

GESTÃO AMBIENTAL

**ANÁLISE DE CICLO DE VIDA
DOS PRODUTOS**

José Vicente Rodrigues Ferreira

Doutor em Engenharia do Ambiente (FCT/UNL)

Professor Coordenador (ESTV/IPV)

Instituto Politécnico de Viseu

2004

ÍNDICE

ANÁLISE DE CICLO DE VIDA (ACV)	6
1. HISTÓRIA DA ANÁLISE DE CICLO DE VIDA	7
2. DESCRIÇÃO GERAL DE ANÁLISE DE CICLO DE VIDA	9
Benefícios de um estudo ACV	10
Limitações de um estudo ACV	11
3. DEFINIÇÃO DOS OBJECTIVOS E ÂMBITO DO ESTUDO	12
3.1 Objectivo do Estudo	12
3.2 Âmbito do Estudo	12
Função do Sistema e Unidade Funcional	13
Limites do sistema (princípios)	14
Qualidade dos dados	15
Comparação entre Sistemas	15
Revisão Crítica - Considerações	16
4. ANÁLISE DE INVENTÁRIO	17
4.1 Árvore do Processo	17
4.2 Limites do Sistema	17
Limite do Sistema: Produto-Ambiente	18
Limite do Sistema: Produto - Outros Sistemas de Produto	18
4.3 Finalização dos Limites do Sistema	18
4.4 Recolha de Dados	19
4.5 Procedimentos de Cálculo	20
4.5.1 Procedimento de Afectação	20
4.5.2 Tabela de Inventário	21
Método Sequencial	21
Método Matricial	22
5. ANÁLISE DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA	26
5-1 Elementos de AICV	26
5-2 Selecção de Categorias de Impacte, Indicadores de Categoria e Modelos de Caracterização	27
Modelos de Caracterização	31
Factores de Caracterização	32
5-2-1 Depleção de Recursos Abióticos	32
5-2-2 Depleção de Recursos Bióticos	33
5-2-3 Aquecimento Global	33
5-2-4 Depleção do Ozono Estratosférico	34
5-2-5 Formação de Ozono Fotoquímico	35
5-2-6 Acidificação	36
5-2-7 Eutroficação	37
5-2-8 Toxicidade Humana	37
5-2-9 Ecotoxicidade	39
5-2-10 Degradação de Ecossistemas e Paisagem - Utilização de Solo	40
5-3 Classificação (atribuição dos resultados de ICV)	41
5-4 Caracterização (cálculo dos resultados do indicador de categoria)	42
5-5 Normalização	44
5-6 Agregação	45
5-7 Ponderação	45
5-8 Análise de Qualidade dos Dados	47
6. INTERPRETAÇÃO DO CICLO DE VIDA	48
7. MÉTODOS DE ANÁLISE DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA (AICV)	50
7.1 MÉTODO CML 2 (2000)	50
7.2 MÉTODO ECO-INDICATOR 99	51
7.3 Método Ecopontos Suíço	52
7.4 Método EPS 2000	53
8. "SOFTWARE" E BASES DE DADOS PARA "ACV"	56
9. CONCLUSÕES	59
10. BIBLIOGRAFIA	60
ANEXO I	64
EXEMPLO DE APLICAÇÃO DA METODOLOGIA ACV	64
1. Definição dos Objectivos e Âmbito	64
2. Análise de Inventário	65

2.1.	Fluxograma (Árvore) do Processo	65
2.2.	Construção da Tabela de Dados Combinados	65
2.3.	Aplicar as Regras de Afecção	68
2.4.	Construção da Tabela de Inventário	71
2.5.	Análise de Impacte	72
2.5.1.	Classificação	72
2.5.2.	Caracterização	72
2.5.3.	Cálculo do Perfil Ambiental	73
2.5.4.	Normalização	75
2.5.5.	Agregação / Ponderação	78

Figura 2-1 Estágios do ciclo de vida do produto (Fonte: USEPA 2001).....	9
Figura 2-2 Fases de uma Análise de Ciclo de Vida (Fonte: ISO 14040:1997).....	9
Figura 3-1 Entradas e saídas em um sistema e subsistema de produto.....	13
Figura 4-1 Grupos dentro de um sistema industrial (SETAC, 1991)	17
Figura 5-1 Elementos da fase AICV (adaptado de ISO 14042:2000(E)).....	26
Figura 5-2 Conceito de indicadores de categoria (Fonte: ISO 14042: 2000(E))	27
Figura 5-3 Fases mais importantes na Classificação e Caracterização (Pré, 2002).....	43
Figura 6-1 Relação dos elementos da fase “interpretação” com as outras fases da ACV (Fonte: ISO 14043:2000(E)).....	50
Figura 7-1 Procedimento geral para o cálculo do Eco-indicador. As caixas levemente coloridas referem-se a procedimentos e as caixas fortemente coloridas referem-se a resultados intermédios (adaptado de Goedkoop & Spriensma, 2000).....	52
Figura A- 1 Árvore do processo	65
Figura A- 2 Fase de Classificação do exemplo em estudo.....	72
Figura A- 3 Fase de Caracterização do exemplo em estudo.....	73
Figura A- 4 <i>Perfil ambiental</i> de 1 u.f. do Produto A.....	74
Figura A- 5 <i>Perfil ambiental processual</i> de 1 u.f. do Produto A	75
Figura A- 6 <i>Perfil ambiental normalizado</i> de 1 u.f. do Produto A (o comprimento das colunas é proporcional a um resultado do efeito normalizado).....	77
Figura A- 7 <i>Perfil ambiental normalizado</i> (processual) de 1 u.f. do Produto A.....	78
Figura A- 8 <i>Índice ambiental</i> de 1 u.f. do Produto A	79
Figura A- 9 <i>Índice ambiental</i> de 1 u.f. do Produto A	80

Tabela 3-1 Aplicações da ACV (Weidema) citado por Frischknecht (1996)	12
Tabela 5-1 Lista de categorias de impacte para AICV (Consoli <i>et al.</i> 1993, ISO/TR 14047 (2003E)..	28
Tabela 5-2 Categorias de impacte de ciclo de vida normalmente utilizadas (Fonte:USEPA, 2001)....	43
Quadro A- 1 Tabela de dados combinados, antes da afectação.....	68
Quadro A- 2 <i>Tabela de inventário</i> para 1 u.f. do Produto A	71
Quadro A- 3 <i>Perfil ambiental</i> de 1 u.f. do Produto A.....	73
Quadro A- 4 <i>Perfil ambiental processual</i> de 1 u.f. do Produto A	74
Quadro A- 5 Factores de normalização para as categorias de impacte consideradas (Pré, 2002).....	76
Quadro A- 6 <i>Perfil ambiental normalizado</i> de 1 u.f. do Produto A.....	76
Quadro A- 7 <i>Perfil ambiental normalizado</i> (processual) de 1 u.f. do Produto A.....	77
Quadro A- 8 <i>Factores de ponderação</i> (P_j), para as categorias de impacte seleccionadas (Ferreira, 1999)	79

ANÁLISE DE CICLO DE VIDA (ACV)

Este documento pretende ser uma ferramenta educacional para todos aqueles que desejem aprender os conceitos básicos ou como conduzir uma Análise de Ciclo de Vida (ACV). Após uma breve história da ACV, será feita uma descrição geral, seguida duma abordagem e discussão dos principais componentes da ACV. Nos últimos capítulos abordam-se, de forma genérica, quatro dos métodos mais utilizados em estudos de análise de impacte do ciclo de vida (AICV) e faz-se uma breve referência ao software e bases de dados disponíveis no mercado para elaboração de estudos ACV. Penso que as instituições académicas bem como todas as empresas públicas ou privadas podem beneficiar da aprendizagem de como incorporar a performance ambiental nos seus processos de tomada de decisão.

1. HISTÓRIA DA ANÁLISE DE CICLO DE VIDA

O termo ACV, ou em inglês, "Life Cycle Assessment" (LCA) foi utilizado primeiramente nos Estados Unidos da América (EUA) em 1990. A designação histórica para estes estudos de ciclo de vida ambiental, utilizados nos EUA desde 1970, era "Resource and Environmental Profile Analysis" (REPA), (Hunt e Franklin, 1996).

Um dos primeiros estudos quantificando as necessidades de recursos, emissões e resíduos originados por diferentes embalagens de bebidas foi conduzido pelo "Midwest Research Institute" (MRI) para a Companhia Coca Cola em 1969. Este estudo nunca foi publicado devido ao carácter confidencial do seu conteúdo, sendo no entanto utilizado pela companhia, no início dos anos setenta como um "input" nas suas decisões sobre embalagens. Um dos resultados interessantes do trabalho da Coca-Cola foi demonstrar que as garrafas de plástico não eram piores, do ponto de vista ambiental, do que as de vidro. Anteriormente, os plásticos tinham a reputação de um produto indesejável em termos ambientais, tendo o estudo REPA demonstrado, que esta reputação era baseada em más interpretações (Hunt e Franklin, 1996).

No final de 1972 o mesmo instituto (MRI) iniciou um estudo nas embalagens de cervejas e sumos, encomendado pela "U.S. Environmental Protection Agency" (USEPA), o qual marcou o início do desenvolvimento da ACV como se conhece hoje (Guinée, 1995). A intenção da USEPA era examinar as implicações ambientais da utilização de embalagens de vidro reutilizáveis em vez de latas e garrafas não reutilizáveis, porque na altura as garrafas reutilizáveis estavam a ser rapidamente substituídas por embalagens não-reutilizáveis. Esta foi de longe a mais ambiciosa REPA até à altura, tendo envolvido a indústria do vidro, aço, alumínio, papel e plástico e todos os fornecedores daquelas indústrias, tendo-se caracterizado mais de 40 materiais. Após o conhecimento dos resultados deste estudo, toda a gente assumiu que uma garrafa reutilizável seria claramente superior (Hunt e Franklin, 1996).

Após um longo período de baixo interesse público em ACV, em 1984 o Laboratório Federal Suíço para Teste e Investigação de Materiais (EMPA) publicou um importante relatório com base no estudo "Balanço Ecológico de Materiais de Embalagem" (OFEFP, 1984) iniciado pelo governo, que tinha como objectivo estabelecer uma base de dados para os materiais de embalagem mais importantes: alumínio, vidro, plásticos, papel e cartão, chapas de lata (Fink, 1997). O estudo também introduziu um método para normalizar e agregar emissões para o ar e para a água utilizando as normas (legislação) para aquelas emissões e agregando-as, respectivamente nos chamados "volume crítico de ar" e "volume crítico de água". De alguma forma, esta filosofia de avaliar os impactes ambientais foi mais tarde desenvolvida e refinada por Ahbe, Braunschweig e Müller-Wenk no relatório Metodologia dos Ecobalances (Methodologie des Ecobilans sur la base de l'optimisation écologique), no qual é proposto o cálculo de ecopontos (Ahbe *et al.*, 1991).

Na Holanda a abordagem dos volumes críticos era simultânea e independentemente desenvolvida por Druijff (Guinée, 1995).

A partir de 1990 houve um notável crescimento das actividades ACV na Europa e nos EUA, o qual é reflectido no número de "workshops" e outros "forums" que têm sido organizados principalmente pela "Society of Environmental Toxicology and Chemistry" (SETAC).

Através dos seus ramos na Europa e EUA a SETAC desempenha um papel fundamental em reunir profissionais, utilizadores e investigadores para colaborarem no melhoramento contínuo da metodologia ACV. Os relatórios dos primeiros "workshops" SETAC ilustram os desenvolvimentos metodológicos e de terminologia que ocorreram no início dos anos noventa (SETAC, 1991; anónimo, 1992). Para responder a uma necessidade crescente na orientação de ACVs, particularmente na Europa onde a ACV era mais utilizada, as organizações Europeia e Norte Americana da SETAC planearam e conduziram em 1993 em Sesimbra-Portugal o "workshop - Code of Practice" (SETAC, 1993b). Este documento pode ser visto como o "mais alto denominador comum" entre as posições Americana e Europeia na metodologia ACV (Gabathuler, 1997).

Em 1992 foi formada a Sociedade para a Promoção do Desenvolvimento de Ciclo de Vida (SPOLD), com a missão de juntar recursos, para acelerar o desenvolvimento da metodologia ACV como uma abordagem de gestão aceite para ajudar na tomada de decisão (Hindle e Oude, 1996).

A Organização Internacional para a Normalização (ISO) criou em 1992 um comité técnico (TC 207/SC 5) tendo em vista a normalização de um número de abordagens de gestão ambiental, incluindo ACV (Tibor e Feldman, 1996). Até ao momento foram publicadas as seguintes normas relacionadas com ACV:

ISO 14040: 1997	Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework
ISO 14041: 1998	Environmental management -- Life cycle assessment -- Goal and scope definition and inventory analysis
ISO 14042: 2000	Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle impact assessment
ISO 14043: 2000	Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle interpretation
ISO/TR 14049: 2000	Environmental management -- Life cycle assessment -- Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis
ISO/TS 14048: 2002	Environmental management -- Life cycle assessment -- Data documentation format
ISO/TR 14047: 2003	Environmental management -- Life cycle impact assessment -- Examples of application of ISO 14042

O conceito de ciclo de vida tem-se estendido para além de um simples método para comparar produtos, sendo actualmente visto como uma parte essencial para conseguir objectivos mais abrangentes, tais como sustentabilidade (Curran, 1999). A interligação dos sistemas de produto, que não se limitam por fronteiras geográficas, requer que se continue a desenvolver a metodologia ACV a um nível internacional.

Em Portugal, ao contrário da maioria dos países da UE, não existe uma entidade pública ou privada que tenha como objectivo principal desenvolver aspectos relacionados com a metodologia ACV.

2. DESCRIÇÃO GERAL DE ANÁLISE DE CICLO DE VIDA

A Análise de Ciclo de Vida (ACV) é a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida.

O termo “ciclo de vida” refere-se à maioria das actividades no decurso da vida do produto desde a sua fabricação, utilização, manutenção, e deposição final; incluindo aquisição de matéria-prima necessária para a fabricação do produto. A Figura 2.1 ilustra os possíveis estágios de ciclo de vida que podem ser considerados numa ACV e as típicas entradas/saídas medidas (USEPA, 2001).

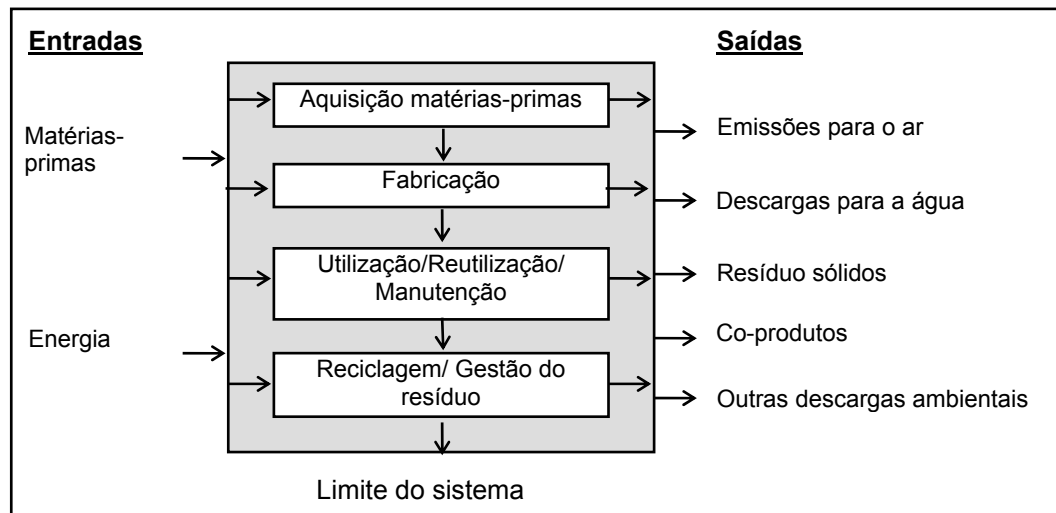


Figura 2-1 Estágios do ciclo de vida do produto (Fonte: USEPA 2001)

Num estudo ACV de um produto ou serviço, todas as extracções de recursos e emissões para o ambiente são determinadas, quando possível, numa forma quantitativa ao longo de todo o ciclo de vida, desde que "nasce" até que "morre" - "from cradle to grave", sendo com base nestes dados que são avaliados os potenciais impactos nos recursos naturais, no ambiente e na saúde humana.

O processo ACV é uma sistemática abordagem faseada composta por quatro componentes: definição de objectivos e âmbito; análise de inventário; análise de impacto; e, interpretação dos resultados, como se ilustra na Figura 2.2 (ISO 14040: 1997).

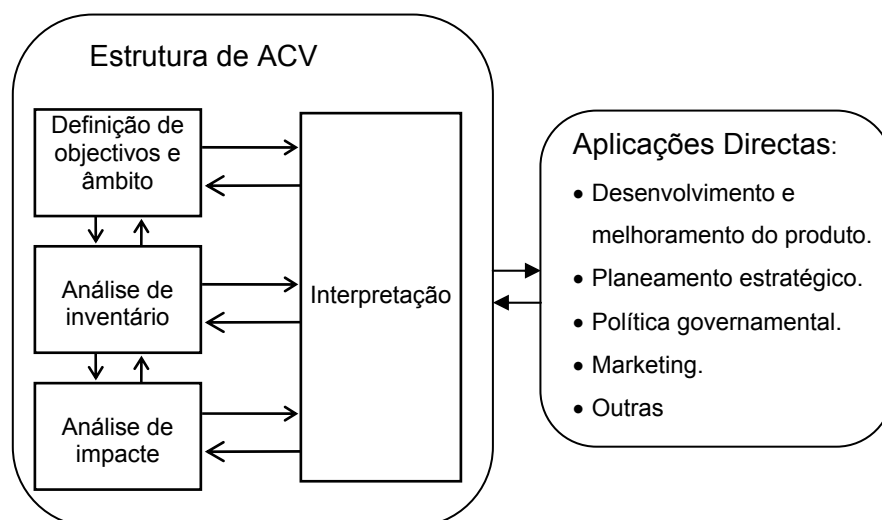


Figura 2-2 Fases de uma Análise de Ciclo de Vida (Fonte: ISO 14040:1997)

- *Definição de Objectivos e Âmbito* – Define e descreve o produto, processo ou actividade. Estabelece o contexto no qual a avaliação é para ser feita e identifica os limites e efeitos ambientais a serem revistos para a avaliação.
- *Análise de Inventário* – Identifica e quantifica a energia, água e materiais utilizados e descargas ambientais (p.ex: emissões para o ar, deposição de resíduos sólidos, descargas de efluentes líquidos).
- *Análise de Impacte* – Analisa os efeitos humanos e ecológicos da utilização de energia, água, e materiais e das descargas ambientais identificadas na análise de inventário.
- *Interpretação* – Avalia os resultados da análise de inventário e análise de impacte para seleccionar o produto preferido, processo ou serviço com uma compreensão clara das incertezas e suposições utilizadas para gerar os resultados.

A metodologia ACV tem numerosas aplicações, desde o desenvolvimento de produtos, passando pela rotulagem ecológica e regulação, até à definição de cenários de prioridade e de política ambiental.

Benefícios de um estudo ACV

Os dados de um estudo ACV em conjunto com outra informação, por exemplo, dados de custos e performance, podem ajudar os responsáveis pela tomada de decisão na selecção de produtos ou processos que resultem num menor impacte para o ambiente.

A metodologia ACV é a única que permite identificar a transferência de impactes ambientais de um meio para outro (p.ex.: a eliminação de emissões atmosféricas pode ser feita à custa do aumento das emissões de efluentes líquidos) e/ou de um estágio de ciclo de vida para outro (p. ex.: da fase de aquisição de matérias-primas para a fase de utilização).

Por exemplo, quando seleccionamos entre dois produtos concorrentes pode parecer que a “opção-1” é melhor para o ambiente porque necessita de menos matérias-primas, na fase de fabricação, que a “opção-2”. Porém, porque na elaboração de um estudo ACV são considerados todos os estágios do ciclo de vida, os resultados finais podem mostrar que é a “opção-1” que mais impacte causa no ambiente, dada a necessidade que tem de um maior consumo de electricidade, na fase de utilização, que a “opção-2”. Sem a elaboração de um estudo ACV estes factos não serão detectados.

Na elaboração de um estudo ACV, os pesquisadores podem (USEPA, 2001):

- Desenvolver uma sistemática avaliação das consequências ambientais associadas com um dado produto.
- Analisar os balanços (ganhos/perdas) ambientais associados com um ou mais produtos/processos específicos de modo a que os visados (estado, comunidade, etc.) aceitem uma acção planeada.
- Quantificar as descargas ambientais para o ar, água, e solo relativamente a cada estágio do ciclo de vida e/ou processos que mais contribuem.
- Assistir na identificação de significantes trocas de impactes ambientais entre estágios de ciclo de vida e o meio ambiental.
- Avaliar os efeitos humanos e ecológicos do consumo de materiais e descargas ambientais para a comunidade local, região e o mundo.
- Comparar os impactes ecológicos e na saúde humana entre dois ou mais produtos/processos rivais ou identificar os impactes de um produto ou processo específico.
- Identificar impactes em uma ou mais áreas ambientais específicas de interesse.

Limitações de um estudo ACV

A elaboração de um estudo ACV necessita normalmente de muitos recursos e arrasta-se por muito tempo. Deste modo, os recursos financeiros deverão ser balanceados com os benefícios previsíveis do estudo.

O estudo ACV não determina qual produto ou processo é o mais caro ou funciona melhor. Por isso, a informação desenvolvida num estudo ACV deve ser utilizada como uma componente de um processo de decisão que conta com outras componentes, como sejam, o custo e a performance.

3. DEFINIÇÃO DOS OBJECTIVOS E ÂMBITO DO ESTUDO

A primeira componente da ACV consiste na definição dos objectivos do estudo, seu âmbito, estabelecimento da unidade funcional, e estabelecimento de um procedimento para assegurar a qualidade do estudo (Consoli *et al.*, 1993).

3.1 Objectivo do Estudo

Segundo a Norma ISO 14040 “o objectivo de um estudo ACV deve expor de forma não ambígua a aplicação planeada, as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, i.e, a quem irão ser comunicados os resultados do estudo”.

Weidema citado por Frischknecht (1996) propõe que as aplicações para ACV sejam divididas em aplicações específicas à empresa e aplicações genéricas e num nível operacional, tático e estratégico. Além disso, acrescenta ainda uma distinção entre aplicações informativas e aplicações que visam directamente alterações, conforme se ilustra na Tabela 3-1.

Tabela 3.1-1 Aplicações da ACV (Weidema) citado por Frischknecht (1996)

Aplicação da ACV	Específica à Empresa	Genérica
Operacional:		
*Informação (informação do produto)	Declaração de produto	Informação do consumidor
*Alteração (melhoramento do produto)	Desenvolvimento do produto	Pesquisa orientada para o produto
Táctica:		
*Informação (rotulagem do produto)	Marketing	Rotulagem ambiental
*Alteração (regulação do produto)	Fornecedor e/ou utilizador de necessidades e incentivos	Normas de produtos, taxas, e subsídios
Estratégica:		
*Informação (desempenho do produto)	Prioridades específicas da empresa	Prioridades genéricas
*Alteração (estrutural)	Ajustamento na gama de produto	Legislação do produto

3.2 Âmbito do Estudo

Na definição de âmbito de um estudo ACV, devem ser considerados e claramente descritos os seguintes itens (ISO 14040): as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, os sistemas; a unidade funcional; o sistema de produto a ser estudado; os limites do sistema de produto; os procedimentos de afectação; as categorias de impacte e metodologias de

análise de impacto e subsequente interpretação a ser utilizada; requisitos dos dados; pressupostos; limitações; requisitos iniciais de qualidade dos dados; tipo de revisão crítica, se necessário; tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

O âmbito deve ser suficientemente bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes, para atingir os objectivos planeados.

A ACV é uma técnica iterativa. Por isso, o âmbito do estudo pode necessitar de ser modificado durante a sua condução à medida que é recolhida informação adicional.

Uma explanação tão completa não será requerida segundo Heijungs *et al.*, (1992), se a ACV se destina a ser utilizada apenas internamente numa empresa, p.ex: para otimizar o "design" do produto.

Função do Sistema e Unidade Funcional

Para descrever um sistema e o seu desempenho, SETAC, (1991) especificam que o sistema global deve ser dividido em séries de subsistemas ligados entre si por fluxos de materiais ou de energia.

Uma vez identificadas todas as componentes do subsistema, cada uma delas pode ser vista como um sistema no seu verdadeiro sentido e irá receber energia e materiais e emitir poluentes para o ar e para a água, resíduos sólidos e outras descargas ambientais além dos produtos úteis, como ilustrado na Figura 3.1.

Para além dos impactes dos materiais primários, as descargas ambientais associadas com a produção, utilização, transporte e deposição dos materiais subsidiários utilizados no sistema devem ser incluídos nos limites do sistema.

A necessidade total de matérias-primas e energia e as saídas totais de resíduos sólidos, líquidos e gasosos do sistema global é simplesmente a soma das entradas e saídas de todas as componentes dos subsistemas. O modelo é correcto se não violar as leis científicas, assegurando em particular que a lei de conservação da massa se aplica e que as leis da termodinâmica são respeitadas, em especial: a energia de reacção de qualquer processo químico não pode ser menor que a entalpia de reacção padrão; e, a eficiência de qualquer processo de conversão de energia (calor-para-trabalho) não pode ser superior à máxima eficiência reversível de conversão.

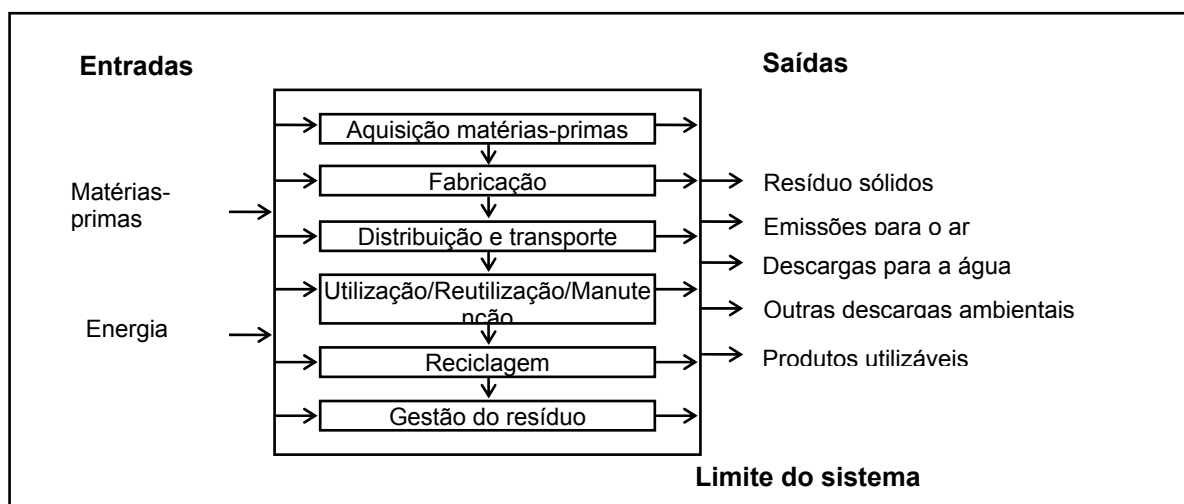


Figura 3.1-1 Entradas e saídas em um sistema e subsistema de produto

A norma ISO 1440 recomenda que o âmbito de um estudo ACV deve especificar claramente as funções do sistema a ser estudado. A unidade funcional é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que constitui a referência para a qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados

ACV é feita numa base comum, sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas estão a ser avaliados.

