,60	0,60	1,00
Produto A	0	1,00	0,80	0,80	0,60	0,6	1,00
Sucata A	0	0	1,00	1,00	0,75	0,75	1,00
Produto B	0	0	0	1,00	0,75	0,75	1,00
Sucata B	0	0	0	0	1,00	1,00	1,00
Produto C	0	0	0	0	0	1,00	1,00
Aterro Sanitário	0	0	0	0	0	0	1,00
Caso 4	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	1,00	3,33	3,00	0,67	1,00		
Produto A	0	3,33	3,00	0,67	1,00		
Sucata	0	2,92	3,75	0,83	1,00		
Produto B	0	1,46	1,88	1,42	1,00		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	1,00		
Caso 5	Virgem	Produto A	Sucata	Produto B	Aterro Sanitário		
Virgem	1,00	5,31	5,54	1,23	1,00		
Produto A	0	5,31	5,54	1,23	1,00		
Sucata	0	4,85	6,23	1,38	1,00		
Produto B	0	3,23	4,15	1,92	1,00		
Aterro Sanitário	0	0	0	0	1,00		

Fonte: Yamada et al., 2006.

O número de vezes que um material virgem é usado em cada caso é exposto na Tabela 25.

Tabela 25: o número de vezes que um material virgem é usado em cada caso (de 1 a 5).

Caso	Número de uso de um material
1	5,0
2	1,8
3	2,4
4	4,0
5	6,54

Fonte: Yamada et al., 2006.

Esses valores devem ser usados no método: Número de usos subsequentes do material reciclado.

4.3.18 - Sistema Analítico

De acordo com Bystrom e Lonnstedt (2000), consiste em uma simplificação da realidade, onde os processos e os transportes são simplificados e as etapas de produção agregadas. Para o caso de reciclagem em ciclo aberto as equações são:

$$L_1 = X(V + P) + (X - Y)W \quad \text{Equação 79}$$

$$L_2 = Y(R + P + W) \quad \text{Equação 80}$$

$$L_t = Y(R - V - W) + C(V + PW) \quad \text{Equação 81}$$

$$C = X + Y \quad \rightarrow \quad X = C - Y \quad \text{Equação 82}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuído ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuído ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R – fator de impacto do transporte (quando material reciclado da linha de produção L_1 é incorporado na linha de produção L_2) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

P – fator de impacto da fase de produção das linhas de produção [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W – fator de impacto de materiais não reciclados [por exemplo(MJ,kg)/kg]

X – quantidade produzida (t) de P1

Y – quantidade produzida (t) de P2

C – quantidade total (t)

4.3.19 – Disposição da Carga

Este método foi descrito por Ostermark em 1994. O método é baseado na ideia de que materiais são importantes recursos e, sendo assim, devem ser repostos por meio do uso de matéria-prima proveniente da natureza se perdidos como resíduos. Este método requer dados e conhecimentos sobre a atividade fora do ciclo de vida do produto em estudo. Promove o desenvolvimento e a produção de produtos recicláveis quando os impactos ambientais da reciclagem são menores que os impactos ambientais da produção da matéria virgem e tratamento de resíduos combinados (EKVALL; TILLMAN, 1997).

Em reciclagem em cascata o método aloca os aspectos ambientais causados pela produção do produto primário como também o tratamento de resíduos em proporção a quantidade do material primário no produto. Aloca os aspectos ambientais causadas pelo processo de reciclagem em proporção a quantidade de material reciclado no produto.

As equações para a reciclagem em cascata considerando a Figura 14, segundo Baumann e Tillman (2004), são:

$$L_1=R_1 \quad \text{Equação 83}$$

$$L_2=R_2 \quad \text{Equação 84}$$

$$L_3=V_1+W_3 \quad \text{Equação 85}$$

Onde:

L_1 – fator de impacto atribuído ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – fator de impacto atribuído ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – fator de impacto atribuído ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.20 - Borg & Trinius

O método foi desenvolvido por Mathias Borg e Wolfram Trinius, com o apoio de *Kungliga Tekniska Hogskolan* (KTH) localizada em Estocolmo, Suécia, em parceria com a *Swedish Steel Construction Institut* (SBI). Ele foi desenvolvido visando representar as peculiaridades que o setor da construção civil apresenta em relação aos outros setores: o longo tempo da vida útil de serviço dos prédios, materiais dos prédios e seus componentes. Para isso, o método utiliza uma combinação de parâmetros (BORG; PAULSEN; TRINIUS, 2001):

(a) Perspectiva paralela fictícia do tempo: o método realiza a alocação dos aspectos ambientais como se o processo de produção ocorresse ao mesmo tempo em que a reciclagem futura do material. Esta perspectiva paralela do tempo possibilita tratar com as grandes incertezas atribuídas com a predição futura de valores e aspectos ambientais de materiais reciclados, que ocorrem entre 30 e 100 anos futuros.

(b) Fator de projeto: este parâmetro indica a provável reciclabilidade do material do prédio baseado nas características do material e no processo de produção do mesmo.

(c) Determinação de um produto intermediário correspondente para o qual o valor de mercado é determinado.

(d) Uso de valor econômico como indicador da qualidade dos materiais reciclados.

Segundo Borg, Paulsen e Trinius (2001) o método possui três princípios:

(1) Os aspectos ambientais são alocados ao produto sucessivo do ciclo de vida. O ciclo de vida em estudo tem que se responsabilizar por aumentar o material residual em recursos secundários;

(2) Somente aspectos ambientais das partes recicláveis podem ser alocadas ao ciclo futuro. As características do material e de projeto dos produtos são importantes fatores para estimar a quantidade reciclável do material. Dessa forma, a reciclagem é condicionada ao uso futuro do material;

(3) A redução da qualidade dos materiais entre os materiais em dois subsequentes ciclos de vida de produto é indicada pela razão entre o valor de mercado do material nos produtos.

As equações do método são descritas para o sistema de reciclagem de matéria-prima primária e sistema de reciclagem de material secundário.

Sistema de reciclagem de matéria-prima primária

O sistema de reciclagem de matéria-prima primária pode ser representado pela Figura 29.

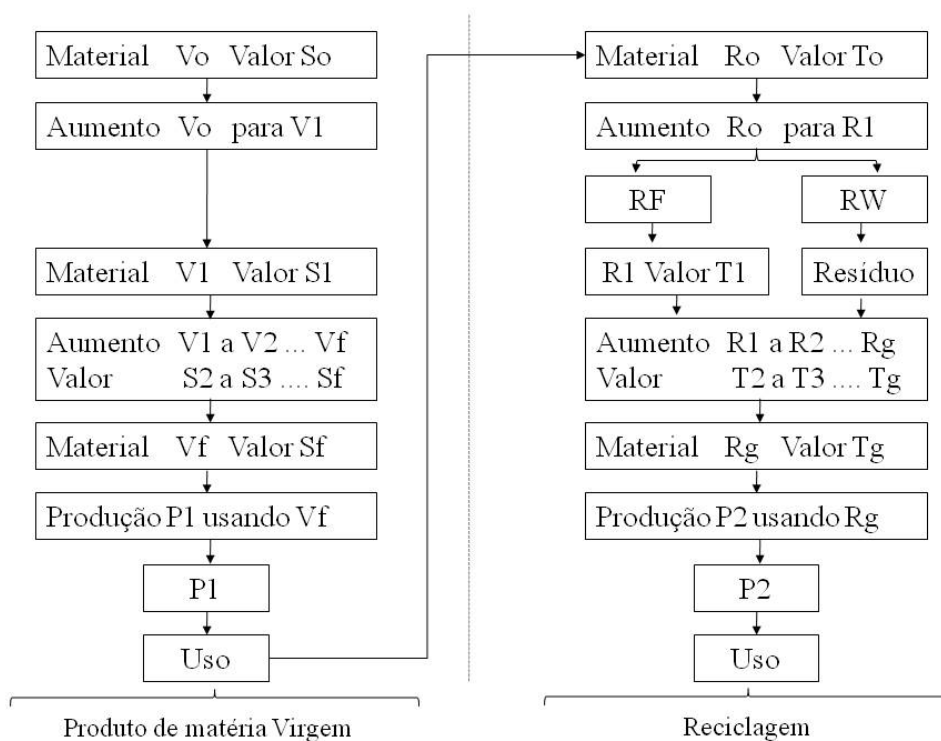


Figura 29: Sistema de reciclagem de matéria-prima primária.

Fonte: adaptado de Borg; Paulsen; Trinius, 2001.

Usando o princípio 1 do método uma parte do fator de impacto L_{vo-vn} (P1) pode ser alocada ao ciclo de vida posterior (Equação 86):

$$L_f = RF \times L_{vo-vn} \times \frac{T_m}{S_n}$$

Equação 86

Onde:

L_f – Fator de impacto posterior [por exemplo(MJ,kg)/kg]

n – número de materiais primários intermediários [adimensional]

RF – Fração disponível para reciclagem [adimensional]

$L_{V_0-V_n}$ – Fator de impacto de V_0 a V_n (do material virgem “0” até o material final entrante ao produto P) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

T_m – Valor de mercado para o material reciclado R_m [unidade monetária(R\$)/kg]

S_n – Valor de mercado para o material virgem ou produto intermediário (V_n) [unidade monetária (R\$)/kg]

Porém o ciclo do produto de material virgem assume responsabilidade pelo acréscimo de material reciclado do nível R_1 até R_m (Equação 87).

$$L_b = RF \times L_{R_0-R_n} \quad \text{Equação 87}$$

Onde:

L_b – Fator de impacto anterior [por exemplo(MJ,kg)/kg]

RF – Fração disponível para reciclagem [adimensional]

$L_{R_0-R_m}$ – Fator de impacto da reciclagem até R_m (contem os estágios de R_0 a R_m) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

O fator de impacto total atribuída ao produto P_1

$$L_{P_1} = L_{V_0-V_f} + L_{prodP_1} + L_{usoP_1} + WF \times L_{resíduoP_1} - RF \times L_{V_0-V_n} \times \frac{T_m}{S_n} - RF \times L_{R_0-R_n}$$

Equação 88

Onde:

L_{P_1} – Fator de impacto atribuída ao produto P_1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

$L_{V_0-V_f}$ – Fator de impacto de V_0 a V_f (do material virgem “0” até o material final entrante ao produto P_1) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_{prodP_1} – Fator de impacto da produção de P_1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_{usoP_1} – Fator de impacto do uso de P_1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

WF – Fração de resíduo [adimensional]

$L_{\text{resíduoP1}}$ – Fator de impacto do resíduo de P1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

A reciclagem se torna positiva ambientalmente quando a seguinte condição for satisfeita:

$L_{v0-vn} \times \frac{T_m}{S_n} > L_{Ro-Rm}$ ou seja o fator de impacto do material virgem usado > fator de impacto do material reciclado

Sistema de reciclagem de material secundário

O sistema de reciclagem de material secundário pode ser representado pela Figura 30.

