

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO

NATALIA CRESPO MENDES

Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do
Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil

São Carlos
2013

NATALIA CRESPO MENDES

Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do
Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Área de concentração: Processos e Gestão de Operações

Orientador: Prof. Dr. Aldo Roberto Ometto

São Carlos
2013

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

M538m Mendes, Natalia Crespo
Métodos e modelos de caracterização para a
Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e
subsídios para a aplicação no Brasil / Natalia Crespo
Mendes; orientador Aldo Roberto Ometto. São Carlos,
2013.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
em Engenharia de Produção e Área de Concentração em
Processos e Gestão de Operações -- Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2013.

1. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. 2.
Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. 3.
Modelos de caracterização. 4. Acidificação. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **NATÁLIA CRESPO MENDES**.

Título da dissertação: "Métodos e modelos de caracterização para a avaliação de impacto do ciclo de vida: análise e recomendações para a aplicação no Brasil".

Data da defesa: 15/07/2013

Comissão Julgadora:

Resultado:

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

APROVADA

Prof. Dr. **Marcelo Montão**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Sebastião Roberto Soares**
(Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC)

APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção:
Prof. Titular **Henrique Rozenfeld**

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

À minha mãe, Sonia Crespo,
exemplo de força e superação.

AGRADECIMENTOS

A Deus, força maior que nos guia e ilumina na busca pela realização dos nossos sonhos.

À minha família, em especial à minha “Vó” Nilse Crespo, à minha irmã Juliana Simões e à minha mãe Sonia Crespo pelo apoio e amor incondicional. Não há distância que enfraqueça o laço tão bonito e verdadeiro que nos une. “Mãozi”!

À Daniella Galoro pela cumplicidade e à Maisa Silva pelo pensamento certo, no momento certo. Obrigada pela amizade sincera.

À Maria Rita Almeida e Isabela Fornaciari, presentes de um palquinho. Acreditam em acaso? Obrigada pelas confissões e consequentes boas risadas.

À Karen Rita Almeida por todos os anos de amizade, manhãs felizes e humor peculiar.

Ao amigo Diego Langerhorst, que de qualquer lugar do mundo continua participando das minhas conquistas e tropeços. Obrigada pelo carinho e pelas histórias compartilhadas.

À Ana Laura Pavan (Nalaura) pela paciência, parceria e consultorias diárias.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa em Engenharia e Gestão do Ciclo de Vida e do Laboratório de Processos e Gestão de Operações pelo convívio e momentos de descontração. Obrigada pelos conhecimentos compartilhados, em especial à Catarina Caretta, Fabio Puglieri, Roberta Sanches e Yovana Barrera, por serem tão prestativos e atenciosos.

À Universidade de São Paulo, à Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Engenharia de Produção pela estrutura, corpo docente e funcionários que contribuíram para a realização deste trabalho, e à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Meu profundo agradecimento e respeito.

Aos amigos químicos, Elys Renata Carvalho, Giovanna Pinola, Herbert Neves, Scheila Alves, Sheyla Krodel e Thiago Balbino, em nome dos quais agradeço todos os demais. Obrigada pela amizade e pelos bons momentos.

À Cristiane Bueno e Antonio Meira por compartilharem seus sonhos e me encorajarem a seguir por novos caminhos. Obrigada pelo incentivo.

Ao Prof. Dr. Aldo Roberto Ometto, pela orientação, aprendizado e por possibilitar tantas oportunidades de crescimento. Obrigada pela confiança.

A todos que acreditaram em mim e ajudaram de alguma forma na realização deste trabalho, muito obrigada!

"Nenhum vento sopra a favor de quem não sabe para onde ir."

(Sêneca)

RESUMO

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil.** 2013. 147p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) apresenta quatro fases em sua estrutura metodológica, que podem ser encontradas em normas como a ISO 14.040 e ISO 14.044. A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a terceira fase da ACV e utiliza métodos e modelos de caracterização para avaliar a importância de intervenções ambientais contidas no Inventário do Ciclo de Vida (ICV). Os métodos para a AICV mais utilizados são em sua maioria desenvolvidos em países da Europa, embora sejam aplicados em diferentes partes do mundo, incluindo o Brasil. Assim, o objetivo desta pesquisa é analisar as características e a aplicabilidade dos principais métodos de AICV e verificar o escopo dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação a fim de fornecer subsídios para aplicação desses métodos e modelos no Brasil. Por meio da revisão bibliográfica as informações referentes a cada método foram classificadas de acordo com as categorias de comparação: categorias de impacto abordadas, nível de avaliação do impacto, abrangência de aplicação e existência ou não de metodologias para normalização e ponderação. Dessa forma a análise realizada identifica que a maioria das categorias de impacto dos métodos CML 2002, EDIP 97, EPS 2000, USEtox e IMPACT World+ apresentam escopo de aplicação classificado como global, sendo recomendados, para estas categorias, para uso no Brasil. Com a finalidade de auxiliar com informações sobre os modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação, por meio da revisão bibliográfica foi possível analisar os procedimentos e parâmetros de cálculos utilizados por cada modelo para esta categoria. A análise comparativa entre os modelos, com base na revisão bibliográfica, foi feita a partir dos seguintes critérios: substâncias abordadas, ano e região de referência dos fatores de caracterização, parâmetros usados nos cálculos, dados necessários, ano e área de coleta dos dados, resolução espacial, relevância ambiental, robustez científica e exatidão, e documentação, transparência e reprodutibilidade. O modelo *Accumulated Exceedance* apresentou a melhor avaliação frente a esses critérios e, portanto, é recomendado como referência inicial para o desenvolvimento de procedimentos metodológicos que suportem a aplicação desse modelo no Brasil. Para que isso seja possível é necessário que esse modelo de caracterização seja complementado por um modelo de destino atmosférico adequado à realidade brasileira. Isto posto, pretende-se subsidiar, tanto pelo procedimento adotado quanto pelos resultados obtidos, pesquisas direcionadas ao desenvolvimento de modelos de caracterização, para diferentes categorias de impacto, que representem as características específicas regionais do Brasil durante a AICV.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Modelos de caracterização; Acidificação.

ABSTRACT

MENDES, N. C. **Methods and characterization models for Life Cycle Impact Assessment: analysis and recommendations for application in Brazil.** 2013. 147p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

Life Cycle Assessment (LCA) has four phases in its methodological framework, which can be found in standards such as ISO 14,040 and ISO 14,044. Life Cycle Impact Assessment (LCIA) is the third phase of LCA and uses characterization models and methods to assess the importance of environmental interventions contained in the Life Cycle Inventory (LCI). The methods most commonly used for LCIA are mostly developed in European countries, although applied in different parts of the world, including Brazil. This research aims to analyze the characteristics and the applicability of the main methods of LCIA and to check the characterization models scope for acidification impact category in order to provide support for application of these methods and models in Brazil. Through the LCIA methods review their information were classified according to the criteria: impact categories addressed, impact assessment level, scope of application and the existence or not of methodologies for normalization and weighting. Thus, the analysis identifies that most impact categories of CML 2002, EDIP 97, EPS 2000, USEtox and IMPACT World+ methods present scope of application classified as global, being recommended for these categories for the use in Brazil. In order to assist with information about the characterization models for acidification impact category through the literature review it was possible to analyze the procedures and the calculation parameters used by each model for this category. The comparative analysis between the models, based on review, was done based on the following criteria: substances addressed, reference year and region of characterization factors, parameters used in the calculations, necessary data, year and area of data collection, spatial resolution, environmental relevance, scientific robustness and accuracy, and documentation, transparency and reproducibility. The Accumulated Exceedance model presented the best assessment against these criteria and is therefore recommended as initial reference for the development of methodological procedures that support the application of this model in Brazil. To make this possible it is necessary that this characterization model is complemented by an atmospheric fate model appropriate to the Brazilian reality. That said, it is intended to subsidize, through the procedures adopted and the results obtained, research directed to the development of characterization models, for different impact categories, which represent the specific regional characteristics of Brazil during the LCIA.

Keywords: Life Cycle Impact Assessment; Life Cycle Impact Assessment methods; Characterization models; Acidification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fases de uma ACV	32
Figura 2 - Trabalhos acadêmicos de ACV divididos por nível de estudo	38
Figura 3 - Quantidade de teses/dissertações defendidas por ano no Brasil.....	38
Figura 4 - Distribuição dos estudos de ACV entre as universidades do Brasil.....	39
Figura 5 - Relação entre as categorias de impacto <i>midpoint</i> e as áreas de proteção	53
Figura 6 - Configuração dos compartimentos considerados no método USEtox.....	64
Figura 7 - Diagrama para a categoria de impacto acidificação	84

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Métodos de AICV e sua origem.....	21
Quadro 2 - Metas e ações estratégicas do PBACV para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.....	37
Quadro 3 - Métodos de AICV analisados	41
Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continua).....	68
Quadro 5 - Métodos de AICV e suas categorias de impacto tradicionais	78
Quadro 6 - Métodos de AICV e seus exemplos de categorias de impacto diferenciadas	79
Quadro 7 - Modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação e seus respectivos métodos de AICV.....	83
Quadro 8 - Parâmetros de entrada adotados pelo modelo PROFILE.....	99
Quadro 9 - Modelos de caracterização para acidificação e suas características: substâncias abordadas, ano de referência e região de referência.....	102
Quadro 10 - Modelos de caracterização para acidificação e suas características: parâmetros, dados necessários, ano e área de coleta dos dados, resolução espacial e observações	103
Quadro 11 - Avaliação dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação.....	109
Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).....	129
Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV).....	137
Quadro 14 - Relevância ambiental: subcritérios	145
Quadro 15 - Robustez científica e exatidão: subcritérios.....	146
Quadro 16 - Documentação, transparência e reprodutibilidade: subcritérios	147

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Contextualização e justificativa da pesquisa.....	19
1.2	Objetivo.....	23
1.3	Estrutura do trabalho	23
2	METODOLOGIA	25
2.1	Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).....	25
2.2	Descrição e análise das características dos principais métodos de AICV e subsídios para a aplicação no Brasil	26
2.3	Descrição e análise dos modelos de caracterização para acidificação e subsídios para a aplicação no Brasil	28
3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	31
4	MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV).....	41
4.1	Descrição dos métodos de AICV	42
4.1.1	CML 2002.....	42
4.1.2	Eco-indicator 99.....	44
4.1.3	Ecological Scarcity	46
4.1.4	EDIP 1997- EDIP 2003	48
4.1.5	EPS 2000	50
4.1.6	IMPACT 2002+	52
4.1.7	JEPIX.....	54
4.1.8	LIME	55
4.1.9	LUCAS	57
4.1.10	MEEuP.....	58
4.1.11	ReCiPe.....	59
4.1.12	TRACI	61
4.1.13	USEtox.....	63
4.1.14	IMPACT World +.....	65
4.2	Análise comparativa entre os métodos de AICV e subsídios para a aplicação no Brasil.....	67
5	MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO – ACIDIFICAÇÃO	83
5.1	Descrição dos modelos de caracterização	85
5.1.1	Modelo RAINS-LCA – Índice de Perigo utilizado pelo método CML 2002	85
5.1.2	Modelo RAINS 7.2 – Área desprotegida utilizado pelo método EDIP 2003	88

5.1.3	Modelo de Hayashi et al. (2004) utilizado pelo método LIME	89
5.1.4	Modelo de Kemna et al. (2005) utilizado pelo método MEEuP	91
5.1.5	Modelo EUTREND e Modelo SMART2 utilizados pelo método ReCiPe	92
5.1.6	Modelo ASTRAP utilizado pelo método TRACI	95
5.1.7	Modelo <i>Accumulated Exceedance</i> indicado pelo ILCD Handbook.....	96
5.1.8	Modelo de Roy et al. (2012) utilizado pelo método IMPACT World+	98
5.2	Análise comparativa dos modelos de caracterização para acidificação e subsídios para a aplicação no Brasil	101
6	CONCLUSÕES	115
	REFERÊNCIAS	119
	APÊNDICE	129
	APÊNDICE A - Teses e dissertações brasileiras com o tema ACV.....	129
	ANEXO	145
	ANEXO A – Subcritérios do critério “relevância ambiental”.....	145
	ANEXO B – Subcritérios do critério “robustez científica e exatidão”.....	146
	ANEXO C – Subcritérios do critério “documentação, transparência e reprodutibilidade”.....	147

1 INTRODUÇÃO

Este capítulo introdutório é composto pela contextualização, justificativa, objetivo e a estrutura adotada para apresentar os próximos capítulos deste trabalho.

1.1 Contextualização e justificativa da pesquisa

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU, 2012), o relatório “Nosso Futuro Comum” da Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, também conhecida como Comissão Brundtland, publicado em abril de 1987, definiu o conceito de desenvolvimento sustentável como “o desenvolvimento que encontra as necessidades atuais sem comprometer a habilidade das futuras gerações de atender suas próprias necessidades”.

A ideia fundadora do desenvolvimento sustentável é a de ser possível criar simultaneamente valor nos três pólos: sociedade, meio ambiente e economia.

O custo e o desempenho técnico do produto são importantes, mas devemos mudar a maneira como avaliamos seu sucesso. À sociedade atual incorporam-se novos conceitos de qualidade de vida, nos quais um dos grandes desafios é o desenvolvimento com qualidade ambiental e justiça social (OMETTO et al. 2007).

A imposição de legislações específicas contribui para que exista uma alteração do modo de produção e se torna uma maneira de se incorporar as questões ambientais e sociais no âmbito decisório (SOUZA, 2000). As políticas de fabricação de produtos, leis ambientais mais restritivas e exigências para a responsabilidade social são maneiras de pressionar as empresas, incentivando uma produção mais sustentável. Um exemplo citado pela Comissão das Comunidades Europeias (2004) é a Política Integrada de Produtos (*Integrated Product Policy* - IPP) da União Europeia. Esta faz parte da estratégia de desenvolvimento sustentável da União Europeia e é destinada a reduzir a utilização de recursos e o impacto ambiental de resíduos, sendo implementada em cooperação com as empresas.

Neste contexto, visando a qualidade ambiental de toda a cadeia de suprimentos, surge a gestão do ciclo de vida de produtos sustentáveis.

Gestão do Ciclo de Vida (GCV) ou *Life Cycle Management* (LCM) é um sistema de gestão de produtos com o objetivo de minimizar encargos ambientais e socioeconômicos associados ao produto durante seu ciclo de vida. A GCV integra o conceito de ciclo de vida e da sustentabilidade operacional do produto para as empresas através de melhorias contínuas

no sistema do produto e serve de suporte para políticas como a Política Integrada de Produtos (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP, 2007).

Como área do conhecimento complementar à gestão tem-se a Engenharia de Ciclo de Vida (ECV). Jeswiet (2003) define a ECV como as atividades de engenharia que indicam os impactos ambientais na perspectiva do ciclo de vida do produto. Incluem a aplicação de princípios tecnológicos e científicos para o projeto e fabricação de produtos, visando proteger o meio ambiente e conservar os recursos, enquanto encoraja o progresso econômico, mantendo em mente a necessidade da sustentabilidade, otimizando o ciclo de vida do produto e minimizando a poluição e os resíduos.

Diante dessa visão de ciclo de vida, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aparece como a única prática holística e eficaz para avaliar as consequências das escolhas ambientais feitas durante o desenvolvimento de produto (WENZEL et al., 2004), podendo isso ser concluído para as outras aplicações da engenharia e gestão do ciclo de vida.

A ACV é uma prática que avalia cargas ou impactos ambientais associados a produtos, processos ou atividades, por meio da identificação e quantificação de energia e materiais usados, assim como os resíduos emitidos ao meio ambiente. Possui a finalidade de indicar oportunidades de melhoramentos ambientais durante o processo de desenvolvimento do produto. De acordo com a definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2009a, 2009b), a 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.

Os estudos de ACV devem incluir a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação dos resultados.

Dentre as fases da ACV este trabalho enfoca diretamente a fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). O objetivo dessa fase é interpretar os resultados do inventário acerca dos potenciais impactos nas categorias de impacto¹ abordadas na ACV (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005).

No entanto, de acordo com a ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a)

Não existem metodologias amplamente aceitas para correlacionar de forma consistente e acurada dados de inventário com impactos ambientais potenciais específicos. Modelos para categorias de impacto estão em fases diferentes de desenvolvimento.