A função de uma empresa que se dedica por exemplo, à pintura será executar pinturas. A unidade funcional para um sistema de pintura pode ser “uma unidade de superfície coberta”, se a função é deixar uma cobertura protectora e decorativa numa superfície de madeira. Se a função é alterada para incluir durabilidade, a unidade funcional pode ser “uma unidade de superfície protegida por um período de tempo definido” (Tibor, 1996).

Muitas das discrepâncias aparentes entre estudos ACV relatados na literatura surgem porque os sistemas não são especificados convenientemente numa base comparável ou porque sistemas diferentes estão a ser comparados (Consoli *et al.*, 1993).

Limites do sistema (princípios)

Quando se avalia um sistema de produto, os limites do sistema em estudo devem ser claramente definidos. Devem ser demarcados os limites entre o sistema de produto e o ambiente, e entre o sistema de produto investigado e outros sistemas de produto (Assies, 1992). Na metodologia ACV “cradle to grave” as entradas em cada processo são consideradas desde o ponto em que são extraídos os recursos da natureza, sendo as saídas seguidas até à descarga final do resíduo no ambiente. Isto é no entanto normalmente impraticável num estudo, pelo que se deve decidir quais os processos que devem, e os que não devem, ser incluídos nos limites do sistema (Assies, 1992; Tibor, 1996).

No *workshop* de Leiden acordou-se que na generalidade, podem omitir-se componentes do sistema que contribuam com menos de 1% para a massa do produto total, especialmente se ele é inferior à certeza estatística do factor menos preciso (Huisigh, 1992). Uma excepção a esta regra é o caso de substâncias altamente tóxicas ou persistentes ou recursos escassos. Nestes casos, mesmo assim, 1% da massa pode ainda ser significativo, devendo ser incluídas. Quanto à inclusão de “bens de capital” em ACVs, é consensual, que na comparação de dois processos estes devem ser incluídos na ACV, apenas nos casos em que os investimentos associados são significativamente diferentes.

Para excluir um processo dos limites do sistema podem ainda utilizar-se os seguintes argumentos, de acordo com Weidema, (1993):

- 1) quando uma análise de sensibilidade mostra que a contribuição do processo não influencia significativamente o resultado final do estudo;
- 2) quando a contribuição do processo, para o processo seguinte, pode ser caracterizada como uma proporção fixa do fluxo deste, ou de outro processo definido, e esta proporção é mais baixa que a incerteza naquele fluxo (isto pode ser visto como uma análise de sensibilidade informal);
- 3) quando o processo pertence a uma certa classe ou tipo (p.ex., bens de capital) e o "screening" confirma que este procedimento não envolve exclusão de contribuições que podem significativamente influenciar os resultados.

As vantagens e desvantagens destas opções são descritas em detalhe por Vigon *et al.* (1992). A primeira opção, envolvendo uma análise de sensibilidade formal, tem a vantagem de ser sistemática e segura. A sua desvantagem é que requer a disponibilidade de uma grande quantidade de dados preliminares para a realização da análise de sensibilidade. A maior desvantagem das outras duas opções são a sua natureza arbitrária (a qual é parcialmente remediada pela análise de sensibilidade informal e o facto das suas consequências dependerem da qualidade dos dados. Assim, pode ser necessário efectuar uma revisão dos limites do sistema à medida que a qualidade dos dados aumenta, no decurso do estudo.

Os bens de equipamento, emissões pessoais (utilização de energia, ar condicionado, sanitários), deposição imprópria de resíduos (lixeria ilegal), geralmente não são incluídos nos limites do sistema, porque se conclui terem um pequeno efeito nos resultados (Vigon *et al.*, 1992; Frischknecht, 1996).

Em muitos casos, e segundo Frischknecht, (1996), as cargas ambientais devidas a infra-estruturas são baixas (menos de 5 a 10%). No entanto, são importantes no sector dos transportes (construção e manutenção de estradas e caminhos de ferro) e das energias renováveis (p.ex., hidroelectricidade, aquecimento solar). Os produtos agrícolas são outra área onde as infra-estruturas são responsáveis

por aproximadamente 15% do consumo total de energia de acordo com Weidema citado por Frischknecht, (1996).

A norma ISO 14041 (1998) recomenda três critérios para decidir se incluir ou excluir partes do sistema de produto: massa, energia e relevância ambiental. Lindfors *et al*, citados por Frischknecht, (1996) recomendam que os limiares ("cut-offs") devem ser baseados em julgamentos de especialistas, com conhecimento dos processos e produtos envolvidos.

Como especificado na norma ISO 14040 (1997), o critério aplicado no estabelecimento dos limites do sistema deve ser identificado e justificado no âmbito do estudo. Vários factores determinam os limites do sistema, incluindo a aplicação pretendida do estudo, as suposições feitas, critério "cut-off", restrições de dados e custos, e audiência pretendida.

De acordo com McInanaghan (1994) uma razão para a limitada utilização dos resultados de ACV em subsequentes estudos é o inadequado nível de normalização para a definição dos limites do estudo, não existindo assim bases comparáveis nas quais se avaliam os estudos. Como resultado, existem provavelmente tantos limites diferentes quantos os estudos ACV McInanaghan (1994).

Qualidade dos dados

Os requisitos de qualidade dos dados especificam, em termos gerais, as características dos dados necessárias para o estudo. Requisitos de qualidade dos dados devem ser definidos para permitir atingir os objectivos e âmbito do estudo ACV. Os requisitos de qualidade dos dados devem referir (ISO 14040): cobertura temporal; cobertura geográfica; cobertura tecnológica; precisão, integridade e representatividade dos dados; consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados ao longo da ACV; fontes dos dados e sua representatividade; incerteza da informação. Quando um estudo é utilizado para suportar uma declaração comparativa que é revelada ao público, os requisitos de qualidade dos dados mencionados anteriormente, devem ser referidos.

Um levantamento das abordagens sugeridas para avaliação da qualidade dos dados num inventário, é feito em SETAC, (1998). A progressão da avaliação da qualidade dos dados tem sido de abordagens tipo "post-it note", onde muitos indicadores de qualidade dos dados são caracterizados qualitativamente, até às abordagens mais recentes, onde são feitos sumários quantitativos de caracterizações de indicadores de qualidade de dados baseados em julgamento (DQI). Os autores fazem uma descrição dos seguintes estudos que segundo eles representam o "estado-da-arte" dos procedimentos de avaliação da qualidade dos dados (AQD) para análises de inventário: SETAC Data Quality Workshop Guidelines (SETAC, 1994); EPA Data Quality Guidelines (USEPA, 1995); Data Attribute Rating System (DARS) (Beck *et al.*, 1994); Numerical, Unit, Spread, Assessment, and Pedigree Scheme (NUSAP) (Funtowicz and Ravetz, 1990); Pedigree Matrices (Weidema and Wesnoes, 1995); Damage Function Approaches (Lee, 1995); Derived Probability Distributions and Monte Carlo Random Draws (Kennedy *et al.* 1996).

Os dois primeiros documentos anteriormente referidos, são linhas de orientação geral elaboradas respectivamente pela SETAC e USEPA, que identificam questões importantes na avaliação da qualidade dos dados. O método DARS é um método semi-quantitativo que utiliza cinco atributos para factores de emissão e um sistema de ordenação para desenvolvimento de um resultado entre 1 e 10 para cada atributo. O método "pedigree matrices" usa essencialmente os mesmos objectivos de qualidade dos dados que os definidos nos documentos SETAC e USEPA e os resultados da avaliação são uma série de valores para cada entrada simples do inventário.

Comparação entre Sistemas

Em estudos comparativos, a ISO 14040 estipula que a equivalência dos sistemas a serem comparados, deve ser avaliada antes da interpretação dos resultados. Os sistemas devem ser comparados utilizando a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, tais como: desempenho, limites do sistema, qualidade dos dados, procedimentos de afectação, regras de decisão na avaliação de entradas e saídas e análise de impacte. Qualquer diferença entre sistemas relativamente a estes parâmetros deve ser identificada e relatada.

No caso de declarações comparativas reveladas ao público, esta avaliação deve ser conduzida de acordo com os critérios do processo de revisão crítica, descritos no ponto seguinte, devendo ser executada uma análise de impacte.

Revisão Crítica - Considerações

Revisão crítica é, de acordo com a norma ISO 14040, uma técnica para verificar se um estudo ACV satisfaz os requisitos desta Norma Internacional quanto à metodologia, dados e relatório. Na fase de âmbito do estudo deve ser definido o objectivo e qual o tipo de revisão crítica desejada ou seja, o que vai ser abrangido, a que nível de detalhe e quem deve estar envolvido no processo. A revisão crítica deve ser feita por especialistas familiarizados com os requisitos destas Normas e com os necessários conhecimentos técnicos e científicos. Podem ser especialistas internos ou externos, mas independentes do estudo ACV.

De acordo com SETAC, (1991) os estudos ACV devem ser sujeitos a uma revisão especializada nos estágios críticos do desenvolvimento de modelos e antes de publicação. No entanto, quando o estudo é utilizado apenas para fins internos à empresa, a revisão especializada formal será opcional.

4. ANÁLISE DE INVENTÁRIO

Após o objectivo e âmbito do estudo estarem claramente definidos, a fase seguinte da metodologia ACV é a análise de inventário que identifica e quantifica as entradas e saídas de e para o ambiente, do sistema de produto investigado. O seu resultado essencial é muitas vezes chamado de “tabela de inventário” (de Haes *et al.*, 1996, Heijungs *et al.*, 1992, Consoli *et al.*, 1993).

O processo de condução de uma análise de inventário é iterativo. À medida que os dados são conhecidos e mais informação acerca do sistema é adquirida, novos requisitos de dados ou limitações podem ser identificados, requerendo uma alteração nos procedimentos de recolha de dados, para que os objectivos do estudo ainda sejam satisfeitos. Algumas vezes, pontos importantes podem ser identificados que requerem revisões dos objectivos ou âmbito do estudo (ISO 14040:1997E).

A análise de inventário processa-se através das seguintes fases: construção da árvore do processo; definição dos limites do sistema (de produto com o ambiente e de produto com outros sistemas de produto); finalização dos limites do sistema; recolha de dados; procedimentos de cálculos (procedimentos de afectação e procedimentos de construção da tabela de inventário).

4.1 Árvore do Processo

A melhor forma de representar as componentes de um sistema é de acordo com o “Code of Practice” (Consoli *et al.*, 1993) desenvolver um fluxograma ou árvore do processo, representando as interligações entre os subsistemas. Um fluxograma representativo da maioria dos sistemas industriais consiste de 3 grupos principais de operações, como ilustrado na Figura 4.1 (SETAC, 1991).

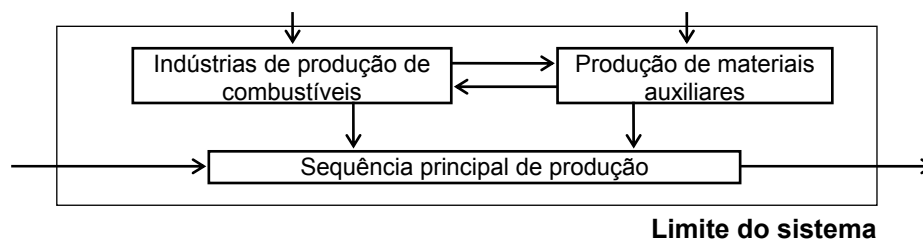


Figura 4.1-1 Grupos dentro de um sistema industrial (SETAC, 1991)

- 1) Sequência principal de produção: aquelas operações responsáveis pela aquisição das matérias-primas, produção, utilização, transporte e deposição do produto.
- 2) Produção de materiais auxiliares: tais como, embalagem e maquinaria necessárias para processar as matérias-primas que alimentam o processo principal, ou sequência de produção.
- 3) Indústrias de produção de combustíveis: que fornecem a energia necessária para fazer funcionar o sistema.

Nos três grupos de operações, as entradas de material são matérias-primas do ambiente e, portanto, as operações necessárias para extrair estes materiais do ambiente devem ser incluídas dentro dos limites do sistema. A sequência de produção principal é normalmente a mais fácil de identificar.

4.2 Limites do Sistema

A Figura 4.2 mostra os dois diferentes tipos de limites do sistema (de Haes *et al.*, 1996): os limites com o ambiente e os limites com a tecnosfera (com outros sistemas de produto). A definição destes limites pode influenciar significativamente os resultados do estudo.

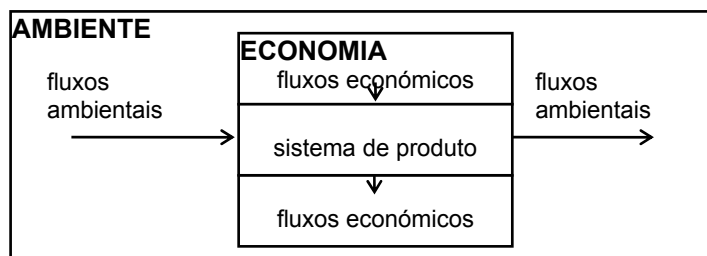


Figura 4.2-2 O sistema de produto e seus limites (de Haes *et al.*, 1996)

Limite do Sistema: Produto-Ambiente

Na definição dos limites do sistema do produto com o ambiente a questão mais importante reside em determinar quais os processos que fazem parte do sistema de produto e quais fazem parte do sistema ambiente. Duas situações podem ser distinguidas de acordo com Frischknecht (1996) e de Haes *et al.* (1996):

- processos biológicos, tais como produção florestal podem ser considerados como fazendo parte do ambiente ou do sistema económico; quando são considerados parte do sistema económico, o Sol, CO₂, H₂O, são entradas ambientais; quando os processos biológicos são considerados parte do ambiente a entrada é biomassa.
- resíduos para aterro podem ser considerados parte do sistema económico (emissões e produção de metano como uma fonte de energia) e parte do ambiente (resíduos sólidos como saída para o ambiente).

Alguns processos, como por exemplo, o solo para produção florestal, pertencem simultaneamente aos sistemas económico e ambiental (Heijungs *et al.* 1992). Neste caso a parte superior do solo pode ser considerada parte do sistema económico, enquanto o subsolo pode ser considerado parte do ambiente. Não existe ainda consenso de qual critério utilizar para estipular os limites, por exemplo, o grau de influência antropogénica ou custo de produção, além do corte da floresta.

Limite do Sistema: Produto - Outros Sistemas de Produto

Um aspecto relacionado com os limites entre o sistema de produto estudado e outros sistemas de produto relaciona-se com o facto de muitos processos terem entradas de, ou saídas, para outros sistemas de produto (i.é, processos multi-sistema). Assim, o limite entre o sistema de produto estudado e outro sistema de produto deve ser definido, tendo em consideração estes processos, devendo parte das entradas e saídas ambientais dos processos ser afectas entre estes diferentes sistemas de produto.

A afectação é tratada de forma mais aprofundada nos pontos seguintes, uma vez que se demonstra que a escolha do procedimento de afectação pode influenciar significativamente os resultados dos estudos ACV (de Haes, *et al.*, 1996).

4.3 Finalização dos Limites do Sistema

A fase final na determinação da árvore do processo consiste em limitar o sistema de produto aos processos que contribuem de forma relevante para alguma entrada ou saída ambiental (Guinée, 1995; de Haes *et al.*, 1996). Conforme referido anteriormente, são utilizados "cut-offs" deliberados para incluir ou excluir da árvore do processo bens de capital, infra-estruturas (estradas), etc.

A utilização de um simples critério numérico, p.ex., excluir todos os processos que contribuem para qualquer aspecto ambiental com menos de 1%, pode ter consequências indesejáveis, segundo Heijungs *et al.*, (1992). Esta opção pode resultar, salientam os autores, na exclusão de quase todos os efeitos ambientais quando os processos são divididos nos seus sub-processos. Os autores apresentam uma solução para este problema que é desenhar os processos excluídos dos limites do sistema de produto, não sendo quantificados na árvore do processo, mas incluídos como “*pro memoria*”. Deste modo, quando a informação acerca de tais processos ficar disponível, pode ser incluída uma vez que foi excluída somente por razões práticas.

Outra razão para conscientemente omitir processos é nos casos em que se realiza uma análise de diferença, ou seja, quando dois ou mais sistemas de produtos são comparados e as partes idênticas são excluídas (Heijungs *et al.*, 1992). Por exemplo, quando se comparam diferentes tipos de estrutura de janela, o vidro pode ser excluído, porque é considerado irrelevante para o estudo.

Experiências com estudos de caso podem também ser utilizadas para identificar a relevância ambiental de determinados processos, permitindo deste modo decidir da sua inclusão, ou não, nos limites de um sistema de produto em estudo (Guinée, 1995).

4.4 Recolha de Dados

Para análise do inventário, e de acordo com a norma ISO 14040, devem ser recolhidos os dados qualitativos e quantitativos para cada processo unitário que esteja incluído dentro dos limites do sistema. A recolha de dados é feita em dois tipos de fluxos de entrada e de saída, conforme se ilustra na Fig. 4.3, sendo um processo complexo e intensivo em recursos, podendo os procedimentos adoptados variar com o âmbito, o sistema e a aplicação pretendida para a ACV (Heijungs *et al.*, 1992).

O sistema internacional de unidades, *SI* pode ser utilizado para exprimir todas as emissões e extracções (Heijungs *et al.*, 1992): a maioria das emissões e recursos podem ser expressas em kg ou seus derivados (ton., mg,...); os dados de energia podem ser expressos em kw, MJ.

De acordo com o “Code of Practice” (Consoli *et al.*, 1993) os dados devem ser obtidos das empresas que operam os processos específicos, a menos que algo em contrário seja referido nos objectivos e âmbito do estudo. Quando estes dados não estão disponíveis, podem ser utilizados dados de outras fontes potenciais, tais como: dados de projecto dos processos; cálculos de engenharia baseados na química e tecnologia dos processos; estimativas de operações similares; e bases de dados publicadas.

Os dados devem ser baseados num período de tempo, que seja suficientemente longo, para atenuar comportamentos anormais, tais como paragens de máquinas ou perturbações no processo. O período de tempo equivalente a um ano fiscal, para o qual estão disponíveis a maioria dos dados dos processos de produção, é considerado suficiente, para contemplar todos os comportamentos anormais que possam existir ao nível dos processos (SETAC, 1991; Vigon *et al.*, 1992).

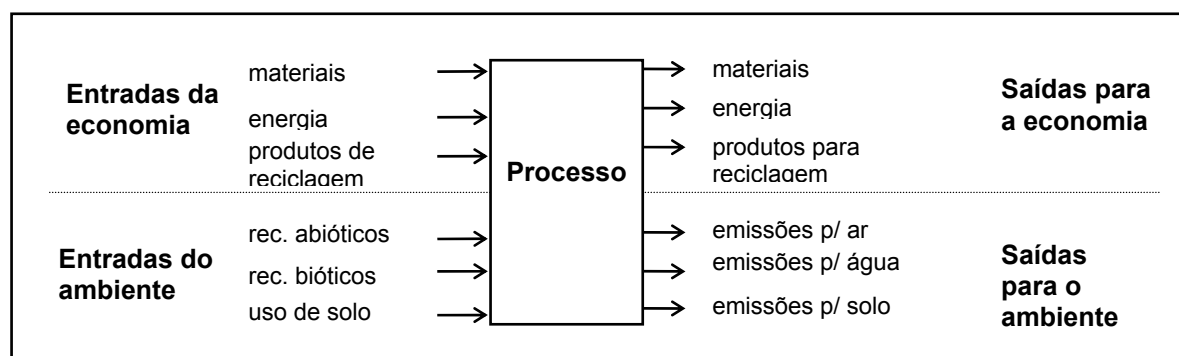


Figura 4.4-3 Representação dos fluxos económicos e ambientais de entrada e de saída de um processo económico (adaptada de Heijungs *et al.*, 1992)

Devem ser bem documentadas as bases de todos os dados, assim como a sua fonte, relevância geográfica e temporal, técnicas utilizadas para ponderação e determinação dos valores médios. A qualidade dos dados deve ser consistente com os objectivos e âmbito do estudo ACV.

Os dados são apresentados num formato normalizado, ou seja, são apresentados em relação a uma dada unidade de saída, para cada operação unitária do subsistema e, para a qual deve ser elaborado um balanço de massa e energético.

Dada a exigência de consistência é internacionalmente aceite que o balanço de massa e de energia para cada processo deve ser completo, ou seja, que (SETAC, 1992):

$$\sum_i m_{e,i} = \sum_j m_{s,j} \quad 4-1$$

onde: $m_{e,i}$ - representa a massa da entrada i ; $m_{s,j}$ - representa a massa da saída j . E,

$$\sum_i E_{e,i} = \sum_j E_{s,j} \quad 4-2$$

onde: $E_{e,i}$ - representa a energia da entrada i ; $E_{s,j}$ - representa a energia da saída j .

4.5 Procedimentos de Cálculo

Após a recolha de dados é necessário definir os seguintes procedimentos de cálculo: *procedimentos de afectação* das cargas ambientais aos vários sistemas de produto envolvidos no estudo; e, procedimentos de cálculo da *tabela de inventário*.

4.5.1 Procedimento de Afectação

Tal como se referiu anteriormente, quando o ciclo de vida do produto, material ou serviço estudado afecta outros ciclos de vida não incluídos no sistema em análise, é necessário aplicar regras de afectação. Afectar, é assim o acto de distribuir a cada função do processo a sua quota-parte de responsabilidade pelas cargas ambientais causadas pelos processos e transportes num ciclo de vida (Ekvall T., 1994b).

Os processos onde os problemas da afectação podem ser relevantes, são (Heijungs *et al.*, 1992; Consoli *et al.*, 1993; Huppes G., 1994; de Haes, *et al.*, 1996):

- a) Produção: processos com multi-sistemas de saída;
- b) Processamento de resíduo combinado: processos com multi-sistemas de entrada;
- c) Reciclagem em ciclo fechado ("closed loop"): em que o produto/material volta ao mesmo sistema de produto;
- d) Reciclagem em ciclo aberto ("open loop"): em que o produto/material é utilizado noutra sistema de produto;
- e) Reciclagem em cascata: o produto/material é sucessivamente utilizado em vários sistemas de produto.

Na prática é difícil distinguir entre processos multi-saídas e reciclagem em ciclo aberto uma vez que o material reciclado, num produto secundário, pode ser visto como um co-produto (Heijungs *et al.*, 1992).

A norma ISO14041 (1998) recomenda uma ordem descendente de procedimentos de afectação baseada nos seguintes princípios:

- Evitar a afectação pela subdivisão do processo unitário em dois ou mais processos ou minimizá-la, alargando os limites do sistema;
- Aplicação de uma relação física (massa, energia) entre os produtos envolvidos;
- Aplicação de qualquer outra relação como, por exemplo, causalidade económica.

Estas recomendações, aplicam-se a sistemas multi-funções tais como: co-produção, tratamento de resíduo combinado e reciclagem em ciclo aberto. A norma ISO 14041, dedica também um sub-capítulo à descrição de procedimentos de afectação para reutilização e reciclagem.

4.5.2 Tabela de Inventário

O “Code of Practice” (Consoli *et al.*, 1993), apenas refere ser importante, que no relatório dos dados do inventário do ciclo de vida (ICV), não seja perdida informação devido à forma de apresentação dos dados, ou seja, que o nível de detalhe (em termos de entradas e saídas) que foi utilizado ao longo da recolha dos dados, seja mantido no relatório.

Para os sub-processos mais importantes os dados devem, na medida do possível, ser apresentados como um valor médio (ou outra medida de tendência central) e gama (valor superior e inferior) ou alguma medida de variabilidade em torno da média.

Após a recolha de dados e aplicação dos procedimentos de afectação é necessário calcular a extensão de cada um dos processos na árvore do processo. Dois métodos podem ser utilizados para este procedimento: o método sequencial; e, o método matricial.

Método Sequencial

No método sequencial o procedimento de cálculo é relativamente claro quando se dispõe dos dados de entrada normalizados para cada um dos subsistemas componentes.

Por exemplo, a Fig. 4.4 mostra uma simples sequência dos subsistemas 1, 2, e 3 para os quais a energia normalizada necessária é respectivamente E1, E2, e E3.

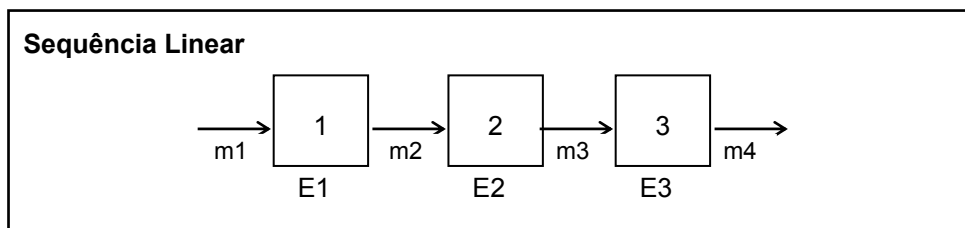


Figura 4.5.2-4 Sequência linear de processos (SETAC, 1991)

Se o balanço de massa indica massas m_1 , m_2 , m_3 , e m_4 , então a energia total do sistema (E_s), será (SETAC, 1991):

$$E_s = m_4 \cdot E_3 + m_3 \cdot E_2 + m_2 \cdot E_1 \quad 4-3$$

A energia total pode ser normalizada, como energia por unidade de saída da operação 3, usando o fluxo de massa (m_4) como parâmetro de normalização. A energia normalizada do sistema (E_n) é:

$$E_n = E_s / m_4 \quad 4-4$$

Os cálculos dos resíduos sólidos e das emissões para o ar e água são idênticos e as necessidades de matérias-primas foram já determinadas pelo balanço de massa.

Sequências não lineares de operações (tipo rede) as quais têm referências mútuas, podem ser convertidas em sequências pseudo-lineares devendo, no entanto, ser reconhecido que este

procedimento é uma aproximação e irá introduzir erros nos cálculos. Uma forma satisfatória de lidar com estas redes é iteração: valores iniciais são atribuídos aos operadores e o sistema é calculado. Os valores calculados são agora substituídos por os valores iniciais e o sistema é recalculado. Os novos valores são agora substituídos e o recálculo executado novamente. Este procedimento é repetido até as alterações nos valores recalculados serem iguais à precisão dos dados de entrada (SETAC, 1991).

Este procedimento iterativo é um importante refinamento recente neste tipo de cálculos e tem revelado algumas deficiências em trabalhos anteriores. Por exemplo, a eficiência para produção de electricidade em Inglaterra utilizando um sistema pseudo-linear é 30%, enquanto que o calculado usando um procedimento iterativo é inferior a 27% o que significa que os estudos anteriores subestimavam a energia associada com a utilização de electricidade (SETAC, 1991).

Porque o sistema, como inicialmente definido, determina essencialmente as características de todos os subsistemas componentes, o resultado final irá ser característico desta específica série de subsistemas. Se algum destes subsistemas é alterado em alguma forma, então irá fazer-se sentir um efeito em todos os outros subsistemas; o mesmo é dizer que o balanço de massa global irá alterar-se. É importante reconhecer que um subsistema não pode ser isolado do sistema, modificado em alguma forma, e reinserido sem afectar o desempenho do sistema global.

Método Matricial

No método matricial (método simultâneo), conforme descrito em Heijungs *et al.*, (1992), Ferreira (1999), a ocorrência dos processos é determinada simultaneamente em vez de sequencialmente. Esta abordagem permite lidar com ciclos, em vez de saltar entre processos. O método matricial tem outra vantagem: é possível fornecer expressões algébricas para a quantificação e ocorrência de cada processo e assim para a tabela de inventário e o perfil ambiental.