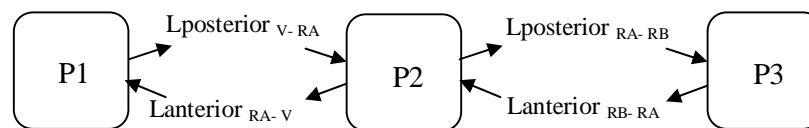


Figura 30: Sistema de reciclagem de material secundário.

Fonte: Borg; Paulsen; Trinius, 2001.

L_{fv-RA} usando o princípio 1 do método, recebe o fator de impacto da matéria virgem (Equação 89):

$$L_{fv-RA} = L_{v0-vn} \times \frac{T_{m(RA)}}{S_n} \quad \text{Equação 89}$$

Onde:

L_{fv-RA} – Fator de impacto do ciclo de vida precedente causada pela produção virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_{v0-vn} – Fator de impacto de V_0 a V_n (do material virgem “0” até o material final entrante ao produto P1) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

$T_{m(RA)}$ – Valor de mercado para o produto intermediário comparável ao material reciclado R_m do acréscimo em RA [unidade monetária(R\$)/kg]

S_n – Valor de mercado para o material virgem ou produto intermediário (V_n) [unidade monetária (R\$)/kg]

L_{bRA-v} o ciclo do produto de material virgem assume responsabilidade pelo acréscimo de material reciclado do nível RA (Equação 90). Considerando que o produto intermediário é comparável no acréscimo $T_{m(RA)} = R_m$.

$$L_{bRA-v} = L_{RAo-RAm} \quad \text{Equação 90}$$

Onde:

L_{bRA-v} – Fator de impacto anterior [por exemplo(MJ,kg)/kg]

$L_{RAo-RAm}$ – Fator de impacto do processo de acréscimo de material do produto intermediário RAo em Rm [por exemplo(MJ,kg)/kg]

A parte a ser alocada no ciclo adiante (L_f) do material RA para RB é baseado na fração de reciclado de RA em RB (RF), equação 91:

$$L_{fRA-RB} = RF \times L_{vo-vn} \times \frac{T_{m(RB)}}{S_n} \quad \text{Equação 91}$$

Onde:

RF – Fração reciclada de RA em RB

L_{vo-vn} – Fator de impacto de V_0 a V_n (do material virgem “0” até o material final entrante ao produto P1) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

$T_{m(RB)}$ – Valor de mercado para o produto intermediário comparável ao material reciclado R_m do acréscimo em RB [unidade monetária(R\$)/kg]

S_n – Valor de mercado para o material virgem ou produto intermediário (V_n) [unidade monetária(R\$)/kg]

Também há Fator de impacto a ser alocada para trás (L_b) do processo de reciclagem de RB com uma fração de reciclagem RF, equação 92:

$$L_{bRB-RA} = RF \times L_{RBo-RBm} \quad \text{Equação 92}$$

Dessa forma a Fator de impacto total alocada ao produto (P2) que usa o material RA, equação 93:

$$L_{P2} = L_{fv-RA} + L_{bRB-RA} - L_{fRA-RB} - L_{bRA-v} \quad \text{Equação 93}$$

Que substituindo as fórmulas deduzidas acima, temos:

(a) Quando RA e RB têm valores diferentes, equação 94:

$$L_{P2} = L_{vo-vn} \times \left(\frac{T_{m(RA)} - RF \times T_{m(RB)}}{S_n} \right) + RF \times L_{RB0-RBm} - L_{RAo-RAm} \quad \text{Equação 94}$$

(b) Quando RA é reciclado em RB com a mesma qualidade ou valor $T_{m(RB)} = T_{m(RA)}$ e assumindo que os impactos do processo de reciclagem são os mesmos, equação 95:

$$L_{P2} = L_{vo-vn} \times \frac{T_{m(RA)}}{S_n} (1 - RF) + L_{RAo-RAm} (RF - 1) \quad \text{Equação 95}$$

Onde:

L_{P2} – Fator de impacto atribuída ao produto P2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_{vo-vn} – Fator de impacto de V_0 a V_n (do material virgem “0” até o material final entrante ao produto P1) [por exemplo(MJ,kg)/kg]

$L_{RAo-RAm}$ – Fator de impacto do processo de acréscimo de material do produto intermediário RAo em Rm [por exemplo(MJ,kg)/kg]

$T_{m(RA)}$ – Valor de mercado para o produto intermediário comparável ao material reciclado R_m do acréscimo em RA [unidade monetária(R\$)/kg]

S_n – Valor de mercado para o material virgem ou produto intermediário (V_n) [unidade monetária(R\$)/kg]

RF – Fração reciclada de RA em RB

Exemplo de aplicação:

Caso hipotético de folhas alumínio para uso em telhados e alocação do uso de energia, considerando os valores da Tabela 26 e a Figura 29 como esquema do exemplo, onde P_1 é o produto proveniente de matéria virgem e P_2 é de material reciclado:

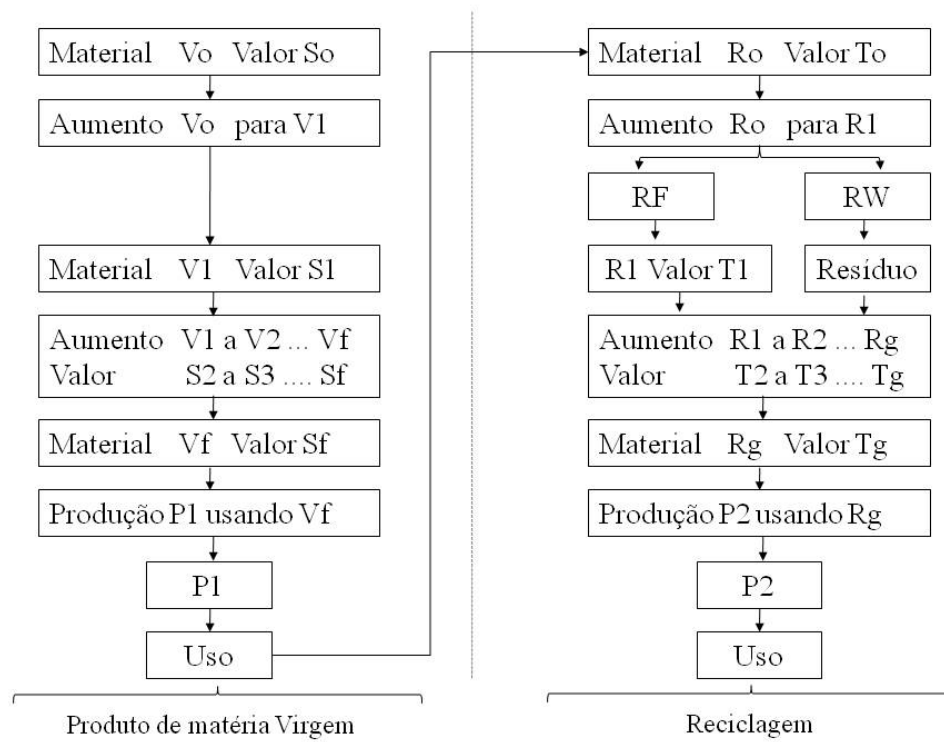


Figura 29: Caso hipotético de folhas alumínio para uso em telhados.

Fonte: Adaptado de Borg; Paulsen; Trinius, 2001.

Sabendo que: a fração reciclada é de 0,90; fração de resíduo é de 0,10; $V_3 = 1$ kg de alumínio primário; $R_3 = 1$ kg de alumínio reciclado; e que os valores de mercado para $S_n = 13,7$; $T_m = 10,8$; $S_n = 7$; $T_{m(RA)} = 10,8$ [unidades de mercado/kg].

Tabela 26: Uso de energia

Etapa	Uso de energia (MJ/kg)
V0-V1	2
V1-V2	36
V2-V3	84
V0-P1 (produção)	5
Uso 1	0
Resíduo P1	0
R0-R1	1
R1-R2	2
R2-R3	10

Fonte: Adaptado de Borg; Paulsen; Trinius, 2001.

Usando a equação 88 encontramos o uso de energia alocado a P_1

$$L_{P1}=(2+36+84)+5+0+0,10*0-[0,9*(2+36+84)*10,8/13,7]-0,9*(1+2+10)=28,74 \text{ MJ/kg}$$

Usando a equação 95 encontramos o uso de energia alocado a P_2

$$L_{P2}=[(2+36+84)*(10,8/7)*(1-0,9)]+[(1+2+10)*(0,9-1)]=17,52 \text{ MJ/kg}$$

4.3.21 – Grau do Material

O método foi desenvolvido por Wenzel e introduzido no sistema EDIP (*Integrated Product Policy in Denmark*). O desenvolvimento do método iniciou em 1991 em colaboração com a *Danish EPA, Technical University of Denmark*, Confederação das indústrias dinamarquesas e cinco empresas: Bang & Olufsen A/S, Danfoss A/S, Gram A/S, Grundfos A/S e KEW A/S (HAUSCHILD; WENZEL, 1998). Este método também é conhecido como IPU, por ter sido desenvolvido no Institut for Produktudvikling.

O princípio do método está em um critério técnico para o valor de utilidade do material: o grau relativo do material. O método respeita uma pré-condição: que as mesmas propriedades do material estejam presentes nos diversos produtos. Sendo a condição obedecida, o valor de utilidade é determinado com base na avaliação técnica das propriedades do material: grau do material (*material grade*).