A estrutura metodológica geral das fases para a realização da ACV pode ser encontrada em manuais e normas como ISO 14.040 e ISO 14.044 (ISO, 2006a, 2006b),

¹ Categorias de impacto são as classes que representam as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados (ABNT, 2009a).

contudo, esses guias não indicam quais são os métodos e modelos de caracterização de AICV mais adequados para a aplicação em estudos nessa área do conhecimento.

Os métodos para a AICV mais utilizados são majoritariamente desenvolvidos na Europa, como pode ser observado no Quadro 1, e suas aplicações são factíveis em todo o mundo. Entretanto, não é possível afirmar que os procedimentos e parâmetros utilizados nos cálculos dos fatores de caracterização² de cada método são capazes de representar e avaliar os potenciais impactos ambientais em todas as regiões do mundo.

Método	Desenvolvido por	País de origem
CML2002	CML	Holanda
Eco-indicator 99	PRé	Holanda
EDIP97 – EDIP2003	DTU	Dinamarca
EPS 2000	IVL	Suécia
Impact 2002+	EPFL	Suíça
LIME	AIST	Japão
LUCAS	CIRAIG	Canadá
ReCiPe	RUN + PRé + CML + RIVM	Holanda
Swiss Ecoscarcity	E2 + ESU-services	Suíça
TRACI	US EPA	USA
MEEuP	VhK	Holanda

Quadro 1 - Métodos de AICV e sua origem

Fonte - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION - EC-JRC (2010a)

Com a finalidade de fornecer informações referentes aos principais métodos de AICV, avaliar seus respectivos modelos de caracterização e, assim, apresentar recomendações para a avaliação de impactos ambientais considerando o contexto europeu foi publicado o *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook* (EC-JRC, 2010a, 2010b, 2010c, 2011), um manual constituído por uma série de documentos técnicos detalhados que visa a orientação para boas práticas na ACV na Europa.

E quais seriam essas recomendações para o contexto brasileiro?

Esse é um dos objetos e resultados esperados pelo Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), para o qual este trabalho pretende colaborar.

² Fator de caracterização é o fator derivado de um modelo de caracterização que é aplicado para converter o resultado da análise do inventário do ciclo de vida na unidade comum do indicador de categoria, que é a representação quantificável de uma categoria de impacto (ABNT, 2009a).

Os métodos de AICV e seus modelos de caracterização avaliam diversas categorias de impacto. Dentre as categorias comumente avaliadas, mudança climática ou aquecimento global e depleção da camada de ozônio, são consideradas categorias globais por definição e dispõem de fatores de caracterização que satisfazem a recomendação da ISO 14.044, aplicando modelos e fatores internacionalmente aceitos. Os potenciais de aquecimento global para avaliação em nível *midpoint*³ da categoria de impacto mudança climática foram produzidos pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC e atualizados por Forster et al. (2007). Enquanto os potenciais de depleção de ozônio, aplicados no nível *midpoint* para a categoria de impacto depleção de ozônio estratosférico, foram produzidos pelo *World and Global Meteorological Organisation* – WMO (HAUSCHILD et al., 2012). Desse modo, todos os métodos de AICV seguem como base o mesmo modelo de caracterização para avaliar as categorias citadas acima.

As categorias de impacto referentes à toxicidade humana e ecotoxicidade vêm sendo abordadas pelo método USEtox, desenvolvido com o propósito de avaliar especificamente esse tipo de impacto e ser de aplicação global. Enquanto impactos referentes ao uso da terra estão sendo estudados em outros trabalhos do grupo de pesquisa Engenharia e Gestão do Ciclo de Vida – EESC/USP.

Entre as categorias de impacto comumente avaliadas em estudos de ACV é possível citar ainda a acidificação, eutrofização, formação de ozônio fotoquímico e consumo de recursos. Verifica-se, portanto, a lacuna de recomendações para a aplicação de métodos e modelos de caracterização que avaliem, principalmente, esses impactos ambientais regionais durante a realização da AICV no Brasil.

É nesse contexto que se enquadra esta pesquisa, que analisa a aplicabilidade dos métodos de AICV quando estes são utilizados da maneira como foram desenvolvidos originalmente, ou seja, sem a realização de adaptações.

De maneira complementar, a pesquisa também aborda os modelos de caracterização fornecendo subsídios para futuras adaptações para a aplicação desses modelos em diferentes regiões, como o Brasil. Este trabalho inicia o processo de análise dos modelos de caracterização a partir da categoria de impacto acidificação, já que esta aborda impactos regionais relacionados a emissões de substâncias ao meio ambiente e, assim, pode expressar a importância da sensibilidade local. Tendo como principais fontes poluentes as indústrias, termelétricas e a combustão de biomassa e de combustíveis usados em veículos a acidificação

³ Este conceito é apresentado no Capítulo 2, Tópico 2.2.

aparece como uma categoria de relevância, principalmente para estados como São Paulo, que apresenta uma das maiores frotas de veículos e indústrias do país.

1.2 Objetivo

O objetivo deste trabalho é analisar as características e a aplicabilidade dos principais métodos de AICV, bem como dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação, a fim de fornecer subsídios para aplicação desses métodos e modelos no Brasil.

1.3 Estrutura do trabalho

A estrutura deste trabalho está dividida em capítulos da seguinte forma:

- Capítulo 1: Apresenta uma breve contextualização e justificativa da pesquisa, o objetivo e esta estrutura do trabalho.
- Capítulo 2: Trata-se dos procedimentos metodológicos empregados no desenvolvimento da pesquisa.
- Capítulo 3: Descreve a estrutura metodológica da ACV e contextualiza a situação atual da ACV no Brasil.
- Capítulo 4: Apresenta uma análise das características dos principais métodos de AICV.
- Capítulo 5: Composto por uma análise dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação.
- Capítulo 6: Apresenta a conclusão do trabalho como um todo, com base na teoria e nos resultados alcançados. Destaca as principais contribuições, recomendações e limitações da pesquisa, além de indicar sugestões para trabalhos futuros.

Na parte pós textual do trabalho são apresentadas as referências bibliográficas consultadas para a realização da pesquisa, apêndices e anexos elaborados durante o desenvolvimento do trabalho.

2 METODOLOGIA

Os procedimentos metodológicos foram aplicados em três grandes etapas da pesquisa:

- Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV);
- Descrição e análise das características dos principais métodos de AICV e subsídios para a aplicação no Brasil;
- Descrição e análise dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação e subsídios para a aplicação no Brasil.

Os procedimentos associados à realização de cada uma das etapas são apresentados a seguir.

2.1 Panorama da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

O procedimento metodológico utilizado nesta primeira etapa, que visa contextualizar a situação da ACV no Brasil, foi a revisão bibliográfica.

A partir da revisão foi possível apresentar a estrutura metodológica da ACV e a abordagem do tema no Brasil.

Foi realizado um levantamento no banco de dados da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, 2012) para consultar resumos de teses e dissertações com o tema ACV defendidas junto aos programas de pós-graduação do Brasil.

O perfil dos estudos acadêmicos nessa área do conhecimento foi verificado a partir da construção de gráficos que representam a divisão dos trabalhos publicados por nível de estudo (mestrado, doutorado ou profissionalizante), a quantidade de publicações de teses e dissertações por ano no Brasil e a distribuição dos estudos de ACV entre as universidades brasileiras.

Por meio da leitura dos títulos e resumos dos estudos encontrados buscou-se identificar trabalhos correlacionados ao objetivo proposto por esta pesquisa e a maneira como o tema está sendo desenvolvido no Brasil.

As teses e dissertações foram sintetizadas em dois quadros apresentados no Apêndice A:

- 1º Quadro: busca realizada a partir das palavras Avaliação do Ciclo de Vida;
- 2º Quadro: busca realizada a partir das palavras Análise do Ciclo de Vida.

Ambos contêm o título da tese ou dissertação, o nome do autor, o nome do professor orientador, a universidade em que foi desenvolvida, a área de pesquisa, o nível de estudo e o ano de formação do autor.

Após a leitura dos resumos, estudos que não tratam da ACV como um instrumento para a sustentabilidade no Brasil foram eliminados.

Para evitar duplicação no registro dos dados, publicações com o mesmo título encontradas nas duas buscas foram mantidas somente no 1º Quadro.

Os resultados obtidos nessa etapa são apresentados no Capítulo 3.

2.2 Descrição e análise das características dos principais métodos de AICV e subsídios para a aplicação no Brasil

Esta segunda etapa tem como objetivo selecionar os principais métodos de AICV e descrever suas características a fim de promover uma análise comparativa entre eles, destacando as principais semelhanças e particularidades de cada método.

O procedimento metodológico utilizado foi a revisão bibliográfica dos principais métodos de AICV. Esta foi baseada, inicialmente, nos métodos indicados pelo *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Analysis of existing Environmental Impact Assessment Methodologies for use in Life Cycle Assessment – Background Document* (EC-JRC, 2010a) e em documentos publicados pelo Programa Iniciativa do Ciclo de Vida (*Life Cycle Initiative*) referentes à fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (UNEP, 2010). Em seguida foram consultados artigos científicos, trabalhos e manuais publicados pelos autores reconhecidos como especialistas de cada método abordado.

A análise comparativa com base na revisão bibliográfica foi feita a partir das seguintes categorias de comparação:

- Categorias de impacto: Apresentação de todas as categorias de impacto avaliadas pelo método;
- Nível de avaliação do impacto: Atribuição de níveis de avaliação do impacto a cada método de acordo com os níveis definidos a seguir:

- *Midpoint* - a caracterização usa indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental⁴, antes de chegar ao ponto final da categoria⁵.
- *Endpoint* – a caracterização considera todo o mecanismo ambiental até o seu ponto final, ou seja, se refere a um dano específico relacionado com a área mais ampla de proteção⁶ que pode ser saúde humana, ambiente natural ou recursos naturais.
- Combinado – Considera as vantagens das abordagens *midpoint* e *endpoint*.
- Abrangência de aplicação: Determinação da abrangência do escopo regional de aplicação de cada método, classificando-a para cada categoria de impacto de acordo com os níveis apresentados a seguir:
 - Global;
 - Continental, neste caso o nome do continente abordado é indicado;
 - Nacional, neste caso o nome do país abordado é indicado.
- Metodologia de normalização: Indicação da existência ou não de uma metodologia de normalização para o método de AICV estudado e descrição sucinta desta metodologia, quando for o caso;
- Metodologia de ponderação: Indicação da existência ou não de uma metodologia de ponderação para o método de AICV estudado e descrição sucinta desta metodologia, quando for o caso.

O conjunto de dados classificados com base nas categorias de comparação descritas nos itens acima foi examinado de modo a estabelecer semelhanças e particularidades entre os métodos de AICV. Dessa forma foi possível fornecer subsídios para a aplicação dos métodos de AICV no Brasil adotando como critério a abrangência de aplicação global dos métodos analisados.

Os resultados obtidos durante essa etapa são apresentados no Capítulo 4.

⁴ Mecanismo ambiental é o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, vinculando os resultados da análise do inventário do ciclo de vida aos indicadores de categoria e aos pontos finais da categoria (ABNT, 2009a).

⁵ Ponto final da categoria é o atributo ou aspecto do ambiente natural, saúde humana ou recursos que identifica uma questão ambiental merecedora de atenção (ABNT, 2009a).

⁶ Área de proteção é um conjunto de pontos finais da categoria de valor reconhecido pela sociedade, a saber, saúde humana, recursos naturais, ambiente natural e às vezes ambiente antrópico (EC-JRC, 2011; GUINÉE et al., 2002).

2.3 Descrição e análise dos modelos de caracterização para acidificação e subsídios para a aplicação no Brasil

A terceira etapa tem como objetivo analisar as características dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação e, assim, fornecer subsídios para a sua aplicação no Brasil.

O procedimento metodológico utilizado nesta etapa foi a revisão bibliográfica dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação adotados pelos métodos de AICV anteriormente abordados. Esta revisão foi baseada em artigos científicos, livros, trabalhos e manuais publicados pelos autores reconhecidos como especialistas de cada modelo.

A análise comparativa com base na revisão bibliográfica foi feita a partir de critérios divididos em três grupos.

O primeiro grupo aborda informações referentes aos fatores de caracterização fornecidos por cada modelo e são adotados os seguintes critérios:

- Substâncias abordadas: Apresentação de todas as substâncias químicas para as quais foram calculados fatores de caracterização;
- Ano de referência do fator: Indicação do ano de referência do fator de caracterização fornecido, quando a informação estiver disponível;
- Região de referência: Indicação do continente, país ou região específica para a qual os fatores de caracterização foram desenvolvidos.

O segundo grupo é composto por informações referentes ao cálculo dos fatores de caracterização, de acordo com os critérios descritos a seguir:

- Parâmetros: Principais parâmetros utilizados durante os cálculos dos fatores de caracterização;
- Dados necessários: Relação de dados necessários para compor os parâmetros listados no item anterior e calcular os fatores de caracterização;
- Ano de coleta dos dados: Indicação do ano ou intervalo de tempo considerado durante a coleta dos dados necessários, quando a informação estiver disponível;
- Área de coleta dos dados: Indicação da área considerada durante a coleta dos dados necessários, quando a informação estiver disponível;
- Resolução espacial: Indicação do valor que representa o nível de detalhamento das áreas consideradas durante os cálculos, quando a informação estiver disponível;

Este grupo inclui ainda observações relevantes a respeito dos cálculos realizados em cada modelo de caracterização.

O terceiro e último grupo tem como base três critérios e os resultados publicados pelo *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators* (EC-JRC, 2010b) e *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context* (EC-JRC, 2011). Esses guias visam a recomendação das melhores práticas para a realização da AICV, considerando o contexto europeu, baseado nos fatores e modelos de caracterização das categorias de impacto comumente avaliadas na ACV.

Assim, foram adotados os critérios cujos resultados obtidos nos guias citados no parágrafo acima podem ser analisados e considerados também no contexto brasileiro. São eles:

- Relevância ambiental;
- Robustez científica e exatidão;
- Documentação, transparência e reprodutibilidade⁷.

O que cada critério aborda é explicado por meio de subcritérios⁸ específicos para a categoria de impacto acidificação. Alguns subcritérios são considerados de alta importância, pois diferenciam significativamente os modelos e tratam os principais aspectos dos fatores de caracterização fornecidos.

Para avaliar a conformidade dos modelos de caracterização com relação a cada critério o procedimento de pontuação foi adaptado da seguinte maneira:

- 3: Conformidade total – Todos os subcritérios foram verificados e apresentam conformidade em todos os aspectos. Corresponde a pontuação A: Conformidade total (EC-JRC, 2010b, 2011);
- 2: Conformidade em aspectos essenciais – Todos os subcritérios foram verificados, alguns aspectos foram classificados como não conforme, no entanto, há conformidade em todos os aspectos essenciais. Corresponde a pontuação B: Conformidade em todos os aspectos essenciais (EC-JRC, 2010b, 2011) e a combinação B/C, onde C: Conformidade em alguns aspectos (EC-JRC, 2010b, 2011);

⁷ Reprodutibilidade refere-se à avaliação qualitativa do grau em que as informações sobre a metodologia e os valores dos dados permitiriam a um executante independente reproduzir os resultados relatados no estudo (ABNT, 2009b).

⁸ Os subcritérios são apresentados nos Anexos A, B e C deste trabalho.

- 1: Conformidade em poucos aspectos – Todos os subcritérios foram verificados, porém apresentam conformidade somente em poucos aspectos. Corresponde a pontuação C: Conformidade em alguns aspectos (EC-JRC, 2010b, 2011) e a pontuação D: Pouco conforme (EC-JRC, 2010b, 2011);
- 0: Não conforme – Todos os subcritérios foram verificados, porém não apresentam conformidade. Corresponde a pontuação E: Não conforme (EC-JRC, 2010b, 2011);
- NA: Não avaliado – Nenhum subcritério foi verificado, pois a pontuação limite não foi atingida na avaliação do critério anterior.

A pontuação limite, que representa o desempenho mínimo exigido em cada critério, foi definida da seguinte maneira: sempre que um modelo de caracterização não atingir a pontuação mínima 2, que representa a conformidade do modelo em aspectos essenciais, a análise subsequente desse modelo não é realizada.

Desse modo as pontuações foram atribuídas a cada critério avaliado e a avaliação final foi realizada por meio da soma dessas pontuações, por modelo de caracterização.

O conjunto de informações apresentadas foi examinado de modo a estabelecer semelhanças e particularidades entre os modelos de caracterização estudados e, assim, fornecer subsídios para a aplicação desses modelos no Brasil.

Os resultados obtidos durante essa etapa são apresentados no Capítulo 5.