No método matricial os dados contidos na árvore do processo são armazenados numa matriz. Um processo é representado por um vector coluna onde a parte superior ($a_1...a_r$) contém as entradas e saídas económicas, e a parte inferior as entradas de e saídas para o ambiente ($b_1...b_s$), conforme representado na expressão matricial 4-5.

O número de processos na árvore é (q); as linhas representam fluxos de um tipo (p.ex: kg de PVC, MJ de electricidade); e, as colunas representam processos (p. ex: produção de vidro).

$$\begin{pmatrix} A \\ B \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} a_{11} & \dots & a_{1i} & \dots & a_{1q} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{j1} & \dots & a_{ji} & \dots & a_{jq} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{r1} & \dots & a_{ri} & \dots & a_{rq} \\ b_{11} & \dots & b_{1i} & \dots & b_{1q} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ b_{k1} & \dots & b_{ki} & \dots & b_{kq} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ b_{s1} & \dots & b_{si} & \dots & b_{sq} \end{bmatrix}$$

4-5

A matriz A (parte superior da matriz 4-5) é referida como *matriz tecnológica* e a matriz B (parte inferior da matriz 4-5) é referida como *matriz de intervenções* (Heijungs e Frischknecht, 1998). Enquanto que os fluxos correspondentes às linhas na matriz de intervenções são referidos por aqueles autores como *intervenções ambientais*, a ISO não reserva um termo separado para estes fluxos, utilizando o termo geral "fluxo elementar" e no documento EPA (Vigon *et al.*, 1992) as descargas de poluentes para o ambiente são chamadas de "cargas ambientais", sendo este o termo adoptado neste trabalho.

A árvore do processo completa possui uma função externa: a unidade funcional seleccionada na definição dos objectivos e âmbito do estudo. Em notação vectorial isto é representado como parte de

um processo *kernel*; este é um processo, possivelmente fictício, que contém o sistema de produto inteiro; a sua única saída económica é a unidade funcional:

$$\begin{pmatrix} \alpha \\ \beta \end{pmatrix} = \begin{bmatrix} \alpha_1 \\ \dots \\ \alpha_j \\ \dots \\ \alpha_r \\ \beta_1 \\ \dots \\ \beta_k \\ \dots \\ \beta_s \end{bmatrix}$$

4-6

onde:

$(\alpha_1, \dots, \alpha_r)$ – representam a parte económica do processo *kernel*, e $(\beta_1, \dots, \beta_s)$ – a tabela de inventário. A unidade funcional corresponde a um dos (α_j) ; as outras componentes de α são iguais a zero. A *tabela de inventário* β é desconhecida: o objectivo da análise de inventário é calcular a *tabela de inventário*.

A premissa usada, quando se calcula a ocorrência de cada processo é que todos os produtos, materiais e serviços utilizados por um processo são fornecidos por outros processos e que o resíduo do processo é manuseado por outros processos. Então, haverá um balanço para cada linha; dependendo da natureza da linha, isto pode ser um balanço de massa, de energia, ou outro. Quando a contribuição quantificada de cada processo é referida como (p_i) o balanço da linha (j) é dado por:

$$\sum_{i=1}^q a_{ji} p_i = \alpha_j \quad 4-7$$

Isto aplica-se a cada linha na secção económica:

$$\forall j = 1, \dots, r: \sum_{i=1}^q a_{ji} p_i = \alpha_j \quad 4-8$$

Esta equação é conhecida como a *equação balanço*.

Quando se calcula a *tabela de inventário*, são utilizados processos simples; processos múltiplos foram afectados num estágio anterior. A consequência, para a equação de balanço é que $q=r$: matriz A é quadrada. Porém, a distinção entre q e r continuará a ser utilizada para aumentar a clareza da exposição.

Um sistema linear de equações tais como a equação de balanço tem uma solução para os coeficientes $(p_1 \dots p_q)$, dada pela *regra de Cramer* (Graham, 1979):

$$p_i = \frac{\det(A^i)}{\det(A)}, \quad i = 1, \dots, q \quad 4-9$$

onde:

A^i é a matriz A na qual a coluna i foi substituída pela coluna α :

$$A^i = \begin{bmatrix} a_{11} & \dots & a_{1i-1} & \alpha_1 & a_{1i+1} & \dots & a_{1q} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{j1} & \dots & a_{ji-1} & \alpha_j & a_{ji+1} & \dots & a_{jq} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{r1} & \dots & a_{ri-1} & \alpha_r & a_{ri+1} & \dots & a_{rq} \end{bmatrix} \quad 4-10$$

e, $\det(A)$ é o *determinante* da matriz A, chamada matriz tecnológica (Heijungs e Frischknecht, 1998).

A *tabela de inventário* (β) pode agora ser obtida multiplicando os coeficientes (p_i) pelas características do processo (b_{ki}) e totalizando-os para cada carga ambiental:

$$\beta_k = \sum_{i=1}^q b_{ki} p_i \quad k = 1, \dots, s \quad 4-11$$

A aplicação da *regra de Cramer* assegura, que os processos, que na árvore do processo têm relações circulares, são incluídos sem iteração ou "cut-off", devido ao facto da equação de balanço ser resolvida simultaneamente, pelo método matricial. No método sequencial, a contribuição de cada processo é calculada individualmente, sem considerar a sua interdependência.

A *matriz do processo* (P) de dimensões $(r + s) \times (q + 1)$, pode agora ser definida como:

$$P = \begin{pmatrix} (a_{ji} p_i)_{\substack{i=1,\dots,q \\ j=1,\dots,r}} & (\alpha_j)_{j=1,\dots,r} \\ (b_{ki} p_i)_{\substack{i=1,\dots,q \\ k=1,\dots,s}} & (\beta_k)_{k=1,\dots,s} \end{pmatrix} \quad 4-12$$

Esta matriz fornece uma imagem completa do valor associado a cada entidade económica e ambiental, ou seja, a contribuição de cada processo para o sistema de produto e possibilita a execução de uma análise de dominância: podem estudar-se quais os processos que contribuem predominantemente para a emissão de uma determinada substância.

A tabela de inventário pode ser especificada a diferentes níveis: ao nível do processo (política de processo); ao nível da substância (política da substância); ao nível do produto (política do produto).

Outra forma de resolver a *equação balanço* (4-8) é através da matriz inversa. As quantidades na equação balanço podem ser sumarizadas na seguinte equação matriz (Heijungs 1996a, Heijungs e Frischknecht, 1998):

$$A \cdot p = \alpha \quad 4-13$$

Da álgebra das matrizes (Graham, 1979), temos que o valor de (p), pode ser obtido da expressão anterior, invertendo a matriz A e depois multiplicando-a pelo vector (α), ou seja:

$$p = A^{-1} \cdot \alpha \quad 4-14$$

onde:

A^{-1} é a matriz inversa de A (matriz tecnológica). A condição para a inversão da matriz A é que ela seja quadrada.

A equação da tabela de inventário (4-11) pode também ser transformada, de acordo com a álgebra das matrizes, na seguinte expressão:

$$\beta = B.p \qquad 4-15$$

onde:

B - representa a parte ambiental da matriz (4-5).

5. ANÁLISE DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA

Análise de Impacte do Ciclo de Vida (AICV) é definido como sendo um processo técnico, quantitativo, e/ou qualitativo, para caracterizar e avaliar os efeitos das cargas ambientais identificadas na componente inventário (SETAC, 1991, Consoli *et al.*, 1993).

Num contexto de ACV, a análise de impacte pode servir dois objectivos (SETAC, 1993): tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactes ambientais; e, facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais maneáveis e significativas para a tomada de decisão.

Para uma AICV, os impactes são definidos como as consequências causadas pelos fluxos de entrada e de saída de um sistema na saúde humana, plantas e animais, ou a disponibilidade futura dos recursos naturais.

Os procedimentos de AICV podem ser distinguidos entre procedimentos "fase-única" e procedimentos "multi-fase" (de Haes, 1996b).

A principal razão para uma abordagem "fase-única" é a sua simplicidade de aplicação. Neste procedimento, a saída da fase "Análise de Inventário" é directamente relacionada com alguns valores de referência (p.ex., normas de qualidade ambiental ou custos de redução de emissões) seguida pela agregação dos valores resultantes. São exemplos deste procedimento os métodos "Volume Crítico" (Buwal, 1991), "Ecopontos" (Ahbe *et al.*, 1991) e "EPS" (Steen e Ryding, 1992) descritos no final deste capítulo.

Devido sobretudo à sua maior transparência, o procedimento "multi-fase" tem sido em princípio preferido (de Haes, 1996b), sendo por isso descrito mais detalhadamente nos pontos seguintes.

5-1 Elementos de AICV

A fase AICV compreende uma série de elementos obrigatórios e de elementos opcionais, conforme se ilustra na Fig. 5.1.

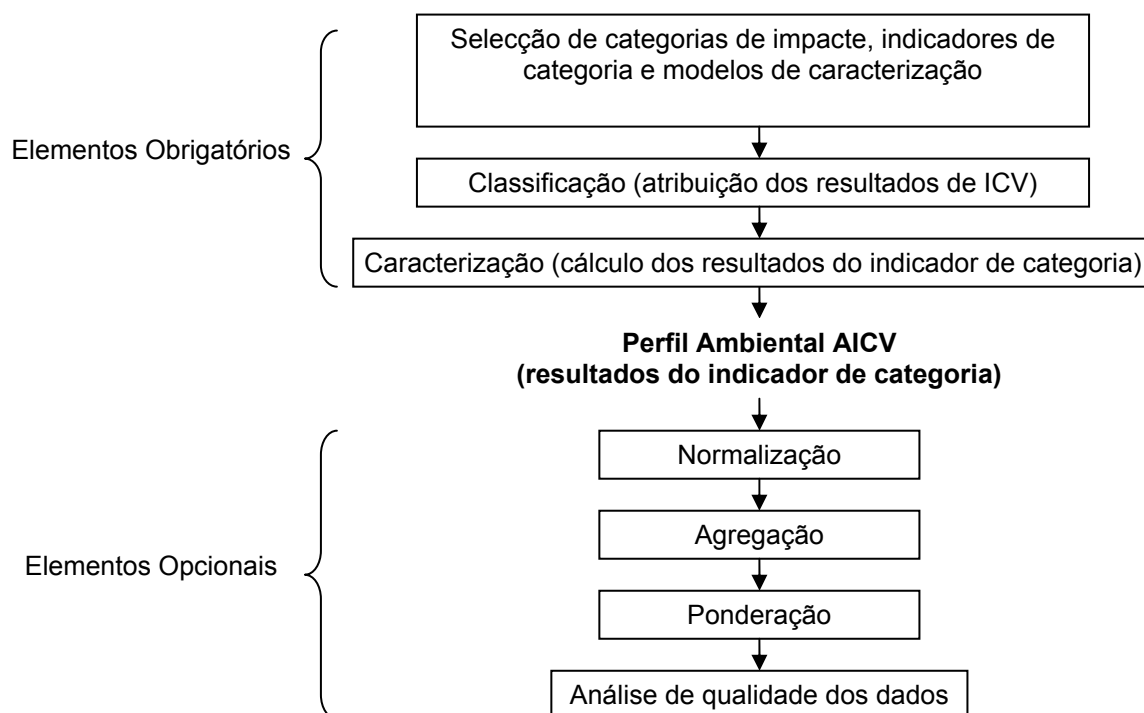


Figura 5-1 Elementos da fase AICV (adaptado de ISO 14042:2000(E))

Os elementos obrigatórios convertem os resultados do ICV em resultados de indicador de categoria (perfil ambiental) para as diferentes categorias de impacto e os elementos opcionais servem para normalizar, agrupar ou pesar os resultados do indicador e técnicas de análise de qualidade dos dados.

A Fig. 5.2, representa a estrutura geral de AICV, mostrando a relação entre os resultados do inventário de ciclo de vida, categorias de impacto, indicadores de categoria e categoria(s) de ponto final e ilustra estes conceitos relativamente à categoria de impacto “acidificação”.

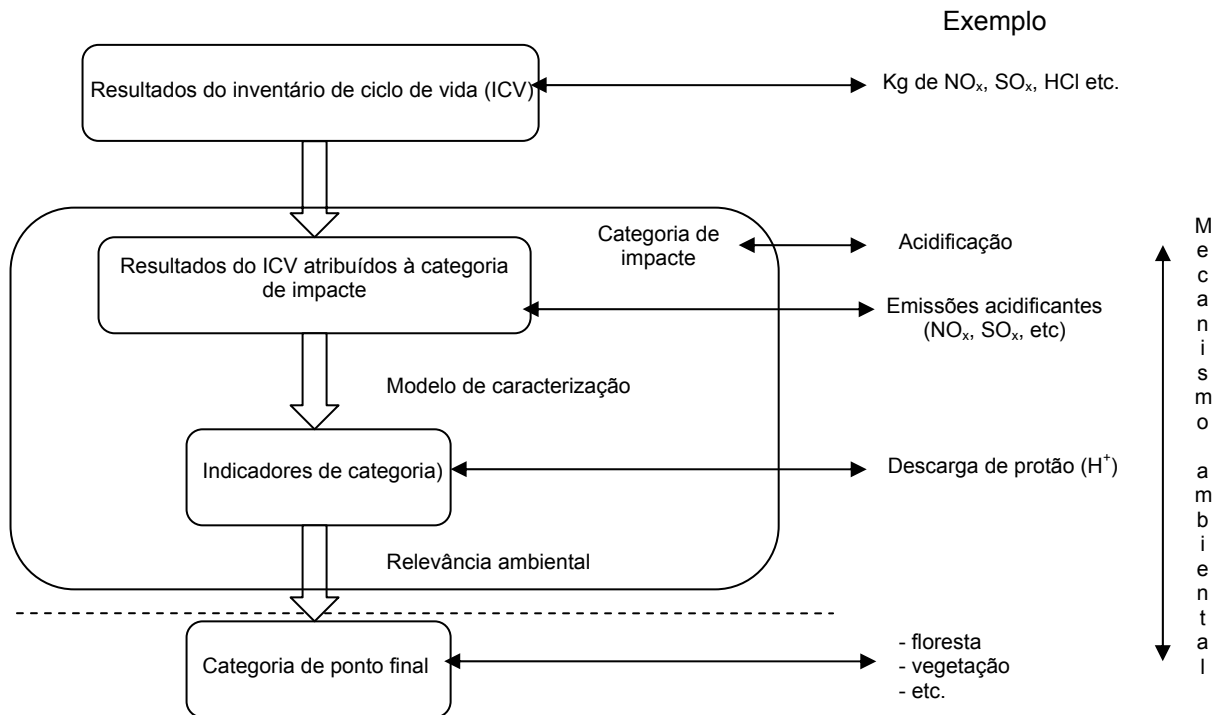


Figura 5-2 Conceito de indicadores de categoria (Fonte: ISO 14042: 2000(E))

A metodologia e a estrutura científica para a análise de impacto está ainda a ser desenvolvida. Modelos para as categorias de impacto estão em diferentes estágios de desenvolvimento, não existindo uma metodologia aceite na generalidade para associar consistente e correctamente dados de inventário com potenciais impactes ambientais específicos.

Para a fase de AICV a Norma ISO 14042: 2000(E) descreve procedimentos em vez de metodologias ou modelos específicos, implicando que qualquer metodologia ou modelo é aceitável, desde que, satisfaça os critérios gerais da ISO.

5-2 Selecção de Categorias de Impacte, Indicadores de Categoria e Modelos de Caracterização

A selecção de categorias de impacto é o primeiro passo numa AICV, que irá ser considerado como parte da ACV global. Este passo deve ser executado durante a fase inicial de definição de objectivos e âmbito, para orientar o processo de recolha de dados de ICV e as reconsiderações seguintes a esta fase.

O indicador de categoria pode ser escolhido algures ao longo do mecanismo ambiental entre os resultados de ICV e os pontos finais de categoria conforme ilustrado na Figura 5-2 (ISO 14042, 2000).

De acordo com a ISO e o grupo WIA-2 (SETAC-Europa) os pontos de partida relevantes para a definição de categorias de impacte e indicadores de categoria e para os correspondentes factores de equivalência são (CML, 2001):

Ponto de partida genérico para uma estrutura de categorias de impacte e indicadores de categoria

Deve ser desenvolvida uma estrutura que seja aberta a futuros progressos científicos e aparecimento de informação mais detalhada.

Ponto de partida genérico para fixar todas as categorias de impacte

1 – as categorias devem em conjunto permitir uma avaliação abrangente dos impactes relevantes, como correntemente entendidos (completeness) (ISO/WIA-2).

2 – as categorias devem ter um mínimo de sobreposição e evitar dupla contagem a menos que isso seja requerido pelos objectivos e âmbito do estudo (ISO/WIA-2).

3 - as categorias devem ser internacionalmente aceites, i.é., baseadas num acordo internacional ou aprovadas por um organismo internacional competente (ISO).

4 – o número total de categorias de impacte não deve ser demasiado elevado (WIA-2).

Pontos de partida para a selecção de categorias num estudo ACV específico:

1 – as categorias de impacte seleccionadas devem ser consistentes com os objectivos e âmbito do estudo ACV (ISO).

2 - as categorias de impacte seleccionadas devem formar uma série compreensiva de assuntos ambientais relacionados com os objectivos e âmbito do estudo ACV (ISO).

Com base nos resultados dos *workshops* de Leiden (SETAC, 1992) e Sandestin (SETAC, 1993), no "Code of Practice" (Consoli *et al*, 1993) é apresentada uma lista de categorias de impacte na qual é ilustrada a relação das categorias de impacte específicas para as áreas gerais de protecção, conforme Tabela 5-1. Estas mesmas categorias de impacte são apresentadas em U.S.EPA (2001) e na lista proposta na ISO/TR 14047 (2003E), como sendo as normalmente utilizadas em estudos ACV.

Tabela 5-1 Lista de categorias de impacte para AICV (Consoli *et al*. 1993, ISO/TR 14047 (2003E))

Categorias de Impacte	Áreas Gerais para Protecção		
	Recurso	Saúde Humana	Saúde Ecológica
A) Depleção de Recursos			
Recursos abióticos	+		
Recursos bióticos	+		
B) Poluição			
Aquecimento global		(+)	+
Depleção do ozono		(+)	(+)
Formação de oxidantes fotoquímicos		+	+
Acidificação		(+)	+
Eutroficação (ou Nitrificação)			+
Toxicidade humana		+	
Ecotoxicidade		(+)	+
C) Degradação de Ecossistemas e Paisagem			
Utilização do solo			+

+ significa impacte potencial directo; (+)significa impacte potencial indirecto;

Uma lista padrão de categorias e subcategorias de impactes é também apresentada em CML, 2001, na qual são reconhecidos três grupos principais:

Grupo A – Categorias de impacte base – para as quais é proposto um método de caracterização base e correspondem de um modo geral às categorias de impacte apresentadas na Tabela 5-1, com uma ligeira alteração da categoria “ecotoxicidade aquática” a qual é sub-dividida em: “ecotoxicidade aquática na água fresca” e “ecotoxicidade aquática na água marítima”.

Grupo B – Categorias de impacte específicas de um estudo – para as quais é proposto um método de caracterização base/alternativo. Incluem-se neste grupo: impactes do uso de solo (perda da função suporte de vida e perda da biodiversidade); ecotoxicidade (sedimento de água fresca e sedimento marítimo); impactes de radiação ionizante; odor (mau odor no ar); ruído; calor; e, casualidades.

Grupo C – Outras categorias de impacte - para as quais nenhum método de caracterização base é proposto. Incluem-se neste grupo: depleção de recursos bióticos; dissecação; e, odor (mau odor na água).

A “energia” é deixada de fora da lista de categorias de impacte com base no argumento de que o consumo de energia não é um problema ambiental em si, contribuindo antes para diversos problemas, nomeadamente a depleção de recursos, aquecimento global, acidificação, eutroficação e algumas perturbações.

Os “resíduos sólidos” também não são considerados um problema, mas antes um processo económico (armazenamento de resíduos sólidos) originando emissões para o ar, água e solo, utilizando espaço e produzindo metano, como uma potencial fonte de energia.

A) Depleção de Recursos (categorias relacionadas com entradas)

O conceito de depleção refere-se à ideia que as reservas de um recurso estão a ser diminuídas pela actividade humana, de modo que o recurso não pode por muito mais tempo, servir como entrada para o sistema em consideração. Os impactes directos da depleção de um recurso são (SETAC, 1993):

- redução na oportunidade para futuras gerações terem acesso ao recurso;
- a eventual pressão causada nos substitutos; e,
- a incapacidade de prosseguir com as actividades dependentes desse recurso.

Impactes indirectos da depleção de um recurso são, por exemplo, a diminuição da população de uma determinada espécie de ave pela alteração do seu habitat, como consequência do corte das árvores de uma floresta.

Os recursos têm sido categorizados de diversas formas:

- Heijungs *et al.*, (1992); Consoli *et al.*, (1993); Guinée, (1995) dividem os recursos em bióticos (p.ex.: árvores, elefantes) e abióticos (p.ex.: minérios);
- SETAC (1993) dividem os recursos em renováveis (ou fluxo) (p.ex: ar, água, radiação solar, correntes dos oceanos, recursos bióticos) e recursos não-renováveis (ou stock) (p.ex: terra, recursos de energia primária - combustíveis fósseis);
- de Haes, (1996b), Finnveden, (1996) dividem os recursos em abióticos e bióticos. Dentro dos recursos abióticos e bióticos fazem uma distinção entre: recursos depósito - que estão sempre sujeitos a depleção, uma vez que não se regeneram num tempo de vida humano (p.ex.: minérios); recursos fundo - que podem ser utilizados ou sujeitos a depleção dado que possuem capacidade de regeneração no horizonte temporal humano (p.ex.: pinheiro); e, recursos fluxo - que são sempre utilizados, não sujeitos a depleção (p.ex.: radiação solar e vento).

De salientar que o significado do termo “fluxo” utilizado por SETAC, (1993) corresponde ao dos termos “fluxo” e “fundo” utilizados por Finnveden (1996), enquanto que os recursos stock de SETAC, correspondem aos recursos depósito de Finnveden.

Os recursos são por vezes divididos em duas ou mais categorias na base das características funcionais, como por exemplo, recursos portadores de energia e recursos não-energéticos.

B) Poluição (categorias relacionadas com saídas)

As sub-categorias (aquecimento global, depleção do ozono, ...) agregadas na categoria de impacto "poluição" estão diferenciadas, na Tabela 5-1, nas áreas de protecção (saúde humana e saúde ecológica), podendo observar-se que umas categorias são relevantes para as duas áreas de protecção; por exemplo, a depleção do ozono irá conduzir a um aumento na radiação ultra violeta (UV), a qual é perigosa para as pessoa e para os ecossistemas.

As cargas ambientais podem causar também mais do que um tipo de impacto e são por isso chamadas de "cargas com impactos múltiplos" (de Haes, 1996b):

- Impactes paralelos, referem-se a dois ou mais tipos exclusivos de impactos que são causados pela mesma carga ambiental como, por exemplo, os efeitos tóxicos e a acidificação do SO₂.
- Impactes em série, referem-se a dois ou mais tipos de impactos causados sequencialmente pela mesma carga ambiental como, por exemplo, os metais pesados que podem primeiro causar impactos ecotoxicológicos e posteriormente efeitos toxicológicos humanos.
- Impactes indirectos, são impactos causados por um factor induzido por uma dada carga ambiental, de um tipo diferente dos impactos directamente causados pelas cargas ambientais como, por exemplo, os impactos causados pela toxicidade do alumínio, induzida pela acidificação.
- Impactes combinados, são impactos causados por uma combinação de duas ou mais cargas ambientais, tais como o caso de NO_x com C_xH_y na formação do ozono.

Um exemplo de cadeia de efeito ambiental para aquecimento global é (Guinée *et al.*, 1993): emissões de gases com efeito de estufa → alteração na força radioactiva (efeito de 1ª ordem) → alteração da temperatura global (efeito de 2ª ordem) → subida do nível do mar (efeito de 3ª ordem) → etc.). As possibilidades de previsão de efeitos decrescem à medida que a sua ordem aumenta. Em princípio, entradas e saídas devem ser ligadas à mais baixa ordem de efeito, que ainda pode ser claramente relacionada à cadeia de efeito considerada.

C) Degradação de Ecossistemas e Paisagem

No "Code of Practice" a "utilização de solo" é considerada uma categoria de impacto, conforme mostrado na Tabela 5-1. No documento apresentado por Guinée *et al.*, (1993), a "utilização de solo" não é considerada um problema ambiental, mas antes um problema de planeamento físico. Mais importante que a quantidade de espaço utilizado, é a qualidade da utilização do espaço, em termos de degradação do ecossistema, e por isso aqueles autores propõem classificar este aspecto sob o título "degradação do ecossistema físico".

De acordo com de Haes, (1996b) a categoria de recurso "solo" é um tanto heterogénea, englobando impactos da exploração do próprio solo, produção de bens, processos de degradação, tais como degradação do solo, e várias formas de degradação do ecossistema incluindo fogo, dissecação e fragmentação da paisagem. O autor propõe esta categoria de impacto como fazendo parte das categorias relacionadas com entradas (grupo de depleção de recursos).

Na estrutura apresentada por Finnveden, (1996) "utilização e transformação do solo" é um título para um número de diferentes aspectos relacionados com a "utilização de solo", tais como: solo, degradação do ecossistema e paisagem, fragmentação da paisagem, dissecação e introdução de novas espécies.

A percepção do que se entende por "utilização de solo" está longe de ser clara, segundo Heijungs *et al.*, (1997). Alguns autores interpretam "utilização de solo" em termos de uma ocupação de solo, indiferentemente da qualidade do solo e dos aspectos perturbadores da actividade considerada. No outro extremo encontram-se os autores que consideram que deve ser feita uma análise cuidada ao tipo de solo perturbado e por quanto tempo, incluindo aspectos tais como: tempo de regeneração e biodiversidade.

Modelos de Caracterização

No *workshop* de Sandestin (SETAC, 1993), foi identificada uma variedade de instrumentos de análise de impacte, baseados na experiência da "U.S. National Environmental Policy Act" (NEPA) em áreas relacionadas, tais como: análise de risco (AR); análise de impacte (AI); análise ambiental (AA); e, análise de impacte ambiental (AIA).

Aqueles instrumentos, que diferem na sua extensão, profundidade e gama desde genéricos a específicos do local, foram classificados na seguinte hierarquia:

Nível 1 – Análise de carga - na qual dados específicos do inventário são simplesmente listados e eventualmente agrupados de acordo com os seus efeitos potenciais; este método pode portanto incluir soma dos dados de inventário para cargas que podem ser atribuídas a uma categoria de impacte particular.

Nível 2 – Análise de equivalência - na qual os dados de inventário são agregados na base de factores de equivalência (p.ex., Volume Crítico).

Nível 3 – Análise de toxicidade, persistência, e bioacumulação - na qual os dados de inventário são agregados com base nas considerações de propriedades químicas inerentes.

Nível 4 – Análise dos efeitos / exposição genérica - na qual os impactes são determinados com base em informação acerca dos processos ambientais, em vez de informação específica do local.

Nível 5 – Análise dos efeitos / exposição específica do local - na qual os impactes são determinados com base na informação específica do local acerca da área de impacte relevante.

A "análise de carga" não satisfaz alguns dos elementos da definição de *classificação* e não estabelece qualquer ligação quantitativa entre cargas e efeitos. A "análise dos efeitos / exposição específica do local", não é praticável numa ACV, sendo mais apropriada numa análise de impacte ambiental (AIA) onde uma análise ambiental é executada para uma actividade num local bem definido (Antunes, 1990). Assim, dos métodos anteriormente propostos apenas três são adequados para caracterização de emissões de substâncias: análise de equivalência; análise de toxicidade, persistência e bioacumulação; e análise dos efeitos / exposição genérica.