- Ao usuário que reduz o valor de utilidade do material: atribui-se aos aspectos conjuntos em proporção a perda de valor de utilidade
- Ao usuário responsável por colocar o material fora de uso: atribuem-se os aspectos conjuntos em proporção ao grau de material que continua no material.

A atribuição dos aspectos conjuntos é realizada em proporção a perda relativa do grau do material causada.

Cálculo do grau do material:

O modelo trabalha com 4 tipos de grau relativo do material:

1. Grau do material primário ($f_{(\text{nov})}$)

Por definição $f_{(\text{nov})} = 1$

Equação 96

2. Grau de perda máxima do material

Calculado em função do grau de reciclagem β do material dentro de um conjunto de materiais.

$$f(\text{perda})_{\max} = 1 - \beta$$

Equação 97

3. Grau de perda do material

Valor estimado teoricamente por técnicos e geralmente menor que o valor de $f(\text{perda})_{\max}$.

4. Grau do material rejeito

$$f(\text{rejeito}) = 1 - n_{\text{rejeito}} f(\text{perda})$$

Equação 98

$$f(\text{rejeito}) = 1 - \frac{1}{1 - \beta} - \frac{1}{\beta} f(\text{perda})$$

Equação 99

Grau de reciclagem β : expressa o grau de reciclagem médio do material na comunidade e é dado em percentagem ou fração.

$$\beta = \frac{R_T}{(P + R)_{T-L}}$$

Equação 100

Onde:

R – produção do material secundário recuperado

P – produção do material primário

T – tempo do inventário do β

L – média ponderada da expectativa de vida dos produtos na comunidade que usou o material no tempo T-L

Cálculo médio de quantas vezes um material é usado:

$$n = \frac{1}{1 - \beta} \quad \text{Equação 101}$$

O material enviado para reciclagem é usado um número total de vezes (n_{pool})

$$n_{pool} = \frac{n - (1 - \beta)}{\beta} \quad \text{Equação 102}$$

Dessa forma, é possível calcular quantas vezes o material coletado em média foi usado

$$n_{rejeito} = n_{pool} - 1 \quad \text{Equação 103}$$

Logo a equação para a alocação:

$$\sum Q_{i,alocado} = \sum_p Q_{i,p} (a.f_a + b.f_b) \quad \text{Equação 104}$$

Alguns valores de grau para diferentes materiais são expostos na Tabela 27.

Tabela 27: Grau de diferentes materiais

Material	Região	f(novo)	β	F(perda)Max	f(perda)	F(rejeito)
Jornal	Dinamarca	1	0,65	0,35	0,17	0,50
Papel misto	Dinamarca	1	0,15	0,85	0,20	0,75
Cartão	Dinamarca	1	0,52	0,48	0,17	0,65
Vidro	Dinamarca	1	0,48	0,52	0,10	0,80
Aço	Oeste Europeu	1	0,40	0,60	0,10	0,85
Aço	USA	1	0,60	0,40	0,10	0,75
Aço inoxidável	Oeste mundial	1	0,80	0,20	0,00	1,00
Cobre	Oeste mundial	1	0,57	0,43	0,00	1,00
Alumínio	Oeste mundial	1	0,46	0,54	0,00	1,00
ABS	Estimado teoricamente	1	-	-	0,20	-

Fonte: Hauschild; Wenzel, 1998.

Para sistemas de reciclagem em cascata, Ekvall e Tillman (1997), descrevem as seguintes equações, usando a Figura 14:

$$L_1 = [(Q_1 - Q_2)/Q_1] * (V_1 + W_3) + R_1 \quad \text{Equação 105}$$

$$L_2 = [(Q_2 - Q_3)/Q_1] * (V_1 + W_3) + R_2 \quad \text{Equação 106}$$

$$L_3 = (Q_3/Q_1) * (V_1 + W_3) \quad \text{Equação 107}$$

Onde:

L_1 – Fator de impacto atribuída ao produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_2 – Fator de impacto atribuída ao produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

L_3 – Fator de impacto atribuída ao produto 3 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V_1 – Fator de impacto da produção da matéria virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_1 – Fator de impacto do processo de reciclagem do produto 1 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R_2 – Fator de impacto do processo de reciclagem do produto 2 [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W_3 – Fator de impacto do processo de tratamento do resíduo [por exemplo(MJ,kg)/kg]

4.3.22 – TWS Baseado no Mercado

O método foi desenvolvido por Tomas Ekvall para sistemas de reciclagem baseado na expansão do sistema com a hipótese simplificadora de *ceteris paribus*³ em que as funções preenchidas por outro ciclo de vida de produto são constantes, ou seja, considera-se apenas a variação de oferta e procura do material reciclado em questão no mercado para a alocação. Segundo Ekvall (2000), este procedimento resulta em informações de como o mercado reage à mudança de fornecimento de, ou demanda por, um material reciclado. O modelo descreve o ciclo de vida em estudo ligado a outro ciclo de vida por meio do mercado do material reciclado; e tem como hipótese que o material reciclado de um ciclo de vida em estudo substitui outros materiais de alguma forma. O método usa como base de cálculo a elasticidade (η) de fornecimento e demanda, que pode ser retirada da Tabela 28.

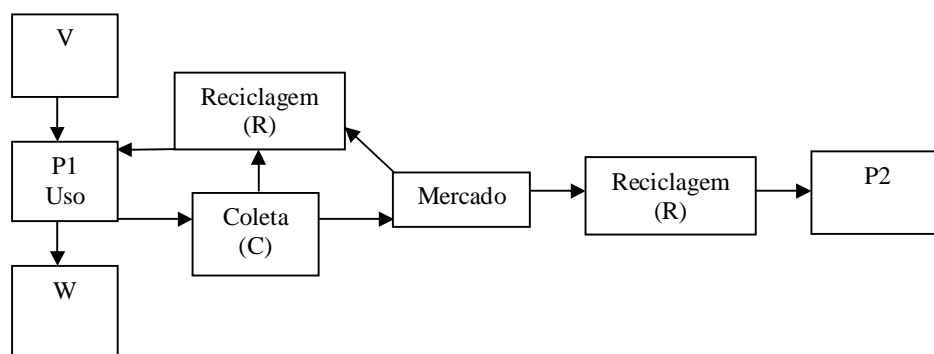
³ do latim: utilizada na economia para realizar análise de mercado da influência de um fator sobre outro sem que as demais variáveis sofram alterações

Tabela 28: elasticidade (η) de fornecimento e demanda.

Material	η_s	η_D
Papel e cartão		
Jornal	0,2	-0,12
Outros	0,2	-0,16
Vidro		
Garrafa de bebidas	0,5	-0,5
Metais		
Embalagens de alumínio	1,1	-0,8
Aço	1,4	-0,63
Plásticos		
PET	0,5	-0,1
HDPE	0,5	-0,1

Fonte: Ekvall, 2000.

Para o cálculo do Fator de impacto do produto utiliza-se o modelo da Figura 31:

**Figura 31: Ciclo de vida em estudo.**

Fonte: Ekvall, 2000.

$$B_i = \frac{1}{\eta_s - \eta_D} [\eta_D (R - A \times V) + \eta_s (C - W)] \quad \text{Equação 108}$$

Onde:

B_i – Fator de impacto do produto na cascata no mercado para material reciclado [por exemplo(MJ,kg)/kg]

R – Fator de impacto por unidade de material do processo de reciclagem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

V – Fator de impacto por unidade de produção de material virgem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

C – Fator de impacto por unidade de material coletado para reciclagem [por exemplo(MJ,kg)/kg]

W – Fator de impacto por unidade de material para tratamento de resíduos [por exemplo(MJ,kg)/kg]

A – constante de correção de substituição do material reciclado em relação ao material virgem [kg do material reciclado/kg do material virgem]

η_S – elasticidade de fornecimento do material [adimensional]

η_D – elasticidade de demanda do material [adimensional]

Exemplo de aplicação: Alocação de P_1

Considerando um exemplo teórico de reciclagem de papelão, Figura 31, em que os processos envolvidos no estudo tenham como consumo de energia de acordo com a Tabela 29, que em cada kg de papelão reciclado em outros ciclos de vida substitua 0,8 kg de matéria-prima virgem e que o η_S e η_D sejam retirados da Tabela 28, tem-se:

Tabela 29: Consumo de energia por processo

Processo	Consumo de energia MJ/kg
Produção material virgem (V)	5
Reciclagem (R)	3
Coleta (C)	2
Tratamento de resíduo (W)	1

O Fator de impacto para o produto 1:

$$B_1 = \frac{1}{0,2 + 0,16} \left[-0,16(3 - 0,8 \times 5) + 0,2(2 - 1) \right]$$

$$B_1 = 1 \text{ MJ / kg}$$

4.3.23 – Porcentagem da Produção do Produto

Vigon et al. (1994), em sua obra, denominam este método de: Método 1. O método é arbitrário, que aloca os impactos ambientais baseados na porcentagem da produção dos dois produtos da reciclagem em ciclo aberto. Para a sua aplicação é necessário conhecimento dos dois sistemas (o do produto que não é reciclado e o que é reciclado) e a determinação da porcentagem que é reciclada de P_1 e o conteúdo reciclado de P_2 . As equações para a reciclagem em ciclo aberto, segundo Vigon et al. (1994), são:

$$N_{1/o} P_1 = D - P_1 \times [B(a) + A(b) - C(a) - F]$$

Equação 109

$$N_{I/O}P_2 = E - P_2 \times [B(a) + A(b) - C(a) - F] \quad \text{Equação 110}$$

Onde:

$N_{I/O}$ – vazão de entrada/saída [unidade de vazão, m³/h]

A – vazão de entrada/saída associadas à produção do material virgem da matéria-prima para a produção primária de P_2 [unidade de vazão, m³/h]

B – vazão de entrada/saída associadas à disposição final de P_1 [unidade de vazão, m³/h]

C – vazão de entrada/saída associadas à reciclagem de P_1 [unidade de vazão, m³/h]

D – vazão de entrada/saída associadas a não reciclagem de P_1 [unidade de vazão, m³/h]

E – vazão de entrada/saída associada ao sistema virgem para P_2 [unidade de vazão, m³/h]

F – conversão das vazões de entrada/saída não decorrentes de P_2 , usando materiais reciclados em vez de materiais virgens

a – razão de reciclagem de P_1

b – nível de reciclado contido em P_2

P_1 – porcentagem de P_1 com relação à produção total dos produtos

P_2 – porcentagem de P_2 com relação à produção total dos produtos

4.3.24 – Produção de Material Virgem Evitada

Descrito por Vigon et al. (1994), em sua obra, denominaram o método de: “Método 2”. O método é arbitrário e aloca os créditos pela disposição final ao produto que é reciclado (P_1) e as entradas e as saídas da reciclagem são alocadas a P_1 , pois P_2 trata P_1 como matéria-prima. Portanto P_2 tem a produção do material virgem evitada.