3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A trajetória de um produto, ou seja, o modo como a empresa organiza e gerencia seu desenvolvimento determina fatores como velocidade, eficiência e qualidade do processo de desenvolvimento e a aceitação e desempenho do produto no mercado (ROZENFELD et al., 2006).

A crescente conscientização quanto à importância da proteção ambiental e os possíveis impactos associados aos produtos, tanto na sua fabricação quanto no consumo, têm aumentado o interesse no desenvolvimento de métodos para melhor compreender e lidar com esses impactos. Uma das práticas em desenvolvimento com esse objetivo é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (ABNT, 2009a, 2009b).

A ACV considera todo o ciclo de vida de um produto, desde a extração e aquisição de matérias-primas, através da produção de energia e materiais, manufatura, uso, tratamento de fim de vida até a disposição final. Com base em tal visão e perspectiva sistemática, a transferência de potenciais cargas ambientais entre estágios do ciclo de vida pode ser identificada e possivelmente evitada (ABNT, 2009a). As empresas que adotam a ACV conhecem os impactos causados ao longo do ciclo de vida do produto e podem introduzir melhorias na sua concepção, incorporando aspectos ambientais ao processo que proporcionam benefícios econômicos.

Segundo a ABNT NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009a), os resultados da ACV podem ser subsídios úteis para uma variedade de processos decisórios. Desenvolvimento e aperfeiçoamento de produtos, planejamento estratégico, elaboração de políticas públicas e marketing são algumas das aplicações diretas dos resultados dos estudos de ACV.

As empresas que não controlam os impactos ambientais negativos de seus processos produtivos podem perder espaços conseguidos arduamente junto ao mercado consumidor e sofrer penalidades judiciais. Desse modo, a busca por alternativas aos processos produtivos ambientalmente mais adequados e seguros à saúde humana tem se tornado um imperativo para empresas de vários tamanhos ao redor do mundo, passando a ser uma questão estratégica e não somente otimizações de natureza técnica.

A estrutura metodológica da ACV mais utilizada é padronizada pela *International Organization for Standardization* (ISO) através das normas ISO 14.040 e ISO 14.044, as quais são representadas no Brasil pelas normas correspondentes, ABNT NBR ISO 14.040:2009 e ABNT NBR ISO 14.044:2009, elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

A ACV é composta por quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. Essas fases e principais aplicações diretas são apresentadas na Figura 1.

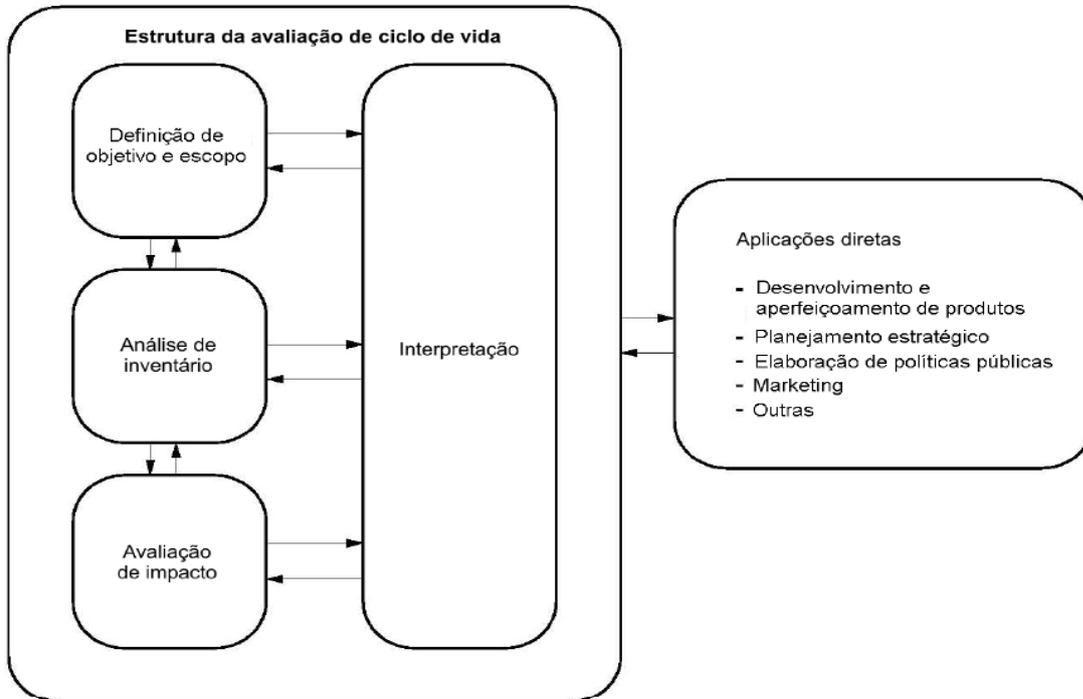


Figura 1 - Fases de uma ACV
Fonte – ABNT (2009a); ISO (2006a)

A primeira fase de qualquer ACV é a definição dos objetivos, que orientam todos os aspectos detalhados na definição do escopo e permitem o controle de qualidade do trabalho, sendo, portanto, decisivo para todas as outras fases da ACV. Nesta fase de definição de objetivo e escopo são identificados o contexto e aplicação pretendida do estudo, bem como o seu público-alvo (EC-JRC, 2010c). É uma característica fundamental da ACV que o seu objeto seja definido inicialmente pela função ou serviço que deve ser fornecido. Isto está de acordo com a natureza comparativa da maioria das aplicações da ACV (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005).

A fase de análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a segunda fase de uma ACV. Trata-se de um inventário dos dados de entrada e saída associados ao sistema em estudo. Essa fase envolve a coleta dos dados necessários para o alcance dos objetivos do estudo em questão (ABNT, 2009a, 2009b; ISO, 2006a, 2006b). Os resultados obtidos nessa fase são utilizados na fase seguinte, Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), e também fornecem um

feedback com relação às configurações do escopo inicial, o qual muitas vezes precisa de alterações ao longo do estudo (EC-JRC, 2010c).

A fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a terceira fase da ACV. O objetivo da AICV é prover informações adicionais para ajudar na avaliação dos resultados do ICV de um sistema de produto, visando ao melhor entendimento da significância ambiental desses resultados (ABNT, 2009a, 2009b; ISO, 2006a, 2006b).

Em uma ACV a fase de interpretação do ciclo de vida, quarta fase, ocorre após a análise do inventário e avaliação de impacto a fim de considerar todas as informações em conjunto, com verificações de completeza⁹, sensibilidade¹⁰ e consistência¹¹ dos dados obtidos (ABNT, 2009b; ISO, 2006b). O resultado da interpretação pode ser uma conclusão que serve como uma recomendação para os tomadores de decisão, que normalmente consideram os impactos ao meio ambiente e recursos juntos com outros critérios de decisão, como aspectos econômicos e sociais (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005).

Por meio de um procedimento sistemático para identificar, qualificar, conferir, avaliar e apresentar as conclusões baseadas nas constatações de um estudo, a fase de interpretação tem o objetivo de satisfazer aos requisitos de aplicações previstos no estudo de ACV, responder questões colocadas na definição de metas e desenvolver recomendações de maneira compreensível para ajudar o usuário a avaliar as conclusões e limitações de seu estudo de ACV, desse modo, a vinculação entre a ACV e outras técnicas de gestão ambiental torna-se viável (EC-JRC, 2010c).

Diante da estrutura metodológica da ACV apresentada este estudo enfoca diretamente a terceira fase, na qual ocorre a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

Na AICV todos os dados coletados referentes às entradas e saídas dos fluxos elementares¹² são transformados em indicadores de impactos relacionados à saúde humana, meio ambiente e esgotamento de recursos (EC-JRC, 2010c). Os resultados obtidos nessa etapa

⁹ Verificação de completeza é o processo para verificar se as informações derivadas das fases precedentes de uma avaliação do ciclo de vida são suficientes para se chegar a conclusões de acordo com a definição de objetivo e escopo (ABNT, 2009a).

¹⁰ Verificação de sensibilidade é o processo para verificar se as informações obtidas através de uma análise de sensibilidade (procedimentos sistemáticos para estimar os efeitos das escolhas feitas em termos de métodos e dados nos resultados em um estudo) são relevantes para se chegar às conclusões e emitir recomendações (ABNT, 2009a).

¹¹ Verificação de consistência é o processo para verificar, antes de se consolidar as conclusões do estudo, se os pressupostos, métodos e dados são aplicados de forma consistente ao longo do estudo e se estão de acordo com a definição de objetivo e escopo (ABNT, 2009a).

¹² Fluxo elementar é o material ou energia retirado do meio ambiente e que entra no sistema em estudo sem sofrer transformação prévia por interferência humana, ou material ou energia que é liberado no meio ambiente pelo sistema em estudo sem sofrer transformação subsequente por interferência humana (ABNT, 2009a).

não devem ser vistos como previsões reais de efeitos ambientais e sim como potenciais indicadores ambientais.

São elementos obrigatórios da AICV as seguintes etapas (ABNT, 2009b; ISO, 2006b):

- Seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização;
- Correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação);
- Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização).

O primeiro passo é a seleção de categorias de impacto, onde as categorias de impactos ambientais de relevância para o estudo são definidas. Segundo Hauschild, Jeswiet e Alting (2005) a maioria dos estudos de ACV adotam apenas as categorias de impactos chamadas neste trabalho de categorias de impacto tradicionais.

Em seguida ocorre a etapa de classificação, na qual o consumo de recursos e as emissões de substâncias relacionadas no inventário são atribuídos às categorias de impacto de acordo com a sua capacidade de contribuir para diferentes problemas ambientais. Na etapa de caracterização dos fluxos elementares ocorre a atribuição de um fator de caracterização quantitativo para cada categoria que o fluxo contribui, considerando os níveis de avaliação *midpoint* e *endpoint* (EC-JRC, 2010c).

Ainda de acordo com o ILCD Handbook (EC-JRC, 2010c), os resultados da AICV devem ser calculados separadamente, por categoria de impacto, multiplicando a quantidade de cada fluxo elementar contribuinte por seu fator de caracterização.

Existem ainda as etapas opcionais da AICV:

- Normalização, que expressa a magnitude das pontuações de impacto numa escala que é comum a todas as categorias de impacto (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005);
- Ponderação, definida como fatores que indicam a relevância que as diferentes categorias de impactos ou áreas de proteção podem ter, indicando os impactos com um valor global (EC-JRC, 2010c).

Apesar de não existirem recomendações específicas no ILCD Handbook (EC-JRC, 2010c), a ISO 14.044 (ABNT, 2009b; ISO, 2006b) prevê mais dois elementos opcionais:

- Agrupamento, que consiste em agrupar e hierarquizar diversas categorias de impacto na mesma unidade;
- Análise da qualidade dos dados, realizada para um melhor entendimento da confiabilidade dos resultados dos indicadores.

As etapas opcionais da AICV devem ser aplicadas e usadas de maneira consistente com o objetivo e escopo da ACV, além de serem documentadas a fim de promover a sua transparência.

A padronização da estrutura metodológica da ACV harmonizou a sua utilização e aumentou a credibilidade dos resultados, e na virada do milênio o uso da ACV foi difundido entre as indústrias e governos dos países mais industrializados da Europa, América do Norte e Ásia (HAUSCHILD; JESWIET; ALTING, 2005).

Segundo Hauschild, Jeswiet e Alting (2005), a utilização da ACV nos países em desenvolvimento é bastante rara e numa tentativa para suportar uma disseminação global de interesse no desempenho ambiental dos produtos o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP), em colaboração com a Sociedade Internacional para a Química e Toxicologia Ambiental (SETAC), lançou em 2002 a “Iniciativa do Ciclo de Vida”.

Os objetivos da Iniciativa do Ciclo de Vida são: melhorar o consenso global e relevância das abordagens de metodologias de ciclo de vida; facilitar o uso do ciclo de vida em todo o mundo, incentivando o pensamento do ciclo de vida na tomada de decisão em empresas, governos e ao público em geral sobre os recursos naturais, materiais e produtos destinados ao consumo; e expandir a capacidade mundial de aplicar e melhorar as abordagens do ciclo de vida (THE LIFE CYCLE INITIATIVE, 2010).

O desenvolvimento de bancos de dados regionais tornou-se uma das principais metas entre os programas criados para apoiar estudos de ACV, devido à necessidade de grande quantidade de informações sobre a área a ser trabalhada durante a fase de análise de inventário. Essa fase da ACV pode se tornar uma das mais difíceis e trabalhosas em função da indisponibilidade de dados, da qualidade dos dados disponíveis ou da necessidade de estimá-los (SANTIAGO, 2005).

Nos países desenvolvidos existem bancos de dados adequados às suas condições. Segundo Ferreira Lima e Kiperstok (2006), na Suíça o Instituto Federal Suíço para Pesquisa e Teste de Materiais – EMPA lançou o projeto *Ecoinvent*, que possui em seu banco de dados mais de 2.700 unidades de processos; na Alemanha tem-se a “Rede de Inventários de Ciclo de Vida Alemã” e dois importantes *softwares* de ACV: Umberto e GaBi; Na Dinamarca existe o Centro Dinamarquês de ACV (*LCA Center Denmark*); Na Suécia foi criado o *Centre for Environmental Assessment of Product and Material Systems* (CPM), dentro da Universidade de Chalmers; o Japão desenvolveu o Projeto Nacional de Avaliação do Ciclo de Vida, no qual o governo, instituições de pesquisa, indústria e academia participaram da construção de um banco de dados com dados primários; e a América do Norte possui projetos de bancos de

dados em andamento, como o da Agência de Proteção Ambiental Americana de ACV e o Projeto de Banco de Dados ICV do Departamento de Energia Americano, além do Banco de Dados de Matérias Primas Canadenses e o Instituto de Materiais Sustentáveis Athena, no Canadá.

Na América Latina o Brasil se destaca com o projeto Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira por tratar-se de um programa de desenvolvimento de inventários de ciclo de vida em total consonância com as diretrizes da Plataforma Internacional do Ciclo de Vida. Esse projeto foi coordenado pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT e pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia - INMETRO, executado pelo IBICT em parceria com a UNB, USP e UTFPR, e ainda contou com o apoio do Ministério da Ciência e Tecnologia e do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (BRASIL, 2010).

No entanto, é necessário que as informações padronizadas sobre a elaboração de inventários sejam disseminadas, promovendo o maior envolvimento dos setores produtivos e contribuindo para a implantação da ACV no Brasil.

Com o objetivo de inserir e tornar efetiva a ACV como uma prática de apoio à sustentabilidade ambiental no Brasil foi aprovado pelo Conmetro o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), por meio da Resolução nº 04/2010.

O PBACV estabelece diretrizes no âmbito do Sistema Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – Sinmetro, visando apoiar o desenvolvimento sustentável e a competitividade ambiental da produção industrial brasileira, além de promover o acesso aos mercados interno e externo. Para que seja implantado é importante que o PBACV esteja estrategicamente alinhado às políticas públicas ambientais e de sustentabilidade, como o Plano Nacional de Consumo Sustentável e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Inventários do Ciclo de Vida, Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida, Difusão e Implementação da ACV e Formação e Capacitação em ICV e ACV são os temas estratégicos tratados pelo PBACV. O Quadro 2 apresenta o estágio futuro que se quer alcançar e as ações estratégicas que possibilitarão alcançar o estágio pretendido para o tema Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida, de acordo com a Resolução nº 04/2010 (BRASIL, 2010).

	Estágio a ser alcançado	Ações estratégicas
Categoria de Impacto do Ciclo de Vida	Categorias de impacto do ciclo de vida para o Brasil definidas	<p>Pesquisar as categorias de impacto relevantes para a realidade brasileira</p> <p>Definir as categorias de impacto relevantes para a realidade brasileira</p>
Modelos de Caracterização	<p>Dados necessários definidos</p> <p>Dados necessários atualizados e disponíveis</p>	<p>Identificar os dados necessários</p> <p>Coletar, atualizar e disponibilizar os dados</p>
Métodos de AICV	Ter um método validado de AICV aplicável no Brasil	<p>Identificar os métodos de AICV existentes</p> <p>Realizar adequações para estabelecer o método de AICV para o Brasil</p>

Quadro 2 - Metas e ações estratégicas do PBACV para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

No setor industrial brasileiro foram desenvolvidos poucos trabalhos usando ACV. As empresas que os fizeram são de grupos multinacionais que já tem a prática de utilizar a ACV em outras unidades de outros países, principalmente na Europa (FERREIRA LIMA; KIPERSTOK, 2006).