Dos três métodos aplicáveis para caracterização o mais aceitável actualmente será o método de "análise dos efeitos / exposição genérica". Exemplos deste método são a classificação de emissões de substâncias que contribuem para a depleção do ozono de acordo com os *potenciais de depleção do ozono* (ODP), a classificação de emissões de substâncias que contribuem para o efeito de estufa de acordo com os chamados *potenciais de aquecimento global* (GWP), e a classificação de emissões de substâncias que contribuem para a criação de oxidantes fotoquímicos de acordo com os chamados *potenciais de criação de ozono fotoquímico* (POCP). Com estes métodos obtém-se um resultado de efeito geral por tipo de problema, ao contrário do método de "análise de toxicidade, persistência e bioacumulação" em que se obtém quatro resultados de efeito para substâncias ecotóxicas (LC50, NOEL, biodegradação e bioacumulação).

Factores de equivalência estão a ser desenvolvidos para categorias de impacte tais como (SETAC, 1993): acidificação, eutroficação e cargas de CBO/CQO, que não estão ainda validados cientificamente. Para muitas categorias de depleção de recursos, tais factores ainda não estão disponíveis, embora os princípios para a sua determinação sejam relativamente directos. Para categorias de perturbações, os factores de equivalência e os princípios que devem ser aplicados para a sua determinação são muito menos claros. O desenvolvimento de factores de equivalência de toxicidade enquanto directo, em princípio, é complicado pelo facto de que tipicamente múltiplos mecanismos estarão envolvidos, existindo frequentemente uma falta de dados acerca dos mecanismos dose-efeito. Estes factores limitam a capacidade para definir uma base estritamente científica para agregação dos dados.

De Haes, (1996) propõe que os níveis de sofisticação propostos anteriormente em (SETAC, 1993) podem ser mais consistentes através da introdução das seguintes "dimensões de informação de impacte": informação do efeito; informação do destino (fate); informação ao nível de base (background); informação espacial.

Factores de Caracterização

O factor de caracterização expressa a contribuição de uma unidade de carga ambiental (p.ex, 1kg de CFC-11) para as categorias de impacte escolhidas (aquecimento global e depleção do ozono).

Diversas designações têm sido dadas aos factores utilizados para agregação nas categorias de impacte. As publicações da SETAC referem-se a "*factores de equivalência*", enquanto que Heijungs *et al.*, (1992) utilizam a expressão "*factores de classificação*" e de Haes (1996b) "*factores de caracterização*".

No presente trabalho adoptou-se a designação "factores de caracterização", que se considera ser uma expressão mais consistente com a sua aplicação na fase de caracterização dos impactes ambientais e que é utilizada na Norma ISO 14042: 2000(E).

O termo factor de caracterização engloba os seguintes tipos de factores (de Haes, 1996b):

- Factores de exposição - incluem somente aspectos relacionados com exposição das cargas ambientais (p.ex., persistência);
- Factores efeito - incluem somente a sensibilidade dos receptores escolhidos relativamente às cargas ambientais (p.ex., toxicidade);
- Factores exposição-efeito - incluem informação acerca de exposição e efeito (p.ex., GWP).

Nos pontos seguintes apresentam-se alguns dos modelos propostos para determinar os factores de caracterização das categorias de impacte, ilustradas na Tabela 5.1.

5-2-1 Depleção de Recursos Abióticos

De acordo com Guinée e Heijungs citados em CML (2001), o método de caracterização baseado nas reservas últimas e taxas de extracção é a melhor opção, pelo facto de estes parâmetros melhor indicarem a seriedade da depleção dos recursos. A equação é:

$$S_j = \sum_i \frac{P_i}{P_{ref}} \cdot \left[\frac{R_{ref}}{R_i} \right]^2 \cdot m_i \quad 5-1$$

onde:

S_j - representa o resultado do impacte na categoria de impacte j;

m_i - massa do recurso;

R_i - reserva de recurso abiótico medido na mesma unidade de m_i ;

R_{ref} - reserva de recurso abiótico de referência (antimónio);

P_i - produção líquida do recurso (extracção menos regeneração);

P_{ref} - extracção anual global do recurso abiótico de referência (antimónio);

O resultado do indicador, expresso em kg de um recurso de referência (antimónio) é:

$$\text{depleção abiótica} = \sum_i ADP_i \times m_i \quad 5-2$$

onde:

ADP_i = potencial de depleção abiótica (Abiotic Depletion Potential) do recurso (i) (geralmente adimensional)

m_i = quantidade do recurso (i) extraído (kg)

Guinée (1995) desenvolveu PDAs para muitos elementos utilizando o antimónio como elemento de referência.

Os aspectos mais importantes na definição do problema de depleção dos recursos abióticos são a sua abundância (reservas) e a sua importância social (produção anual). Existem, no entanto, outros aspectos que devem ser considerados na definição do problema de depleção, tais como: reservas provadas; possibilidade de substituição (combustíveis fósseis por energia solar); funcionalidade (expressa em preço).

5-2-2 Depleção de Recursos Bióticos

De acordo com Guinée e Heijungs citados em CML (2001), o método que cumpre maior número de requisitos e, por isso, aquele cuja aplicação tem presentemente maior exequibilidade, é:

$$S_j = \sum_i \frac{P_i}{P_{ref}} * \left[\frac{R_{ref}}{R_i} \right]^2 * m_i \quad 5-3$$

onde:

S_j , m_i , P_i , R_i - têm o mesmo significado que no caso da depleção de recursos abióticos;

P_{ref} - extracção anual global do recurso biótico de referência (elefante africano);

R_{ref} - reserva de recurso biótico de referência (elefante africano);

A utilização de recursos bióticos está relacionada com a definição dos limites do sistema relativamente à discussão economia-ambiente durante a análise de inventário. Uma plantação de árvores cultivadas não é vista na maioria das vezes como uma extracção de recursos, mas antes como um processo económico que tem outros tipos de impactes, devido à utilização de solo, utilização de pesticidas, emissões de amónia, entre outros (de Haes, 1996a). O problema da extracção existe somente quando os recursos bióticos (não-cultivados), são obtidos da natureza.

O resultado do indicador é expresso em kg de um recurso de referência (elefante africano):

$$deplecção\ biótica = \sum_i BDP_i * m_i \quad 5-4$$

onde:

BDP_i = potencial de depleção biótica (Biotic Depletion Potential) do recurso (i) (geralmente adimensional)

m_i = quantidade do recurso (i) extraído (kg ou número)

Guinée (1995) desenvolveu PDBs para alguns recursos bióticos utilizando o elefante africano como recurso de referência. Sas *et al.* (1997), desenvolveram factores de caracterização apenas para madeira e peixes.

5-2-3 Aquecimento Global

Os potenciais de aquecimento global, GWP (Global Warming Potential) desenvolvidos pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), são generalizadamente utilizados (Nichols *et al.* 1996). O GWP de uma substância é a relação entre a contribuição para a absorção do calor de radiação resultante da descarga instantânea de 1 kg de um gás com efeito de estufa e uma igual emissão de dióxido de carbono (CO_2) integrada ao longo do tempo (Heijungs *et al.* 1992):

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} c_{CO_2}(t) dt} \quad (\text{em equivalentes } CO_2) \quad 5-5$$

onde:

GWP_i - representa o potencial de aquecimento global da substância i expresso em equivalentes CO_2 ;

T - representa o horizonte de tempo (20, 100, 500 anos);

a_i - efeito de uma unidade de massa de substância (i);

$c_i(t)$ – a concentração da substância (i) no tempo (t);

a_{CO_2} e c_{CO_2} – são parâmetros correspondentes para a substância de referência (CO_2).

Horizontes de tempo longos (100 e 500 anos) são utilizados para o efeito cumulativo, enquanto horizontes de tempo curtos (20 anos) traduzem uma indicação dos efeitos de curto-prazo das emissões. As incertezas no GWP aumentam com a extensão do horizonte temporal.

O aquecimento global é dado pela expressão:

$$\text{Aquecimento global} = \sum_i GWP_i \cdot m_i \quad (\text{kg de equivalentes } CO_2) \quad 5-6$$

onde:

m_i é a massa em (kg) da substância emitida. O resultado do efeito é expresso em kg de equivalentes CO_2 .

5-2-4 Depleção do Ozono Estratosférico

Potenciais de depleção do ozono, ODP (Ozone Depletion Potential) têm sido desenvolvidos pela WMO (World Meteorological Organisation) para substâncias que podem contribuir para a destruição da camada do ozono, em termos similares aos GWPs. O ODP é definido como a relação entre a decomposição do ozono no estado de equilíbrio devido a emissões anuais (fluxo em $kg \cdot ano^{-1}$) de uma quantidade de substância emitida para a atmosfera e a decomposição do ozono no estado de equilíbrio devida a uma quantidade igual de CFC-11 (Heijungs *et al.* 1992):

$$ODP_i = \frac{\delta [O_3]_i}{\delta [O_3]_{CFC-11}} \quad (\text{equivalentes CFC-11}) \quad 5-7$$

onde:

ODP_i - representa o potencial de depleção do ozono da substância i expresso em equivalentes CFC-11;

$\delta [O_3]_i$ - representa a alteração na coluna de ozono no estado de equilíbrio devido à emissão anual da substância (i);

$\delta [O_3]_{CFC-11}$ - representa a alteração na coluna de ozono no estado de equilíbrio devido à emissão anual de CFC-11.

O efeito de depleção do ozono pode ser quantificado através do resultado de efeito único:

$$\text{Depleção ozono} = \sum_i ODP_i \cdot m_i \quad (\text{kg de equivalentes CFC-11}) \quad 5-8$$

onde:

m_i é a emissão da substância i em (kg). O resultado do efeito é expresso em kg de equivalentes CFC-11.

5-2-5 Formação de Ozono Fotoquímico

A formação de ozono fotoquímico é um tipo de impacto que pode receber contribuições do monóxido de carbono (CO) e de todos os compostos orgânicos voláteis (COV) capazes de reagirem com o radical hidróxido $k(OH)$ para formar radicais peróxido, que na presença de óxidos de azoto (NO_x) e luz ultra violeta (UV) podem induzir a formação de ozono e outros compostos reactivos na troposfera (Nichols *et al.*, 1996). É importante notar que este fenómeno ocorre somente na presença de NO_x , e tanto os COV's como o NO_x , contribuem para este impacto.

Têm sido desenvolvidos *potenciais de criação de ozono fotoquímico* (POCP) para avaliação da contribuição relativa, na formação do ozono troposférico, de diferentes compostos orgânicos voláteis. Os valores são calculados utilizando um modelo desenvolvido pelos Laboratórios Harwell e mais tarde modificado por Andersson-Skoeld *et al.*, para representar as condições na Escandinávia (Nichols *et al.*, 1996).

A formação de ozono fotoquímico está normalmente associado com os fumos de Verão (summer smog) em que as substâncias mais reactivas irão reagir dentro de algumas horas na vizinhança da fonte emissora (i.e, ao nível regional ou nacional) enquanto os compostos menos reactivos podem demorar mais tempo antes dos oxidantes serem formados (Heijungs *et al.* 1992).

A Comissão Económica para a Europa das Nações Unidas (UNECE) é a entidade que coordena a tentativa internacional de redução de emissões de COV e propõe a seguinte definição de POCP (Heijungs *et al.*, 1992): o POCP de uma emissão é a relação entre a alteração na concentração de ozono devida a uma alteração na emissão daquele COV e a alteração na concentração de ozono devida a uma alteração na emissão de etileno. A expressão matemática do modelo é:

$$POCP_i = \frac{a_i / b_i}{a_{C_2H_4} / b_{C_2H_4}} \quad (\text{equivalentes etileno}) \quad 5-9$$

onde:

a_i - representa a alteração na concentração de ozono devida a uma alteração na emissão do COV i ;

b_i - emissão integrada do COV i até aquele tempo;

$a_{C_2H_4}$ e $b_{C_2H_4}$ - parâmetros para a substância de referência (o etileno).

Os valores calculados para POCP dependem dos pressupostos estabelecidos para a concentração de fundo em NO_x e do período de tempo escolhido para o ensaio. Para representar a situação na Europa tendo em consideração simultaneamente a concentração de NO_x e COV's e um compromisso entre compostos muito reactivos e compostos com tempos de vida mais longo, devem ser considerados nos cálculos dos POCP elevadas concentrações de NO_x e períodos de tempo médio de quatro a sete dias (Nichols *et al.*, 1996).

Em Heijungs *et al.*, (1992 - Guide) são apresentados, para várias substâncias, valores médios de POCP, baseados em três cenários e nove dias e a gama de valores de POCP calculados com base em três cenários e onze dias. A gama nos resultados pode ser considerada como uma indicação da incerteza dos diferentes métodos utilizados, para calcular a alteração na concentração de ozono devido a uma alteração na emissão do COV. Citando (Derwent *et al.* 1996, 1998; Jenkin & Hayman, 1999) em CML (2001) é referido que em 1996, 1998 e 1999 aqueles valores médios de POCP foram actualizados baseados na aplicação de um modelo trajectória 5-dias de transporte de COV sobre a Europa.

A formação de oxidante total para diferentes tipos de emissões de COV, obtém-se através da expressão (Heijungs *et al.* 1992):

$$\text{formação oxidante} = \sum_i POCP_i \cdot m_i \quad (\text{kg de equivalentes etileno}) \quad 5-10$$

onde:

m_i - representa a massa de COV_i emitido (kg). O resultado vem expresso em kg de equivalentes etileno (C_2H_4).

5-2-6 Acidificação

Os poluentes acidificantes têm uma grande variedade de impactes no solo, água subterrânea, águas superficiais, organismos biológicos, ecossistemas e materiais (edifícios). Exemplos disto são: a mortalidade de peixes nos lagos da Escandinávia, o declínio da floresta e o esfarelar dos materiais dos edifícios (CML, 2001).

As substâncias que mais contribuem para a acidificação são o SO_2 , NO_x e NH_x . As áreas de protecção são o ambiente natural, o ambiente feito pelo homem, a saúde humana e os recursos naturais.

A acidificação é uma das categorias de impacte na qual a sensibilidade local joga um papel importante e a possibilidade de incluir diferenças regionais no modelo ACV tem sido um ponto chave nos anos mais recentes.

Potenciais de acidificação (AP) foram desenvolvidos em analogia com o GWP, ODP e POCP sendo definidos como a relação entre o número de potenciais equivalentes H^+ (v_i) por unidade de massa da substância i (M_i) e o número de potenciais equivalentes H^+ (v_{ref}) por unidade de massa de uma substância de referência (M_{ref}). O dióxido de enxofre (SO_2) era proposto como substância de referência. O potencial de acidificação era dado pela seguinte expressão (Heijungs *et al.*, 1992):

$$AP_i = \frac{v_i / M_i}{v_{SO_2} / M_{SO_2}} \quad (\text{equivalentes } SO_2) \quad 5-11$$

Mais recentemente, vários métodos têm sido propostos para lidar com as diferenças locais na sensibilidade à acidificação (CML, 2001):

- Negligenciando emissões em áreas não sensíveis;
- Pesando emissões de acordo com a sensibilidade da área na qual elas são emitidas; Wenzel, 1998);
- Avaliando um cenário máximo e um mínimo (Lindfors, 1996; Nichols *et al.*, 1996);
- Estender os modelos para incluir sensibilidade regional e destino (Potting *et al.*, 1998; Huijbregts, 1999b).

O método recomendado, em CML (2001), para calcular os potenciais de acidificação das substâncias, é o método d) proposto por Huijbregts, porque utiliza factores médios Europeus. Huijbregts adaptou o modelo de acidificação RAINS aos propósitos da ACV (LCA) passando a chamar-se RAINS-LCA e utilizou-o para calcular factores de caracterização regionais para acidificação. Os factores médios Europeus foram calculados pela ponderação do somatório dos factores regionais para cada substância acidificante:

$$AP_{x,r} = \frac{\sum_{e \in Europa} A_{e \in j} x \frac{t_{r,x,j}}{CL_{e \in j}}}{\sum_{e \in Europa} A_{e \in j} x \frac{t_{r,ref,j}}{CL_{e \in j}}} \quad 5-12$$

onde:

$AP_{x,r}$ – potencial de acidificação regional da substância x na região r ;

$A_{e \in j}$ – ecossistema e na célula de grelha j ;

$CL_{e \in j}$ – carga crítica para ecossistema e na célula de grelha j ;

$t_{r,x,j}$ – factor transporte – fracção de $E_{r,x}$ depositada em j ;

$E_{r,x}$ – emissão da substância x na região r .

As substâncias acidificantes podem ser agregadas através do AP aplicando a equação:

$$\text{acidificação} = \sum_i AP_i \cdot m_i \quad 5-13$$

onde:

AP_i - representa o potencial de acidificação da substância i ;

m_i - massa da substância i (kg).

5-2-7 Eutroficação

A eutroficação (Heijungs *et al.*, 1992), é o enriquecimento da água ou solo em nutrientes, azoto (N) e fósforo (P), que podem causar uma indesejável mudança na composição de espécies nos ecossistemas e uma redução na diversidade ecológica (Nichols *et al.*, 1996). Nas águas superficiais a mudança na gama de espécies é geralmente evidente pelo rápido crescimento das algas, o que pode levar a um *deficit* de oxigénio, com os consequentes efeitos na flora e fauna.

O *potencial de eutroficação* (EP) é definido no modelo proposto por Heijungs *et al.*, (1992) como a relação entre o potencial de biomassa em equivalentes de azoto (N) (v_i) por quantidade emitida de substância (M_i) e o potencial de biomassa em equivalentes N (v_{ref}) por quantidade emitida de uma substância de referência (M_{ref}). A substância de referência é o PO_4^{3-} . A expressão é:

$$EP_i = \frac{v_i / M_i}{v_{PO_4^{3-}} / M_{PO_4^{3-}}} \quad (\text{equivalentes } PO_4^{3-}) \quad 5-14$$

O EP é utilizado para agregar emissões de substâncias potencialmente eutrofizantes, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{eutroficação} = \sum_i EP_i \cdot m_i \quad (\text{kg de equivalentes } \boxed{}) \quad 5-15$$

onde:

m_i - representa a emissão da substância i (kg). O resultado vem expresso em kg de equivalentes

$\boxed{}$.

Este método de avaliação da eutroficação é o recomendado em CML (2001). No entanto, os autores sugerem que a avaliação da eutroficação devia ser feita utilizando um método que incluísse destino e exposição do meio, bem como, a variação da sensibilidade dos ecossistemas expostos. Se bem que já existem alguns destes métodos (Huijbregts & Seppala, 2000 e Goodkoop & Spriensma, 1999) eles ainda apresentam algumas limitações à sua utilização.

5-2-8 Toxicidade Humana

A categoria de impacte toxicidade humana compreende o impacte na saúde humana das substâncias tóxicas presentes no ambiente.

Uma variedade de métodos de caracterização da toxicidade humana têm sido desenvolvidos e apresentados em CML, 2001, dispondo de factores de caracterização que são geralmente referidos como potenciais de toxicidade humana, HTPs, (Human Toxicity Potentials).

A fórmula geral para determinar os HTPs é sempre definida relativamente a uma substância de referência e compreende as seguintes dimensões independentes: destino, exposição/dose, efeito e transferência:

$$HTP_{i,ecomp} = \frac{\sum_{fcomp} \sum_r F_{i,ecomp,fcomp} \times T_{i,fcomp,r} \times I_r \times E_{i,r}}{\sum_{fcomp} \sum_r F_{refi,refecomp,fcomp} \times T_{refi,fcomp,r} \times I_r \times E_{refi,r}} \quad 5-16$$

onde:

$HTP_{i,ecomp}$ – potencial de toxicidade humana (Human Toxicity Potential), o factor de caracterização para toxicidade humana da substância i emitida para o compartimento de emissão $ecomp$;

$F_{i,ecomp,fcomp}$ – “factor destino” - representando o transporte intermediário da substância i do compartimento de emissão $ecomp$ para o compartimento final $fcomp$ e degradação dentro do compartimento $ecomp$;

$T_{i,fcomp,r}$ – “factor de transferência” - a fracção de substância i transferida de $fcomp$ para o modo de exposição r i.é., ar, água de beber, peixe, plantas, carne, leite, etc.;

I_r – “factor dose” – representando a dose humana via modo de exposição r , assim, uma função da dose diária de ar, água de beber, peixe, etc.;

$E_{i,r}$ – “factor efeito” - representando o efeito tóxico da dose de substância i via modo de exposição r .

Os símbolos do denominador da expressão anterior tem o mesmo significado que os do numerador só que em vez de ser para a substância i são para a substância de referência $refi$. A escolha da substância de referência é arbitrária.

O método recomendado, para calcular os potenciais de toxicidade humana das substâncias, é o método proposto por Huijbregts (1999a), baseado na modelação do destino utilizando o modelo USES-LCA, uma versão actualizada do modelo USES 2.0 (Uniform System for the Evaluation of Substances) (RIVM *et al.*, 1994).

Para calcular um factor de caracterização único para cada compartimento de emissão, Huijbregts agregou os quatro factores, calculados à escala global e continental, numa base populacional: quanto maior for a população exposta, maior será o peso do factor associado:

$$HTP_{i,ecomp} = \frac{\sum_r \sum_s PDI_{i,ecomp,r,s} \times E_{i,r} \times N_s}{\sum_r \sum_s PDI_{1,4-diclorobenzeno,ar,r,s} \times E_{1,4-diclorobenzeno,r} \times N_s} \quad 5-17$$

onde:

$HTP_{i,ecomp}$ – potencial de toxicidade humana (Human Toxicity Potential) da substância i emitida para o compartimento de emissão $ecomp$ (adimensional);

N_s – densidade populacional à escala s ;

$PDI_{i,ecomp,r,s}$ – (Predicted Daily Intake) dose diária prevista via forma de exposição r à escala s para a substância i emitida para o compartimento de emissão $ecomp$ (dia⁻¹);

$PDI_{1,4-diclorobenzeno,ar,r,s}$ – é a mesma dose diária prevista que a anterior mas para o 1,4-diclorobenzeno (dia⁻¹);

$E_{i,r}$ – factor efeito, representando o impacte tóxico-humano da substância i aqui a (Acceptable Daily Intake) dose diária aceitável via forma de exposição r (inalação ou ingestão), (dia).

$E_{1,4-diclorobenzeno,r}$ – é o mesmo factor efeito que o anterior, mas para o 1,4-diclorobenzeno (dia).

Foram calculados potenciais de toxicidade para 180 substâncias (Huijbregts, 1999^a citado em CML, 2001) e para horizontes de 20, 100 e 500 anos à semelhança do procedimento utilizado para calcular os potenciais de aquecimento global (GWP).

O resultado do indicador para toxicidade humana e um horizonte de tempo específico, pode ser calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$\text{toxicidade humana}_t = \sum_i \sum_{\text{ecomp}} m_{i,\text{ecomp}} \times \text{HTP}_{i,\text{ecomp},t} \quad 5-18$$

onde:

Toxicidade humana_t – resultado do indicador, toxicidade humana, para o horizonte de tempo *t* (kg);

HTP_{i,ecomp,t} – potencial de toxicidade humana da substância *i* emitida para o compartimento de emissão *ecomp* para o horizonte de tempo *t* (adimensional);

m_{i,ecomp} – emissão da substância *i* para o compartimento *ecomp* (kg).

As 180 substâncias, para as quais este método foi em princípio operacionalizado, representam apenas uma pequena parte das substâncias tóxicas conhecidas. No entanto, se um estudo de caso envolver substâncias que se suspeita contribuem para a toxicidade humana e não fazem parte desta lista, os HTPs dessas substâncias devem ser calculados ou estimados (p.ex., por extrapolação), com base nos HTPs de substâncias similares ou relacionadas.

5-2-9 Ecotoxicidade

A categoria de impacto, ecotoxicidade, compreende os impactos de substâncias tóxicas nos ecossistemas: aquático, terrestre e sedimento. A área de protecção é o ambiente natural (e recursos naturais).

Uma variedade de métodos de caracterização da ecotoxicidade têm sido desenvolvidos e são apresentados em CML (2001), dispondo de factores de caracterização que são geralmente referidos como potenciais de ecotoxicidade, ETPs, (Ecotoxicity Potentials). A fórmula geral para determinar os ETPs é sempre definida relativamente a uma substância de referência e é do tipo:

$$\text{ETP}_{i,\text{ecomp}} = \frac{\sum_{\text{fcomp}} F_{i,\text{ecomp},\text{fcomp}} \times E_{i,\text{fcomp}}}{\sum_{\text{fcomp}} F_{\text{refi},\text{refecomp},\text{fcomp}} \times E_{\text{refi},\text{fcomp}}} \quad 5-19$$

onde:

ETP_{i,ecomp} – potencial de ecotoxicidade – contribuição para a ecotoxicidade de uma emissão unitária de substância *i* para o compartimento de emissão *ecomp*;

, o factor de caracterização para toxicidade humana da substância *i* emitida para o compartimento de emissão *ecomp* (adimensional);

F_{i,ecomp,fcomp} – “factor destino” - representando o transporte intermediário da substância *i* do compartimento de emissão *ecomp* para o compartimento final *fcomp* e degradação dentro do compartimento *ecomp*;

E_{i,fcomp} – “factor efeito” - representando o efeito tóxico da exposição de um dado ecossistema à substância *i* no compartimento *fcomp*.

Os símbolos do denominador da expressão anterior tem o mesmo significado que os do numerador só que em vez de ser para a substância *i* são para a substância de referência *refi*. A escolha da substância de referência é arbitrária.

O resultado do indicador para ecotoxicidade e um horizonte de tempo específico, pode ser calculado utilizando a seguinte fórmula:

$$\text{ecotoxicidade}_t = \sum_i \sum_{\text{ecomp}} m_{i,\text{ecomp}} \times \text{ETP}_{i,\text{ecomp},t} \quad 5-20$$

Com:

ecotoxicidade_t – resultado do indicador, ecotoxicidade, para o horizonte de tempo *t* (kg);

ETP_{i,ecomp,t} – potencial de ecotoxicidade da substância *i* emitida para o compartimento de emissão *ecomp* para o horizonte de tempo *t* (adimensional);

$m_{i,comp}$ – emissão da substância i para o compartimento $comp$ (kg).

Pelas mesmas razões que para a toxicidade humana, o método recomendado em CML (2001), para calcular os potenciais de ecotoxicidade das substâncias, é o método proposto por Huijbregts (1999a), baseado na modelação do destino utilizando o modelo USES-LCA, uma versão actualizada do modelo USES 2.0 (Uniform System for the Evaluation of Substances).

O facto do método proposto por Huijbregts compreender factores de toxicidade humana é uma vantagem adicional, permitindo que as duas categorias de impacte sejam avaliadas com um modelo de destino similar.

Huijbregts desenvolveu o modelo USES-LCA para calcular não somente novos factores de caracterização de toxicidade humana mas também para cinco sub-categorias de ecotoxicidade: aquática de água doce, aquática marina, sedimento de água doce, sedimento marino e terrestre, cada um deles para diferentes horizontes de tempo. Os factores propostos são:

$$FAETP_{i,comp} = \frac{PEC_{i,comp,água doce} \times E_{i,água doce}}{PEC_{1,4-diclorobenzeno,água doce,água doce} \times E_{1,4-diclorobenzeno,água doce}} \quad 5-21$$

onde:

$FAETP_{i,comp}$ – (Freshwater Aquatic EcoToxicity Potential) potencial de ecotoxicidade aquática na água doce da substância i emitida para o compartimento de emissão $comp$ (adimensional);

$PEC_{i,comp,água doce}$ – (Predicted Environmental Concentration) concentração ambiental prevista na água doce da substância i devido à sua emissão para o compartimento de emissão $comp$ ($kg \cdot m^{-3}$);

$PEC_{1,4-diclorobenzeno,água doce,água doce}$ – é a mesma concentração prevista que a anterior mas para o 1-4 diclorobenzeno ($kg \cdot m^{-3}$);

$E_{i,água doce}$ – factor efeito, representando o impacte tóxico da substância i no ecossistema água doce ($m^3 \cdot kg^{-1}$);

$E_{1,4-diclorobenzeno,água doce}$ – é o mesmo factor efeito que o anterior mas para o 1-4 diclorobenzeno ($m^3 \cdot kg^{-1}$).