LIMITAÇÕES: P_2 é penalizado com o resíduo do sistema, e P_1 não recebe créditos por poupar uso de material virgem. Este método, de acordo com Vigon et al. (1994), torna-se útil quando o material primário e suas produções são diferentes ou formados por materiais compostos.

As equações para a reciclagem em ciclo aberto, segundo Vigon et al. (1994):

$$N_{I/O}P_1 = D - [B(a)] \quad \text{Equação 111}$$

$$N_{I/O}P_2 = E - A(b) + C(a) + F \quad \text{Equação 112}$$

Onde:

$N_{I/O}$ – vazão de entrada/saída [unidade de vazão, m^3/h]

A – vazão de entrada/saída associadas à produção do material virgem da matéria-prima para a produção primária de P_2 [unidade de vazão, m^3/h]

B – vazão de entrada/saída associadas à disposição final de P_1 [unidade de vazão, m^3/h]

C – vazão de entrada/saída associadas à reciclagem de P_1 [unidade de vazão, m^3/h]

D – vazão de entrada/saída associadas a não reciclagem de P_1 [unidade de vazão, m^3/h]

E – vazão de entrada/saída associada ao sistema virgem para P_2 [unidade de vazão, m^3/h]

F – conversão das vazões de entrada/saída não decorrentes de P_2 , usando materiais reciclados em vez de materiais virgens

a – razão de reciclagem de P_1

b – nível de reciclado contido em P_2

4.3.25 – Exemplos de Aplicação

Exemplo 1: Alocação de Reciclagem de um sistema de produção de jornal a partir de polpa virgem (P_1) e jornal reciclado (P_2) para atribuição do Fator de impacto em P_1 e P_2 .

Considerando um sistema de reciclagem (Figura 32): produção hipotética de jornal a partir de polpa virgem (P_1) e jornal a partir de jornal reciclado (P_2) e o Fator de impacto do sistema fornecido pela Tabela 30:

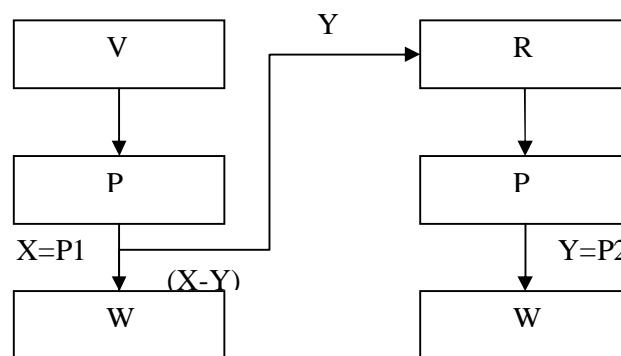


Figura 32: Reciclagem de duas linhas de produção.

Fonte: Bystrom; Lonnstedt, 2000.

Tabela 30: Fator de impacto por processo

Dados	Fator de impacto/t
V	8
P	6
R	5
W	16

Fonte: Bystrom; Lonnstedt, 2000.

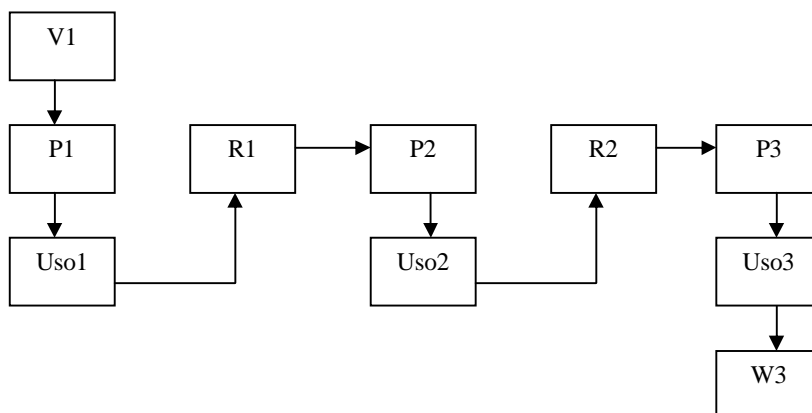
A quantidade mássica do P1(X) e P2(Y) é igual a 60 e 40 toneladas respectivamente. Obtendo um valor total (C) de 100 ton. Os fatores de alocação para os métodos: sistema analítico, Cut-off e CIT é fornecido na Tabela 31

Tabela 31: Fatores de alocação para o exemplo hipotético de acordo com os métodos aplicados

Produto	Fatores de alocação					
	Sistema Analítico		Cut-Off		CIT 50/50	
	Fator de impacto	F _i	Fator de impacto	F _i	Fator de impacto	F _i
P1	1160,00	0,52	19,33	0,42	23,67	0,54
P2	1080,00	0,48	27,00	0,58	20,50	0,46
Somatório	2240,00	1	46,33	1	44,17	1

Exemplo 2: Alocação de Reciclagem para atribuição de fator de impacto em P₁, P₂ e P₃.

Considerando um exemplo teórico de reciclagem (Figura 33), em que P1 é constituído apenas de material primário, P2, P3 são constituídos apenas de material reciclado, os processos envolvidos no estudo tenham como consumo de energia de acordo com a Tabela 32 e a qualidade relativa dos produtos na Tabela 33, tem-se:

**Figura 33: Exemplo hipotético de reciclagem.**

Fonte: Baumann; Tillman, 2004.

Tabela 32: Consumo de energia por processo

Processo	Consumo de energia MJ/kg
V ₁ - produção material virgem	5
Reciclagem 1 (R ₁)	3
Reciclagem 2 (R ₂)	3
Tratamento de resíduo (W ₃)	1

Fonte: Baumann; Tillman, 2004.

Tabela 33: Preço, peso e qualidade relativa dos produtos

Produto	Preço (R\$)*	Peso (t)*	Qualidade relativa dos produtos*
P1	1	40	1
P2	1,2	30	0,75
P3	1,3	30	0,5

*valores hipotéticos

A alocação para os métodos: perda de qualidade, valor sustentável, grau do material, 50/50, massa, econômico, Cut-off, ciclo fechado, disposição da carga, extração da carga, GEP, uso potencial, Boguski, Huppel, tratamento final evitado, tratamento final considerado e corrente são fornecido na Tabela 34.

Tabela 34: Fatores de alocação para o exemplo hipotético de acordo com os métodos aplicados

Produto	Fatores de alocação											
	Perda de qualidade		Valor sustentável		Grau do Material		50/50		Massa		Econômico	
	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi
P1	5,33	0,44	4,25	0,35	4,5	0,38	4,5	0,375	4,8	0,40	3,43	0,375
P2	4,00	0,33	4,25	0,35	4,5	0,38	3	0,25	3,6	0,30	4,11	0,25
P3	2,67	0,22	3,50	0,29	3	0,25	4,5	0,375	3,6	0,30	4,46	0,375
Total	12	1	12	1	12	1	12	1	12	1	12	1

Continuação: Tabela 34: Fatores de alocação para o exemplo hipotético de acordo com os métodos aplicados

Produto	Fatores de alocação											
	Cut-off		Ciclo fechado		Disposição da carga		Extração da Carga		GEP		Uso potencial	
	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi
P1	5	0,42	4	0,33	3	0,25	6	0,5	3,75	0,31	5	0,42
P2	3	0,25	4	0,33	3	0,25	3	0,25	1,50	0,13	0,75	0,06
P3	4	0,33	4	0,33	6	0,5	3	0,25	4,00	0,33	1	0,08
Total	12	1	12	1	12	1	12	1	9,25	0,77	6,75	0,56

Continuação: Tabela 34: Fatores de alocação para o exemplo hipotético de acordo com os métodos aplicados

Produto	Fatores de alocação									
	Boguski		Huppés		Tratamento final evitado		Tratamento final considerado		Courante	
	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi	Fator de impacto	Fi
P1	6,17	0,51	8	0,67	0	0	1	0,08	5	0,42
P2	2,57	0,21	6	0,50	0	0	1	0,08	3	0,25
P3	3,27	0,27	4	0,33	1	0,08	1	0,08	4	0,33
Total	12	1	18	1,5	1	0,08	3	0,25	12	1

4.4 SÍNTESE

Vários dos métodos descritos neste capítulo podem ser utilizados para mais de um tipo de sistema multifuncional, para facilitar a visualização da aplicabilidade dos métodos gerou-se a Tabela 35.

Tabela 35: Métodos de alocação

Método	Coprodutos	Múltiplas entradas	Reciclagem
Propriedade física ou química	X	X	X
Valor econômico	X	X	X
Programação Linear	X		
Solvente Proveniente da Indústria Química		X	
50/50			X
Tratamento final evitado			X
Tratamento final considerado			X
Huppes			X
Courante			X
GEP			X
Ciclo fechado			X
Extração da carga			X
Perda de qualidade			X
Valor sustentável			X
CIT			X
Alocação do uso potencial			X
Cut-off			X

Continuação: Tabela 35: Métodos de alocação

Método	Coprodutos	Múltiplas entradas	Reciclagem
Boguski			X
Número de usos subsequentes do material reciclado (SCI)			X
Sistema analítico			X
Disposição da carga			X
Borg e Trinius			X
Grau do material			X
TWS			X
Porcentagem da produção do produto			X
Produção do Material Virgem evitada			X

Observou-se, a partir da descrição dos métodos contemplados neste capítulo, que cada um deles atribui os aspectos ambientais de forma distinta por meio de considerações específicas. Dessa forma, obtêm-se valores de aspectos ambientais diferentes para um mesmo sistema, como se constata na Tabela 34, que apresenta diferentes fatores de alocação para os mesmos produtos. Averigua-se também a existência de métodos específicos para aplicação em certas situações, como por exemplo, Borg e Trinius. Na continuidade, apresentam-se critérios para realizar uma análise comparativa dos métodos aqui estudados.