O setor brasileiro mais desenvolvido com relação à ACV é o acadêmico. A partir de um levantamento no banco de dados da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) foi possível consultar resumos de teses e dissertações com o tema ACV defendidas junto aos programas de pós-graduação do Brasil. Foram encontrados 197 trabalhos acadêmicos com o tema ACV, dentre eles 135 dissertações de mestrado, 38 teses de doutorado e 24 trabalhos classificados no nível profissionalizante. A Figura 2 mostra a divisão destes trabalhos por nível de estudo.

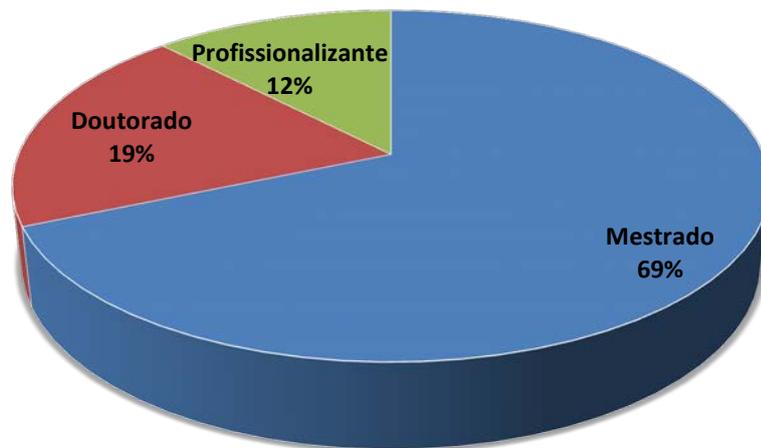


Figura 2 - Trabalhos acadêmicos de ACV divididos por nível de estudo

Com a finalidade de analisar o perfil cronológico dos estudos acadêmicos de ACV no Brasil, os trabalhos encontrados são representados pela Figura 3 de acordo com o ano de defesa da tese ou dissertação.

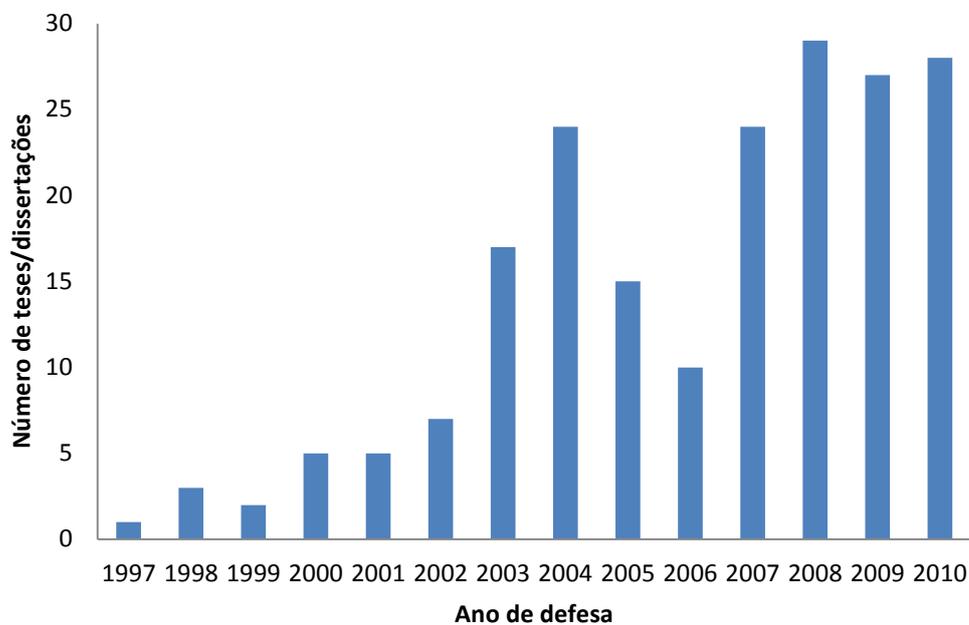


Figura 3 - Quantidade de teses/dissertações defendidas por ano no Brasil

No Brasil as defesas de teses e dissertações que abordam o tema ACV tiveram início em 1997. A produção nessa área cresceu lentamente e somente nos anos 2003 e 2004 houve

um aumento significativo no número de estudos concluídos, sendo 17 estudos concluídos em 2003 e 24 estudos concluídos em 2004. As últimas teses e dissertações consideradas neste estudo são referentes ao ano de 2010, no qual foram identificados 28 estudos com a temática ACV.

Pode-se concluir que a ACV vem sendo difundida cada vez mais no meio acadêmico, apresentando uma média de 27 teses/dissertações concluídas por ano, no período de 2007 a 2010, caracterizado como o período mais produtivo durante a evolução deste tema no Brasil.

Dentre as 47 universidades que desenvolvem pesquisas na área de ACV, a Universidade de São Paulo tem maior destaque, sendo responsável por 43 teses/dissertações, ou seja, 22% da produção total. Em seguida, a Universidade Federal de Santa Catarina é responsável por 7% das teses/dissertações e a Universidade Estadual de Campinas é responsável por 6% das teses/dissertações defendidas. A Figura 4 representa a distribuição dos estudos de ACV entre as universidades destacando as que possuem maior número de teses/dissertações concluídas.

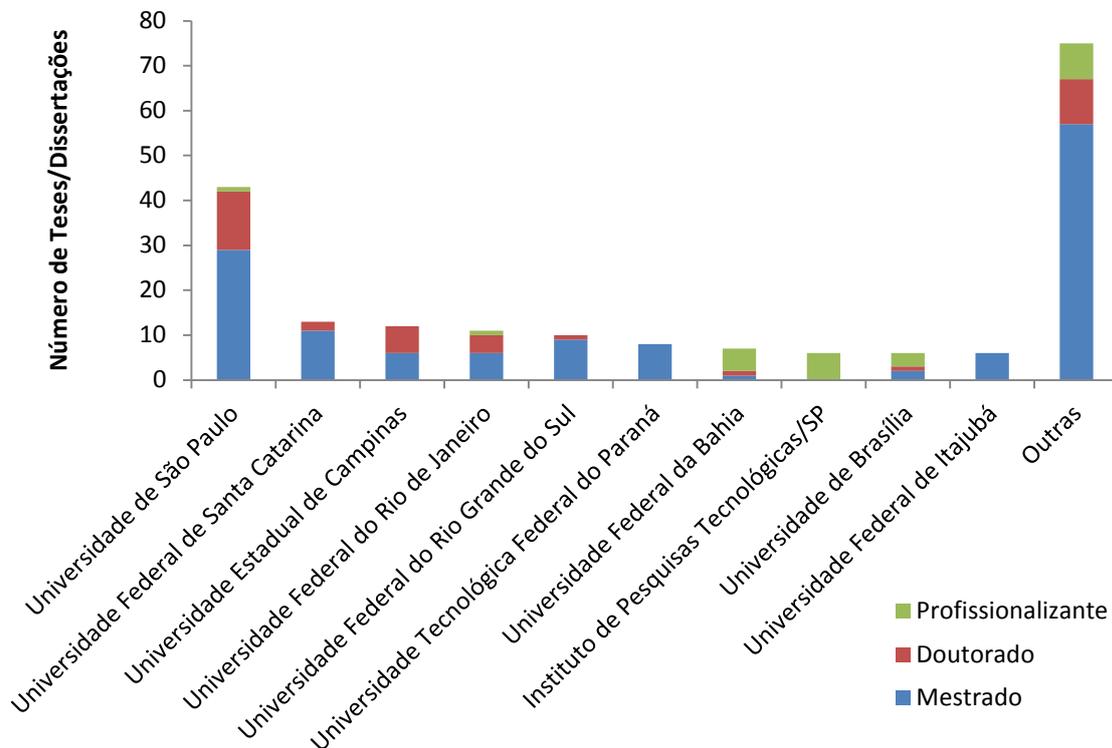


Figura 4 - Distribuição dos estudos de ACV entre as universidades do Brasil

Neste levantamento foi possível identificar diversos setores produtivos abordados pelas teses e dissertações analisadas. Além de pesquisas para a formulação de políticas

públicas e implantação da ACV como prática para a tomada de decisão e melhoramento do desempenho ambiental dos produtos, destacam-se os setores de energia, plásticos, agrícola, automobilístico, siderúrgico, mineração, químico, embalagens e construção civil. Os estudos referentes a esses setores utilizam a ACV como metodologia de comparação entre diferentes sistemas de produção, muitas vezes sendo complementada por outras abordagens para tornar a avaliação do impacto ambiental mais eficaz.

Nota-se um direcionamento das pesquisas realizadas na Universidade de São Paulo para estabelecer um banco de dados nacional para as áreas de energia elétrica e plásticos.

Não foram identificados muitos estudos com enfoque nos métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), que segundo Udo de Haes et al. (2002) é a fase que avalia a significância das intervenções ambientais contidas no inventário do ciclo de vida, sendo, portanto, fundamental durante a realização da ACV.

Neste contexto os próximos capítulos deste trabalho vão ao encontro das propostas do PBACV no que se refere à temática Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida e buscam identificar os métodos de AICV existentes, além de iniciar o processo de análise de seus modelos de caracterização com a categoria de impacto acidificação, a fim de se fornecer subsídios para a aplicação destes métodos e modelos no Brasil.

4 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Dentre os métodos de AICV existentes documentos do Programa Iniciativa do Ciclo de Vida (UNEP, 2010) listam 10 métodos amplamente utilizados, são eles: Eco-indicator 99, EDIP 97, EDIP 2003, EPS 2000, (Dutch) Handbook on LCA, Impact 2002+, JEPIX, LIME, Swiss Ecoscarcity e TRACI.

Já o ILCD Handbook (EC-JRC, 2010a), documento baseado nas normas internacionais da ISO, apresenta uma análise geral dos seguintes métodos de AICV: CML 2002, Eco-Indicator 99, EDIP 1997, EDIP 2003, EPS 2000, Impact 2002+, LIME, LUCAS, ReCiPe, Ecological Scarcity Method, TRACI, MEEuP e USEtox.

Um levantamento de métodos de AICV realizado por Takeda, Tachard e Ometto (2010) indica quais são os métodos mais utilizados e citados em artigos científicos disponíveis em bancos de dados internacionais. Embora a pesquisa, realizada por meio de revisão sistemática, tenha encontrado 85 métodos de AICV na literatura, segundo Takeda, Tachard e Ometto (2010) a utilização de métodos de AICV está concentrada em basicamente sete famílias: Eco-indicator, CML, EPS, LIME, EDIP, Impact e Swiss Ecoscarcity.

Com base nos métodos relacionados nesses documentos internacionalmente reconhecidos verifica-se que há concordância sobre a relevância dos métodos listados neste capítulo. Assim, o Quadro 3 apresenta os métodos de AICV que foram descritos e analisados com o objetivo de promover o levantamento de suas características e apresentar uma análise comparativa entre eles.

O método IMPACT World+, que foi lançado em 2012, ou seja, após a publicação dos documentos citados acima, também foi incluído na análise realizada.

Métodos de AICV
CML
Eco-indicator 99
Ecological Scarcity
EDIP
EPS 2000
Impact 2002+
JEPIX
LIME
LUCAS
MEEuP
ReCiPe
TRACI
USEtox
IMPACT World+

Quadro 3 - Métodos de AICV analisados

4.1 Descrição dos métodos de AICV

4.1.1 CML 2002

Em 1992, o Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (CML), em colaboração com a Organização Holandesa para Pesquisa Científica Aplicada (TNO) e com o Escritório de Combustíveis e Matérias-Primas (Bureau B & G) produziram um guia e documento de referência sobre uma metodologia de avaliação de ciclo de vida ambiental (HEIJUNGS et al., 1992). Desde então essa metodologia de ACV progrediu substancialmente. Um novo projeto foi iniciado e financiado principalmente pelo governo holandês. CML, Escola de Engenharia de Sistemas, Análises Políticas e Gestão, *Delft University of Technology*, Departamento Interfaculdades de Ciências Ambientais da Universidade de Amsterdam e Bureau B & G, com contribuições do Instituto de Estudos Ambientais da Universidade Livre de Amsterdam, IVAM- Pesquisa Ambiental, TNO e consultores de ACV participaram desse projeto, que resultou em um novo guia de ACV inteiramente holandês (GUINÉE, 2001).

De acordo com Guinée et al. (2002) o *Dutch Handbook on LCA* (Manual Holandês de ACV) oferece um “livro de receitas” com as diretrizes operacionais para a realização de um estudo passo-a-passo de ACV, justificado por um documento de base científica, com base nas normas ISO para ACV. Os diferentes elementos e requisitos da ISO tornam-se operacionais para o que é julgado como "melhores práticas disponíveis" para cada etapa. A versão revisada deste método intitulada “*Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*” foi publicada em 2002.

O novo guia fornece orientações para dois níveis de sofisticação da ACV: uma versão simplificada e um nível detalhado, além disso, extensões opcionais para o nível detalhado são fornecidas (GUINÉE, 2001).

Esse método de AICV é baseado em uma abordagem *midpoint* que cobre todas as emissões e recursos relacionados aos impactos para os quais práticas e modelos de caracterização aceitáveis estão disponíveis (GUINÉE et al., 2002).

Os modelos de caracterização disponíveis foram selecionados com base em uma extensa revisão das metodologias existentes em todo o mundo. Para a maioria das categorias de impacto são recomendados um modelo base e modelos de caracterização alternativos, além de serem fornecidas listas abrangentes de fatores de caracterização e fatores de normalização. Ecotoxicidade e toxicidade humana, por exemplo, são categorias modeladas a partir do

modelo USES-LCA, desenvolvido por Huijbregts (HUIJBREGTS; GUINÉE; REIJNDERS, 2001; HUIJBREGTS et al., 2000). O Manual fornece fatores de caracterização para mais de 1500 resultados diferentes de ICV, que podem ser encontrados em <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/index.html> (UNEP, 2010).

As categorias de impacto abordadas por este método são: depleção de recursos abióticos, uso da terra, mudança climática, depleção de ozônio estratosférico, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática (água doce), ecotoxicidade aquática (marinha), ecotoxicidade terrestre, formação de foto-oxidantes, acidificação e eutrofização. Algumas categorias de impactos adicionais são abordadas dependendo dos requisitos do estudo, estão entre elas: perda de função de suporte à vida, perda de biodiversidade, ecotoxicidade em água doce (sedimentos), ecotoxicidade marinha (sedimentos), impactos da radiação ionizante, mau cheiro do ar, ruído, calor residual, acidentes, letal, não letal, depleção de recursos bióticos, dessecação e mau cheiro da água (EC-JRC, 2010a ; GUINÉE et al., 2002).

O método apresenta um escopo de aplicação global, exceto para as categorias de impacto acidificação e formação de foto-oxidantes, as quais apresentam o escopo de aplicação regional para a Europa (EC-JRC, 2010a).

Segundo o ILCD Handbook (EC-JRC, 2010a) os fatores globais para normalização estão disponíveis para 1990 e 1995 tanto para intervenções mundiais anuais agregadas ou per capita quanto para um cidadão médio. Planilhas de base estão disponíveis para que os fatores de normalização possam ser adaptados para outros métodos e novos dados desenvolvidos, e fatores de normalização para a Holanda e Leste Europeu estão disponíveis para ‘extensões’ (análises de sensibilidade). As principais fontes de dados usados para calcular os fatores de normalização são fornecidos em Van Oers et al. (2001) e encontrados em <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/databases/index.html>.

Procedimentos de ponderação e agregação não são contemplados por este método (GUINÉE et al., 2002).

Segundo o ILCD Handbook (EC-JRC, 2010a) o método CML 2002 apresenta seis características particulares, são elas:

- Fundamentos científicos explícitos que apoiam todas as escolhas importantes;
- Fatores de AICV alternativos fornecidos para análises de sensibilidade para cada categoria de impacto;
- Todos os fatores de AICV podem ser obtidos como planilhas, as quais são regularmente atualizadas;

- Distinção entre categorias de impacto básicas, específicas do estudo e outras categorias de impacto;
- A maioria das categorias de impacto já foi descrita em artigos científicos;
- Princípios para AICV desenvolvidos juntamente com os princípios para outros elementos da metodologia de ACV (como unidade funcional, alocação, etc.) de uma maneira consistente em relação à manipulação do tempo, espaço, não linearidades, mecanismos econômicos, sociais e tecnológicos, etc.