Aplicando a expressão anterior às outras categorias de impacte obtêm-se os seguintes factores de caracterização:

(Sub)categoria de impacte	Factor de caracterização
Ecotoxicidade água doce	$FAETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade sedimento água doce	$FSETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade aquática marina	$MAETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade sedimento marino	$MSETP_{i,comp}$
Ecotoxicidade terrestre	$TETP_{i,comp}$

Estes potenciais de toxicidade são baseados no rácio PEC (Predicted Environmental Concentration)/PNEC (Predicted No Effect Concentration) devidamente pesados na base do volume (água) ou peso (solo e sedimento) dos compartimentos/escalas consideradas.

Para estes potenciais de toxicidade o autor utilizou cenários de análise para avaliar a sensibilidade do modelo a diferentes horizontes de tempo e espacial. Como no caso da toxicidade humana, este método está, em princípio, operacionalizado para 180 substâncias.

5-2-10 Degradação de Ecossistemas e Paisagem - Utilização de Solo

Para estudos ACV nos quais o impacte da utilização de solo pode ter um papel significativo ou mesmo dominante, em CML (2001) é sugerida a utilização do método proposto por Lindeijer *et al.*

(1998), que operacionaliza um indicador para biodiversidade e um para suporte de vida e faz uma distinção entre ocupação e transformação. As fórmulas utilizadas são as seguintes:

- Para transformação de ecossistemas, a alteração na qualidade de uma área de solo a seguir à recuperação de uma intervenção de utilização de solo, é comparada com a anterior aquela intervenção:

$$\text{perda de biodiversidade} = A \times \left(\frac{\alpha_{ini} - \alpha_{fin}}{\alpha_{ref}} \right) \quad 5-22$$

$$\text{perda de funções suporte de vida} = A \times (fNPP_{ini} - fNPP_{fin}) \quad 5-23$$

- Para ocupação do ecossistema, a qualidade durante a ocupação (incluindo recuperação) é comparada com a qualidade na referência, i. é., o estado não ocupado:

$$\text{perda de biodiversidade} = A \times t \times \left(\frac{\alpha_{ref} - \alpha_{act}}{\alpha_{ref}} \right) \quad 5-24$$

$$\text{perda de funções suporte de vida} = A \times t \times (fNPP_{ref} - fNPP_{act}) \quad 5-25$$

onde:

A - é a área de solo utilizado

t - é o tempo de ocupação

fNPP - é a produção primária líquida livre

α - é o número de espécies de plantas por m², calibrada para uma área de referência.

Os autores calcularam factores de caracterização para sete combinações de utilização de solo e região.

5-3 Classificação (atribuição dos resultados de ICV)

Classificação é a fase na qual os resultados do inventário de ciclo de vida (ICV) (muitas vezes referido como tabela de inventário) são atribuídos às categorias de impacte.

Para os elementos do ICV que contribuem somente para uma categoria de impacte, o procedimento é uma atribuição directa. Por exemplo: as emissões de dióxido de carbono (CO₂) podem ser classificadas na categoria aquecimento global.

Para os elementos do ICV que contribuem para duas ou mais categorias de impacte diferentes, a regra estabelecida para classificação é a seguinte (ISO 14042: 2000(E), ISO 14047: 2003E):

- Mecanismo paralelo (os efeitos são dependentes uns dos outros) - afectar uma porção representativa dos resultados de ICV às categorias de impacte para as quais eles contribuem;
- Mecanismo série (os efeitos são independentes uns dos outros) – afectar todos os resultados de ICV a todas as categorias de impacte para as quais eles contribuem.

Por exemplo, segundo USEPA (2001), dado que uma molécula de SO₂ pode ficar ao nível do solo ou viajar através da atmosfera, ela pode afectar ou a saúde humana ou a acidificação (mas não ambas ao mesmo tempo). Por isso, as emissões de SO₂ devem tipicamente ser divididas entre aquelas duas categorias de impacte (p.ex, 50% afectas à saúde humana e 50% afectas à acidificação). Pelo contrário, dado que o dióxido de azoto NO₂ pode potencialmente afectar a formação de ozono fotoquímico e a acidificação (ao mesmo tempo), a quantidade total de NO₂ deve ser afectada a ambas as categorias de impacte (p.ex, 100% à formação de ozono fotoquímico e 100% à acidificação).

Quando a caracterização é baseada na modelação multi-meio, a atribuição dos resultados de ICV às categorias de impacte é tida em consideração automaticamente (ISO 14047: 2003E).

5-4 Caracterização (cálculo dos resultados do indicador de categoria)

A caracterização é, de acordo com ISO 14042: 2000(E) e ISO 14047: 2003(E), a fase na qual os valores do indicador são calculados para cada categoria de impacte, utilizando factores de caracterização.

A estrutura matemática da fase de caracterização é a seguinte (Heijungs, 1996b):

$$S_j = \sum_i Q_{ji} \times m_i \quad 5-26$$

onde:

S_j - representa o resultado do impacte na categoria de impacte j ; m_i - representa a quantidade de carga ambiental do tipo (i) que é geralmente uma massa expressa em kg, podendo no entanto ser expressa em outras unidades, tal como: m^3 , m^2 .ano; e, Q_{ji} - representa o factor de caracterização que liga a carga ambiental (i) à categoria de impacte (j).

A saída da fase de caracterização pode ser referida como o *perfil ambiental*, consistindo de um número de medidas de impacte ou descrições.

O cálculo dos resultados do indicador envolve duas fases (ISO 14042: 2000E):

- a) selecção e utilização dos factores de caracterização para converter os resultados de ICV atribuídos em unidades comuns;
- b) agregação dos resultados de ICV convertidos no resultado do indicador.

O procedimento de caracterização é ilustrado na ISO 14047: 2003(E), através dos exemplos 1 e 3 (para categorias de impacte definidas ao nível intermédio no mecanismo ambiental), através do exemplo 2 (para factores de caracterização diferenciados espacialmente) e, através dos exemplos 4 e 5 (para caracterização ao nível do ponto final).

O diagrama esquemático da Figura 5-3, ilustra as fases mais importantes na Norma ISO 14042 para os elementos obrigatórios Classificação e Caracterização (Pré, 2002).

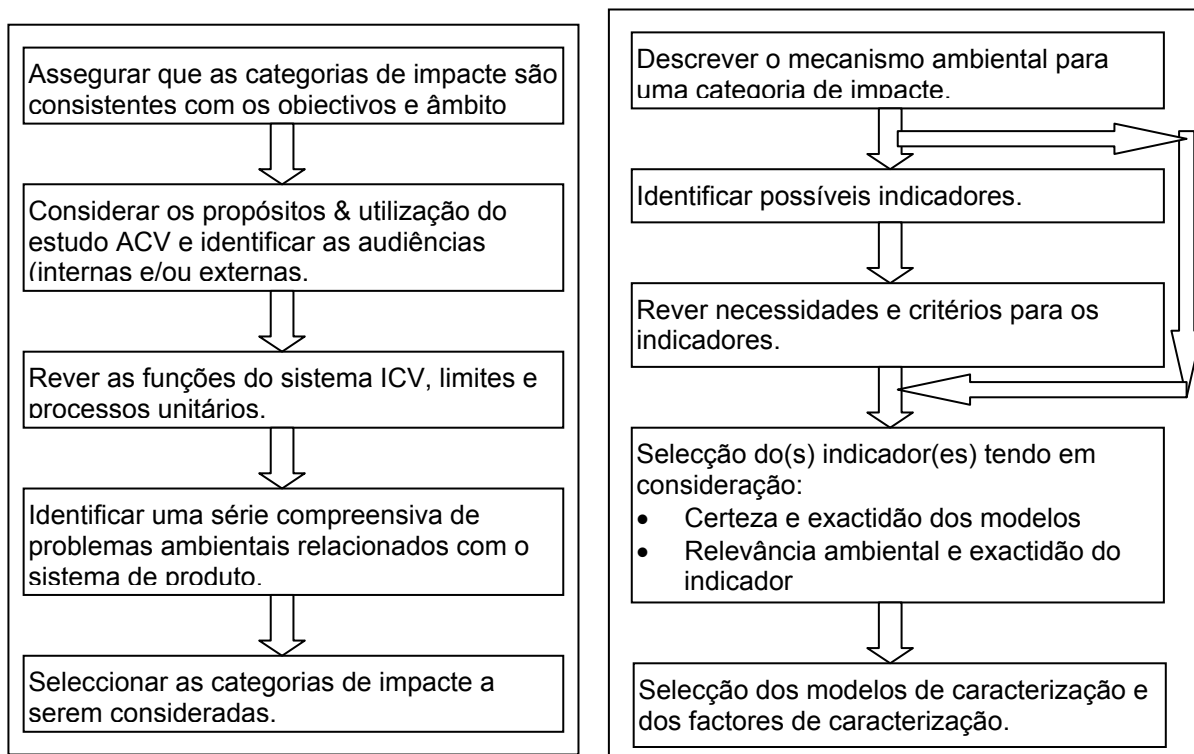


Figura 5-3 Fases mais importantes na Classificação e Caracterização (Pré, 2002).

As fases de classificação e caracterização podem ser resumidas conforme Tabela 5-2, para as categorias de impacto mais utilizadas, em estudos AICV, e que tipicamente focam os potenciais impactos em três principais categorias: saúde humana, saúde ecológica, e depleção de recursos.

Tabela 5-2 Categorias de impacto de ciclo de vida normalmente utilizadas (Fonte:USEPA, 2001)

Categoria de Impacte	Escala	Dados Relevantes de ICV (i.e., classificação)	Factor de Caracterização	Descrição do Factor de Caracterização
Aquecimento Global	Global	Dióxido de Carbono (CO ₂) Dióxido de Azoto (NO ₂) Metano (CH ₄) Clorofluorcarbonos (CFCs) Hidroclorofluorcarbonos (HCFCs) Brometo de Metil (CH ₃ Br)	Potencial de Aquecimento Global	Converte dados de ICV em equivalentes dióxido de carbono. Nota: potenciais de aquecimento global podem ser potenciais 50, 100, ou 500 anos
Depleção do Ozono Estratosférico	Global	Clorofluorcarbonos (CFCs) Hidroclorofluorcarbonos (HCFCs) Brometo de Metil (CH ₃ Br) Halons	Potencial de Depleção do Ozono	Converte dados de ICV em - equivalentes triclourofluormetano (CFC-11).
Acidificação	Regional Local	Óxidos de Enxofre (SO _x) Óxidos de Azoto (NO _x) Ácido Hidroclorídrico (HCL) Ácido Hidrofluorídrico (HF) Amónia (NH ₄)	Potencial de Acidificação	Converte dados de ICV em - equivalentes ião de hidrogénio (H ⁺).
Eutroficação	Local	Fosfato (PO ₄) Óxido de Azoto (NO) Dióxido de Azoto (NO ₂) Nitratos Amónia (NH ₄)	Potencial de Eutroficação	Converte dados de ICV em - equivalentes fosfato (PO ₄).
Fumos Fotoquímicos	Local	Hidrocarbonetos não-metano (NMHC)	Potencial de Criação de Oxidante Fotoquímico	Converte dados de ICV em - equivalentes etano (C ₂ H ₆).
Toxicidade Terrestre	Local	Químicos tóxicos com um registo de concentração letal para roedores	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.
Toxicidade Aquática	Local	Químicos tóxicos com um registo de concentração letal para peixes	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.
Saúde Humana	Global Regional Local	Descargas totais para o ar, água, e solo.	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes.
Depleção de Recursos	Global Regional Local	Quantidade de minerais usados. Quantidade de fuel fósseis usados.	Potencial de Depleção de Recursos	Converte dados de ICV num rácio de quantidade de recurso usado versus quantidade de recurso deixado em reserve.
Uso do Solo	Global Regional Local	Quantidade depositada num aterro.	Resíduo Sólido	Converte massa de resíduo sólido em volume usando uma densidade estimada.

5-5 Normalização

A normalização dos resultados do indicador é, segundo a ISO 14042: 2000(E) e ISO/TR 14047: 2003(E), um elemento opcional da fase de AICV, que tem como objectivo compreender melhor a magnitude relativa de cada resultado do indicador do sistema de produto em estudo. Normalizar os resultados do indicador é calcular a sua magnitude relativamente a uma informação de referência, que pode ser útil, por exemplo, para verificar inconsistências, prover e comunicar informação numa significância relativa do resultado dos indicadores e preparar para procedimentos adicionais, tais como, agrupamento, ponderação ou interpretação do ciclo de vida.

Alguns exemplos de valores de referência são (ISO 14042: 2000E): as emissões totais ou utilização de recursos para uma dada área, a qual pode ser global, regional, nacional ou local; as emissões totais ou utilização de recursos para uma dada área numa base *per capita* ou medição similar; e, um cenário base, tal como um dado sistema de produto. Como a normalização dos resultados do indicador altera a saída dos elementos obrigatórios da fase AICV pode ser desejável utilizar mais que um sistema de referência (análise de sensibilidade), para mostrar as consequências na saída dos elementos obrigatórios da fase AICV.

A estrutura matemática da fase de normalização é a seguinte (Heijungs, 1996b):

$$N_j = \frac{S_j}{A_j} \quad 5-27$$

onde:

N_j - representa o resultado normalizado do impacte na categoria de impacte j ;

S_j - representa o resultado do impacte na categoria de impacte j ;

A_j - representa o factor de normalização.

O factor de normalização A_j representa a extensão do impacte na categoria de impacte j , num determinado período de tempo (normalmente um ano) e numa dada área, sendo calculado através da seguinte expressão:

$$A_j = \sum_i Q_{ji} \cdot \Phi_i \quad 5-28$$

onde:

Q_{ji} - representa o factor de caracterização para a categoria de impacte j , devida à carga ambiental i ;

Φ_i - representa o fluxo actual da carga ambiental i na área escolhida e no período de tempo escolhido.

A saída da fase de normalização é normalmente referida como o “*perfil de impacte normalizado*”, consistindo de resultados de impacte normalizados representando a contribuição específica da unidade funcional para as diferentes categorias de impacte.

Existem alguns problemas ligados com a normalização, nomeadamente os relacionados com a escolha da área de referência e incerteza adicional relacionada com a falta de dados apropriados acerca dos fluxos actuais (Guinée, 1995; de Haes, 1996a,b; Lindeijer, 1996).

Uma abordagem consistente para ultrapassar aqueles problemas é escolher a área do Mundo para todas as categorias (de Haes, 1996b). Outra possibilidade é escolher uma região mais pequena (p.ex., um país) e transferir estes dados para o nível mundial na base da razão do PIB desse país e do PIB mundial (Guinée, 1995) ou na base da razão dos consumo de energia desse país e do consumo de energia mundial (PRé, 1997). Uma outra possibilidade é escolher uma região por categoria de impacte e tornar os dados depois comparáveis pelo cálculo do impacte por habitante (de Haes, 1996b).

A extrapolação de um nível geográfico (um país) para outro (o Mundo ou a Europa) implica escolhas subjectivas. Guinée, (1995) utiliza o rácio entre o PIB da Holanda e o PIB Mundial para extrapolar os dados Holandeses para dados Mundiais. No método SimaPro4.0 (PRé Consultants, 1997) os dados

foram extrapolados de um ou mais países para o nível Europeu, com base no consumo energético dos países.

Em CML (2001) é recomendada a utilização de dados de normalização baseados num sistema de referência bem definido geograficamente e temporalmente, preferencialmente o mundo para um ano (consistente com a cobertura temporal da fase de definição de objectivos e âmbito do estudo), para todas as categorias de impacte. Dados de normalização para o mundo em 1990, Europa em 1995 e Holanda em 1997, são apresentados no Volume 2b, para utilização como factores de normalização, para cada categoria de impacte e para cada um dos métodos de caracterização base recomendados naquele Guia. Se outros métodos de caracterização são utilizados, os dados desagregados podem ser utilizados para calcular os factores de normalização apropriados para estes métodos de acordo com a fórmula dada anteriormente.

5-6 Agregação

A agregação é também, segundo a ISO 14042: 2000(E) e ISO/TR 14047: 2003(E), um elemento opcional da fase de AICV e compreende a atribuição das categorias de impacte numa ou mais séries, como pré-definido na definição dos objectivos e âmbito, e pode envolver separação e/ou ordenação. Os procedimentos de agregação possíveis são:

- Separar (a qual é descritiva) as categorias de impacte numa base nominal, p.ex., pelas características, tais como, emissões e recursos ou por escalas espacial global, regional e local; e,
- Ordenar (a qual é normativa) as categorias de impacte numa dada hierarquia, p.ex., prioridade alta, média e baixa. A ordenação é baseada na escolha de valores.

5-7 Ponderação

A ponderação é, de acordo com a ISO 14042: 2000(E) e ISO/TR 14047: 2003(E), um elemento opcional da fase de AICV, no qual são atribuídos pesos ou valores relativos às diferentes categorias de impacte baseado na sua importância ou relevância percebida, de acordo com os seguintes procedimentos possíveis:

- Converter os resultados do indicador ou resultados normalizados com factores de peso seleccionados; e,
- Possivelmente agregar estes resultados de indicador convertidos ou resultados normalizados, ao longo das categorias de impacte.

O valor ou índice proveniente da agregação dos resultados dos indicadores pesados, representa a *performance* ambiental do sistema de produto em estudo. De acordo com a ISO 14040 não existe forma científica de reduzir resultados da ACV a um resultado global único ou número, pelo que ela não pode ser utilizada para reivindicação comparativa.

Em geral, três tipos de métodos de ponderação podem ser distinguidos segundo as ISO/TR 14047: 2003(E):

- a) ponderação monetária, baseada no que se está disposto-a-pagar ou em abordagens de preferências reveladas;
- b) ponderação distância-ao-alvo, utilizando legislação política;
- c) ponderação por painel social, utilizando julgamento de especialistas ou de interessados no processo de decisão.

Ainda de acordo com a ISO, a aplicação e utilização dos métodos de ponderação deve estar consistente com os objectivos e âmbito do estudo ACV e deve ser totalmente transparente.

A estrutura matemática da fase de ponderação é a seguinte (Heijungs, 1996b):

- Para métodos de avaliação que necessitam de normalização:

$$X = \sum_j W_j \cdot N_j \quad 5-29$$

onde:

X - representa o "Índice ambiental";

W_j - factor de peso respeitante à categoria de impacte j;

N_j - resultado do impacte j normalizado.

- Para métodos de avaliação que não necessitam de normalização:

$$X = \sum_j W_j \cdot S_j \quad 5-30$$

onde:

X e W_j - têm o mesmo significado da expressão anterior;

S_j - representa o resultado do impacte j.

Os factores de peso W_j podem consistir de valores actuais, valores alvo e/ou valores intrínsecos ou monetários:

- Para uma avaliação distância-ao-alvo:

$$W_j = \frac{A_j}{T_j} \quad 5-31$$

onde:

A_j - representa a extensão actual do impacte j num certo período e numa certa área;

T_j - valor alvo para o impacte j.

- Para uma avaliação puramente social ou monetária:

$$W_j = R_j \quad 5-32$$

onde:

R_j - representa o factor inter-impacte relativamente ao impacte j.

- Para uma avaliação combinando distância-ao-alvo e social ou monetária:

$$W_j = R_j \cdot \frac{A_j}{T_j} \quad 5-33$$

O factor de normalização A_j é construído de cargas ambientais medidas ou previstas num determinado período e numa dada área de acordo com a equação (5-28).

Um exemplo de sistema de ponderação monetária - é o sistema EPS (Steen e Ryding, 1992, Bengt Steen, 1999), no qual é aplicado o conceito de disponibilidade para pagar (willingness-to-pay - WTP), para que o sistema volte à sua forma inicial.

Factores de peso baseados na legislação política - são obtidos por exemplo, através das abordagens (Tukker, 1994): "distância-ao-alvo"; e "rácio" resultado total/alvo. Estas abordagens podem ser baseadas nas normas presentes (indicando o nível do efeito a ser atingido no curto prazo) e as normas alvo (indicando o nível do efeito a ser atingido no longo prazo) determinadas pelos Governos. Através de uma comparação quantitativa de quatro daquelas abordagens, o autor mostra que a ponderação pode contribuir significativamente para as incertezas, podendo assim ser um factor decisivo numa comparação de produtos.

A ideia das abordagens utilizando painéis sociais estabelecidos - determinar directamente as preferências da sociedade (especialistas-ACV, ONG's, representantes do Governo e da indústria, e outros) para prioridades no melhoramento dos impactes ambientais (Lindeijer, 1996). Este autor

apresenta uma caracterização exaustiva dos métodos de ponderação em ACV actualmente existentes.

É fundamental que as três abordagens principais sejam mais optimizadas e normalizadas tanto quanto possível. Por exemplo, através de uma combinação dos diferentes sistemas podia utilizar-se a abordagem distância-ao-alvo na qual os alvos são definidos por um painel de especialistas e subsequentemente ponderados (uns em relação aos outros) por um painel social (de Haes, 1996b).

Uma abordagem do tipo ponderação combinada é apresentada num estudo de caso, por Guinée, (1995) no qual o factor de ponderação é uma combinação de: (a) um factor de sustentabilidade (indicando a distância entre os níveis corrente e sustentável de um problema); e, (b) um factor inter-efeito (indicando a seriedade relativa dos diferentes efeitos se eles actualmente ocorrem, p.ex.: dez metros quadrados de floresta acidificada *versus* um caso de cancro humano). Neste estudo o factor inter-efeito não foi avaliado tendo-se assumido um valor unitário para todos os problemas ambientais.

A ponderação e agregação pode tornar-se num processo mais racional e explícito se forem utilizadas metodologias da teoria de decisão, como por exemplo: MAUT (Multi-Attribute Utility Theory), AHP (Analytic Hierarchy Process), IAM (Impact Analysis Matrix) e MCA (Multi-criteria Analysis) (SETAC, 1993, Heijungs, 1994). Estas técnicas utilizam julgamentos de especialistas e informação de partes interessadas e/ou afectadas. Pode ser feita uma distinção entre procedimentos quantitativos e qualitativos. Num procedimento quantitativo, por exemplo, análise multicritério (MCA) podem ser utilizados factores explícitos para agregar os impactes. Num procedimento qualitativo, os factores permanecem implícitos; os argumentos que levam a uma decisão na preferência ambiental devem assim ser declarados.

5-8 Análise de Qualidade dos Dados

De acordo com a ISO/TR 14047: 2003(E), as ferramentas de qualidade dos dados mencionadas na ISO 14042, compreendem: análise de gravidade (importância), análise de incerteza e análise de sensibilidade. Estas ferramentas podem ser aplicadas aos diferentes níveis do processo de análise de impacte: resultados do ICV, resultados do indicador, resultados normalizados e resultados ponderados.

Análise de gravidade – é um procedimento estatístico que identifica os dados (ou os processos unitários) que mais contribuem para o resultado do indicador.

Análise de incerteza – mostra como a incerteza nos dados de ICV e/ou factores de caracterização se propagam nos resultados do indicador.

Análise de sensibilidade – é utilizada para medir as alterações nos resultados do indicador quando são introduzidas alterações nos resultados de ICV (ou dados do processo unitário), ou nos factores de caracterização, de normalização e de ponderação.

6. INTERPRETAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A *interpretação do ciclo de vida* é a última fase formal no procedimento ACV, tendo sido introduzida na metodologia, para responder a questões, tais como (Saur, 1997): “Qual a confiança dos resultados deste estudo ACV?”; “O que significam estas diferenças?”; “Estão os resultados de acordo com o objectivo e âmbito do estudo?”. O seu objectivo principal é aumentar a confiança e significado do estudo ACV executado.

De acordo com a ISO 14043:2000(E), a *interpretação do ciclo de vida* é um procedimento iterativo e sistemático que tem como objectivo: identificar, qualificar, verificar, analisar os resultados, chegar a conclusões, esclarecer limitações, sugerir recomendações baseadas nas descobertas das fases precedentes do estudo ACV ou ICV e relatar os resultados da interpretação do ciclo de vida dum modo transparente em ordem a encontrar os requisitos da aplicação como descrito nos objectivos e âmbito do estudo.

A fase de interpretação do ciclo de vida de um estudo ACV ou ICV compreende três elementos conforme mostrado na Figura 6-1:

- a) Identificação dos pontos significativos baseados nos resultados das fases de ICV ou AICV do estudo ACV. Os pontos significativos podem ser: categorias dos dados de inventário, tais como, energia, emissões, resíduos, etc.;
- b) Avaliação pela verificação da plenitude, sensibilidade e consistência. O objectivo da verificação da plenitude é assegurar que toda a informação relevante e dados necessários para a interpretação estejam disponíveis e completos. O objectivo da verificação de sensibilidade é avaliar a confiança dos resultados e conclusões finais, verificando se eles são afectados pelas incertezas dos dados, métodos de afectação ou cálculos dos resultados dos indicadores de categoria. Esta avaliação deve incluir os resultados das análises de sensibilidade e de incerteza. Em Heijungs *et al.*, (1992, 1994a, 1996a) são distinguidos quatro tipos de análise de sensibilidade: análise de confiança; análise de validade; análise de dominância; e, análise marginal.

A *análise de confiança* é realizada quando a dispersão dos dados do processo é especificada ou pode ser estimada, resultando numa tabela de inventário, perfil ambiental ou índice ambiental e uma especificação da dispersão. O estudo da propagação de desvios não intencionais conhecido como “análise de incerteza”, “análise de erro”, ou “análise de perturbação”, pode ser executado com vários graus de sofisticação. Heijungs, (1994a, 1996a) e Chevalier e Le Têno, (1996) desenvolveram métodos para calcular e estimar erros nos cálculos de análise de inventário.

A *análise de validade* é utilizada para determinar em que medida as escolhas e pressupostos adoptados podem afectar os resultados. Em contraste com a análise de confiança, não pode ser definida uma regra ou protocolo simples para este tipo de análise, devendo ser consideradas as escolhas e pressupostos assumidos durante a ACV.

A *análise de dominância*, rigorosamente falando, não é uma forma de análise de sensibilidade, já que nenhum dado é alterado e não é analisada a sensibilidade a uma variação. O objectivo desta análise é fornecer informação acerca da extensão à qual cargas ou efeitos ambientais podem ser atribuídos a propriedades do produto ou processo sendo uma técnica útil, por exemplo, quando o objectivo do estudo ACV é a inovação do produto e se pretende realizar uma análise de melhoramento.

A *análise marginal* é uma abordagem matemática que revela a sensibilidade dos resultados a pequenas alterações dos dados do processo (Heijungs *et al.*, 1994a). Isto pode ser utilizado para permitir uma análise de melhoramento: podem ser pré-seleccionados processos a melhorar utilizando o conhecimento da sensibilidade dos resultados (p.ex., tabela de impacte ou perfil ambiental) a pequenas perturbações nos dados do processo económico ou ambiental. Um “designer” ou engenheiro de processo pode assim ser informado acerca dos melhores pontos de partida para melhoramentos do produto.

O objectivo da verificação da consistência é determinar se as suposições, métodos e dados são consistentes com os objectivos e âmbito do estudo.