5. ANÁLISE DOS MÉTODOS DE ALOCAÇÃO

A análise crítica e comparativa dos métodos estudados visa identificar as similaridades e diferenças dos métodos de acordo com sua aplicação, esta análise foi dividida em três partes. Na primeira, critérios de comparação dos métodos foram selecionados por um painel de especialistas. Na segunda, propõe-se como avaliar estes critérios selecionados nos métodos estudados. E na terceira, avaliaram-se os métodos de acordo com os critérios estabelecidos. Com a compilação dessas informações, apresenta-se um fluxograma de decisão para orientação na escolha dos métodos de alocação.

5.1. PAINEL DE ESPECIALISTAS

Com a finalidade de estabelecer critérios para analisar os métodos, descritos no capítulo anterior, propôs-se a construção de um painel de especialistas. Com o intuito de representar a opinião da comunidade científica com relação aos critérios para analisar os métodos buscou-se especialistas na área através de uma lista de discussão oferecido pela *PRe Consultants* (<http://www.pre.nl>). Por meio desta lista, selecionaram-se os participantes da lista que debatiam assuntos vinculados ao tema alocação nos anos entre 2007 e 2008; e apresentavam publicações e pesquisa relevante na área, como mestrado ou doutorado na área. Desta maneira convidou-se para a composição final do painel, 17 especialistas, provenientes de diversos países: Suécia, Holanda, Dinamarca, França, Austrália, Reino Unido, Estados Unidos e Japão. Antes de realizar o painel, foi sugerido um conjunto de critérios de avaliação para os métodos de alocação como elemento prévio de discussão. Estes critérios são apresentados a seguir:

Facilidade de Uso (GUINÉE, 1962), (KIM; OVERCSH, 2000): cuja finalidade é avaliar a percepção de facilidade/dificuldade de utilização do método.

Procedimentos externos: avalia se as ações externas⁴ que interferem sobre os aspectos e impactos ambientais são levados em consideração no cálculo do método.

⁴ Atividades que ocorrem fora do sistema analisado, mas que podem interferir nos impactos ambientais do sistema considerado.

Dupla contagem dos aspectos ambientais (BORG, 2001),(AZAPAGIC; CLIFT, 1999): avalia se a contagem dupla dos aspectos ambientais do sistema ocorre. A contagem dupla verifica-se quando a soma total dos aspectos ambientais antes da alocação não é igual aos aspectos ambientais após a alocação.

Arbitrariedade (LUNDIE; CIROTH; HUPPES, 2007): avalia se o método é arbitrário (ver página 117) ou embasado em alguma propriedade para distribuir os aspectos ambientais sobre os produtos.

Tempo/Custo (KIM; OVERCSH, 2000): avalia se a relação tempo e custo para aplicar o método convém para o tipo de resultado oferecido ao usuário.

O painel de especialistas foi aplicado no mês de agosto e setembro de 2008, com o auxílio de um software específico para aplicação de questionários (SurveySD). Os critérios submetidos aos especialistas foram os citados acima com a adição da possibilidade de sugestão de outros critérios, conforme ilustra a **Figura 34**.

Survey Said for the WEB - Microsoft Internet Explorer

Arquivo Editar Exibir Favoritos Ferramentas Ajuda

Endereço: <http://www.cidadevida.ufsc.br/cesurv.htm>

Criteria to evaluate allocation methods

1. Could you please inform your name?

2. Could you please inform your Institution?

3. Which are the best criteria to evaluate an allocation method? You can choose more than one

- Feasibility (it evaluates if the method is easy to apply)
- Reflect our actions (it means if the method reflects the actions of the outer boundaries of the system in the environmental burdens and impacts)
- Double accounting (it evaluates if the method has double accounting of impact burdens)
- Arbitrary (it means if the method is based in a number of arbitrary choices, without any causality involved)
- Time (it evaluates how much time does the method requires to be applied)
- Other (here you can suggest another criteria that you think might be relevant)

Additional Comments:

Submit Information OR Reset All Answers

[Return to the Home Page, without submitting a survey.](#)

Figura 34: Painel de Especialistas.

O programa software SurveySD compila e apresenta as respostas dos especialistas em % com relação ao critério selecionado. A compilação dos dados obtidos é apresentada na Tabela 36.

Tabela 36: Compilação do questionário

Critério	Voto (%)
Facilidade de uso	41,67
Procedimentos externos	66,67
Dupla contagem dos aspectos ambientais	33,33
Arbitrariedade	25,00
Tempo	25,00
Outro critério	58,33

A maioria dos especialistas sugeriu no item “outro critério”: consistência na aplicação do método (mais detalhes no item 5.2 e no apêndice).

Após a análise dos resultados do painel de especialistas, os critérios escolhidos para realizar a comparação dos métodos foram:

1. Procedimentos externos
2. Consistência na aplicação
3. Dupla contagem dos aspectos ambientais
4. Facilidade de uso

A importância relativa de cada um destes critérios não foi considerada neste estudo, ou melhor, os critérios foram considerados como equivalentes em termos de importância para a sequência do trabalho.

5.2. AVALIAÇÃO DOS CRITÉRIOS

Para realizar a comparação dos métodos foi necessário estabelecer como cada um deles seria avaliado de acordo com os critérios selecionados.

1. Procedimentos externos:

De acordo com a norma ISO 14040 (2006), a ACV deve prover uma visão clara e compreensiva das conseqüências ambientais de nossas ações. Segundo Ekvall e Finnveden (2001), é possível modelar e identificar efeitos indiretos de ações por meio do uso da expansão de sistemas.

De acordo com o painel de especialistas realizado, o critério “procedimentos externos” significa que o método de alocação pode motivar as pessoas a agir de alguma forma preferencial, como por exemplo, usar material reciclado. O painel também indica que a arbitrariedade é uma característica oposta ao critério em questão. Dessa forma, quanto mais arbitrário o método menos ele apresenta este critério. A avaliação dos métodos realizou-se por meio de um conjunto de questionamentos, que são mostrados a seguir:

a. O método é baseado na expansão do sistema?

Se o método é baseado na expansão do sistema (quando as fronteiras do estudo são expandidas para incluir um subprocesso, conforme ítem 3.3.2): o método recebe uma avaliação positiva (●);

b. O método é arbitrário?

Se o método é baseado em arbitrariedade: o método recebe uma avaliação negativa (-). A arbitrariedade aqui será considerada como sendo tudo que não tiver origem causal para a escolha da atribuição dos aspectos ambientais. Por exemplo: o método 50/50 atribui de forma arbitrária 50% de seus aspectos ambientais causadas pela produção primária e gestão de resíduos ao produto primário. Se o método não é baseado em arbitrariedade: o método recebe uma avaliação positiva (●).

Se o método não possuir nenhuma das características acima mencionadas: o método recebe um espaço em branco. As análises acima podem ser cumulativas.

2. Consistência na aplicação

O painel de especialistas definiu a consistência na aplicação como um indicador se o método pode ser aplicado para todos os processos. Dessa forma este critério foi avaliado da seguinte forma: a cada tipo de sistema multifuncional (coprodutos, múltiplas

entradas, reciclagem) em que o método puder ser utilizado ele recebe uma avaliação positiva (●).

3. Dupla contagem dos aspectos ambientais

Este critério foi identificado verificando se a soma dos aspectos ambientais alocados é diferente dos aspectos ambientais antes da alocação. Se esta soma fosse diferente o método recebe uma avaliação negativa (-) neste critério. Se a soma for igual o método recebe uma avaliação positiva (●).

4. Facilidade de Uso (Aplicabilidade)

Segundo Guglielmetti, Marins e Salomon (2003) este critério considera os tipos de dados a serem utilizados, custo e tempo de aplicação do método. Dessa forma, este critério recebe uma avaliação positiva (●) a cada resposta negativa das seguintes perguntas:

a. O método necessita de outros dados, além dos provenientes do inventário?

Neste item entram parâmetros a serem calculados para a aplicação do método. Como exemplo pode-se citar o cálculo da elasticidade de fornecimento e demanda para o método TWS baseado no valor do mercado; ou ainda o grau do material primário no método Grau do material.

b. O cálculo adotado no método é demorado?

Aqui um método será considerado demorado quando para o cálculo do fator de alocação utilizar-se de mais de três etapas. Essas etapas consistem em: coleta dos dados do inventário, somar os aspectos ambientais e dividir o fator de impacto atribuída ao produto pela soma.

c. Exige um alto conhecimento matemático?

Alto conhecimento matemático será considerado se o método utiliza-se de ferramentas matemáticas como a programação linear, cadeia de Markov ou algum software para cálculos intermediários.

O método receberá um espaço em branco para situações opostas a avaliação positiva.

5.3. AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS

Após a definição dos critérios de avaliação detalhado em 5.2, estes foram utilizados em cada método apresentado no capítulo 4.

Exemplo 1 de avaliação: método baseado em propriedades físicas ou químicas

1. Procedimentos externos:

a. O método é baseado na expansão do sistema?

O método não é baseado na expansão do sistema: recebe um espaço em branco;

b. O método é arbitrário?

O método é baseado em arbitrariedade: o método recebe uma avaliação negativa (-); pois o método utiliza a propriedade física ou química como parâmetro de alocação sem este ter uma relação causal com os aspectos ambientais. Com exceção de quando usado no caso de múltiplas entradas.

2. Consistência na aplicação

O método pode ser aplicado para todos os sistemas multifuncionais (coprodutos, múltiplas entradas, reciclagem): o método recebe avaliação positiva (●●●).