4.1.2 Eco-indicator 99

O método Eco-Indicator 99 é uma versão atualizada do Eco-Indicator 95 e foi desenvolvido como parte da Política Integrada de Produto do Ministério Holandês de Moradia, Planejamento Espacial e Ambiental (VROM).

De acordo com Goedkoop e Spriensma (2001) o Eco Indicator 95 é um método de AICV amplamente utilizado por designers e em empresas, provando ser uma poderosa ferramenta para agregar resultados da ACV de maneira facilmente compreensível utilizando eco-indicadores. No entanto, essa versão foi criticada por especialistas em meio ambiente por não contabilizar alguns aspectos ambientais, os quais são abordados pela versão 99. Outra alteração é referente ao sistema de ponderação, o método de 1995 usa a abordagem distância do alvo (distância entre o valor atual do efeito e o ideal), enquanto o Eco-indicator 99 introduz uma abordagem em função dos danos, apresentando uma relação entre o impacto e os danos para a saúde humana ou para o ecossistema.

Portanto, o Eco-indicator 99 é um método *endpoint*, desenvolvido na Holanda, com o objetivo de simplificar a interpretação e ponderação dos resultados. Uma das aplicações pretendidas é o cálculo de uma única pontuação (eco indicadores) que possa ser usada no dia-a-dia por designers para a tomada de decisão, além do uso como um método de avaliação de impacto geral na ACV (EC-JRC, 2010a).

Goedkoop e Spriensma (2001) consideram a ponderação como a etapa mais crítica e controversa da AICV e indicam dois requisitos importantes para essa etapa:

- O número de itens a serem ponderados deve ser o menor possível;
- Os itens ponderados devem ser fáceis de explicar.

A partir desses requisitos são abordadas três áreas de danos (MINISTRY OF HOUSING; SPATIAL PLANNING AND THE ENVIRONMENT, 2000):

- Saúde humana (DALY): quantidade e duração das doenças e a perda de anos de vida pela morte prematura devido aos impactos ambientais. Inclui mudanças climáticas, depleção de ozônio, radiação ionizante, efeitos respiratórios e efeitos carcinogênicos;
- Qualidade do ecossistema (% de espécies que desapareceram): efeito na diversidade de espécies, especialmente para plantas e organismos menores. Inclui ecotoxicidade, acidificação, eutrofização e uso da terra;
- Recursos (MJ de energia requerida): necessidade de geração de energia no futuro para extrair recursos minerais e fósseis de menor qualidade. As perdas na agricultura e de recursos como areia e cascalho são relacionadas aos impactos do uso da terra.

Esse método apresenta escopo de aplicação global para as categorias de impacto mudança climática, depleção do ozônio e consumo de recursos e escopo de aplicação para a Europa para as demais categorias de impacto. As categorias de impacto acidificação e eutrofização são baseadas em modelos com escopo de aplicação regional direcionado para a Holanda e a categoria de impacto uso de terra é baseada em um modelo para aplicação na Suíça (EC-JRC, 2010a).

Há eco indicadores para: materiais, processos de produção, processos de transporte, processos de geração de energia e cenários de disposição (MINISTRY OF HOUSING; SPATIAL PLANNING AND THE ENVIRONMENT, 2000).

Dados de normalização europeus são calculados para cada área de proteção (EC-JRC, 2010a), sendo empregados valores de referências baseados no inventário total de massa e energia da Europa Ocidental por ano por pessoa, utilizando como base o ano de 1993 e uma população de 495 milhões de pessoas (BRENT; HIETKAMP, 2003).

A ponderação é realizada por um painel, cujos valores padrão são fornecidos. Além do painel para pesos padrão ainda existem as opções ponderação em triângulo, para tomada de decisões sem ponderação explícita, e a monetização, que não é muito utilizada para este método (EC-JRC, 2010a).

Outra inovação deste método é a gestão consistente de escolhas subjetivas utilizando o conceito de perspectivas culturais (UNEP, 2010). Esse conceito utiliza três versões: igualitária, individualista e hierárquica (BRENT; HIETKAMP, 2003) para lidar de forma consistente com escolhas subjetivas no nível *endpoint*, como por exemplo: a perspectiva temporal aplicada, a importância do gerenciamento, desenvolvimento de tecnologias futuras e o nível necessário de verificação de mecanismos de causa-efeito (EC-JRC, 2010a).

Na perspectiva igualitária um número mínimo de provas científicas justifica a escolha, na perspectiva individualista são incluídos apenas os efeitos comprovados e na perspectiva

hierárquica existe um consenso entre cientistas para determinar a inclusão dos efeitos (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2001). Isto levou a uma boa documentação das escolhas e a publicação das três versões, cada uma com um conjunto diferente de escolhas (UNEP, 2010).

Essa modelagem resultou na introdução das abordagens DALY - Disability Adjusted Life Years (anos de vida perdidos ajustados por incapacidade), PAF - Potentially Affected Fraction (fração de espécies potencialmente afetadas) e PDF - Potentially Disappeared Fraction (fração de espécies potencialmente desaparecidas), bem como a abordagem excedente de energia (UNEP, 2010).

O Eco-indicator 99 sucedeu os métodos EPS 2000 e Eco-indicator 95 e serviu como ponto de partida para o desenvolvimento dos métodos LIME e Impact 2002 (EC-JRC, 2010a).

4.1.3 Ecological Scarcity

Ecological Scarcity – também chamado Swiss Ecoscarcity ou Swiss Ecopoints – foi lançado em 1990 na Suíça (AHBE; BRAUNSCHWEIG; MÜLLER-WENK, 1990) e atualizado nos anos 1997 e 2005 (UNEP, 2010). A atualização e extensão do método levam em conta os desenvolvimentos recentes na Suíça, bem como a legislação e as metas ambientais europeias na medida em que são relevantes para a Suíça. Além disso, as revisões das normas ISO e os desenvolvimentos recentes no conhecimento científico sobre os efeitos ambientais também são considerados, quando necessário (FRISCHKNECHT et al., 2006; FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

O método tem como base o princípio "distância do alvo" (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009), ao invés de uma avaliação de impacto orientada ao dano (FRISCHKNECHT et al., 2006), e permite ponderação e agregação comparativa de várias intervenções ambientais pelo uso dos chamados eco fatores (BRAND et al., 1998), expressos como eco pontos por unidade de emissão de poluentes ou extração de recursos (FRISCHKNECHT; STEINER; JUNGBLUTH, 2009).

Segundo Brand et al. (1998) o objetivo do método é expressar os vários impactos ambientais em termos de pontos, permitindo que as pontuações resultantes sejam somadas e comparadas. A ponderação é similar a uma análise custo-benefício em que os pesos são determinados com relação a situação ambiental atual e a prevista pela política ambiental, juntamente com algoritmos de computação. Portanto, o cálculo do fator ecológico é determinado pela configuração do fluxo corrente (correspondente à situação real) em relação

ao fluxo crítico (deduzido a partir de metas suportadas pela política ambiental da Suíça) (FRISCHKNECHT et al., 2006). O método fornece esses fatores de ponderação para diferentes emissões no ar, água, superfície do solo e águas subterrâneas, bem como para o uso dos recursos energéticos. Quanto maior for o fluxo corrente de uma substância em comparação com o valor alvo, mais significativo será seu impacto ambiental (BRAND et al., 1998).

Os fatores ecológicos foram originalmente desenvolvidos para a região da Suíça e, mais tarde, conjuntos de eco fatores também foram disponibilizados para outros países como Bélgica e Japão (UNEP, 2010).

Fundamentalmente - e apesar dos ecofatores não estarem disponíveis para todos os impactos - este método é aplicável para todos os problemas ambientais contemporâneos e também é receptivo à inclusão de novos problemas ambientais, por meio do cálculo de um ecofator para a nova categoria de impacto (BRAND et al., 1998). Um grande avanço são as avaliações introduzidas no uso da terra e dos recursos de água doce, com base no trabalho de Köllner (2001) e da OCDE (2004), respectivamente (FRISCHKNECHT et al., 2006). Um inconveniente desta flexibilidade é a falta de uma definição única de quais substâncias e problemas ambientais devem ter ecofatores atribuídos (BRAND et al., 1998).

A normalização é realizada pela divisão pelos fluxos de emissão de 2004 e a ponderação por meio da multiplicação pelo quadrado da relação entre o fluxo real e o fluxo crítico (EC-JRC, 2010a).

Trata-se de um método que faz uso dos chamados eco fatores no lugar dos fatores de caracterização para o cálculo dos potenciais de impacto. As categorias de impacto abordadas são: mudança climática, depleção de ozônio, formação de oxidantes fotoquímicos, efeitos respiratórios, emissões para o ar, emissões para água de superfície, câncer proveniente de radionuclídeos emitidos no mar, emissões para águas subterrâneas, emissões para o solo, resíduos, consumo de água, consumo de areia/cascalho, fontes de energia primária, disruptores endócrinos e perda de biodiversidade por ocupação da terra (EC-JRC, 2010a).

O princípio básico, e principal força do método, é a medição da escassez ecológica com a ajuda de fluxos reais de poluentes e recursos e de fluxos máximos permitidos chamados críticos (UNEP, 2010). Frischknecht et al. (2006) acrescenta a derivação direta das metas políticas como outro aspecto que confere força ao método, enquanto Brand et al. (1998) destaca a possibilidade de se preparar uma avaliação compreensível e transparente sobre uma base coerente.

Existe ainda outra vantagem, principalmente para as empresas, ao utilizar o método Ecological Scarcity, segundo Frischknecht et al. (2006) é possível medir o desempenho ecológico de uma empresa ou de seus produtos com referência à agenda política do país ou região. No caso de uma empresa esta informação pode ser mais valiosa e relevante do que uma avaliação orientada aos danos.

4.1.4 EDIP 1997- EDIP 2003

O método EDIP 97 (*Environmental Design of Industrial Products*) foi desenvolvido na Dinamarca durante um período de quatro anos por meio do programa Danish EDIP, o qual representa a Universidade Técnica da Dinamarca (DTU), cinco indústrias dinamarquesas, a Confederação das Indústrias Dinamarquesas e a Agência de Proteção Ambiental Dinamarquesa, além de ser financiado pelo Ministério do Meio Ambiente da Dinamarca (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

O EDIP 2003 sucede a versão EDIP 97 com a inclusão da avaliação de exposição com base em informações regionais de AICV de categorias de impacto de emissões não globais (EC-JRC, 2010a). Trata-se de um método *midpoint* desenvolvido para apoiar análises ambientais durante o desenvolvimento de produtos industriais e fornecer fatores de caracterização espacialmente diferenciados.

O EDIP 97 aborda as categorias de impacto dentro dos seguintes grupos: impactos ambientais, consumo de recursos e impactos no ambiente de trabalho (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

As categorias de impacto avaliadas pelo EDIP 97 são: aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, enriquecimento de nutrientes, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade, consumo de recursos e ambiente de trabalho (HAUSCHILD; WENZEL, 1998). Nessa versão o método apresenta escopo de aplicação global para todas as categorias de impacto (EC-JRC, 2010a).

A versão mais atual, EDIP 2003, contempla aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, eutrofização terrestre, eutrofização aquática, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade e ruído. Apresenta escopo de aplicação global apenas para categorias de impacto globais, como aquecimento global e depleção de ozônio, e usa valores médios europeus para as demais categorias de impacto (EC-JRC, 2010a).

EDIP 97 emprega modelagem de destino e efeito baseados na seleção de propriedades chaves químicas e físicas (HAUSCHILD et al., 2008).

Segundo Hauschild e Potting (2005) a principal inovação do EDIP 2003, em comparação com a versão 97, reside na tentativa consistente de incluir a modelagem de dispersão da substância e o aumento da exposição subsequente. Isto é conseguido através da inclusão de uma parte maior da cadeia de causalidade para todas as categorias de impactos não globais e através da introdução de diferenciação espacial em relação à emissão e do meio receptor. O EDIP 2003 pode ser usado com ou sem a diferenciação espacial. Nos dois casos a inclusão de uma parte maior da cadeia de causalidade dá ao EDIP 2003 maior relevância ambiental dos impactos calculados, tornando-o mais fácil e seguro para interpretação em termos de danos para as áreas de proteção da ACV.

Como referências de normalização, o método EDIP 97 usa o consumo de recursos e os impactos potenciais que a sociedade impõe sobre o meio ambiente e o ambiente de trabalho a cada ano (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997). Segundo Hauschild e Wenzel (1998) os potenciais impactos de emissões dinamarquesas ou globais em 1990 com contribuições potenciais para as categorias de impactos são calculados para serem usados como referência de normalização. A referência de normalização é apresentada como equivalente-pessoa – contribuição média por pessoa para a categoria de impacto devido às atividades da sociedade em 1990. Os fatores de normalização globais ou regionais (Europa) encontram-se disponíveis para 1994 como valores de impactos anuais para um cidadão comum para todas as categorias de impacto e planilhas de dados estão disponíveis para que os fatores de normalização possam ser adaptados (EC-JRC, 2010a).

Na determinação de fatores de ponderação para as categorias de impacto o método EDIP 97 se baseia nos objetivos políticos dinamarqueses (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997), europeus ou globais, assim como expresso no “espaço ambiental politicamente determinado” (HAUSCHILD; WENZEL, 1998).

Os fatores de normalização do EDIP 2003 para a Europa estão disponíveis para 1995 como valores de impactos anuais para um cidadão comum para todas as categorias de impacto. Planilhas de dados encontram-se disponíveis para que fatores de normalização possam ser adaptados. Não foi desenvolvida uma metodologia de ponderação específica para o EDIP 2003, sendo recomendados os fatores de ponderação do EDIP 97 (EC-JRC, 2010a).

A incerteza e as análises de sensibilidade são efetuadas após a fase de avaliação de impacto da ACV, fazendo-se uso do conhecimento das várias contribuições de potenciais trocas ambientais para os impactos incluídos na fase de avaliação, e, assim, é possível

decidir quais trocas são as mais significativas e quais são sem importância no quadro total (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997).

Como particularidades o EDIP 97 apresenta fatores de caracterização para todos os compostos orgânicos voláteis de origem petroquímica, no que diz respeito à categoria de impacto aquecimento global; fatores de caracterização para depleção de ozônio com horizontes de tempo mais curtos (5 a 20 anos); avaliação diferenciada do ambiente de trabalho; e revisão externa por pares de todos os modelos de caracterização (EC-JRC, 2010a).

Já o EDIP 2003 possui fatores de caracterização locais para mais de quarenta regiões europeias e fatores de caracterização locais genéricos compatíveis baseados na média europeia de ponderação auxiliando a aplicação em todo o ciclo de vida. Além de apresentar várias categorias de impactos descritas em artigos científicos (EC-JRC, 2010a).

4.1.5 EPS 2000

A versão 2000 do método *Environmental Priority Strategies in product development* - EPS foi desenvolvida na Suécia dentro do Centro para Avaliação Ambiental de Sistemas de Produtos e Materiais (CPM), da Universidade de Tecnologia Chalmers, com a participação das indústrias, visto que o CPM é apoiado pelo Conselho Nacional Sueco para o Desenvolvimento Técnico e Industrial (STEEN, 1999a, 1999b).

De acordo com Steen (1999a, 1999b) os princípios e metodologia do sistema EPS são baseados em versões anteriores, em particular a versão de 1996. A última atualização ocorreu em 2000 (EC-JRC, 2010a) e mantém os mesmos princípios básicos, no entanto, a descrição é mais detalhada e os termos padrão da norma ISO são adotados (STEEN, 1999a, 1999b).

O EPS 2000 é um método de avaliação *endpoint* criado para ajudar designers e desenvolvedores de produtos (EC-JRC, 2010a; STEEN, 1999a). Foi desenvolvido para apoiar a escolha entre dois conceitos de produto e os indicadores de categoria são escolhidos para este fim, sendo adequados para atribuir valores de categorias de impacto (UNEP, 2010).

Steen (1999a) destaca critérios para a identificação e seleção de categorias de impacto e indicadores de categoria padrão: as categorias de impacto devem cobrir integralmente todos os tipos de efeitos ambientais significativos devido às atividades humanas, sem sobreposição; permitir uma caracterização quantitativa das emissões e outras atividades humanas em termos de indicadores de categoria; permitir ponderação dos indicadores em todas as categorias; as

categorias de impactos e indicadores de categoria devem ainda ser compreensíveis aos leigos e comuns a todos os tipos de ambientes.

Os indicadores de categoria são selecionados para representar impactos ambientais em qualquer uma das cinco áreas de proteção consideradas: saúde humana, capacidade de produção dos ecossistemas, recursos abióticos, biodiversidade e ações culturais e recreativas (EC-JRC, 2010a; STEEN, 1999a; UNEP, 2010).