- c) Conclusões, recomendações e relatório. O objectivo deste terceiro elemento é desenhar conclusões preliminares e verificar que elas estão consistentes com os requisitos do objectivo e âmbito do estudo, incluindo, em particular, requisitos de qualidade dos dados, suposições e valores pré-definidos, e requisitos orientados-aplicação. Se as conclusões estão consistentes, relatar todas as conclusões. Se não, voltar às fases prévias a), b) ou c) como apropriado. O relatório deve dar uma descrição completa e imparcial do estudo, devendo o documento de referência consistir dos seguintes elementos (ISO 14040:1997):
- Informação administrativa:
 - Nome e endereço de quem conduziu o estudo;
 - Data do relatório; e,
 - Outra informação de contacto ou de divulgação;
 - Definição dos objectivos e âmbito;
 - Análise de inventário do ciclo de vida (recolha de dados e procedimentos de cálculo);
 - Análise de impacte do ciclo de vida (metodologia e resultados da análise de impacte que foram executadas);
 - Interpretação do ciclo de vida:
 - Resultados
 - Suposições e limitações
 - Análise da qualidade dos dados
 - Revisão crítica (interna ou externa):
 - Nome e filiação dos revisores;
 - Relatório de revisão crítica;
 - Réplicas a recomendações

A revisão crítica, como apresentado na ISO 14040:1997, deve ser conduzida, quando o estudo é utilizado para suportar reivindicação comparativa, que é revelada ao público.

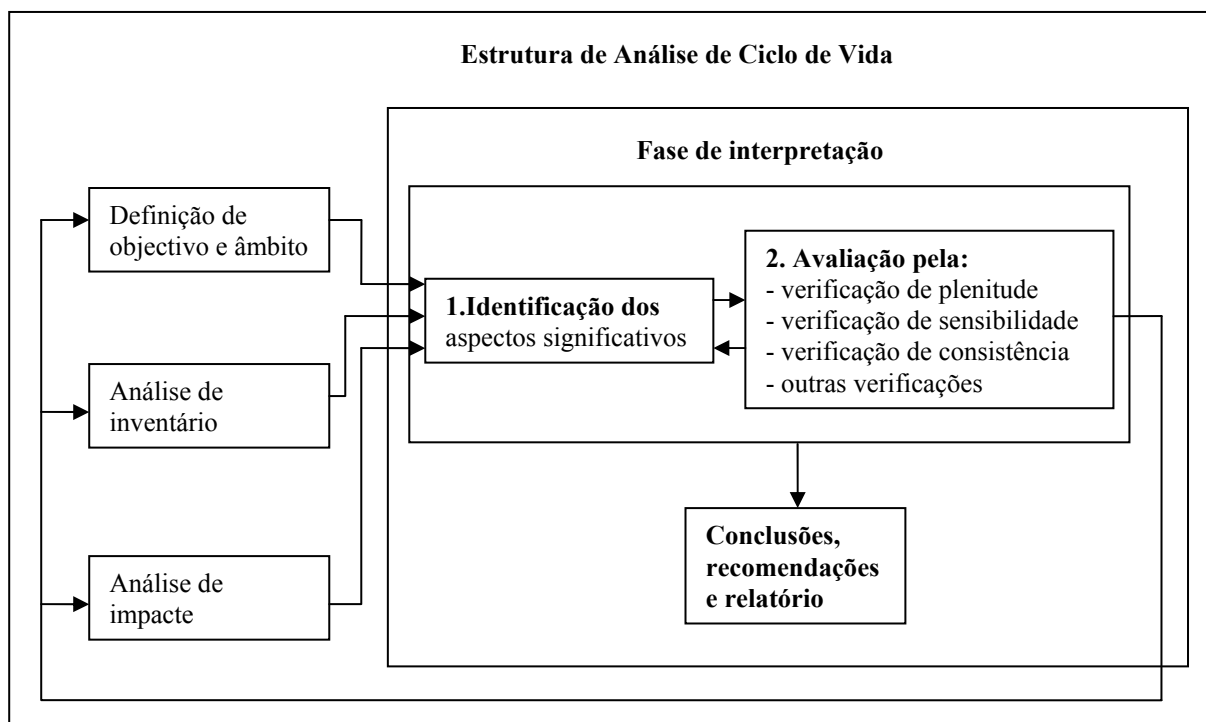


Figura 6-1 Relação dos elementos da fase “interpretação” com as outras fases da ACV (Fonte: ISO 14043:2000(E)).

7. MÉTODOS DE ANÁLISE DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA (AICV)

Dos vários métodos de análise de impacte de ciclo de vida disponíveis na bibliografia e no software SimaPro5.1, descrevem-se nos pontos seguintes três deles, os quais foram escolhidos pelo facto de representarem diferentes abordagens. Assim, o método CML 2 sendo um método multi-fase tem uma abordagem orientada para o problema, que corresponde na gíria ISO, ao ponto intermédio no mecanismo ambiental. O método Eco-indicator 99 sendo também um método multi-fase, a sua abordagem é orientada para o dano o que corresponde na gíria ISO ao ponto final no mecanismo ambiental. O método Ecopontos 97 (Suíço) é um método fase única, isto é, cada carga ambiental é multiplicada por um único factor que a transforma em ecopontos.

Através das bases de dados do software SimaPro 5.1, podem ser obtidos os factores de caracterização, de normalização e de ponderação utilizados em cada um dos métodos referidos anteriormente.

7.1 MÉTODO CML 2 (2000)

O método CML 2 (2000) é uma actualização do método CML (1992) - um método "multi-fase", sendo um dos primeiros métodos de avaliação, desenvolvido e utilizado em vários países. O seu nome está relacionado com a entidade onde foi desenvolvido - o Centro de Gestão Ambiental da Universidade de Leiden, Holanda.

A abordagem do método CML 2 é orientada-problema (ponto intermédio no mecanismo ambiental). Para cada problema, existem *factores de caracterização* quantificados. Uma emissão identificada no ICV é convertida numa contribuição para o efeito de um problema ambiental multiplicando-a por um factor equivalente.

Os modelos de caracterização recomendados, no método CML 2, para determinar os indicadores de categoria utilizados na maioria dos estudos ACV, são:

Depleção de recursos abióticos (segue a equação 5-12)

Este indicador de categoria de impacte está relacionado com a extracção de minerais e de combustíveis fósseis que entram no sistema. O factor de depleção abiótico (ADP-Abiotic Depletion Potential) é determinado para cada extracção de minerais e de combustíveis fósseis (equivalentes kg de antimónio / kg de extracção) baseado nas suas reservas e taxa de desacumulação.

Aquecimento global (segue a equação 5-21)

Utiliza o modelo de caracterização desenvolvido pelo “Intergovernmental Panel on Climate Change” (IPCC). Os factores de caracterização são expressos como potencial de aquecimento global “Global Warming Potential” (GWP) em kg equivalentes de dióxido de carbono / kg de emissão.

Depleção do ozono estratosférico (segue a equação 5-23)

Utiliza o modelo de caracterização desenvolvido pela World Meteorological Organisation (WMO) e define potenciais de depleção do ozono “Ozone Depletion Potential” (ODP) de diferentes gases (kg equivalente de CFC-11/kg de emissão).

Toxicidade humana (segue a equação 5-33)

Factores de caracterização, expressos como potenciais de toxicidade humana “Human Toxicity Potential” (HTP), são calculados com o USES-LCA, descrevendo o destino, exposição e efeitos das substâncias tóxicas para um horizonte de tempo infinito. Para cada substância tóxica, HTP's são expressos como equivalentes 1,4 diclorobenzeno/kg de emissão.

Eco-toxicidade aquática água doce (segue a equação 5-35)

Potenciais de eco-toxicidade (FAETP), são calculados com o USES-LCA, descrevendo o destino, exposição e efeitos das substâncias tóxicas. Factores de caracterização são expressos como equivalentes 1,4 diclorobenzeno/kg de emissão.

Eco-toxicidade aquática marina (segue a equação 5-35)

Potenciais de eco-toxicidade (MAETP), são calculados com o USES-LCA, descrevendo o destino, exposição e efeitos das substâncias tóxicas. Factores de caracterização são expressos como equivalentes 1,4 diclorobenzeno/kg de emissão.

Eco-toxicidade terrestre (segue a equação 5-35)

Potenciais de eco-toxicidade (TETP), são calculados com o USES-LCA, descrevendo o destino, exposição e efeitos das substâncias tóxicas. Factores de caracterização são expressos como equivalentes 1,4 diclorobenzeno/kg de emissão.

Formação de ozono fotoquímico (segue a equação 5-25)

São calculados potenciais de criação de ozono fotoquímico "Photochemical Ozone Creation Potential" (POCP) (também conhecido como fumos de verão) para emissão de substâncias para o ar com o modelo de Trajectória UNECE (incluindo destino) e expressos em kg equivalentes etileno/kg de emissão.

Acidificação (segue a equação 5-28)

Potencial de acidificação (Acidification Potential) (AP) é expresso como kg equivalentes de SO₂/kg de emissão.

Eutroficação (segue a equação 5-30)

Potencial de nutrificação (Nutrification Potential (NP) é baseado no procedimento de Heijungs (1992) e expresso como kg equivalentes de PO₄/kg de emissão.

O perfil ambiental final é criado pela apresentação dos resultados de todos os efeitos ambientais de um inventário de ciclo de vida, os quais podem depois ser normalizados pela comparação de cada um deles com uma referência, por exemplo, a contribuição mundial anual.

Normalização

Para cada indicador de categoria de impacte acima referido, são calculados valores de normalização, para as situações de referência: mundo em 1990; Europa em 1995; e, Holanda em 1997.

Agregação e Ponderação

A agregação e ponderação são consideradas fases opcionais pelo que não são recomendadas quaisquer regras ou valores para estas fases, neste método.

7.2 MÉTODO ECO-INDICATOR 99

O método Eco-indicator 99 tem uma estrutura modular (Figura 7.1) na qual o bloco da componente das ciências naturais pode ser modificado ou substituído para reflectir diferentes sistemas de valor (Egalitarian, Individualist e Hierarchist). Os autores (Goedkoop & Spriensma) recomendam a versão "Hierarchist" com ponderação média "A" do modelo, como método por defeito, com os outros dois a serem utilizados como forma de análise de sensibilidade.

Uma emissão identificada no ICV é convertida numa contribuição para a categoria de impacte multiplicando-a por um factor equivalente.

Agregação

Os resultados do indicador de categoria de impacte que são calculados na fase de caracterização são adicionados para formarem as categorias de dano.

No método Eco-indicator 99 a normalização e ponderação são executadas ao nível da “categoria de dano” (nível de ponto final na terminologia ISO). Existem três categorias de dano (conforme se pode observar pela Figura 7-1):

- Saúde Humana (Human Health) – unidade: “DALY – Disability Adjusted Life Years” isto significa que são ponderadas diferentes incapacidades causadas por doenças.
- Qualidade do ecossistema (Ecosystem Quality) – unidade: “PDF * m2.yr; PDF-“Potentially Disappeared Fraction” de espécies de plantas.
- Recursos – unidade: MJ de energia adicional – necessária para compensar futura diminuição do grau de pureza do minério.

As categorias de dano são normalizadas ao nível Europeu (dano causado por um Europeu por ano) e são maioritariamente baseadas no ano de 1993 (ano de referência), com algumas actualizações para as emissões mais importantes.

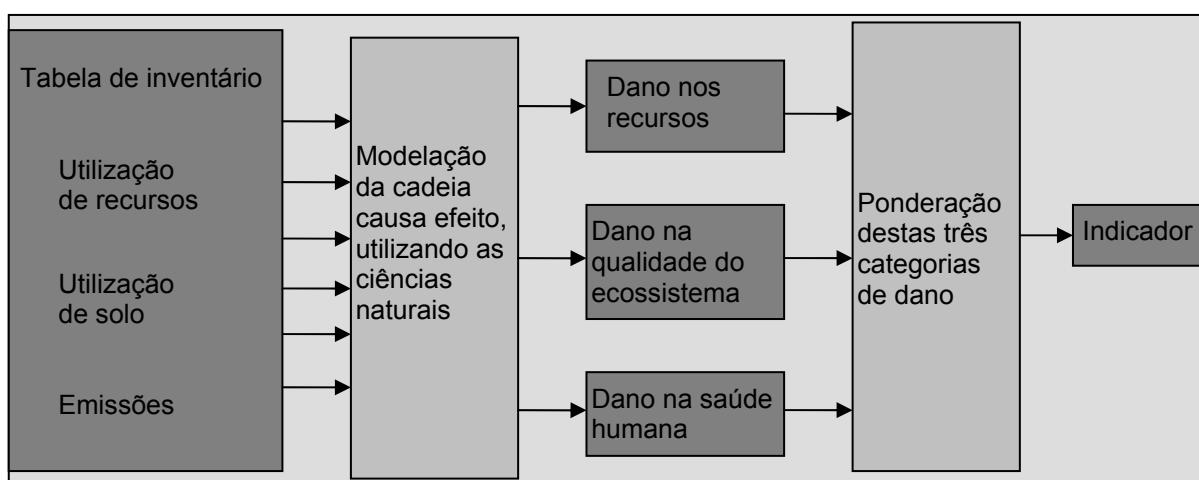


Figura 7.2-1 Procedimento geral para o cálculo do Eco-indicador. As caixas levemente coloridas referem-se a procedimentos e as caixas fortemente coloridas referem-se a resultados intermédios (adaptado de Goedkoop & Spriensma, 2000)

7.3 Método Ecopontos Suíço

O método ecopontos é um método de avaliação quantitativo de fase única que expressa os resultados da avaliação em "ecopontos" baseados na relação entre o fluxo actual e um fluxo considerado como crítico, para cada emissão. A estrutura do método, é a seguinte (Ahbe et.al, 1991):

- Assenta na noção de “saturação ecológica” desenvolvida por Muller-Wenk e melhorada por Braunschweig.
- As diversas cargas são avaliadas por meio de um “indicador de saturação ecológica”, chamado ecofactor.
- A multiplicação da carga poluente pelo seu ecofactor dá o peso ecológico expresso em pontos de carga ecológica, chamados ecopontos.

A expressão matemática é:

$$Ecopontos = \sum_i Ecofactor_i \times quantidade\ poluente_i \quad 7.3-1$$

Para cada avaliação ecológica, é necessário possuir os seguintes dados:

- a) quantidade de emissões específicas (p.ex.: 5 gr de SO₂ / kg de material);
- b) emissões totais (ou consumo) num espaço bem determinado (p.ex: emissão total de SO₂ na Suíça: 68000 ton/ano);
- c) emissão ou consumo máximo admissível correspondente a esta ameaça ambiental num espaço bem determinado (p.ex.: a emissão máxima tolerável de SO₂ na Suíça: 54400 ton / ano).

A função matemática escolhida para determinar o indicador de saturação ecológica ou *ecofactor* é a seguinte função linear:

$$Ecofactor = \frac{1}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad 7.3-2$$

onde:

$c = 10^{12}$ - coeficiente adimensional, que evita a presença de potências negativas de 10;

F - representa o fluxo actual de uma carga ambiental (m³/ano);

F_k - representa a carga ambiental máxima admissível, ou seja, o fluxo crítico (m³/ano).

(F / F_k) - é um factor linear que exprime a ponderação de uma carga ambiental exercida sobre um determinado sector ecológico em função da razão entre a carga actual e a carga máxima admissível para esse sector. Ao adoptar uma ponderação linear assume-se que se F for igual a F_k, o consumo de uma certa quantidade de matéria será duas vezes mais grave do que se F for igual a metade de F_k.

(1/ F_k) é um factor de normalização que exprime o facto de as cargas ambientais deverem ser normalizadas em função da carga total crítica para a área considerada.

Na versão mais recente deste método (Ecopoints 97 (CH)) a equação anterior é utilizada quando a normalização é baseada no "valor alvo" ou "emissão crítica". Mas, quando a normalização é baseada na "emissão actual", a equação utilizada para calcular o Ecofactor, é (A. Braunschweig *et al.*, 1998):

$$Ecofactor = \frac{1}{F} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c \quad 7.3-3$$

Em que:

1/F = factor de normalização

$\frac{F}{F_k} \cdot \frac{F}{F_k} \cdot c$ = factor de avaliação

7.4 Método EPS 2000

O método EPS (Environmental Priority System), desenvolvido na Suécia (Bengt Steen, 1999), é um método de avaliação destinado a orientar os "designers" de produto, por exemplo, na selecção de materiais.

Neste método a base de todas as avaliações é: (a) estipular um valor para uma alteração no ambiente; e (b) estimar que contribuição uma certa depleção de recurso, emissão ou outra actividade irá fornecer a este valor de alteração no ambiente.

A alteração no ambiente é descrita através de impactes em um ou vários de cinco "assuntos prioritários" (safeguard subjects): saúde humana; capacidade de produção do ecossistema; recursos abióticos; biodiversidade; e, valores culturais e recreativos.

Os indicadores de saúde humana são:

- expectativa de vida, expressa em anos de perda de vida (person year);
- morbidade severa e sofrimento em (person year) incluindo fome;
- morbidade (person year) tais como constipação ou gripe;
- incómodo severo (person year) o qual pode normalmente causar uma reacção a evitar o incómodo;
- incómodo (person year) irritando mas não causando qualquer acção directa.

As categorias de impacte da capacidade de produção do ecossistema, são:

- capacidade de produção de cereais, em kg de peso no corte;
- capacidade de produção de madeira, em kg, peso seco;
- capacidade de produção de carne e peixe, em kg de todo o peso dos animais;
- capacidade de produção de água (irrigação) em kg a qual é aceitável para irrigação, com respeito a substâncias tóxicas persistentes;
- capacidade de produção de água (para beber) em kg de água que satisfaça os critérios da WHO para água potável;

Indicadores de recursos abióticos são depleção de reservas minerais/elemental e fósseis.

Categorias de impacte para biodiversidade é a extinção de espécies expressa em Extinção Normalizada de espécies (NEX).

Alterações nos valores culturais e recreativos são difíceis de descrever por indicadores gerais já que eles são altamente específicos e qualitativos na natureza. Indicadores devem ser definidos quando necessários.

A Figura 7-2 representa o procedimento de cálculo do indicador ambiental, em (ELU), para uma unidade funcional do produto.

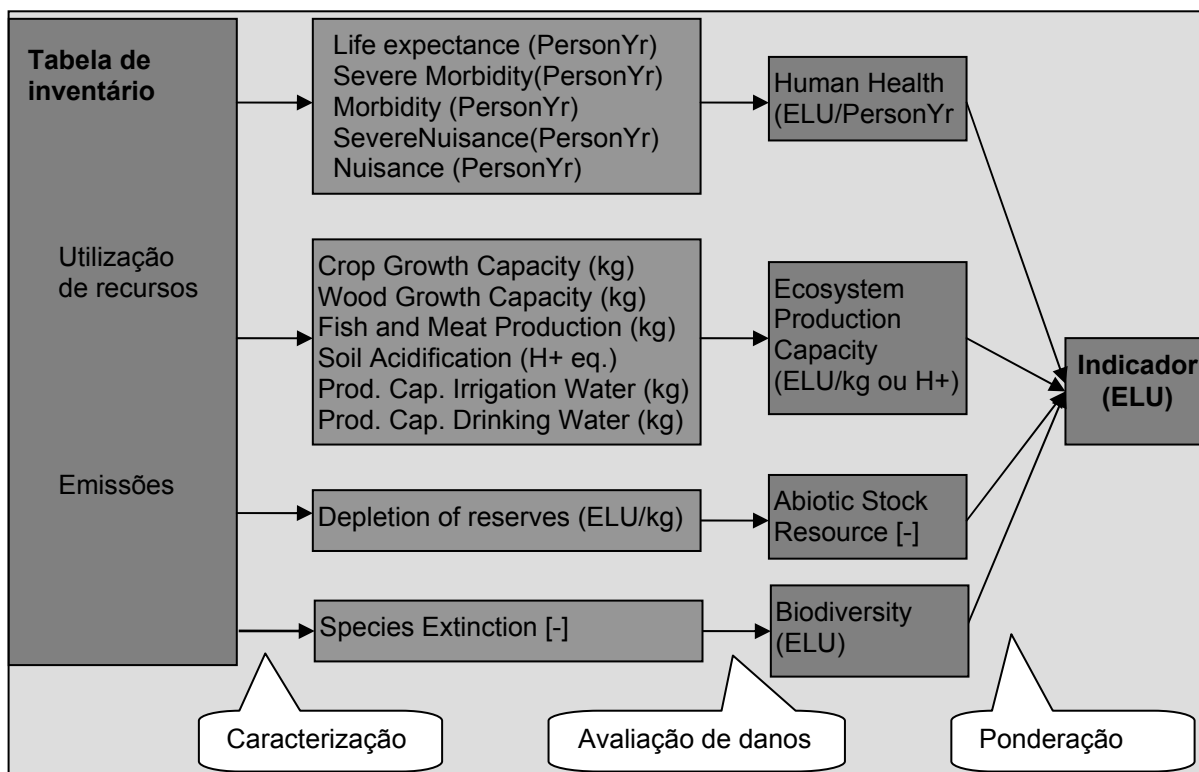


Figura 7.4-2 Procedimento geral para o cálculo do indicador (ELU) no método EPS 2000.

Classificação

É a fase em que as emissões e recursos são atribuídos às categorias de impacto quando efeitos actuais são prováveis ocorrerem no ambiente baseados na exposição provável.

Caracterização

É a fase onde modelos empíricos são utilizados para calcular valores de caracterização.

Ponderação

No método EPS 2000, a ponderação é feita através da avaliação. Factores de ponderação representam o que se está disposto a pagar para evitar alterações. A referência ambiental é o estado presente do ambiente. A unidade do indicador é o ELU (Environmental Load Unit).

Os modelos e dados são projectados para melhorarem a “performance” ambiental dos produtos e não para serem utilizados como uma base para estratégias de protecção ambiental de substâncias singulares ou como uma base para declaração de produto ambiental. Na maioria destes casos é necessário modelação e informação adicional específica do local.

8. "SOFTWARE" E BASES DE DADOS PARA "ACV"

Vários programas de computador e bases de dados têm sido desenvolvidos para apoiar a condução de estudos ambientais de Análise de Ciclo de Vida. Os mais citados na bibliografia e que de seguida se dá uma breve descrição, são: SimaPro; KCL-ECO e KCL EcoData; LCAiT; GaBi; e, PEMS.

SimaPro (<http://www.pre.nl>)

SimaPro é o nome dado a uma família de diferentes versões de "software", tais como, versão "designer", analista, multi-utilizador, extra utilizador, educacional singular e multi-utilizador e uma versão demo. Desde que foi introduzido em 1990, este "software" tem sido o mais utilizado para análise ambiental dos produtos com vista a uma tomada de decisão no desenvolvimento de produtos e política de produto.

A versão SimaPro 5.1 (Pré, 2002) dispõe das seguintes bases de dados: Buwal 250; Data Archive; Dutch Input Output Database; ETH-ESU 96 System processes; ETH-ESU 96 Unit processes; Idemat 2001; Industry data; Methods. Esta mesma versão dispõe dos seguintes métodos de análise de impacto: CML 1991; CML 2 baseline 2000; Eco-indicator 95; Eco-indicator 99 (E); Eco-indicator 99 (H); Eco-indicator 99 (I); Ecopoints 97 (CH); EDIP/UMIP 96; EDIP/UMIP 96 (resources only); EPS 2000.

KCL-ECO (<http://www.kcl.fi/eco/>)

O programa KCL-ECO está desenvolvido para levar a cabo cálculos dos módulos que descrevem uma ACV. As versões anteriores do software têm sido utilizadas com sucesso nos diversos sectores da indústria e para propósitos educacionais desde 1994. A recente versão KCL-ECO 4.0 tem as seguintes características:

- Suporta alocação "multi-saídas" e "ciclo aberto";
- Os módulos podem ser agregados de modo conveniente;
- Inclui dois métodos de análise de impacto: *DAIA-98* (método Finlandês criado pelo "Finnish Environment Institute") e *Eco-indicator 95*. É também fácil criar os nossos próprios métodos (série de factores) ou editar os existentes;
- Processamento gráfico dos resultados;
- Função "HotSpot". As fontes de emissão mais significativas podem ser encontradas facilmente, mostradas no ecrã e impressas por ordem de importância;
- KCL-ECO pode importar/exportar ficheiros no formato *Spold '97* ;
- Gestão de bases de dados;
- Possibilidade de importar a base de dados - Ecoinvent;
- Comparação de diferentes resultados de cálculo;
- Filtragem de módulos;
- Assinalar a qualidade e origem dos dados dentro dos módulos;
- Esconder os módulos;

KCL EcoData é uma base de dados de ICV actualizada continuamente e dirigida fundamentalmente para cálculo de inventário do ciclo de vida de produtos florestais. Os dados foram recolhidos por

especialistas de vários ramos da indústria juntamente com publicações e questionários. EcoData contem aproximadamente 300 módulos de dados cobrindo vários sectores.

LCAiT (<http://www.lcait.com>)

LCAiT é um software desenvolvido pela empresa CIT Ekologiks que possibilita uma interface agradável e amigável do utilizador. Os dados ACV são documentados de acordo com o formato SPINE permitindo comunicar a informação a outras partes eletronicamente e de forma transparente. Os dados (incluindo a documentação) podem ser exportados para ou importados de outro software. Os fluxos do processo e factores de análise de impacto podem ser importados de qualquer folha de cálculo ou programa de processamento de texto. CIT Ekologiks oferece uma base de dados de análise de impacto incluindo factores de caracterização e de ponderação. A versão LCAiT 4.1 tem as seguintes características especiais:

- Com simples “clik” do rato podem definir-se as fases do ciclo de vida (p.ex., fase de produção, utilização, gestão de resíduo, produção de energia e transporte). Esta característica funcional é utilizada para apresentação dos resultados;
- Os resultados de diferentes sistemas ACV dentro do mesmo diagrama podem ser facilmente comparados após alguns “cliks” do rato;
- Não existe limite do número de sistemas que podem ser comparados ao mesmo tempo;
- A matriz “Net Input Matrix” apresenta todos os “fluxos internos” do sistema estudado. Esta matriz facilita o trabalho quando se deseja somar a utilização de energia dentro do sistema. Esta característica apresenta todas as entradas da tecnosfera de todos os níveis dentro do sistema global.

GaBi (<http://www.gabi-software.com/software.html>)

A versão GaBi 4, é uma ferramenta para construir balanços de ciclo de vida que suporta o manuseamento de grande quantidade de dados e com modelação do ciclo de vida do produto. Este software calcula balanços de diferentes tipos e ajuda a agregar os resultados. As suas principais características são:

- O software GaBi 4 é baseado num conceito modular. Isto significa que planos, processos, fluxos e suas funcionalidades estabelecem unidades modulares;
- Dados de análise de impacto, inventário e modelos de ponderação estão separados pelo que os módulos são facilmente manuseados e depois interligados para o cálculo ACV;
- Várias fases do ciclo de vida (produção, utilização e deposição) podem ser capturados em módulos e depois modificados separadamente;
- Outra característica da estrutura modular é que o software e a base de dados são unidades independentes. Dentro da base de dados toda a informação é guardada, p.ex., modelos de produto e perfis ecológicos. As bases de dados GaBi são sempre construídas com uma estrutura básica definida. O próprio software disponibiliza ao utilizador a interface para a base de dados. Via interface do utilizador, os dados armazenados podem ser lidos e modificados.

PEMS and EcoPackager

PEMS e EcoPackager são duas ferramentas para ACV desenvolvidas pela empresa internacional “PIRA”.