3. Dupla contagem dos aspectos ambientais

A soma dos aspectos ambientais é igual antes e depois da aplicação do método: o método recebe uma avaliação positiva (●). Pode-se constatar no exemplo 2 do capítulo 4 que o consumo de energia do sistema é de 12 MJ/kg após a alocação por massa. Na Tabela 33 encontramos um valor para $P_1 = 4,8$ MJ/kg; $P_2 = 3,6$ MJ/kg; $P_3 = 3,6$ MJ/kg; com um total para o sistema de 12 MJ/kg. Ratificando que o valor do

fator de impacto total do sistema antes e depois é igual. Exemplos de métodos onde se verifica a contagem dupla são: GEP e Courante.

4. Facilidade de Uso (Aplicabilidade)

a. O método necessita de outros dados, além dos provenientes do inventário?

O método não usa nenhum parâmetro que necessite de dados adicionais aos provenientes do inventário: o método recebe uma avaliação positiva (●).

b. O cálculo do método é demorado?

O método é considerado rápido por utilizar exatamente as três etapas definidas para este item em 5.2: o método recebe uma avaliação positiva (●).

c. Exige um alto conhecimento matemático?

O método não exige alto conhecimento matemático, pois não utiliza nenhuma ferramenta matemática auxiliar definida no item 5.2: o método recebe uma avaliação positiva (●).

Exemplo 2 de avaliação: método do Grau do Material

1. Procedimentos externos:

a. O método é baseado na expansão do sistema?

O método não é baseado na expansão do sistema: recebe um espaço em branco (○);

b. O método é arbitrário?

O método é baseado em uma relação causal da perda relativa do grau do material: o método recebe uma avaliação positiva (●).

2. Consistência na aplicação

O método pode ser aplicado ao sistema multifuncional de reciclagem: o método recebe uma avaliação positiva (●).

3. Dupla contagem dos aspectos ambientais

A soma dos aspectos ambientais é igual antes e depois da aplicação do método: o método recebe uma avaliação positiva (●). Pode-se constatar no exemplo 2 do capítulo 4 que o consumo de energia do sistema é de 12 MJ/kg após a alocação por massa Tabela 33 encontramos um valor para $P1= 4,5$ MJ/kg; $P2=4,5$ MJ/kg; $P3=3,0$ MJ/kg; com um total para o sistema de 12 MJ/kg. Ratificando que o valor do fator de impacto total do sistema antes e depois é igual.

4. Facilidade de Uso (Aplicabilidade)

a. O método necessita de outros dados, além dos provenientes do inventário?

O método usa 4 parâmetros que necessitam de dados adicionais aos provenientes do inventário: o método recebe um espaço vazio.

b. O cálculo do método é demorado?

O método é considerado demorado por exceder as três etapas definidas para este item em 5.2: o método recebe um espaço vazio. Etapas adicionais para calcular os parâmetros inerentes ao método.

c. Exige um alto conhecimento matemático?

O método não exige alto conhecimento matemático, pois não utiliza nenhuma ferramenta matemática auxiliar definida no item 5.2: o método recebe uma avaliação positiva (●).

Dessa forma, obteve-se a Tabela 37, por meio da qual foi possível comparar os métodos de acordo com os critérios empregados.

Tabela 37: Avaliação dos métodos de acordo aos critérios selecionados

Método	Procedimentos externos		Consistência na aplicação	Contagem Dupla dos aspectos ambientais	Facilidade de Uso		
	A	B			A	B	C
1 Propriedade física ou química		-	●●●	●	●	●	●
2 Propriedade física causal(tratamento de resíduo)		●	●	●	●	●	●
3 Valor econômico		-	●●●	●		●	●
4 Programação Linear		-	●	●			
5 Solvente da indústria química		-	●	●			●
6 50/50		-	●	●	●	●	●
7 Tratamento Final Evitado		-	●	-	●	●	●
8 Tratamento Final Considerado		-	●	-	●	●	●
9 Método Huppés		-	●	-	●	●	●
10 Método Courante		-	●	●	●	●	●
11 GEP		-	●	-			●
12 Ciclo fechado	●	-	●	●	●	●	●
13 Extração da carga		-	●	●	●	●	●
14 Perda de qualidade		-	●	●		●	●
15 Valor sustentável	●	-	●	●		●	●
16 CIT	●	-	●	●	●	●	●
17 Alocação do uso potencial		-	●	-		●	●
18 Cut-off		-	●	●	●	●	●
19 Boguski		-	●	●	●	●	●
20 Número de usos subseqüentes do material reciclado (SCI)		-	●	●		●	●
21 Sistema analítico		-	●	-	●	●	●
22 Disposição da Carga		-	●	●	●	●	●
23 Borg e Trinius	●	-	●	●			●
24 Grau do Material		-	●	●			●
25 TWS baseado no mercado	●	-	●	-			●
26 Porcentagem da produção do produto		-	●	●		●	●
27 Produção do MV evitada		-	●	●		●	●

A partir da Tabela 37, uma pessoa que esteja realizando um estudo de ACV (consultor), onde seja necessário o uso de alocação pode selecionar um método para seu estudo de caso utilizando a avaliação dos critérios para eliminar e/ou selecionar um método. Por exemplo:

- a) Se um consultor busca um método de alocação para reciclagem que seja de fácil aplicação: pode-se eliminar os métodos 3 a 5, 11, 14, 15, 17, 20 e 23 a 27, já que estas possuem menos avaliações positivas (●) que os outros.

- b) Se um consultor busca um método de alocação para reciclagem que não apresente dupla contagem de impactos ambientais: pode-se eliminar os métodos 7 a 9, 11, 17, 21, 25, uma vez que estes apresentam avaliações negativas (-) comparadas as positivas (●) dos outros métodos.
- c) Se um consultor busca um método de alocação para reciclagem que expresse procedimentos externos pode-se eliminar os métodos: 1, 3 a 11, 13, 14, 17 a 22, 24, 26 e 27, considerando que estes apresentam menos avaliações positivas (●) que os demais.

Se o consultor unir esses três critérios, considerando que no critério consistência de aplicação não há diferença na avaliação, os métodos que podem ser escolhidos são: CIT e ciclo fechado.

O mesmo procedimento de avaliação se enquadra para a escolha em casos de coprodutos e múltiplas entradas.

A partir dessa comparação dos métodos de alocação por meio dos critérios descritos no item 5.1, criou-se um fluxograma de decisão apresentado a seguir.

5.4 FLUXOGRAMA DE DECISÃO

Para a construção do fluxograma analisou-se a Tabela 37. Com relação aos critérios, estes pretendem ser aplicáveis a situações genéricas. Alguns métodos foram desenvolvidos para setores específicos (descritos na seção 4), como por exemplo: Refinaria de petróleo (4.1.1 c), Derivados do leite (4.1.1 d), Solvente da indústria química (4.2.3) e Construção civil (4.2.20). Esses métodos atendem também as condições genéricas de classificação. Dessa forma, considerou-se que eles devem ser preferidos aos outros quando se trata dos materiais citados acima. No caso de sistemas de co-produtos Vigon et al (1994) afirmam que utilizar as propriedades físicas como base para a alocação é preferível quando houver características químicas no sistema. O método econômico, por sua vez, é recomendado quando estas características não estiverem presentes. A comparação dos métodos, por meio dos critérios apresentados na

Tabela 37, mostrou-se eficaz para a construção do fluxograma de decisão para os sistemas de reciclagem, coprodutos e múltiplas entradas. O fluxograma de decisão é apresentado nas Figura 35 e Figura 36. Para a sua utilização um consultor deve identificar se o sistema em estudo apresenta algum dos materiais específicos. Não sendo o caso, o consultor precisa identificar em que sistema multifuncional o seu caso se enquadra: coprodutos, múltiplas entradas e reciclagem.

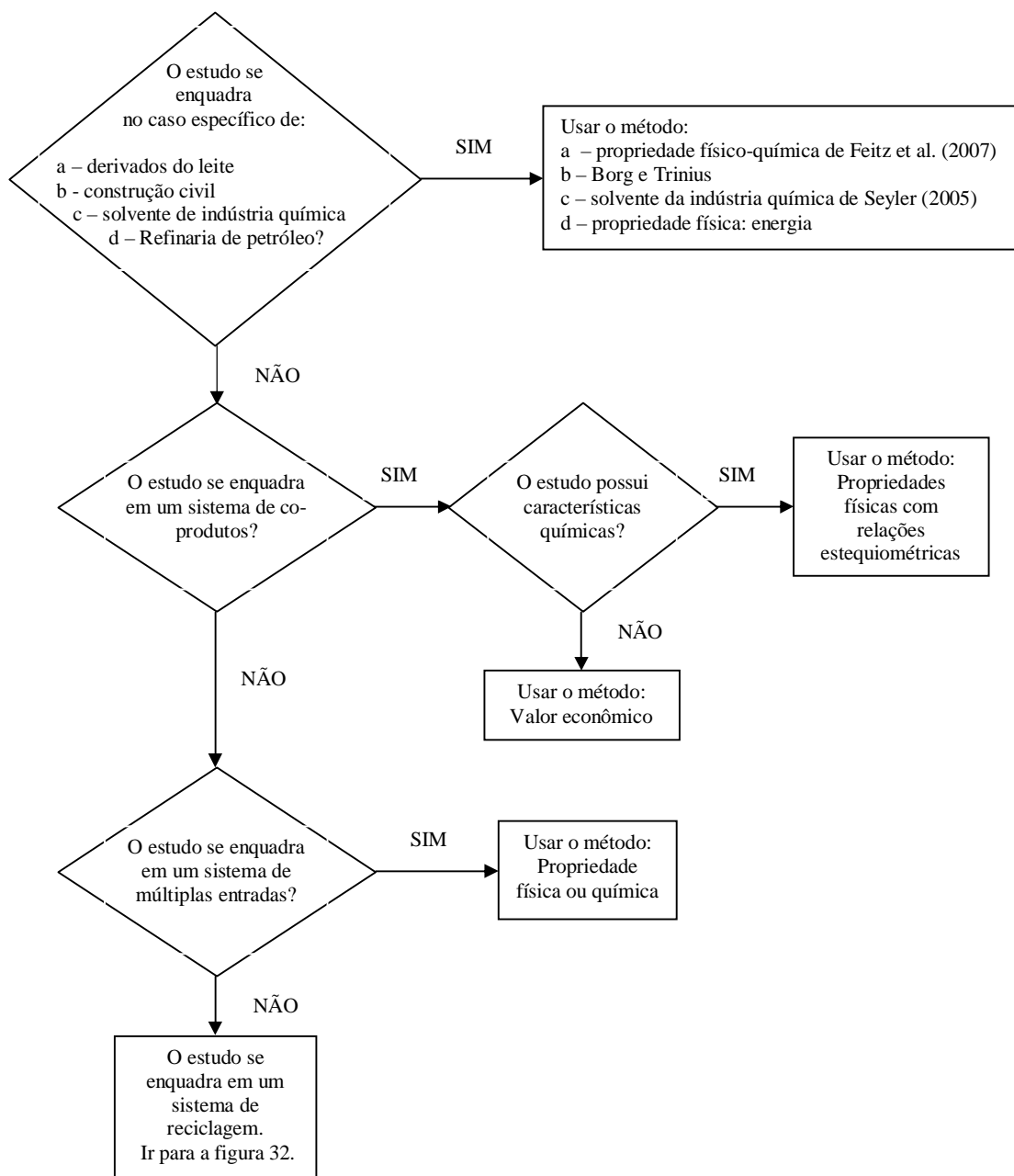


Figura 35: Fluxograma de decisão de acordo com o sistema multifuncional.