As categorias de impacto abordadas por este método são: saúde humana, expectativa de vida, morbidade grave e sofrimento, morbidade, incômodo grave, incômodo, ambiente natural, capacidade de produção agrícola, capacidade de produção de madeira, capacidade de produção de peixe e carne, capacidade de cátions de base, capacidade de produção de água potável, parcela de extinção de espécies, consumo de recursos naturais, esgotamento de reservas de elementos, esgotamento de reservas fósseis (gás), esgotamento de reservas fósseis (petróleo), esgotamento de reservas fósseis (carvão) e esgotamento de recursos minerais (EC-JRC, 2010a; STEEN, 1999b).

Este método abrange aproximadamente 200 substâncias e todos os efeitos são calculados por substância, conferindo-o maior precisão. Também são incluídas emissões de aeronaves em altas altitudes (EC-JRC, 2010a).

Apresenta escopo de aplicação global e somente para a categoria de impacto perda de biodiversidade o modelo utilizado é específico para a Suécia (EC-JRC, 2010a).

O EPS era um modelo à frente de seu tempo, foi o primeiro a usar monetização e a ter suas incertezas totalmente especificadas (EC-JRC, 2010a). No sistema EPS existem métodos desenvolvidos para análise de sensibilidade e de incerteza que usam estimativas de incerteza identificadas para os dados de entrada individuais. No entanto, incertezas devido ao conhecimento insuficiente dos mecanismos e processos não são tratadas (STEEN, 1999a).

A normalização é realizada por meio da monetização. Todos os indicadores de categorias de impacto são expressos em termos monetários, que podem ser adicionados para calcular uma pontuação única, caso seja desejado (EC-JRC, 2010a). O indicador de ponderação padrão é a disposição em se pagar (WTP, “willingness to pay”) (STEEN, 1999a). Baseado na necessidade de pagamento para evitar variações negativas nos valores do indicador (EC-JRC, 2010a) fatores de ponderação para os indicadores da categoria são determinados de acordo com a vontade das pessoas em pagar para evitar mudanças (UNEP, 2010) ou restaurar essas mudanças e proteger as referidas áreas de proteção (STEEN, 1999a).

A aplicação do método padrão EPS para uma avaliação de impacto de ciclo de vida é por meio de índices, cujos fatores descrevem os impactos dos recursos e das emissões. Os

resultados do inventário dos fluxos individuais para a atividade sob exame devem ser multiplicados pelo índice correspondente para, assim, se obter um valor total (FRISCHKNECHT et al., 2007).

Ao considerar as grandes questões ambientais globais Steen (1999b) destaca que os impactos sobre recursos hídricos e qualidade da terra ainda não são suficientemente abordados pelos indicadores de categoria de impacto do método EPS. Dessa forma, para melhorar as ferramentas de avaliação existe a necessidade de desenvolver melhores indicadores e modelos para esses problemas e aumentar a precisão dos modelos existentes para o aquecimento global e o esgotamento de recursos.

4.1.6 IMPACT 2002+

O IMPact Assessment of Chemical Toxics (IMPACT 2002+) é um método suíço que propõe uma implementação viável de abordagem combinada *midpoint/endpoint*, ligando todos os tipos de resultados de ICV (fluxos elementares e outras intervenções) através de catorze categorias *midpoint* e quatro *endpoint* (JOLLIET et al., 2003).

Esse método tem escopo de aplicação válido para a Europa e as categorias de impacto *midpoint* abordadas são: toxicidade humana, efeitos respiratórios, radiação ionizante, depleção de ozônio, formação de ozônio fotoquímico, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre, acidificação aquática, eutrofização aquática, acidificação e eutrofização terrestre, ocupação do solo, aquecimento global, uso de energia renovável e extração mineral. Enquanto as categorias *endpoint* são: saúde humana, qualidade do ecossistema, mudança climática e recursos (EC-JRC, 2010a).

A Figura 5 mostra as ligações entre as catorze categorias de impacto *midpoint* e as quatro categorias de impacto *endpoint* abordadas pelo método Impact 2002+.

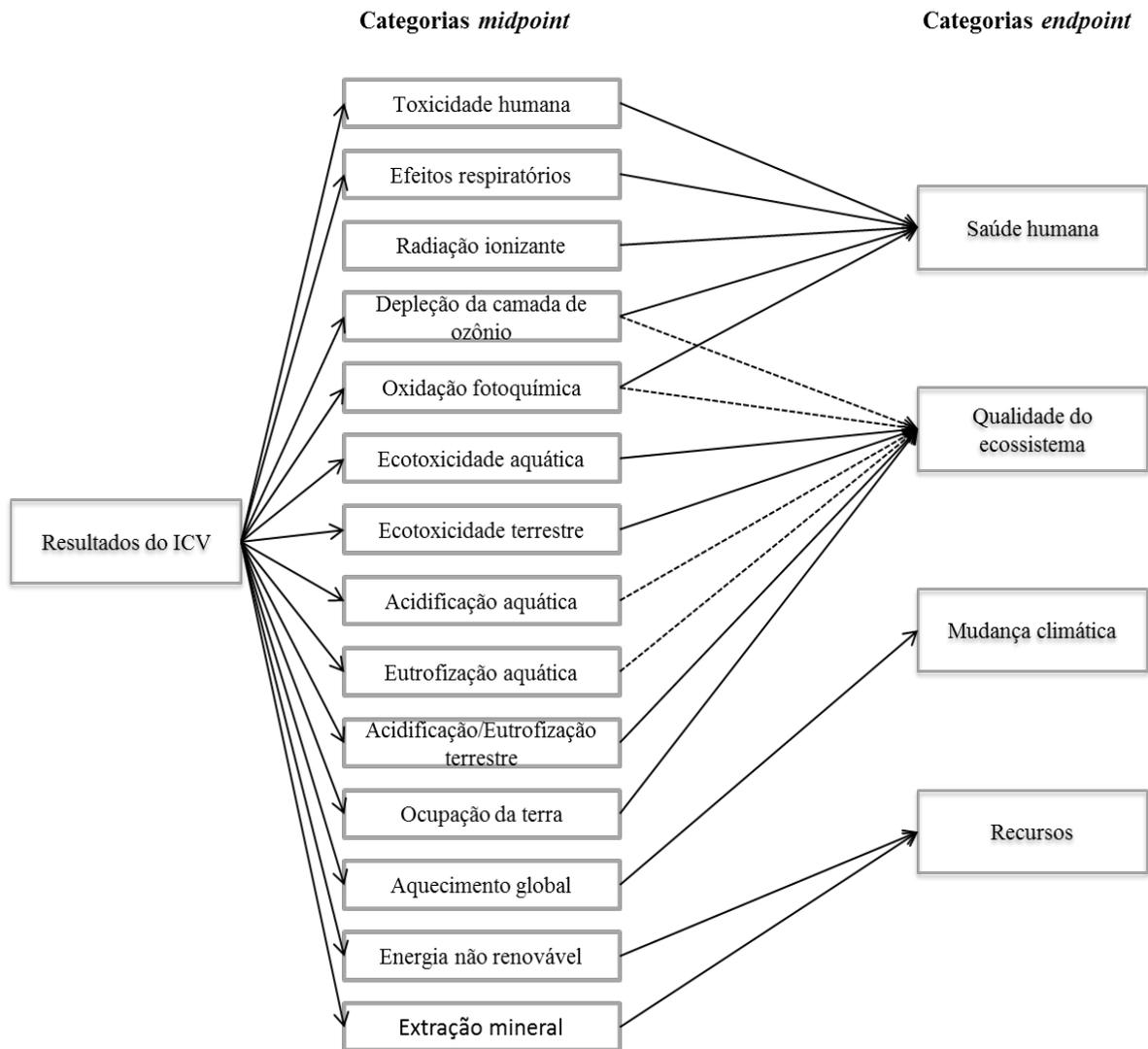


Figura 5 - Relação entre as categorias de impacto *midpoint* e as áreas de proteção
 Fonte – Adaptado de Jolliet et al. (2003)

Cada seta simboliza um caminho de impacto relevante conhecido ou possível de existir. Caminhos de impactos incertos entre os pontos médios e as áreas de proteção que não são modelados quantitativamente são representados por setas tracejadas (JOLLIET et al, 2003).

Em adição a esta estrutura combinada *midpoint/endpoint* vários desafios científicos tiveram de ser enfrentados e novos conceitos e métodos têm sido desenvolvidos com base em abordagens existentes, para garantir que melhor se ajustem ao escopo comparativo de AICV, especialmente para a avaliação comparativa de toxicidade humana e ecotoxicidade (EC-JRC, 2010a ; JOLLIET et al., 2003).

Fatores de danos humanos são calculados para carcinogênicos e não carcinogênicos, empregando frações de ingestão, boas estimativas de fatores da curva de dose-efeito, bem

como severidades. A transferência de contaminantes na alimentação humana não é mais baseada em pesquisas de consumo que refletem um cenário de exposição de subsistência, mas levam em conta os níveis de produção agrícola e pecuária. Emissões para o ar interior e exterior podem ser comparadas e o caráter intermitente da chuva é considerado (JOLLIET et al., 2003). Para a ecotoxicidade aquática, fatores de caracterização são baseados nas respostas médias das espécies – a média geométrica dos efeitos da concentração 50%, proporcionando uma medida mais adequada para a avaliação comparativa do que a EC50 das espécies mais sensíveis (EC-JRC, 2010a). Tanto os fatores de efeito da toxicidade humana como os da ecotoxicidade são baseados em respostas médias ao invés de suposições conservadoras (UNEP, 2010).

Para a categoria consumo de recursos o conceito de energia excedente é usado somando-se energia primária e excedente para os combustíveis fósseis e desenvolvimentos têm sido realizados sobre a exposição ao ar interior e impactos diretos de pesticidas (EC-JRC, 2010a).

Este método foi desenvolvido em colaboração com os desenvolvedores do método LIME (EC-JRC, 2010a) e algumas categorias de impacto são adaptadas de outros métodos existentes, principalmente a partir do Eco-indicador 99 (GOEDKOOOP; SPRIENSMA, 2000) e do CML 2002 (Guinée et al., 2002) (JOLLIET et al., 2003).

O método Impact 2002+ fornece fatores de caracterização para quase 1500 substâncias, que podem ser encontrados em <http://www.epfl.ch/impact> (UNEP, 2010).

A normalização pode ser realizada no nível *midpoint* ou *endpoint* e os fatores de normalização para a Europa estão disponíveis para o ano 2000 como pontuações de impacto anual de um cidadão comum (EC-JRC, 2010a).

Nenhuma metodologia de ponderação específica foi desenvolvida. Como padrão, os fatores de ponderação podem ser tomados como iguais entre as áreas de proteção, assumindo que os danos globais europeus sobre a saúde humana são comparáveis ao impacto sobre os ecossistemas, as mudanças climáticas e consumo de recursos (EC-JRC, 2010a).

4.1.7 JEPIX

Este método foi desenvolvido em 2003 e aplicado pelo Fórum JEPIX, uma iniciativa voluntária de várias organizações privadas de Contabilidade Ambiental, Gestão Ambiental, Eco Avaliação e Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida no Japão. Inspirado pelo método

Ecological Scarcity da Suíça, o JEPIX baseia-se no princípio da distância ao alvo, mas em muitos aspectos considera abordagens diferentes para derivar ecofatores para a ponderação de intervenções (UNEP, 2010).

De acordo com Miyazaki (2004) o método enfatiza uma descrição clara, simples e compreensível, mas a tendência é a descrição consistente de situações políticas e não da precisão de uma modelagem baseada em ciências naturais. Esse método fornece fatores de ponderação para aproximadamente 1050 intervenções.

Para as substâncias limitadas pela legislação, a ponderação é baseada em fluxos anuais (real e alvo). Como a situação ambiental varia substancialmente em todo o Japão, os fatores de ponderação para cerca de 150 substâncias são escalados para refletir a situação em cada uma das 47 províncias, bem como para cerca de 100 rios, 15 lagos e 3 baías.

Desde 2003, cerca de 40 principais empresas japonesas (incluindo *Komatsu, Canon, TEPCO, Suntory, Fuji Film, All Nippon Airways, J-Power*, etc.) estão aplicando este método para avaliar e comunicar os seus dados de desempenho ambiental e para conduzir a ACV de produtos e serviços. De acordo com o Centro do Programa de Excelência do Governo Japonês o método será reforçado com base nas experiências (UNEP, 2010).

4.1.8 LIME

De acordo com o *Japan Environmental Management Association for Industry* (JEMAI, 2003) o Ministério da Economia, Comércio e Indústria do Japão financiou um projeto nacional de avaliação do ciclo de vida, chamado *LCA Project*, que teve início em 1998 e tinha como objetivo desenvolver um banco de dados que permitisse que as indústrias conduzissem facilmente uma ACV altamente confiável. No projeto nacional de ACV do Japão realizou-se um estudo visando o desenvolvimento de uma versão japonesa do método de avaliação de impacto orientada para o dano (UNEP, 2010). Neste contexto, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Industrial Avançada (AIST), em cooperação com o Comitê de Estudo de Avaliação de Impacto do Projeto ACV, lançou em 2003 o LIME (*Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling*), método desenvolvido para quantificar os impactos ambientais associados às cargas ambientais no Japão com a maior precisão possível e com um elevado grau de transparência (ITSUBO et al., 2004). A documentação completa do método LIME ainda não foi totalmente traduzida, alguns artigos

científicos já estão disponíveis (EC-JRC, 2010a), no entanto, o fato das descrições do método estarem escritas na sua maioria em japonês é considerado uma limitação para o seu estudo.

O método LIME é totalmente desenvolvido para as condições naturais e humanas japonesas e aborda danos associados ao ambiente artificial (EC-JRC, 2010a).

Segundo Itsubo et al. (2004) o método é baseado no desenvolvimento de listas *midpoint* (caracterização), *endpoint* (avaliação de danos) e ponderação, refletindo as condições ambientais do Japão para atender a vários objetivos da ACV tão amplamente quanto possível.

As categorias *midpoint* abordadas são: poluição do ar urbano, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade, acidificação, eutrofização, formação de oxidantes fotoquímicos, uso da terra, consumo de minerais, consumo de energia, consumo de recursos bióticos, poluição do ar interno, geração de ruídos e geração de resíduos. Dentre as categorias *endpoint* avaliadas estão: estresse térmico, malária, doenças infecciosas, fome e desastres naturais, catarata, câncer de pele, outro câncer, deficiência respiratória, biodiversidade (terrestre), biodiversidade (aquática), plantas, bentos, pesca, colheita, materiais, recursos minerais e recursos energéticos (EC-JRC, 2010a).

As categorias citadas são sumarizadas em quatro tipos de danos: saúde humana, bem-estar social, biodiversidade e produção primária. Deste modo, verifica-se que o LIME é um método com nível de avaliação combinada (*midpoint/endpoint*), que correlaciona categorias de impactos a quatro áreas de proteção (ITSUBO; INABA, 2003).

O escopo de aplicação atribuído a este método é global para aquecimento global e destruição da camada de ozônio e específico para o Japão nas demais categorias de impacto. São consideradas aproximadamente 1000 substâncias e a monetização é aplicada ao nível *endpoint* (EC-JRC, 2010a).

Na fase de ponderação o LIME considera dois tipos de fatores: o valor monetário para evitar uma quantidade de unidades de danos a uma área de proteção (WtP) ou um coeficiente de ponderação relativo a quantidade anual de dano a uma área de proteção. Ambos podem ser obtidos baseados em teorias econômicas (ITSUBO et al., 2004).

Novos trabalhos estão em curso para especificar fatores de incerteza (EC-JRC, 2010a).

4.1.9 LUCAS

LUCAS (*LCIA method Used for a Canadian-Specific context*) foi desenvolvido em 2005, pelo Centro de Pesquisa Interuniversitário para o Ciclo de Vida de Produtos, Processos e Serviços (CIRAIG), da Escola Politécnica de Montreal, no Canadá, com o objetivo de fornecer uma metodologia adaptada ao contexto canadense (EC-JRC, 2010a). Este método segue as recomendações da SETAC durante as escolhas dos requisitos para adaptação de modelos de caracterização dos métodos já existentes. Inicialmente foram selecionadas dez categorias de impacto, que condizem com as chamadas neste trabalho de categorias de impacto tradicionais, e os modelos de caracterização que apresentam abordagem *midpoint*. São considerados os modelos de caracterização utilizados pelos métodos EDIP 2003, Impact 2002+, LIME e TRACI, por serem os métodos que incluíram as especificidades locais em seus fatores de caracterização até a data de desenvolvimento do modelo LUCAS. Os detalhes dos cálculos foram omitidos por serem referentes a modelos já publicados (TOFFOLETTO et al., 2007).