PEMS é uma ferramenta ponderosa para executar estudos completos de ACV para qualquer produto ou processo. A principal característica deste software é ser fácil de utilizar e possuir uma interface

flexível com o utilizador – permitindo que os sistemas sejam criados e editados rapidamente e facilmente de um diagrama de fluxo.

EcoPackager é uma ferramenta direccionada (streamlined) para comparação de perfis ambientais de sistemas de embalagem alternativos, que pode ser utilizada para:

- Ajudar os designers na tomada de decisão;
- Permitir que os resultados sejam gerados mais rapidamente;
- Possibilitar uma visão inicial do que serão os resultados gerados por uma ACV completa;
- Destacar áreas de interesse ambiental.

9. CONCLUSÕES

Incluir a Análise de Ciclo de Vida no processo de tomada de decisão possibilita uma compreensão dos impactes ambientais e dos impactes na saúde humana que tradicionalmente não é considerada quando se selecciona um produto ou um processo. Esta informação valiosa provê uma forma de considerar todos os impactos das decisões, especialmente aquelas que ocorrem fora do sítio que são directamente influenciadas pela selecção de um produto ou processo.

Relembrar que ACV é uma ferramenta para melhor informar os decisores e deve ser incluída com outros critérios de decisão tais como custo e performance para tomar uma decisão equilibrada.

10. BIBLIOGRAFIA

A. Braunschweig *et al.*, 1998. Bewertung in Ökobilanzen mit der Method der ökologischen Knappheit. Ökofactoren Methodik Für Oekobilanzen, Buwal Schriftenreihe, Umwelt Nr 297, 1998. In <http://www.buwal.ch/publikat/oekobila.htm>.

SETAC-Europe, 1999. *Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment*. Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2). *Int. J. LCA* 4 (2) 66-74 (1999). Ecomed publishers, D-86899 Landsberg, Germany.

Sas, H., E. van der Voet, F.G.P. Corten, R. Huele & R. Kleijn, 1997. *Extraction of biotic resources: development of a methodology for incorporation in LCAs, with case studies on timber and fish*. VROM (Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment), publicatiereeks produktenbeleid nr. 1997/3. Zoetermeer.

Ahbe, S., Braunschweig, A., Müller-Wenk, R., (1991). Methodologie des Ecobilans sur la base de l'optimisation écologique. Em l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) (Eds.). *Cahier de l'environnement*, 133. Berne.

Assies, J., (1992). State of Art. *Life-Cycle Assessment*, (pp.1-20). Leiden, Netherlands: SETAC-Europe.

Beck, L., Peer, R., Bravo, L. e Yan, Y., (1994). A data attribute rating system. Paper presented at *AWMA conference, "The Emissions Inventory: Applications and Improvement"*. Raleigh: NC.

Bengh Steen, 1999. A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS), Version 2000 – General system characteristics. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning. CPM report 1999:4. Download from:

<http://www.cpm.chalmers.se/cpm/publications/EPS2000.PDF>.

Bengh Steen, 1999. A systematic approach to environmental strategies in product development (EPS), Version 2000 – Models and data of the default methods. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems. Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning. CPM report 1999:5. Download from:

http://www.cpm.chalmers.se/cpm/publications/EPS1999_5.zip

Blonk, H., Lafleur, M., Spriensma, R., Goedkoop, M., Stevens, S., Agterberg, A., Engelenburg, B. e Blok, K., (1997). *Summary: Normalization figures for Dutch territory, Dutch consumption and West European territory. Latest Normalisation data for the Netherlands and Europe*. Em <http://www.pre.nl/normal.html>.

Buwal, (1991). Ecobalance of Packaging Materials State of 1990. Em Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL) (Eds.). *Environmental Series*, 132. Berne.

Chevalier, J., Le Téno, J., (1996). Life Cycle Analysis with Ill-Defined Data and its Application to Building Products. *Int.J. L.C.A*, vol.1 (2) 90-96. Landsberg, Germany: Ecomed.

CML, 2001. *An operational guide to the ISO-standards - Part 3: Scientific background* (Final report, May 2001). (www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html#gb)

Consoli, F., Allen, D., Boustead, I., Fava, J., Franklin, W., Jensen, A., Oude, N., Parrish, R., Perriman, R., Postlethwaite, D., Quay, B., Séguin, J., e Vigon B. (Eds.)1993. SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry, (1993). *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*.. Sesimbra: Portugal.

Curran, M., (1999). The Status of LCA in the USA. *Int. J. LCA*, vol.4 (3) 123-124. Landsberg, Germany: Ecomed.

de Haes, H., (1996a). *Definition Document. LCANET Board*. Em <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lcanet/>.

- de Haes, H., (1996b). Discussion of General Principles and Guidelines for Practical Use. Em de Haes, H. (Ed.). *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, (pp.7-30). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.
- Ekvall, T., (1994b). Principles for allocation at multi-output processes and cascade recycling. Em Huppes, G. e Schneider, F. (Eds.). *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA*, (pp.91-101). Leiden, Netherlands: SETAC-Europe.
- Ferreira, 1999. Aplicação da Análise de Ciclo de Vida na Optimização de Investimentos Ambientais. Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Dezembro 1999.
- Fink, P., (1997). The Roots of LCA in Switzerland: Continuous Learning by Doing. *Int. J. LCA*, vol. 2 (3) 131-134. Landsberg, Germany: Ecomed.
- Finnveden, G., (1996a). "Resources" and Related Impact Categories. Em de Haes, H. (Ed.). *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, (pp.39-48). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.
- Frischknecht, R., (1996). *Draft Theme Report: Goal and Scope Definition and Inventory Analysis*. Em <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/lacnet/ftheme2.htm>.
- Funtowicz, S. O. e Ravetz, J. R., (1990). *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. MA: Kluwer Academic Publishers.
- Gabathuler, H., (1997). The CML Story: How Environmental Sciences Entered the Debate on LCA. *Int. J. LCA*, vol. 2 (4) 187-194. Landsberg, Germany: Ecomed.
- Goedkoop & Spriensma, 2000. Eco-indicator 99. Manual for Designers. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Publication: MHSPE (Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment), October 2000. Netherlands.
- Guinée, J., Heijungs, R., Huppes, G. e de Haes, H., (1993). Quantitative Life Cycle Assessment of Products: 2. Classification, Valuation and Improvement Analysis. *Journal of Cleaner Production*, vol.1 (2) 81-91.
- Guinée, J. & Heijungs, R., (1995). A Proposal for the Definition of Resource Equivalency Factors for use in Product Life-cycle Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol.14 (5), 917-925.
- Guinée, J. e Heijungs, R., (1993). A proposal for the classification of toxic substances within the framework of LCA of products. *Chemosphere* 26, 1925-1944.
- Guinée, J., (1995). *Development of a Methodology for the Environmental Life-Cycle Assessment of Products (with a case study on margarines)*. Ph. D. thesis. Leiden University, Leiden.
- Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., de Haes, H. e Sleeswijk, A., (1992). *Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds and Guide LCA*. Leiden: CML-Centre of Environmental Science.
- Heijungs, R. Guinée, J. e Huppes, G. (1997). *Impact Categories for Natural Resources and Land Use*. Leiden, Netherlands: CML-Centre of Environmental Science, Leiden University.
- Heijungs, R., (1994a). *A generic method for the identification of options for cleaner products*. *Ecological Economics* 10, (69-81).
- Heijungs, R., (1994b). Valuation: A Societal Approach. Em de Haes, H., Jensen, A., Klöpffer, W. e Lindfors, L. (Eds.). *Integrating Impact Assessment Into LCA*, (pp.107-114). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.
- Heijungs, R., (1996a). Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *J. Cleaner Production* vol. 4, (3-4) 159-166.
- Heijungs, R., (1996b). Definitions of Terms and Symbols. Em de Haes, H. (Ed.). *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, (pp.31-38). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.
- Huisingh, D., (1992). Workshop Conclusions on Inventory Session. *Life-Cycle Assessment* (pp.71-72). Leiden, Netherlands: SETAC-Europe.
- Hunt, R. e Franklin, E., (1996). LCA - How it Came About. Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. *Int. J. LCA*, vol. 1 (1) 4-7. Landsberg, Germany: Ecomed.

Huppes, G., (1994a). The issue of allocation. Em Huppes, G. e Schneider, F. (Eds.) *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA*, (pp.1-2). Leiden, Netherlands: SETAC-Europe.

Huppes, G., (1994b). A General Method for Allocation in LCA. Em Em Huppes, G. e Schneider, F. (Eds.) *Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA*, (pp.74-90). Leiden, Netherlands: SETAC-Europe.

ISO 14040, (1997). *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Genève: Switzerland.

ISO 14041, (1998). *Environmental management - Life Cycle Assessment - Goal and Scope Definition - Inventory Analysis*. Genève: Switzerland.

ISO 14042, (2000). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle impact assessment*. Genève: Switzerland.

ISO 14043, (2000). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle interpretation*. Genève: Switzerland.

ISO/TR 14049, (2000). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis*. Genève: Switzerland.

ISO/TS 14048, (2002). *Environmental management -- Life cycle assessment -- Data documentation format*. Genève: Switzerland.

ISO/TR 14047, (2003). *Environmental management -- Life cycle impact assessment -- Examples of application of ISO 14042*. Genève: Switzerland.

Kennedy, D., Montgomery, D. e Quay, B., (1996). Stochastic Environmental Life Cycle Modeling: A Probabilistic Approach to Incorporating Variable Input Data Quality. *Int. J. LCA*, vol. 1 (4) 199-207. Landsberg, Germany: Ecomed.

Lee, R., (1995). The US-EC fuel cycle externalities study: the US research team's methodology, results, and conclusions, presented at the EC, IEA and *OECD Workshop on The External Costs of Energy*. Brussels: Belgium.

Lindeijer, E., (1996). Normalisation and Valuation. Em de Haes, H. (Ed.). *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, (pp.75-93). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.

Lindfors, L.-G., Christiansen, H., Hoffman, L., Virtanen, Y., Junttila, V., Hanssen, O.-J., Ronning, A., Ekvall, T., e Finnveden, G., (1995). *LCA-Nordic, Technical Reports N° 1-9*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

McLanaghan, S., (1994). Defining LCA Study Boundaries. Em de Haes, H., Jensen, A., Klöpffer, W. e Lindfors, L. (Eds.). *Integrating Impact Assessment Into LCA*, (pp.175-180). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.

Nichols, P., Hauschild, J. e Waite, P., (1996). Impact Assessment of non Toxic Pollution in Life Cycle Assessment. Em de Haes, H. (Ed.). *Towards a Methodology for Life Cycle Impact Assessment*, (pp.63-74). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.

OFEFP-Office Fédéral de L'environnement, des Forêts et du Paysage, (1984). Bilan Écologique des Matériaux D'emballage. *Cahiers de l'environnement*, 24. Berne.

PRé, (1997a). SimaPro (the software tool to analyse and develop environmentally sound products). *Multi User Program Reference; Multi User Manual; Multi User Database Manual*. PRé Consultantes, Amersfoort, Netherlands.

PRé, (2002). User Manual. Introduction into LCA methodology and practice with SimaPro 5. PRé Consultantes, Amersfoort, Netherlands.

Saur, K., (1997). Life Cycle Interpretation - A Brand New Perspective? *Int. J. LCA*, vol.2 (1) 8-10. Landsberg, Germany: Ecomed.

SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry, (1991). A Technical Framework for Life-Cycle Assessment. Em Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S. e Barnum, J. (Eds.). *Workshop report from the Smugglers Notch*. Vermont, USA.

- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry (1992). *Life-Cycle Assessment Data Quality: A Conceptual Framework*. Em Fava, J., Jensen, A., Kindfors, L., Pomper, S., Smet, B., Warren, J. e Vigon B. (Eds.). Wintergreen, Virginia:USA.
- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry (1993a). *A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment*. Em Fava, J., Consoli, F., Denison, R., Dickson, K. e Mohin, T., (Eds.). Sandestin, Florida: USA.
- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry, (1993b). *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*. Em Consoli, F., Allen, D., Boustead, I., Fava, J., Franklin, W., Jensen, A., Oude, N., Parrish, R., Perriman, R., Postlethwaite, D., Quay, B., Séguin, J., e Vigon B. (Eds.). Sesimbra: Portugal.
- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry, (1994). Integrating Impact Assessment Into LCA. Em de Haes, H., Jensen A., Klöpffer W. e Lindfors L., (Eds.). *Proceedings of the LCA Symposium Held at the Fourth SETAC-Europe Congress*. Brussels, Belgium: The Free University.
- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry, (1997). *Simplifying LCA: Just a Cut?* Em Christiansen, K., (Ed.). Brussels: Belgium.
- SETAC-Society of Environmental Toxicology and Chemistry (1997, 1998). *Life Cycle Impact Assessment: The State-of-the-Arte*. Em Barnhouse, L., Fava, J., Humphreys, K., Hunt, R., Laibson, L., Noesen, S., Norris, G., Owens, J., Todd, J., Vigon, B., Weitz, K., Young, J. (Eds.). 2nd edition. Pensacola, Flórida: USA.
- Steen, B. e Ryding, S., (1992). The EPS Enviro-Accounting Method. *Swedish Environmental Research Institute (IVL)*. Göteborg, Sweden.
- Tibor, T. e Feldman, I., (1996). *ISO 14000: A Guide to the New Environmental Management Standards*. USA: Times Mirror Higher Education Group.
- Tukker, A., (1994). Review of Quantitative Valuation Methods. Em de Haes, H., Jensen, A., Klöpffer, W. e Lindfors, L. (Eds.). *Integrating Impact Assessment Into LCA*, (pp.127-132). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.
- USEPA, 2001. U.S. Environmental Protection Agency and Science Applications International Corporation. *LCAccess - LCA 101*. 2001. Retrieved from:
<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm>.
- USEPA-US Environmental Protection Agency, (1995). *Guidelines for Assessing the Quality of Life-Cycle Inventory Data*. Office of Solid Waste. Research Triangle Park, NC.
- Vigon, B. W., Tolle, D. A., Cornaby, B. W., Latham, H. C., Arrison, C. L., Boguski, T. L., Hunt, R. G., e Sellers, J. D., (1992). *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. Washington D.C. & Cincinnati: Office of Research And Development, USEPA.
- Weidema, B. P. e Wesnoes, M. S., (1995). *Data Quality Management for life-cycle inventories - an example of using data quality indicators*. Paper presented at the SETAC World Congress, Vancouver, Canada.
- Weidema, B. P., (1994). Qualitative and Quantitative Parameters in product Impact Assessment. Em de Haes, H., Jensen, A., Klöpffer, W. e Lindfors, L. (Eds.). *Integrating Impact Assessment Into LCA*, (pp.29-36). Brussels, Belgium: SETAC-Europe.

ANEXO I

EXEMPLO DE APLICAÇÃO DA METODOLOGIA ACV

Com este exemplo pretende-se praticar a aplicação da metodologia ACV, no estudo de um caso fictício, identificando os factores mais importantes que decidem os impactes ambientais de um produto (neste caso do produto A como se verá mais adiante).

Como este é um projecto fictício com apenas dois processos, de modo a torná-lo mais compreensivo, apenas são abordadas as fases de: *definição de objectivos e âmbito, análise de inventário; e, análise de impacte*, não sendo abordada a fase final de *interpretação*.

1. Definição dos Objectivos e Âmbito

Objectivo do estudo - Avaliar do ponto de vista ambiental uma unidade funcional (1 m³) do produto A, produzido num sistema fictício, que serve como exemplo de aplicação da metodologia ACV.

A quem se destina o estudo - O grupo alvo deste estudo são os estudantes e também potenciais interessados no desenvolvimento da metodologia ACV.

Objecto do estudo:

- Sistema de produto estudado – Produto A. Fazem parte do sistema de produto apenas os processos representados na Fig. A-1.
- Unidade funcional (u.f.): 1 m³ de produto A, disponível à porta da fábrica.

Âmbito do estudo: Como não é intenção do presente estudo avaliar em termos absolutos uma unidade funcional de produto A, apenas se estudam os processos 1 e 2.

- Tipo de dados (genéricos ou específicos) - Os dados relativos ao processo 2 são específicos de uma empresa e por isso considerados dados primários. Os dados relativos ao processo 1 foram obtidos das bases de dados comerciais e, por isso, são considerados genéricos representando uma média das tecnologias dos respectivos processos.
- Fonte dos dados - Os dados relativos aos consumos e emissões do processo 2 foram fornecidos pela empresa. Os restantes dados foram obtidos através das "bases de dados" comerciais existentes no "software" SimaPro 5.1 (PRé, 2002).
- Qualidade dos dados - A qualidade dos dados do processo de produção de MDF não é garantida dada a sua natureza privada e confidencial. A qualidade dos restantes dados, é a inerente à base de dados referida.
- Período de tempo - 1 ano para os dados específicos da empresa.

2. Análise de Inventário

2.1. Fluxograma (Árvore) do Processo

O exemplo proposto para aplicação da metodologia ACV é composto por dois processos, conforme representado na Figura 1.

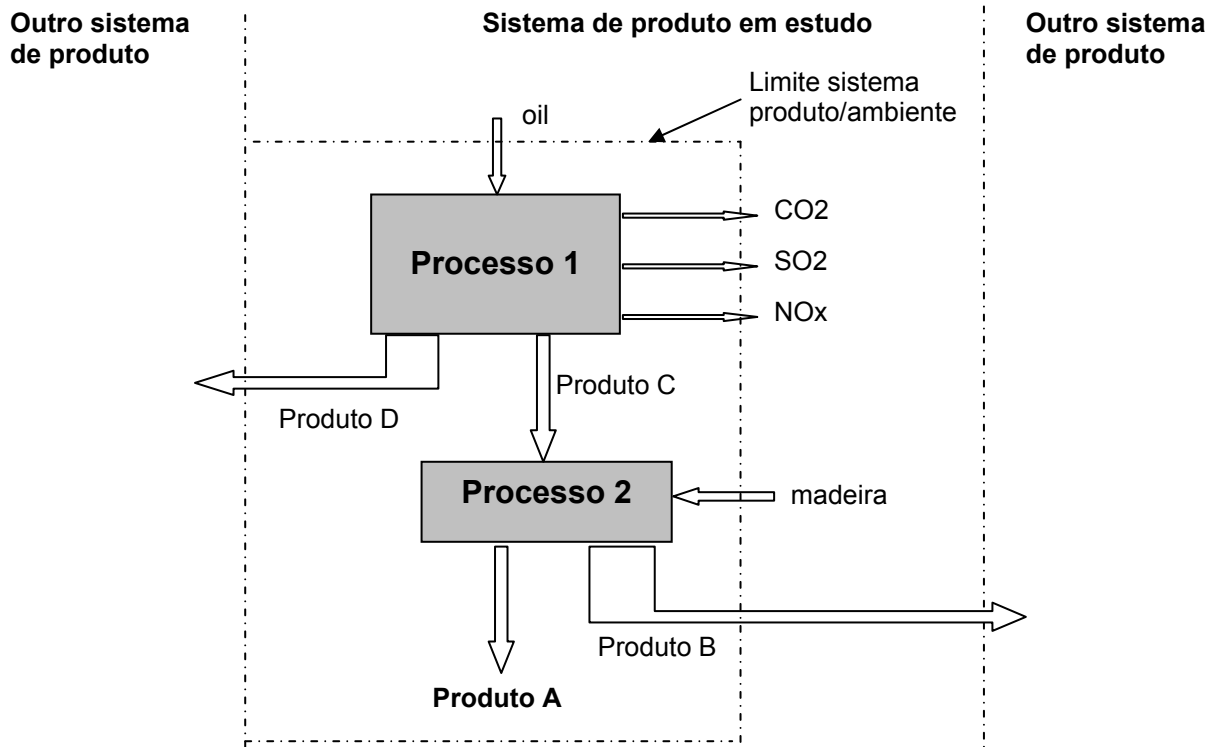


Figura A- 1 Árvore do processo

2.2. Construção da Tabela de Dados Combinados

Após finalizar os limites do sistema, procede-se à recolha de dados necessários à construção da *tabela de dados combinados* (onde estão incluídos todos os dados com impacto no ciclo de vida do produto em estudo).

Os resultados da recolha dos dados dos processos que fazem parte do sistema de produto em estudo, antes da aplicação do procedimento de afectação, encontram-se nas folhas seguintes:

FOLHA DE DADOS AMBIENTAIS					
A – IDENTIFICAÇÃO					
Autor: XPTO	Data de registo: 2005-12-31	Fonte dos dados: própria + SimaPro 5.1			
Processo: Processo 1 (P1)	Geografia: Portugal	Mês de conclusão: Dezembro			
Período tempo: 2005	Mês de início: Janeiro				
Comentários: Esta é uma folha de dados fictícia que deve ser utilizada apenas no exemplo em estudo.					
B – DADOS					
ENTRADAS					
Entradas da natureza (recursos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Oil	0,05	Kg			
SAÍDAS					
Emissões para o ar					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
CO2	0,2	Kg			
SO2	0,02	Kg			
NOx	0,02	Kg			
Saídas para a tecnosfera (produtos e co-produtos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Produto C (energia)	1	MJ			Produto utilizado no processo 2
Produto D (electricidade)	0,1	Kwh			Produto utilizado noutra sistema de produto (Rede Eléctrica Nacional)
Saídas para a tecnosfera (produtos evitados)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Produto Dx (Electricidade Portugal)	0,1	Kwh			O envio da electricidade (co-produto D) para a (Rede Eléctrica Nacional) evita a produção da mesma quantidade de electricidade Dx pela (EDP)

FOLHA DE DADOS AMBIENTAIS					
A – IDENTIFICAÇÃO					
Autor: XPTO		Data de registo: 2005-12-31		Fonte dos dados: própria	
Processo: Processo 2 (P2)		Geografia: Portugal			
Período tempo: 2005		Mês de início: Janeiro		Mês de conclusão: Dezembro	
Comentários: Esta é uma folha de dados fictícia que deve ser utilizada apenas no exemplo em estudo.					
B – DADOS					
ENTRADAS					
Entradas da natureza (recursos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Madeira	1,4	M3			
Entradas da tecnosfera (energia)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Produto C (energia)	3300	MJ			Energia proveniente de P1
SAÍDAS					
Saídas para a tecnosfera (produtos e co-produtos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Produto A (MDF)	1	M3			Unidade funcional
Produto B (finos de madeira)	0,2	M3			Produto utilizado noutro sistema de produto (aglomerado de madeira)
Saídas para a tecnosfera (produtos evitados)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Produto Bx (estilha)	0,2	M3			O envio do co-produto B para o sistema de produto (aglomerado de madeira), evita neste a produção da mesma quantidade de produto Bx (estilha)

O Quadro A-1, ilustra um formato típico de tabela de dados combinados antes de aplicar as regras de afectação.

Quadro A- 1 Tabela de dados combinados, antes da afectação

Processo	P1	P2
Entradas / saídas económicas:		
- Produto C (MJ)	1	-3300
- Produto A (m ³)	0	1
- Produto D (kwh)	0,1	0
- Produto B (m ³)	0	0,2
Entradas / Saídas para o ambiente (kg):		
- madeira (m ³)		-1,4
- petróleo (kg)	-5,00E-02	0
- CO ₂ (kg)	2,00E-01	0
- SO ₂ (kg)	0,002	0
- NO _x (kg)	0,002	0

A tabela de dados combinados é uma matriz onde um processo é representado por um vector coluna em que a parte superior (à linha a tracejado) contém as entradas e saídas económicas e a parte inferior as entradas de e saídas para o ambiente. Este tipo de registo dos dados tem como objectivo facilitar o cálculo da tabela de inventário, através do método matricial, como se verá mais adiante.

2.3. Aplicar as Regras de Afectação

O sistema de produto, exemplificado no Quadro A-1, possui dois processos multi-funções (P1 e P2). O processo P1 produz o Produto C, que é o material primário do processo P2, e o Produto D, que é um subproduto do processo, utilizado noutro sistema de produto. O processo P2 produz o Produto A, que é a unidade funcional em estudo e o Produto B, que é um subproduto do processo, utilizado noutro sistema de produto. Estamos neste caso, perante um problema de afectação em co-produção e de reciclagem "ciclo aberto". O problema tem a sua origem numa impossibilidade de resolver a equação matriz (a matriz 2X4 não é quadrada).

O método matricial permite-nos facilmente identificar uma estratégia para a solução deste problema de afectação que consiste em aumentar o número de variáveis (mais duas), o que significa introduzir processos adicionais no sistema, que correspondam à produção dos produtos evitados Dx (electricidade Portugal – Processo 3) e Bx (estilha – Processo 4). Neste caso, a equação de inventário é resolvida, conforme se verá mais adiante, na construção da tabela de inventário, produzindo um factor de escala negativo para os novos processos introduzidos, que é muitas vezes interpretado como "produção evitada", sendo o procedimento conhecido como "método de substituição" (Finnveden, 1994b).

Os resultados da recolha de alguns dos dados dos Processos 3 e 4, encontram-se nas folhas seguintes:

FOLHA DE DADOS AMBIENTAIS					
A – IDENTIFICAÇÃO					
Autor: XPTO	Data de registo: 2005-12-31		Fonte dos dados: SimaPro 5.1		
Processo: Processo 3 (P3)	Geografia: Portugal				
Período tempo: 2005	Mês de início: Janeiro		Mês de conclusão: Dezembro		
Comentários: Esta é uma folha de dados fictícia que deve ser utilizada apenas no exemplo em estudo.					
B – DADOS					
ENTRADAS					
Entradas da natureza (recursos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. Inf	Val sup	Comentários
Oil	0,1	Kg			
SAÍDAS					
Emissões para o ar					
Nome	Quant.	Unid.	Val. Inf	Val sup	Comentários
CO2	0,8	Kg			
SO2	0,006	Kg			
NOx	0,002	Kg			
Saídas para a tecnosfera (produtos e co-produtos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. Inf	Val sup	Comentários
Electricidade Portugal	1	Kwh			Electricidade produzida para a Rede Eléctrica Nacional

FOLHA DE DADOS AMBIENTAIS					
A – IDENTIFICAÇÃO					
Autor: XPTO	Data de registo: 2005-12-31	Fonte de dados: própria + SimaPro 5.1			
Processo: Processo 4 (P4)	Geografia: Portugal	Mês de conclusão: Dezembro			
Período tempo: 2005	Mês de início: Janeiro				
Comentários: Esta é uma folha de dados fictícia que deve ser utilizada apenas no exemplo em estudo.					
B – DADOS					
ENTRADAS					
Entradas da natureza (recursos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Madeira	1,2	M3			
Oil	1,85	Kg			
SAÍDAS					
Emissões para o ar					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
CO2	5,1	Kg			
SO2	0,115	Kg			
NOx	0,8	Kg			
Saídas para a tecnosfera (produtos e co-produtos)					
Nome	Quant.	Unid.	Val. inf	Val sup	Comentários
Estilha	1	M3			Estilha produzida numa unidade industrial.

Concluída a fase de afectação, a tabela de dados combinados deve ser reformulada de modo a serem introduzidos na matriz os processos correspondentes aos fluxos económicos 3 e 4, conforme Quadro A-2. A tabela de dados é agora uma matriz quadrada necessária para a construção da tabela de inventário.

Quadro A- 2 Tabela de dados combinados, após afectação

Processo	P1	P2	P3	P4
Entradas / saídas económicas:				
- Produto C (MJ)	1	-3300	-	-
- Produto A (m ³)	0	1	-	-
- Produto D (kwh)	0,1	0	1	-
- Produto B (m ³)	0	0,2	-	1
Entradas / Saídas para o ambiente:				
- madeira (m ³)		-1,4		-1,2
- petróleo (kg)	-5,00E-02	0	-0,1	-1,85
- CO ₂ (kg)	2,00E-01	0	0,8	5,1
- SO ₂ (kg)	0,002	0	0,006	0,115
- NO _x (kg)	0,002	0	0,002	0,8

2.4. Construção da Tabela de Inventário

Construir a tabela de inventário significa calcular, em primeiro lugar, a contribuição relativa de cada processo para o sistema de produto em estudo, ou seja, calcular os factores de contribuição. Este não é o objectivo da análise do inventário mas antes uma fase intermédia no cálculo dos fluxos ambientais totais.