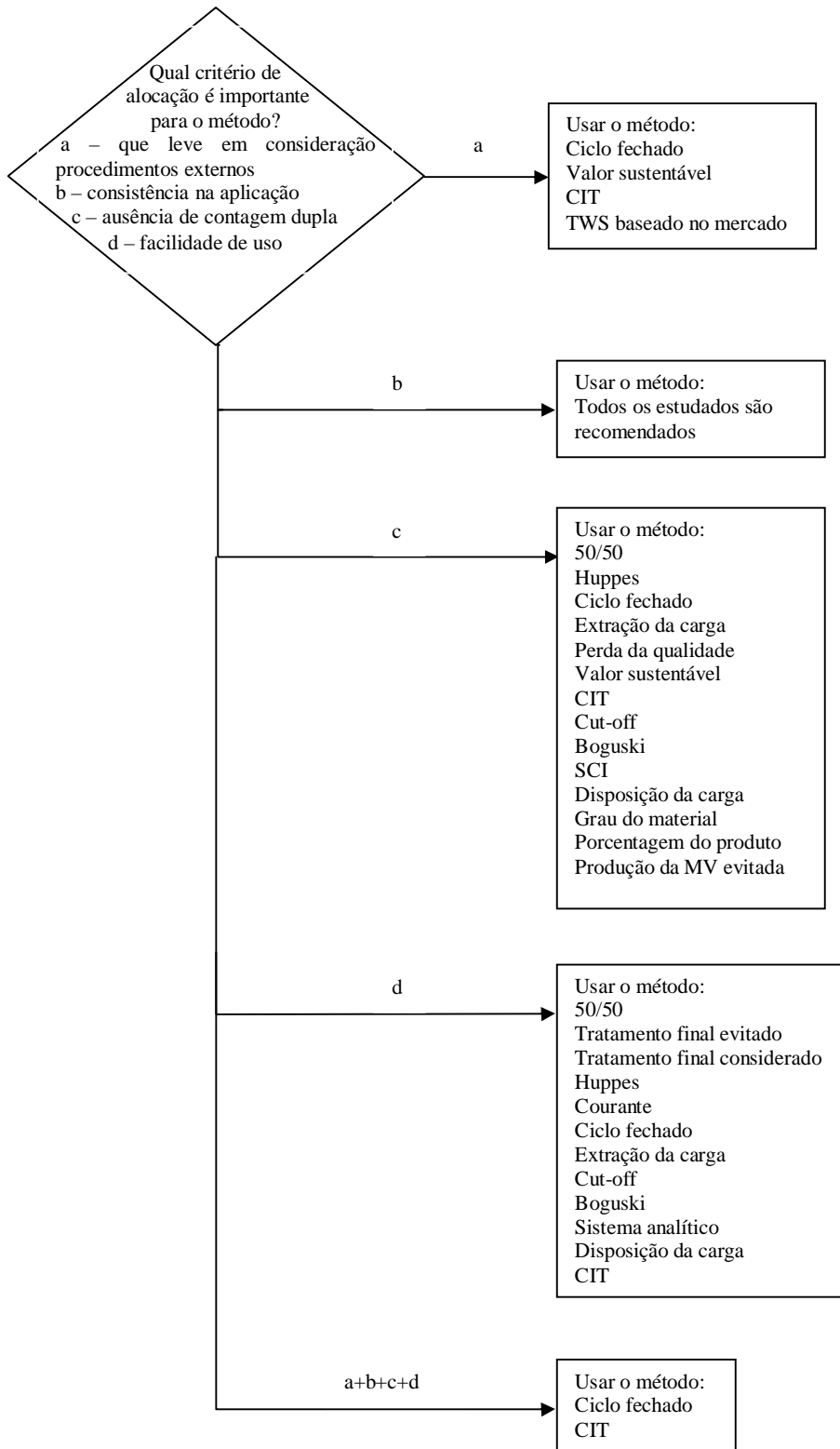


Figura 36: Fluxograma de decisão para o sistema de reciclagem.

6. CONCLUSÕES

O tema “alocação” na comunidade de Avaliação do Ciclo de Vida ainda é um assunto debatido e polêmico. Algumas discussões oferecidas pela Online LCA Forum discussion (<http://www.pre.nl> - lca@lists.lyris.net), foram realizadas acerca do uso da alocação, nos anos de 2007 e 2008, que confirmam a necessidade de estudos aprofundados no assunto.

A questão da alocação em ACV iniciou por uma tentativa de se encontrar métodos para sistemas multifuncionais, contudo os produtos divergem muito um dos outros e cada estudo de caso apresenta sua particularidade, o que gerou uma variedade de métodos sem haver um consenso da comunidade científica sobre quais métodos são mais adequados para situações específicas.

Neste trabalho identificou-se 26 métodos criados para o procedimento da alocação, na sua maioria desenvolvidos para sistemas multifuncionais de reciclagem. Cada um deles distribui os impactos diversamente a partir de considerações peculiares. Assim, valores de impactos ambientais diferentes são obtidos para um mesmo sistema. A escolha é, portanto, resultado de considerações particulares adotadas pelos tomadores decisão.

Este estudo resultou na proposição de um conjunto de critérios, definidos a partir de um painel de especialistas, que contribuem na definição do método de alocação a utilizar. A materialização e sistematização desta orientação se deram por meio da construção de um fluxograma de apoio à decisão. Ressalta-se que não foi objetivo deste trabalho a escolha do melhor método de alocação, mas definir aqueles mais adaptados a situações específicas (combinação das características do sistema em estudo e critérios considerados importantes na aplicação do método). A influência das diferenças de alocação no resultado de um estudo de ACV poderão ser melhor avaliadas por meio de estudos de análise de sensibilidade e de incerteza.

Constata-se a existência de métodos específicos para aplicação em certas situações: Borg e Trinius, com a aplicação na construção civil; Solvente da indústria química, com

aplicação em sistemas de múltiplas saídas para caso específico de solvente da indústria química; Propriedade físico-química específico para casos de sistemas multifuncionais de coprodutos para a indústria de laticínios; Propriedade física: energia para casos de sistemas multifuncionais de coprodutos da refinaria de petróleo.

A contribuição deste trabalho é a compilação das informações sobre métodos de alocação, que se encontravam dispersas no meio acadêmico, em uma forma sistematizada. Permitindo que usuários da metodologia ACV, que necessitem usar a alocação em um sistema em estudo, obtenham facilmente as informações requeridas.

Como sugestão de estudos futuros, recomenda-se estudar categorias de produtos onde se possa encontrar um método de alocação mais adequado para estas categorias. Neste contexto, percebem-se, nestes últimos anos, estudos aplicados, como por exemplo, Kodera (2007) sobre bioetanol e Curran (2008) para combustíveis.

Recomenda-se ainda a aplicação dos métodos aqui descritos em casos reais e verificar a influência da sua aplicação em uma ACV.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCMBUSTÍVEIS (ANP). Disponível em: <www.anp.gov.br>. Acesso: 22 setembro 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14.041 Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Definição de objetivo e escopo e análise de inventário**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

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

AZAPAGIC, A; CLIFT, R.; Linear Programming as a Tool in Life Cycle Assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.3, n.º. 6, p. 305-316, 1998.

AZAPAGIC, A; CLIFT, R. Allocation of Environmental Burdens by Whole-System Modelling – The Use of Linear Programming In: **Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA**. Leiden, 1994.

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

BORG, M. **Environmental Assessment of Materials, Components and Buildings: Building Specific Considerations, Open-loop Recycling, Variations in Assessment Results and the Usage Phase of Buildings**. 2001. 81f. Tese de doutorado – Kungl Tekniska Högskolan, Stockholm. 2001.

BORG, M.; PAULSEN, J. ; TRINUS, W. Proposal of a Method for Allocation in Building-Related Environmental LCA Based on Economic Parameters. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v 6, n.º.4, p.219 – 230, 2001.

BORG, M ; WIDMAN, J., 1998. Allocation of Environmental Loads. **SETAC Working Group – LCA in building industry**.

BYSTROM, S.; LONNSTEDT, L. Paper recycling: a discussion of methodological approaches. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 28, p. 55-65, 2000.

CHEHEBE, José Ribamar B. **Análise do Ciclo de vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1998. 104 p.

CURRAN, M.A. Co-Product and Input Allocation Approaches for Creating Life Cycle Inventory Data: A Literature Review. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, n^o.1, p.65-78, 2007.

CURRAN, M.A. **Development of life cycle assessment methodology: a focus on co-product allocation**. 2008. 204f. Tese – Erasmus University Rotterdam, Rotterdam, 2008.

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

EKVALL, T; 1999. System Expansion and allocation in Life Cycle Assessment – with implications for wastepaper managemen. PhD thesis. Gothenburg: Chalmers University of Technology.