Depois de selecionar os modelos de caracterização, estes tiveram que ser adaptados às condições do Canadá. Isto significa que os dados tiveram que ser coletados ou, em casos mais difíceis, quando os dados requeridos não estavam disponíveis foram feitas alterações no modelo (TOFFOLETTO et al., 2007).

Quanto à resolução espacial, os fatores de caracterização foram desenvolvidos para serem local-dependentes. Para isso foram selecionadas 15 ecozonas do Canadá, considerando o clima, relevo, solo, fauna, flora e atividades humanas distintas de cada ecozona. Essa divisão foi feita de modo que os dados necessários para os modelos estivessem disponíveis.

As categorias de impacto abordadas são: mudança climática, depleção de ozônio, acidificação, neblina fotoquímica, efeitos respiratórios, eutrofização aquática, eutrofização terrestre, ecotoxicidade (aquática e terrestre), toxicidade humana, uso da terra e destruição de recursos abióticos (EC-JRC, 2010a). O método LUCAS selecionou o mesmo modelo do método TRACI para categorias de impacto acidificação e neblina fotoquímica, escolha justificada pelo fato do Canadá e os Estados Unidos compartilharem regulamentos semelhantes para poluição atmosférica (TOFFOLETTO et al., 2007). Ainda segundo Toffoletto et al. (2007) as categorias de impacto odor, ruído, radiações e recursos abióticos não foram caracterizadas nesta primeira fase de desenvolvimento, embora novas melhorias estejam em andamento para que esses impactos sejam levados em consideração.

A abrangência do escopo de aplicação do método LUCAS é global para as categorias de impacto mudança climática e depleção de ozônio e específica para o Canadá para as demais categorias de impacto abordadas (EC-JRC, 2010a). Trata-se de um método de abordagem *midpoint* que, eventualmente, poderá ser desenvolvido para o nível *endpoint*. Isso porque o modelo do método Impact 2002+ foi selecionado como referência para as categorias de impacto ecotoxicidade e toxicidade do método LUCAS, e fatores de caracterização *midpoint* e *endpoint* estão disponíveis para essas duas categorias (TOFFOLETTO et al., 2007).

A metodologia de normalização é idêntica à descrita no método Impact 2002+, no qual o fator de normalização é determinado pela relação entre o impacto por unidade de emissão, dividido pelo impacto total de todas as substâncias contribuintes para a categoria de impacto específica, por pessoa, por ano (JOLLIET et al., 2003). Dados necessários para populações e emissões foram fornecidos pelo Statistics Canada (2004) e Environment Canada (2002). Considerando-se o elevado número de substâncias caracterizadas para ecotoxicidade e de toxicidade no método Impact 2002+, os fatores de normalização foram calculados apenas com as substâncias prioritárias estabelecidas pelo Environment Canada (1999) (TOFFOLETTO et al., 2007).

Nenhuma metodologia para ponderação é contemplada por esse método (EC-JRC, 2010a).

4.1.10 MEEuP

MEEuP (*Methodology study for Eco-design of Energy-using Products*) foi desenvolvido por DG Enterprise, em nome da Comissão Europeia, para avaliar quais e em que medida diversos produtos consumidores de energia cumprem determinados critérios que os tornam elegíveis para rotulagem CE (sob aplicação de medidas previstas na Diretiva 2005/32/CE), adotando uma abordagem de ciclo de vida. O método inclui, além de dados de inventário e parâmetros técnicos para produtos elétricos, fatores específicos de avaliação de impacto com uma abordagem única destinando-se também a apoiar o eco design em geral (EC-JRC, 2010a; KEMNA et al., 2005).

Seu escopo de aplicação é válido para a União Europeia e as categorias de impacto abordadas são: consumo total de energia bruta, consumo de eletricidade, consumo de água (processos), consumo de água para resfriamento, resíduos sólidos perigosos, resíduos não

perigosos, aquecimento global, destruição do ozônio estratosférico, acidificação, emissão de poluentes orgânicos persistentes, emissão de compostos orgânicos voláteis, emissões de metais pesados (ar), toxicidade humana, formação de partículas, eutrofização aquática e emissões de metais pesados (água).

Aproximadamente 50 substâncias são consideradas, com fatores de caracterização para mais que uma categoria de impacto.

O MEEuP não propõe metodologias de normalização e ponderação.

4.1.11 ReCiPe

Em 2000 uma sessão especial que se centrou na compreensão dos pontos fortes e fracos dos métodos *midpoint* e *endpoint* foi organizada em Brighton, imediatamente após as conferências SETAC, e 50 especialistas em ACV concluíram que seria desejável ter uma estrutura comum, na qual ambos os indicadores pudessem ser usados. Esse consenso tornou-se a base do método ReCiPe (GOEDKOOOP et al., 2009).

O método ReCiPe é uma continuação dos métodos Eco-indicador 99 e CML 2002. Ele integra e harmoniza as abordagens *midpoint* e *endpoint* em uma estrutura consistente e, atualmente, todas as categorias de impacto têm sido remodeladas e atualizadas, exceto radiação ionizante. As categorias de impacto abordadas são: mudança climática, depleção de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização aquática (água doce), eutrofização aquática (marinha), toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de matéria particulada, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade aquática (água doce), ecotoxicidade aquática (marinha), radiação ionizante, uso da terra agrícola, uso da terra urbana, transformação de terra natural, esgotamento de recursos fósseis, esgotamento de recursos minerais e esgotamento de recursos de água doce (EC-JRC, 2010a; GOEDKOOOP et al., 2009).

Segundo De Schryver et al. (2009) os novos fatores de caracterização para aquecimento global foram adequados para comparar os impactos dos gases de efeito estufa com outros tipos de influências, tais como substâncias que causam acidificação e impactos respiratórios. Para a saúde humana, cinco diferentes efeitos sobre a saúde foram incluídos, como desnutrição e diarreia, ainda assim existem doenças relacionadas ao aquecimento global que não são consideradas nos cálculos devido a limitações referentes aos dados. Para fatores

de degradação dos ecossistemas uma grande variedade de espécies foram incluídas com base na análise de Thomas et al. (2004).

Para a avaliação da categoria de impacto toxicidade o modelo usado no ReCiPe é o USES-LCA 2.0 (RECIPE, 2012), que segundo Huijbregts et al. (2005a) foi atualizado no que se refere a exposição e destino, sendo aplicado para calcular frações de ingestão da população humana e fatores de destino no meio marinho, de água doce e terrestre para 3.393 substâncias, incluindo 3.310 compostos orgânicos neutros, 62 compostos orgânicos dissociados e 21 compostos inorgânicos emitidos em 7 diferentes compartimentos. As maiores diferenças entre a versão atualizada e a anterior são encontradas para as emissões para a atmosfera e para o solo, resultado de uma mudança significativa na estrutura dos compartimentos de ar e solo, como a distinção entre o ar rural e urbano, incluindo condições de chuva e também dependência intensa de transporte no solo. Atualizações ecotoxicológicas em fatores de efeitos toxicológicos humanos são publicados em Huijbregts et al. (2005b) e Van de Meent e Huijbregts (2005).

Na categoria ecotoxicidade, Van Zelm et al. (2009) calcula fatores de caracterização para efeitos ecotoxicológicos em água doce, considerando 397 pesticidas. Além disso, as incertezas dos fatores, devido às concentrações de fundo incertas e dados de toxicidade limitados, são quantificadas.

No que se refere à acidificação, Van Zelm et al. (2007) descreve uma nova abordagem de avaliação de impacto do ciclo de vida para derivar fatores de caracterização para a acidificação em florestas europeias. Os fatores de caracterização indicam a mudança na ocorrência potencial de espécies de plantas devido a uma mudança na emissão e consistem de um fator de destino e um fator de efeito. O fator de destino combina os resultados do modelo de deposição atmosférica e do modelo de acidificação dinâmica do solo, enquanto o fator de efeito é baseado em uma curva de dose-resposta da potencial ocorrência de espécies de plantas, derivada de equações de regressão múltipla por espécies de plantas.

Para todas as categorias de emissões, princípios e escolhas semelhantes são usados e todas as categorias de impacto da mesma área de proteção têm a mesma unidade de indicador. Os mesmos mecanismos ambientais são usados para cálculos *midpoint* e *endpoint* (EC-JRC, 2010a).

Esse método tem escopo de aplicação global para as categorias de impacto mudança climática, destruição da camada de ozônio e consumo de recursos e escopo de aplicação válido para a Europa para as demais categorias de impacto. Os dados de normalização estão disponíveis para a Europa e para o mundo desde 2000 para 16 categorias *midpoint* e para 3

categorias *endpoint* (EC-JRC, 2010a). Dados de normalização para transformação do solo e esgotamento de água doce não estão incluídos.

Três opções de ponderação foram desenvolvidas: 1) Para categorias *endpoint* um manual está disponível, mas nenhum conjunto de ponderação operacional genérico foi desenvolvido; 2) Para categorias *midpoint* um método de monetização com base em custos de prevenção é fornecido; 3) Para categorias *endpoint* uma monetização com base em custos de danos é fornecida (EC-JRC, 2010a).

4.1.12 TRACI

TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*) é um método de avaliação do impacto elaborado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA) em 2003, originalmente projetado para uso na ACV, esperando-se também encontrar uma aplicação mais ampla na Prevenção da Poluição (P2) e em medidas de sustentabilidade para os Estados Unidos (BARE, 2002; BARE et al., 2003; UNEP, 2010).

Trata-se de um método *midpoint* que representa as condições ambientais dos Estados Unidos como um todo ou por estado. Durante o desenvolvimento do TRACI a coerência com os pressupostos de modelagem anteriores foi importante para cada categoria de impacto. As categorias relacionadas à saúde humana, carcinogênicas e não carcinogênicas foram fortemente baseadas em suposições feitas por *U.S. EPA Risk Assessment Guidance for Superfund* e *U.S. EPA's Exposure Factors Handbook*. Para categorias como a acidificação e formação de fumaça modelos empíricos detalhados norte-americanos, como os desenvolvidos pelo *U.S. National Acid Precipitation Assessment Program* e *California Air Resources Board*, permitiram a inclusão de abordagens mais sofisticadas e fatores de caracterização para localidades específicas (EC-JRC, 2010a).

O modelo *midpoint* foi adotado pela US-EPA por várias razões, incluindo um maior nível de consenso social a respeito das certezas da modelagem neste ponto da cadeia causa-efeito (BARE, 2002; BARE et al., 2003).

As categorias de impacto foram selecionadas com base em seu nível de concordância com a literatura existente nesta área, sua coerência com os regulamentos e políticas da EPA, seu estado atual de desenvolvimento e o seu valor reconhecido pela sociedade (BARE, 2002). São abordadas as seguintes categorias de impacto: depleção de ozônio, aquecimento global,

formação de fumaça (smog), acidificação, eutrofização, saúde humana (carcinogênicos), saúde humana (não carcinogênicos), saúde humana (poluentes), ecotoxicidade, esgotamento de combustíveis fósseis (EC-JRC, 2010a). Além das categorias já citadas Bare et al. (2003) ainda acrescentam as categorias de uso da terra e uso da água.

O método apresenta escopo de aplicação global para as categorias depleção de ozônio e aquecimento global; escopo de aplicação válido para a América do Norte para acidificação, eutrofização e formação de fumaça e válido para os Estados Unidos para as categorias relacionadas à saúde humana e ecotoxicidade (EC-JRC, 2010a). De acordo com Bare et al. (2003) as categorias acidificação, eutrofização, formação de fumaça (smog), saúde humana (carcinogênicos, não carcinogênicos e poluentes) e uso da terra foram desenvolvidas utilizando os parâmetros norte-americanos para fazê-las mais aplicáveis à situação dos Estados Unidos e algumas dessas categorias permitem uma resolução espacial no nível estadual ou inferior.

As categorias como odor, ruído, radiação, calor residual e acidentes estão fora da alçada da US-EPA e geralmente não são incluídas dentro de estudos de caso nos Estados Unidos por vários motivos, incluindo, talvez, o fato de ameaças a partir dessas categorias serem muitas vezes consideradas mínimas, locais ou de difícil previsão (BARE et al., 2003).

Análises probabilísticas permitiram a determinação de um nível adequado de sofisticação e resolução espacial necessária para a modelagem de impacto para diversas categorias, ainda que a ferramenta tenha sido projetada para acomodar variações incoerentes presentes na prática (por exemplo, informações específicas do local nem sempre estão disponíveis) (BARE, 2002; UNEP, 2010).

Aproximadamente 900 substâncias são abordadas na versão original do TRACI. Espera-se que a nova versão inclua aproximadamente 3.000 substâncias (EC-JRC, 2010a).

Não são propostas metodologias de normalização e ponderação (EC-JRC, 2010a), entretanto, Bare (2002) destaca que um banco de dados para normalização poderia ser usado para determinar qual categoria de impacto teve o índice mais significativo quando comparado às emissões nacionais anuais dos Estados Unidos para cada categoria de impacto, desse modo as empresas poderiam usar essas informações para definir metas corporativas para um melhor desempenho futuro.

4.1.13 USEtox

Em 2005 o grupo de trabalho sobre impactos tóxicos do programa Iniciativa do Ciclo de Vida da UNEP – SETAC iniciou uma comparação abrangente entre os modelos de caracterização de toxicidade da avaliação de impacto do ciclo de vida (ROSENBAUM et al., 2008) para identificar fontes específicas de diferenças e os componentes indispensáveis aos modelos (EC-JRC, 2010a). Segundo Hauschild et al. (2008) a comparação e harmonização dos modelos de caracterização existentes consideram os elementos de modelos mais influentes baseados nas melhores práticas no contexto atual da ACV.

Nesse contexto surgiu o USEtox, método com nível de avaliação *midpoint* (EC-JRC, 2010a) projetado para descrever o destino, exposição e efeitos dos produtos químicos (HUIJBREGTS et al., 2010), fornecendo fatores de caracterização recomendados para a toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce na avaliação de impacto do ciclo de vida.

Para o desenvolvimento do USEtox foram consideradas as seguintes atividades e princípios (ROSENBAUM et al., 2008):

- Comparações entre modelos com a participação dos desenvolvedores dos modelos: CalTOX (MCKONE; BENNETT; MADDALENA, 2001), Estados Unidos; IMPACT 2002 (PENNINGTON et al., 2005), Suíça; USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2005a), Holanda; BETR (MACLEOD et al., 2001), Canadá e Estados Unidos; EDIP (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997), Dinamarca; WATSON (BACHMANN, 2006), Alemanha e EcoSense (EC, 1999, 2005), Alemanha.
- Workshops com especialistas - Em uma série de workshops (Bilthoven 5/2006, Paris 8/2006 e Montreal 11/2006) os resultados foram discutidos com o objetivo de harmonizar os modelos, identificando as principais diferenças e removendo as diferenças não intencionais. As recomendações dos especialistas foram utilizadas para construir um modelo que representasse um consenso científico.
- Definição dos princípios de desenvolvimento:
 - Parcimônia: tão simples quanto possível e tão complexo como necessário;
 - Mimético: não diferir mais dos modelos originais do que estes já diferem entre si;
 - Avaliados: fornecendo um repositório de conhecimento através da avaliação contra um amplo conjunto de modelos existentes;
 - Transparente: estar bem documentado, incluindo o raciocínio para a escolha do modelo.

A pontuação de impacto de toxicidade é calculada multiplicando a massa de uma substância emitida em um dado compartimento pelo fator de caracterização de toxicidade correspondente (HUIJBREGTS et al., 2010). Após a multiplicação dos fatores de destino, fatores de exposição e fatores de efeito, os fatores finais de caracterização de toxicidade humana e ecotoxicidade aquática são calculados pela soma dos fatores de caracterização de avaliações em escala continental e global (ROSENBAUM et al., 2008).

A escala continental é composta pelos seguintes compartimentos: ar urbano, ar rural, água doce, água do mar, solo natural e solo agrícola, enquanto a escala global abrange os compartimentos ar, água doce, oceano, solo natural e solo agrícola (HUIJBREGTS et al., 2010), ou seja, apresenta a mesma estrutura que a escala continental, mas sem o compartimento referente ao ar urbano (ROSENBAUM et al., 2008).