Para calcular os factores de contribuição (p) propõe-se a utilização da expressão 4-14:

$$p = A^{-1} \cdot \alpha$$

do método matricial, descrito no Capítulo 4. Nesta fórmula (A) representa a matriz tecnológica (matriz da parte económica da tabela de dados combinados) e (α) a parte económica do vector kernel (a sua única saída económica é a unidade funcional).

Nota. Se a matriz A for construída no Excell, com início na célula A11 ela termina na célula D44. Construindo o vector Kernell nas células E1:E4 e seleccionando uma unidade funcional do fluxo económico 2, os valores de p podem ser obtidos nas células (F1 a F4) através da seguinte equação:

$$\{=\text{índice}(\text{matriz.mult}(\text{matriz.inversa}(A1:D44));(E1:E4));0;1)\}$$

e carregando simultaneamente nas teclas (Ctr.+Shift) e Enter.

Os valores de p obtidos, para a tabela de dados anterior, são:

$$p_1 = 3300; \quad p_2 = 1; \quad p_3 = -330; \quad p_4 = -0,2$$

Uma vez conhecidos os factores de contribuição (vector p), o cálculo da tabela de inventário (vector β) faz-se através da expressão 4.15:

$$\beta = B \cdot p$$

onde (B), representa a matriz da parte ambiental da tabela de dados combinados. O Quadro A-3 representa a tabela de inventário para 1 unidade funcional (u.f.) do Produto A.

Quadro A- 3 Tabela de inventário para 1 u.f. do Produto A

Processo	P1	P2	P3	P4	kernel
Entradas / saídas económicas:					
- Produto C (MJ)	3300	-3300	0	0	0
- Produto A (m ³)	0	1	0	0	1
- Produto D (kwh)	330	0	-330	0	0
- Produto B (m ³)	0	0,2	0	-0,2	0
Entradas / saídas p/ o ambiente:					
- madeira (m ³)	0	-1,4	0	0,24	-1,16
- petróleo (kg)	-165	0	33	0,37	-131,6
- CO ₂ (kg)	660	0	-264	-1,02	395
- SO ₂ (kg)	6,6	0	-1,98	-0,023	4,6
- NO _x (kg)	6,6	0	-0,66	-0,16	5,8

2.5. Análise de Impacte

Para a análise de impacte, do exemplo em estudo, escolheu-se o método CML (CML, 2001), conforme descrito no capítulo 7.1, por ser um método "multi-fase" e um dos primeiros métodos de avaliação desenvolvido e, utilizado em vários países.

A fase de análise de impacte do ciclo de vida (AICV), tem como objectivo avaliar o significado dos potenciais impactes ambientais utilizando os resultados da fase de análise do inventário.

Conforme referido anteriormente (Cap. 5.1) os elementos a considerar nesta fase são:

- Elementos obrigatórios: *classificação*; e, *caracterização*;
- Elementos opcionais: *normalização*; e, *agregação/ponderação*.

2.5.1. Classificação

Na fase de classificação os dados da fase de inventário são atribuídos às categorias de impacte para as quais as substâncias contribuem, como mostrado na Figura A-2. Conforme referido anteriormente, pode haver cargas ambientais atribuídas a mais que uma categoria de impacte, como é o caso do NO_x que contribui para a acidificação, toxicidade humana, eutroficação e oxidação fotoquímica. A classificação é um processo qualitativo; a quantificação das contribuições tem lugar na fase seguinte de caracterização.

Substância	Quantidade (kg)		Categoria de Impacte	Unidades
Oil	131,6	→	Depleção Abiótica	Kg Sb eq.
CO ₂	395	→	Aquecimento Global	Kg CO ₂ eq.
NO _x	5,8	→	Oxidação Fotoquímica	Kg C ₂ H ₂ eq.
		→	Toxicidade Humana	Kg 1,2-db eq.
		→	Acidificação	Kg SO ₂ eq.
SO ₂	4,6	→	Eutroficação	Kg PO ₄ ³⁻ eq.

Figura A- 2 Fase de Classificação do exemplo em estudo

2.5.2. Caracterização

A fase de caracterização consiste em obter o *perfil ambiental* da unidade funcional do produto em estudo, pelo que, as diferentes substâncias irão ser convertidas, através dos factores de caracterização, numa substância padrão, para cada categoria de impacte particular. Por exemplo, as substâncias SO₂ e NO_x, que contribuem para a *acidificação*, são convertidas em Kg SO₂ equivalente,

multiplicando as respectivas quantidades pelos respectivos potenciais de acidificação (AP). Os factores de caracterização das substâncias representadas na Figura A-3, assim como de muitas outras, podem ser obtidos nas bases de dados do software SimaPro (Pré, 2002).

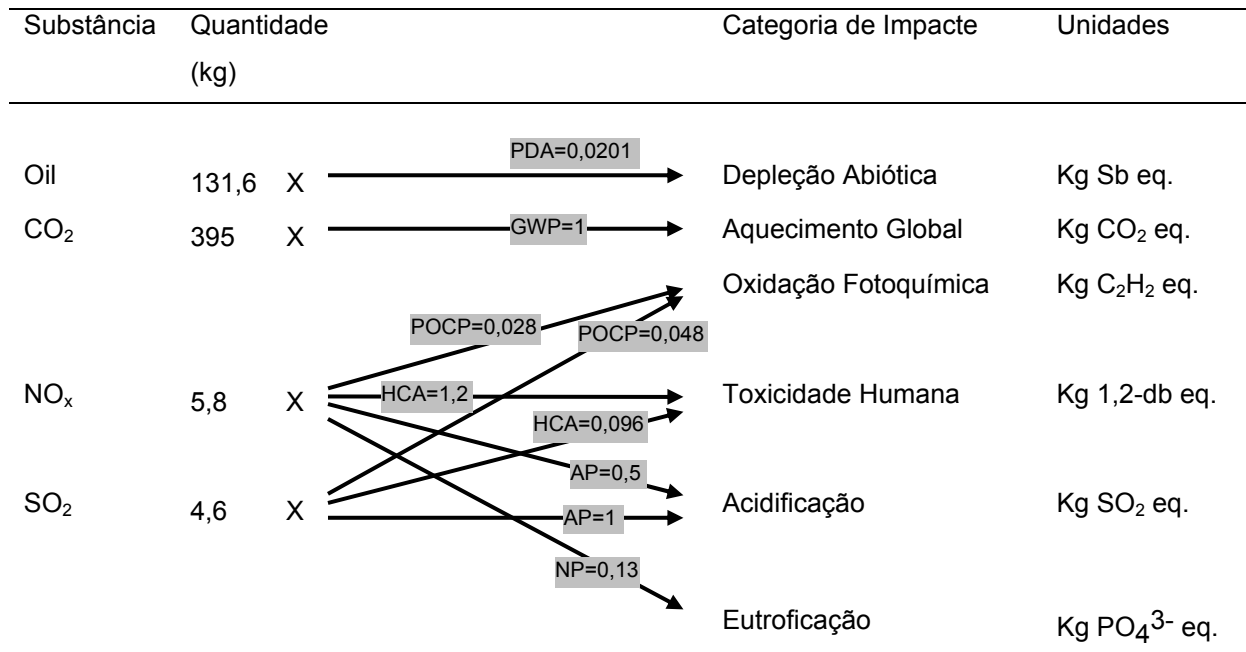


Figura A- 3 Fase de Caracterização do exemplo em estudo

2.5.3. Cálculo do Perfil Ambiental

Após definição dos modelos de caracterização, o *perfil ambiental* pode ser calculado criando uma matriz, cujas colunas representam as categorias de impacte consideradas no estudo e as linhas as cargas ambientais provenientes da tabela de inventário e somando para cada categoria o produto das cargas pelos seus factores de caracterização (equivalência) de modo a obter o valor total para cada categoria de impacte, conforme representado no Quadro A-3. Deve ser ainda incluída uma descrição dos aspectos ambientais qualitativos, se considerados relevantes para o estudo.

Quadro A- 2 Perfil ambiental de 1 u.f. do Produto A

Substância	Categoria de Impacte					
	Depleção Abiótica (Kg Sb eq.)	Aquecimento Global (Kg CO ₂ eq.)	Oxidação Fotoquímica (Kg C ₂ H ₂ eq.)	Toxicidade Humana (Kg 1,2-db eq.)	Acidificação (Kg SO ₂ eq.)	Eutroficação (Kg PO ₄ ³⁻ eq.)
Oil	2,65					
CO ₂		395				
NO _x			0,16	6,96	2,9	0,75
SO ₂			0,22	0,44	4,6	
Perfil Ambiental	2,65	395	0,38	7,4	7,5	0,75

Para uma melhor identificação da contribuição dos processos, para as categorias de impacto é também conveniente construir o *perfil ambiental processual*, constituído por uma matriz em que as colunas representam os processos e as linhas as categorias de impacto, consideradas no estudo, conforme representado no Quadro A-4.

Quadro A- 3 Perfil ambiental processual de 1 u.f. do Produto A

Processo	Categoria de Impacte					
	Depleção Abiótica	Aquecimento Global	Oxidação Fotoquímica	Toxicidade Humana	Acidificação (Kg SO ₂ eq.)	Eutroficação (Kg PO ₄ ³⁻ eq.)
	(Kg Sb eq.)	(Kg CO ₂ eq.)	(Kg C ₂ H ₂ eq.)	(Kg 1,2-db eq.)		
P1	3,32	660	0,5	8,55	9,9	0,86
P2	0	0	0	0	0	0
P3	-0,66	-264	-0,11	-0,98	-2,31	-0,09
P4	-0,007	-1,02	-0,006	-0,19	-0,10	-0,02
Perfil Ambiental Processual	2,65	395	0,38	7,4	7,5	0,75

Em estudos ACV obtém-se, normalmente, para uma unidade funcional, uma grande diferença nos valores absolutos das várias categorias de impacto, pelo que, o método clássico de representar graficamente o perfil ambiental, é relativamente a uma escala de 100%, conforme ilustrado na Fig. A-4.e Fig. A-5. A interpretação dos resultados é deste modo menos confusa que a interpretação de uma lista de substâncias.

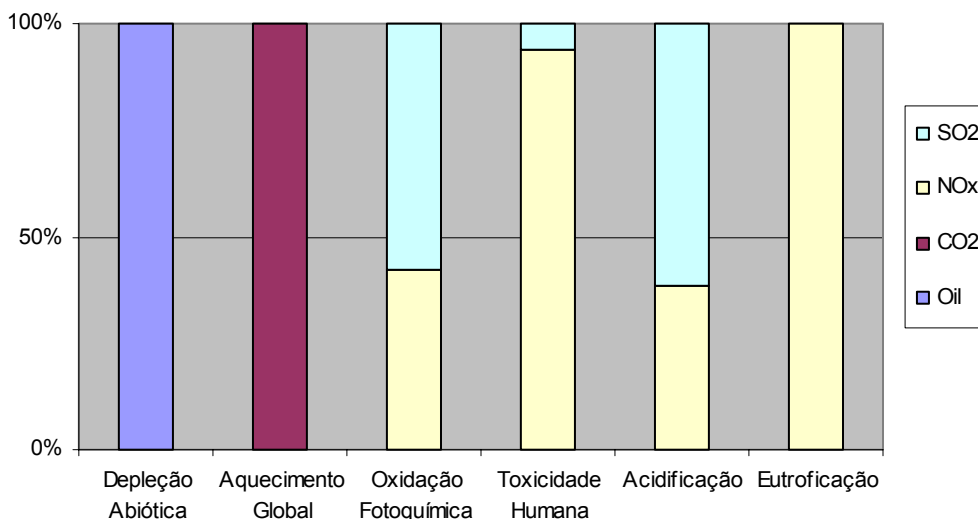


Figura A- 4 Perfil ambiental de 1 u.f. do Produto A

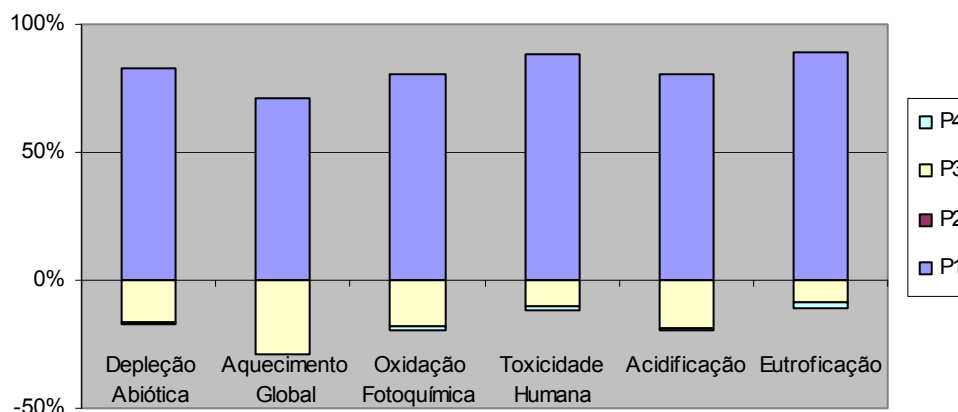


Figura A- 5 Perfil ambiental processual de 1 u.f. do Produto A

Da Figura A-4 pode concluir-se, por exemplo, que para a depleção abiótica contribui exclusivamente a utilização do oil, enquanto que para a acidificação contribuem as emissões de SO₂ (60%) e de NO_x (40%).

Da Figura A-5 pode concluir-se que todos os problemas ambientais são devidos ao processo P1 e que a redução, por exemplo, na toxicidade humana se deve sobretudo ao processo P3 e em menor amplitude ao processo P4.

Na comparação de dois produtos se os resultados para todas as categorias de impacte de um dos produtos são mais elevados que os do outro produto, é fácil concluir qual dos produtos é mais amigo do ambiente. Mas, se um produto tem um resultado maior que o outro para todas as categorias de impacte excepto, por exemplo, para a acidificação, neste caso torna-se difícil justificar tal conclusão.

A representação gráfica numa escala de 100% tem, no entanto, o inconveniente de não ser representativa da verdadeira grandeza da categoria de impacte, sendo igual a 100, tanto para valores pequenos como para valores elevados dos problemas ambientais pelo que, se torna necessário efectuar a sua normalização.

2.5.4. Normalização

Conforme referido anteriormente a normalização é um elemento opcional da metodologia ACV. O objectivo da normalização é tornar os resultados do perfil ambiental mais facilmente interpretáveis. Cada efeito calculado para o ciclo de vida de um produto é relacionado com o efeito total anual conhecido para essa classe.

No Quadro A-5 estão registados os factores de normalização propostos no método *CML 2 baseline 2000* (Pré, 2002), para as categorias de impacte consideradas.

Quadro A- 4 Factores de normalização para as categorias de impacte consideradas (Pré, 2002)

Categoria de impacte		Valor anual base	Factor de normalização (1/ valor anual base)
Depleção Abiótica	(kg Sb eq.)	1,56E+11	6,39E-12
Aquecimento Global	(kg CO ₂)	4,44E+13	2,25E-14
Oxidação Fotoquímica	(kg C ₂ H ₂ eq.)	4,55E+10	2,2E-11
Toxicidade Humana	(Kg 1,2-db eq.)	4,98E+13	2,01E-14
Acidificação	(kg SO ₂)	2,99E+11	3,34E-12
Eutroficação	(Kg PO ₄ ³⁻ eq.)	1,29E+11	7,74E-12

A normalização permite ver a contribuição relativa da unidade funcional do produto para cada efeito já existente.

Multiplicando os valores do *perfil ambiental* do Quadro A-3 pelos factores de normalização do Quadro A-5, obtém-se o *perfil ambiental normalizado* do Quadro A-6

Quadro A- 5 Perfil ambiental normalizado de 1 u.f. do Produto A

Substância	Categoria de Impacte					
	Depleção Abiótica	Aquecimento Global	Oxidação Fotoquímica	Toxicidade Humana	Acidificação	Eutroficação
Perfil ambiental	2,65	395	0,38	7,4	7,5	0,75
Factor de normalização	6,39E-12	2,25E-14	2,20E-11	2,01E-14	3,34E-12	7,74E-12
Perfil ambiental normalizado	1,69E-11	8,89E-12	8,43E-12	1,49E-13	2,51E-11	5,84E-12

A Fig. A-6 é a representação gráfica do *perfil ambiental normalizado*, de 1 u.f. do Produto A do exemplo em estudo.

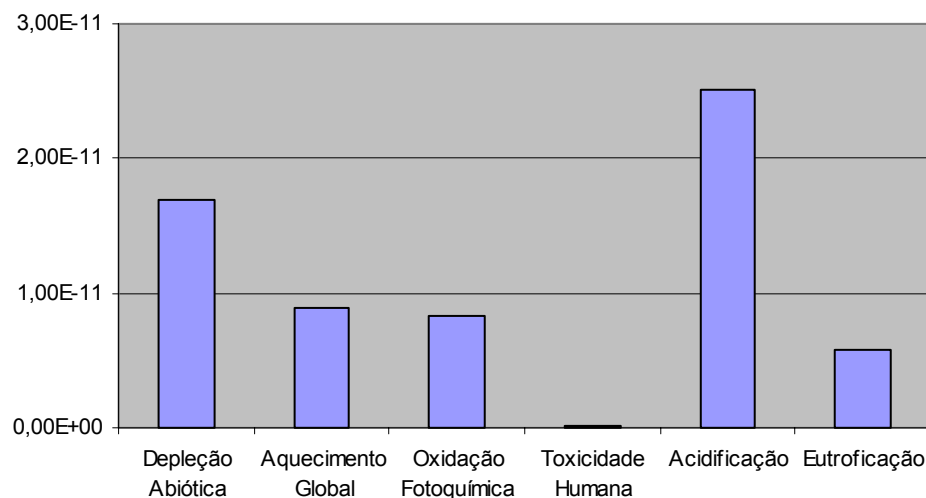


Figura A- 6 Perfil ambiental normalizado de 1 u.f. do Produto A (o comprimento das colunas é proporcional a um resultado do efeito normalizado)

Da Figura A-6 pode concluir-se, por exemplo, que as contribuições de 1 u.f. de Produto A para a *acidificação* e *depleção abiótica* são relativamente elevadas e para a *toxicidade humana* é diminuto.

Multiplicando os valores do *perfil ambiental* (processual) do Quadro A-4 pelos factores de normalização do Quadro A-5, obtém-se o *perfil ambiental normalizado* (processual) do Quadro A-7

Quadro A- 6 Perfil ambiental normalizado (processual) de 1 u.f. do Produto A

Processo	Categoria de Impacte					
	Depleção Abiótica	Aquecimento Global	Oxidação Fotoquímica	Toxicidade Humana	Acidificação	Eutroficação
P1	2,12E-11	1,49E-11	1,10E-11	1,72E-13	3,31E-11	6,64E-12
P2	0	0	0	0	0	0
P3	-4,24E-12	-5,94E-12	-2,50E-12	-1,97E-14	-7,72E-12	-6,64E-13
P4	-4,75E-14	-2,30E-14	-1,23E-13	-3,90E-15	-3,44E-13	-1,61E-13
Perfil Ambiental (Processual) Normalizado	1,69E-11	8,89E-12	8,41E-12	1,48E-13	2,50E-11	5,82E-12

A Fig. A-7 é a representação gráfica do *perfil ambiental normalizado* (processual) de 1 u.f. do Produto A do exemplo em estudo.

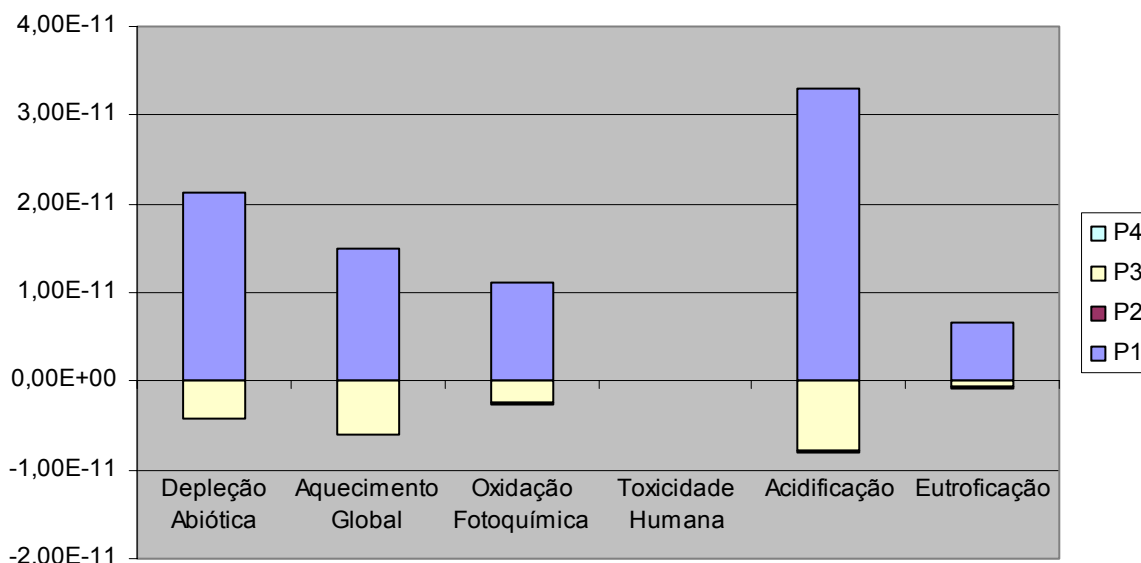


Figura A- 7 Perfil ambiental normalizado (processual) de 1 u.f. do Produto A

Da Figura A-7 pode concluir-se, por exemplo, que a acidificação é o maior problema ambiental da produção de 1 u.f. do Produto A e que o valor só não é mais elevado, porque o processo P3 contribui para a sua diminuição (processo no qual é evitada a produção de electricidade)

A *normalização* melhora consideravelmente a compreensão dos resultados. Porém, não pode ser feito nenhum julgamento dado que nem todas as categorias de impacte são consideradas de igual importância.

Tal como referido anteriormente, se após a normalização, um produto tem um resultado maior que o outro para todas as categorias de impacte excepto, por exemplo, para a acidificação, neste caso torna-se difícil justificar qual dos dois é mais amigo do ambiente. Neste caso é necessário proceder-se à agregação (após ponderação) dos resultados num único indicador, conforme descrito no ponto seguinte.

2.5.5. Agregação / Ponderação

Conforme referido anteriormente e, à semelhança da normalização, a *agregação/ponderação* é um elemento opcional da metodologia ACV.

A fase de *agregação/ponderação* tem como objectivo ponderar os resultados das categorias de impacte, para de seguida os agregar, ou seja, converter o *perfil ambiental normalizado* num único resultado, chamado de *índice ambiental*, sendo necessário atribuir *factores de ponderação* às categorias de impacte consideradas no estudo.

Não existindo actualmente um procedimento aceite na generalidade, para determinação dos factores de ponderação, mas antes, vários procedimentos dos quais se destacam o método distância-ao-alvo e os painéis autorizados (baseados em preferências sociais), no Quadro A-8 estão registados os factores de ponderação, relativos às categorias de impacte consideradas neste estudo, que correspondem aos valores médios obtidos com os procedimentos anteriores e disponíveis na bibliografia (Ferreira, 1999).

Quadro A-7 Factores de ponderação (P_j), para as categorias de impacte seleccionadas (Ferreira, 1999)

	Depleção Abiótica	Aquecimento Global	Oxidação Fotoquímica	Toxicidade Humana	Acidificação	Eutroficação
P_j	8	7	4	4	9	6

Multiplicando os valores do *perfil ambiental normalizado* do Quadro A-6 pelos factores de ponderação do Quadro A-8 e agregando os resultados, obtém-se o *índice ambiental* da Figura A-8.

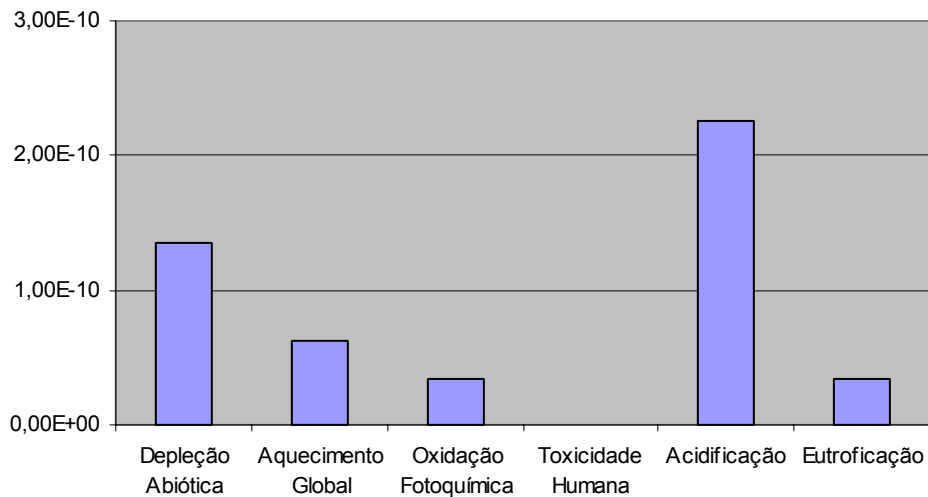


Figura A-8 Índice ambiental de 1 u.f. do Produto A

Após a ponderação, a acidificação ganhou importância relativamente às outras categorias de impacte, conforme se pode observar na Fig. A-8. O comprimento das colunas representa agora a gravidade dos problemas ambientais o que torna possível adicioná-las de modo a obter-se um único resultado final, conforme representado na Fig. A-9.

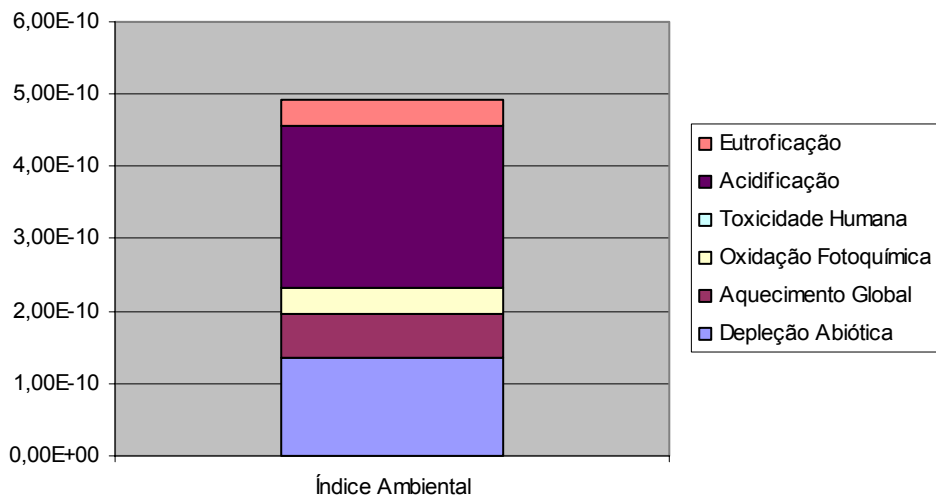


Figura A- 9 Índice ambiental de 1 u.f. do Produto A

Na comparação de dois produtos, aquele que apresentar o *índice ambiental* menor é o mais amigo do ambiente.