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

EKVALL, T.; TILLMAN, A. M. Principles for Allocation at Multi-Output Process and Cascade Recycling In: HUPPES, G.; SCHNEIDER, F., 1994. **Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA**. . Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppés G. & Schneider F.(Eds), Leiden 171p: CML, Bruxelles : SETAC, p.91-101, 1994.

EKVAL , T. et al. Choice of system boudaries in life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v.2, n^o.1, p.23 – 29, 1994.

FEITZ et al. Generation of an Industry-Specific Physico-Chemical Allocation Matrix: Application in the Dairy Industry and Implications for Systems Analysis. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, n^o.2, p. 119-117, 2007.

FINNVEDEN, G. et al. Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment. **Journal Cleaner Production**, v.3, n^o. 4, 1995.

FRISCHKNECHT, R. LCI modeling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. In: **The International Conference R'07** in Davos, Switzerland, 2007.

GOLDBARG, M. C.; LUNA, H. P. L. **Otimização combinatorial e Programação Linear: modelos e algoritmos**. 2 ed – Rio de Janeiro: Elsevier Editora Ltda, p.518, 2005.

GUINÉE, J.B. **Development of a methodology for the environmental life cycle assessment of products: with a case study on margarines.**1962. Tese de doutorado – FACULTEIT DER GODGELEERDHEID, 1962.

GUINÉE, J. Danish-Dutch workshop on LCA methods. **Final report.** Leiden, Netherlands, 1999.

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

GUGLIELMETTI, MARINS e SALOMON. Comparação teórica entre métodos de auxílio à tomada de decisão por múltiplos critérios. **XXIII Encontro Nacional de Engenharia de Produção** - Ouro Preto, MG, Brasil, 21 a 24 de out de 2003.

GRINSTEAD, C. M.; SNELL, J. L. **Introduction to probability.** Second edition - American Mathematical Society, p.510, 1997.

HAUSCHILD, M.; WENZEL, H. **Environmental Assessment of Products.** Cambridge: Chapman&Hall, v.2, p. 565, 1998.

HOUAISS, A.; VILLAR, M. S.; FRANCO, F. M. M. **Dicionário Houaiss da língua portuguesa.** Rio de Janeiro: Objetiva, p. 2922, 2001.

HUPPES, G.; SCHNEIDER, F. **Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA.** CML-S&P, Leiden, p. 171, 1994.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.** Geneva: ISO copyright office, p.21, 2006a.

_____. **ISO 14044: Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.** Geneva: ISO copyright office, p.47, 2006b.

_____. **ISO/TR 14047: Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14042 (Technical Report).** Geneva: ISO copyright office, p.94, 2003.

_____. **ISO/TR 14049: Environmental management – Life cycle assessment – Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis (Technical Report)**. Geneva: ISO copyright office, 2000.

KARLSSON, R. **Life Cycle Considerations in Sustainable Business Development: Eco-efficiency studies in Swedish industries**. 1998. Tese – School of Environmental Sciences Chalmers University of Technology and Göteborg University, Göteborg, 1998.

KIM, S.; OVERCSH, M. Allocation Procedure in Multi-Output Process: An Illustration of ISO 14041. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.5, n^o. 4, p. 221-228, 2000.

KIM ; DALE, B. E. Allocation Procedure in Ethanol Production System from Corn Grain. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.7, n^o.4, p. 237 – 243, 2002.

KODERA, K. 2007. Analysis of allocation methods of bioethanol LCA. **Internship at CML**, Leiden University, 2007.

LINDEIJER, E.W. Allocating recycling for integrated chain management: taking into account of quality losses. In: **Proceedings of the european workshop on allocation in LCA**. Leiden, Pays-Bas, fev 1994, Huppés G. & Schneider F.(Eds), Leiden : CML, Bruxelles : SETAC, p.29-38, 1994.

LUNDIE, S.; CIROTH, A.; HUPPES, G. Inventory methods in LCA: towards consistency and improvement. **Final Report**, UNEP-SETAC Life Cycle Initiative Life Cycle Inventory (LCI) Programme Task Force 3: Methodological Consistency, 2007.

MATSUNO, Y.; DAIGO, I.; ADACHI, Y. Application of Markov Chain Model to Calculate the Average Number of Times of Use of a Material in Society. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.12, n^o.1, p. 34 – 39, 2007.

PEREIRA, S.W. 2006. **Análise ambiental do processo produtivo de pisos cerâmicos. Aplicação de Avaliação de Ciclo de Vida**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PRETOR INFORMÁTICA E SISTEMAS Ltda. Dicionário de Sinônimos versão 2.1.1. Disponível em: <<http://www.pretor.com.br>>. Acesso em: 20 set 2008.

PUCCINI, Abelardo de Lima. **Introdução a programação linear**. Rio de Janeiro: Livros Tecnicos e Cientificos, 1972. 252p.

SEYLER, C.; HOFSTETTER, T. B.; HUNGERBUHLER, K. Life cycle inventory for thermal treatment of waste solvent from chemical industry: a multi-input allocation model. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, p. 1211-1224, 2005.

SCHNEIDER, F; CHEVALIER, J.; NAVARRO, A.; 1998. ACV: Méthodes d'affectation. Techniques de l'ingénieur. **Traité Génie industriel G 5 550**. p.16, Avril 1998. Versão impressa.

SCHNEIDER, F. **Analyse des Reemplois, Recyclages, Valorisations de Dechets par L'étude de Systemes Cascade**. 1996. 296f. Tese - Lyon: L'institut National des Sciences Appliquees de Lyon, Lyon, 1996.

SCHNEIDER, F. Allocation and recycling: enlarging to the cascade system. **Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA**. CML-S&P, Leiden, p. 171, 1994.

SCHÜLLER, O.; FALTENBACHER, M. Comprehensive Multi-Output LCA Model – Refinery. In: **SETAC: case study symposium**. 2007.

VIGON, B.W; TOLLE, D.A.; CORNABY, B.W. ; LATHAM, H.C. ; HARRISON, C.L.; BOGUSKI, T.L.; HUNT, R.G. ; SELLERS, J.D. **Lyfe-Cycle Assessment**. Boca Raton, Florida: CRC Press, p.113, 1994.

YAMADA, H.; DAIGO, I.; 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. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.11, n°5, p.354 – 360, 2006.

WEIDEMA, B.P. Market information in life cycle assessments. **Environmental project n° 863**. Danish Environmental Protection Agency, Compenhagen.2003.

APÊNDICE

Tabela A: Comentários literais do painel de especialistas

Institution	Other criteria	Additional Coments
2.-0 LCA consultants / ecoinvent Centre		All criteria mentioned are relevant but those related to scientific validity ("Reflect our actions" and "Double counting") must weigh higher than practical issues. "Arbitrary" is the opposite of "reflect our actions" and therefore is not a separate criteria.
Delft university of technology	consistency (not many "if, then, else" situations)	
US Environmental Protection Agency		I take "Reflect our Actions" to mean that the allocation method can motivate people to act in preferred ways, such as using recycled material. It can also refer to how allocation reflects why a product system exist, such as attributing all the burden to the main product from a process.
Leiden University, CML	open to verification	My addition to "verification" is: that's the problem of the substitution method, because you cannot point to something that is not there.
Argonne National Laboratory		Allocation method has important implications on LCA results. Yet there is no univerally agreed method to apply to all LCA studies.
CML, Leiden University, Netherlands	consistency in application; the same method for all processes, also for LCC.	Allocation often is used to smuggle in behavioral mechanisms which are not present in LCA, like economic mechanisms. These routes should be kept apart. There is good reason to enlarge the analysis beyond LCA, as in taking into account market mechanisms, framing questions and answers at a meso and macro level, and thinking about constraints and options in the introduction of technologies, of a physical supply nature, social nature and cultural nature.
IVL Swedish Environmental Research Institute	Perceived fairness and acceptability among stakeholders	See also~~~ Ekvall T, Tillman A-M. (1997) Open-loop recycling: criteria for allocation procedures. Int. J. LCA 2(3):155-162. ~~~ Ekvall T, Finnveden G. (2001) Allocation in ISO 14041 – A Critical Review. J. Cleaner Prod. 9(3):197-208. ~~~ Ekvall T, Tillman A-M, Molander S. (2005) Normative ethics and methodology for life cycle assessment. J. Cleaner Prod. 13(13-14):1225-1234.
SIS Ecolabelling, Sweden	see comments	The choice of allocation method has to be consistent with the goal and scope of the assessment. The criteria mentioned above can all be sufficient in different cases. However, if i have to choose one i think the most important is that it reflect the reality (our actions), but only if the choice of allocation method has significant influence on the result. You always wants quick, feasible, cheep, efficeint method, but it will always be a trade of between resource efficiency (saving time work and money) and accuarcy (realiability of results)
ESU-services Ltd.	dependent on the case	I have difficulties to choose among the one you propose, because I think "double accounting" or "arbitrary" are not (positive) criteria, "reflect our actions" is too vague.~~~~I definitively do NOT choose the avoided burden approach, as this leads to unequal attribution of benefits and loads.~~~~Please check my paper written on joint product allocation, published in the Journal of LCA in 2000
Georgia Technology Institute		All measures except mass do not reflect the effect on the environment in any reliable fashion. Thus actions taken when other allocation methods are used, cannot be assured to produce environmental improvement. In addition the conservation of mass assures that allocation can not be altered among studies.

Continuação: Tabela A: Comentários literais do painel de especialistas

Institution	Other criteria	Additional Coments
Institute of Environmental Sciences (CML) - Leiden University	consistency with other methodological choices, e.g. concerning the boundary between economy and env	Honestly, I donot understand the second and fourth criteria. Furthermore, in our LCA Handbook we formulated the following requirements: ~f{ ¥100% rule; ~f{ allocate at the level of unit processes only ~f{ independence of sequence of application ~f{ consistent principles for all varieties of co- production ~f{ consistent allocation procedure and results for multifunctional processes associated with different product alternatives I guess that several of these overlap with your criteria above.
University of Surrey		Essential to distinguish between "attributitional" and "consequential" analyses.