As duas escalas geográficas são apresentadas na Figura 6. A escala continental está aninhada à escala global e produtos químicos podem ser transportados de uma escala para outra (HUIJBREGTS et al., 2010).

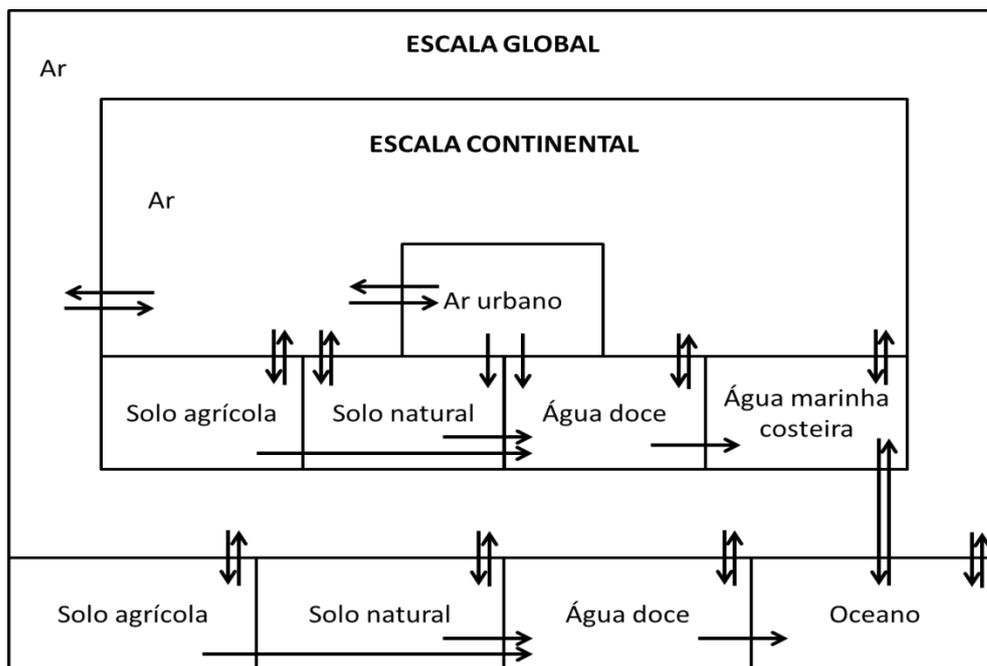


Figura 6 - Configuração dos compartimentos considerados no método USEtox
Fonte – Adaptado de Rosenbaum et al. (2008)

No método USEtox são determinados fatores para impactos cancerígenos, não cancerígenos e impactos totais. Os dados para efeitos após a inalação e exposição oral são determinados separadamente (HUIJBREGTS et al., 2010).

De acordo com Huijbregts et al. (2010) e Rosenbaum et al (2008) o fator de caracterização para toxicidade humana é expresso em unidades de tóxicos comparativas (CTU), proporcionando a estimativa do aumento da morbidade na população humana total por unidade de massa de um produto químico emitido (casos/kg emitido), assumindo peso igual entre cancerígeno e não câncerígeno devido a falta de conhecimentos mais precisos sobre essa questão. O fator de caracterização para a ecotoxicidade aquática também é expresso em CTU e fornece uma estimativa da fração potencialmente afetada (PAF) de espécies ao longo do tempo e volume por unidade de massa de um produto químico emitido ($PAF \text{ dia.m}^3.\text{kg}^{-1}$).

Fatores de caracterização adicionais estão atualmente em desenvolvimento para avaliar de um modo coerente o impacto de partículas primárias e secundárias, bem como das emissões no ar interior (EC-JRC, 2010a).

Com o objetivo de possuir um conjunto de dados consistentes, computando o maior número possível de fatores de caracterização, foi criado um banco de dados de propriedades químicas. Este banco de dados inclui propriedades físico-químicas, dados toxicológicos de animais em laboratório como base para os seres humanos e dados ecotoxicológicos para organismos de água doce (ROSENBAUM et al., 2008).

Aplicando o USEtox com um banco de dados bem referenciado são encontrados fatores de caracterização para 991 substâncias orgânicas (mais 260 fatores de caracterização provisórios) na categoria de impacto toxicidade humana e para 1.299 substâncias orgânicas (mais 1.247 provisórios) na categoria de impacto ecotoxicidade de água doce (ROSENBAUM et al., 2008).

Não há fatores disponíveis para normalização e nenhuma metodologia de ponderação foi desenvolvida (EC-JRC, 2010a).

4.1.14 IMPACT World +

O método IMPACT World+ foi desenvolvido diante da necessidade de uma avaliação de impacto regionalizada cobrindo todo o mundo. Estão envolvidos nessa pesquisa especialistas do grupo de pesquisa CIRAIG, da Politécnica de Montreal (Canadá), Universidade de Michigan (Estados Unidos), Ann Arbor (Estados Unidos), Quantis (Suíça), Universidade Técnica da Dinamarca – DTU (Dinamarca), Escola Politécnica de Lausanne - EPFL (Suíça) e Cycleco (França). Além da Fundação Alcoa, a qual colabora com investimentos financeiros.

Os modelos de caracterização são uma atualização dos modelos existentes nos métodos Impact 2002+, EDIP e LUCAS, que resultou em fatores de caracterização para diferentes resoluções geográficas, cada um com sua própria incerteza e variabilidade espacial associada (IMPACT WORLD+, 2012).

A escala espacial considerada é definida em torno dos parâmetros de modelagem mais sensíveis e espacialmente variáveis, tais como bacias para impactos de uso da água ou biomas para impactos do uso da terra (IMPACT WORLD+, 2012).

O IMPACT World+ traz como principais novidades (IMPACT WORLD+, 2012):

- O modelo USEtox para impactos tóxicos e os impactos do uso da água foram incluídos pela primeira vez em um método de AICV abrangente, com fatores continentais específicos e alternativas especializadas consistentes;
- Melhorias de modelagem têm sido desenvolvidas para uso da terra com a inclusão dos serviços dos ecossistemas, para acidificação com uma modelagem melhor para destino atmosférico, para o uso de recursos com a introdução de uma abordagem de extração-consumo-competição, para efeitos respiratórios com novos fatores derivados de epidemias e a inclusão dos impactos de resíduos de pesticidas e, finalmente, para a eutrofização com um modelo mundial de resolução de 0,5 x 0,5 graus.
- Para algumas categorias de impacto os indicadores *midpoint* podem ser atribuídos a subcategorias, por exemplo, a categoria toxicidade humana é composta por substâncias não cancerígenas, cancerígenas, inorgânicos inaláveis e radiações ionizantes na saúde humana, enquanto que a categoria ecotoxicidade é subdividida em ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade terrestre e os impactos da radiação ionizante sobre os ecossistemas.
- Enquanto os indicadores *midpoint* podem ser apresentados e interpretados separadamente, cada impacto *midpoint* também é modelado nas três áreas de proteção: saúde humana, qualidade dos ecossistemas e serviços e recursos ambientais. A última área de proteção inclui os impactos sobre a sociedade humana sem consequências diretas sobre a saúde, tais como o uso recursos abióticos e depreciação dos serviços dos ecossistemas.

Reconhecendo que alguns usuários podem querer manter alguma liberdade na escolha de categorias de impacto de interesse particular, agrupamentos opcionais podem ser feitos para fins de notificação, mantendo-se separados, por exemplo, os impactos associados às mudanças climáticas ou ao uso e qualidade da água. Neste caso, apenas os demais impactos

nas três áreas de proteção serão relatados, uma vez que os impactos relatados para água e mudança climática são subtraídos para evitar dupla contagem.

São, portanto, abordadas as seguintes categorias de impacto: toxicidade humana, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, acidificação, eutrofização, uso da água, uso da terra e uso de recursos.

4.2 Análise comparativa entre os métodos de AICV e subsídios para a aplicação no Brasil

O Quadro 4, baseado nas referências bibliográficas utilizadas neste capítulo, apresenta uma relação de características dos métodos de AICV classificadas de acordo com as categorias de comparação anteriormente estabelecidas no item 2.2, do Capítulo 2.

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
CML 2002	Depleção de recursos abióticos	<i>Midpoint</i>	Global	Fatores de normalização disponíveis para 1990 e 1995 tanto para intervenções mundiais anuais agregadas ou per capita quanto para um cidadão médio. Planilha de base disponível para que os fatores de normalização possam ser adaptados para outros métodos e novos dados desenvolvidos. Fatores de normalização para a Holanda e Leste Europeu disponíveis para 'extensões' (análises de sensibilidade).	Procedimentos de ponderação não são contemplados por este método.
	Uso da terra		Global		
	Mudança climática		Global		
	Depleção do ozônio estratosférico		Global		
	Toxicidade humana		Global		
	Ecotoxicidade aquática (água doce)		Global		
	Ecotoxicidade aquática (marinha)		Global		
	Ecotoxicidade terrestre		Global		
	Formação de foto-oxidantes		Europa		
	Acidificação		Europa		
	Eutrofização		Global		
	Perda de função de suporte à vida		Global		
	Perda de biodiversidade		Global		
	Ecotoxicidade em água doce (sedimentos)		Global		
	Ecotoxicidade marinha (sedimentos)		Global		
	Impactos da radiação ionizante		Global		
	Mau cheiro do ar		Global		
	Ruído		Global		
	Calor residual		Global		
	Acidentes		Global		
	Letal		Global		
	Não letal		Global		
	Depleção de recursos bióticos		Global		
Dessecação	Global				
Mau cheiro da água	Global				

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continua)

Métodos	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
Eco-indicator 99	Mudança climática	Endpoint	Global	Dados de normalização europeus são calculados com o método para cada área de proteção.	Três opções: 1) Método de painel para pesos padrão; 2) Ponderação em triângulo, para tomada de decisões sem ponderação; 3) Métodos de monetização, que não são muito utilizados.
	Depleção da camada de ozônio		Global		
	Acidificação e eutrofização combinadas		Holanda		
	Carcinogênicos		Europa		
	Inaláveis orgânicos		Europa		
	Inaláveis inorgânicos		Europa		
	Radiação ionizante		Europa		
	Ecotoxicidade		Europa		
	Uso da terra		Suíça		
	Recursos minerais		Global		
	Recursos fósseis		Global		
Ecological Scarcity	Mudança climática	Combinado Usa o princípio distância do alvo.	Global	Normalização realizada pela divisão pelos fluxos de emissão de 2004.	Ponderação realizada por meio da multiplicação pelo quadrado da relação entre o fluxo real e o fluxo crítico.
	Depleção de ozônio		Global		
	Formação de oxidantes fotoquímicos		Suíça		
	Efeitos respiratórios		Suíça		
	Emissões para o ar		Suíça		
	Emissões para água de superfície		Suíça		
	Câncer proveniente de radionuclídeos emitidos no mar		Suíça		
	Emissões para águas subterrâneas		Suíça		
	Emissões para o solo		Suíça		
	Resíduos		Suíça		
	Consumo de água		Suíça		
	Consumo de areia/cascalho		Suíça		
	Fontes de energia primária		Suíça		
	Disruptores endócrinos		Suíça		
Perda de biodiversidade por ocupação do solo	Suíça				

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continuação)

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
EDIP 1997	Aquecimento global	<i>Midpoint</i>	Global	Fatores de normalização globais ou regionais (Europa) disponíveis para 1994 como valores de impactos anuais para um cidadão comum para todas as categorias de impacto. Planilha de dados disponível para que os fatores de normalização possam ser adaptados.	Fatores de ponderação baseados nos objetivos políticos dinamarqueses, europeus ou globais.
	Depleção de ozônio		Global		
	Acidificação		Global		
	Enriquecimento de nutrientes		Global		
	Formação de ozônio fotoquímico		Global		
	Toxicidade humana		Global		
	Ecotoxicidade		Global		
	Consumo de recursos		Global		
	Ambiente de trabalho		Global		
EDIP 2003	Aquecimento global	<i>Midpoint</i>	Global	Fatores de normalização para a Europa disponíveis para 1995 como valores de impactos anuais para um cidadão comum para todas as categorias de impacto. Planilha de dados disponível para que fatores de normalização possam ser adaptados.	Não foi desenvolvido um método de ponderação específico para o EDIP 2003 e os fatores de ponderação do EDIP 97 são recomendados.
	Depleção de ozônio		Global		
	Acidificação		Europa		
	Eutrofização terrestre		Europa		
	Eutrofização aquática		Europa		
	Formação de ozônio fotoquímico		Europa		
	Toxicidade humana		Europa		
	Ecotoxicidade		Europa		
	Ruído		Europa		
ESP 2000	Saúde humana	<i>Endpoint</i>	Global	Normalização realizada por meio da monetização.	Todos os indicadores de categorias são expressos em termos monetários, com base na necessidade de pagamento para evitar variações negativas nos valores do indicador.
	Expectativa de vida		Global		
	Morbidade grave e sofrimento		Global		
	Morbidade		Global		
	Incômodo grave		Global		
	Incômodo		Global		
	Ambiente natural		Global		
	Capacidade de produção agrícola		Global		

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continuação)

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
ESP 2000	Capacidade de produção de madeira		Global		
	Capacidade de produção de peixe e carne		Global		
	Capacidade de cátions de base		Global		
	Capacidade de produção de água potável		Global		
	Parcela de extinção de espécies		Suécia		
	Consumo de recursos naturais		Global		
	Esgotamento de reservas de elementos		Global		
	Esgotamento de reservas fósseis (gás)		Global		
	Esgotamento de reservas (petróleo)		Global		
	Esgotamento de reservas fósseis (carvão)		Global		
	Esgotamento de reservas minerais		Global		
IMPACT 2002+	Toxicidade humana	Combinado	Europa	Fatores de normalização para a Europa disponíveis para o ano 2000 como pontuações de impacto anual de um cidadão comum, para todas as categorias de impacto.	Nenhum procedimento de ponderação específico foi desenvolvido. Como padrão, os fatores de ponderação podem ser tomados como iguais, assumindo que os danos globais europeus sobre a saúde humana são comparáveis ao impacto sobre os ecossistemas, as mudanças climáticas e consumo de recursos.
	Efeitos respiratórios		Europa		
	Radiação ionizante		Europa		
	Depleção de ozônio		Europa		
	Formação de ozônio fotoquímico		Europa		
	Ecotoxicidade aquática		Europa		
	Ecotoxicidade terrestre		Europa		
	Acidificação aquática		Europa		
	Eutrofização aquática		Europa		
	Acidificação e eutrofização terrestre		Europa		
	Ocupação da terra		Europa		
	Aquecimento global		Europa		
	Uso de energia não renovável		Europa		
	Extração mineral		Europa		

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continuação)

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
LIME	Poluição do ar urbano	Combinado	Japão	Normalização realizada por meio da monetização aplicada ao nível <i>endpoint</i> .	Na ponderação custos sociais (em ienes) são usados para combinar as quatro áreas de proteção.
	Aquecimento global		Global		
	Depleção da camada de ozônio		Global		
	Toxicidade humana		Japão		
	Ecotoxicidade		Japão		
	Acidificação		Japão		
	Eutrofização		Japão		
	Formação de oxidantes fotoquímicos		Japão		
	Uso da terra		Japão		
	Consumo de minerais		Japão		
	Consumo de energia		Japão		
	Consumo de recursos bióticos		Japão		
	Poluição do ar interno		Japão		
	Geração de ruídos		Japão		
	Geração de resíduos		Japão		
	Estresse térmico		Japão		
	Malária		Japão		
	Doenças infecciosas, fome e desastres naturais		Japão		
	Catarata		Japão		
	Câncer de pele		Japão		
	Outro câncer		Japão		
	Deficiência respiratória		Japão		
	Biodiversidade (terrestre)		Japão		
	Biodiversidade (aquática)		Japão		
	Plantas		Japão		
	Bentos		Japão		
	Pesca		Japão		
	Colheita		Japão		
Materiais	Japão				
Recursos minerais	Japão				
Recursos energéticos	Japão				

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continuação)

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
LUCAS	Mudança climática	<i>Midpoint;</i> Poderá ser desenvolvida para <i>endpoint</i> .	Global	A normalização é determinada pela relação entre o impacto por unidade de emissão, dividido pelo impacto total de todas as substâncias que contribuem para a categoria de impacto específica, por pessoa. Fatores de normalização estão sendo atualizados.	Procedimentos de ponderação não são contemplados por este método.
	Depleção de ozônio		Global		
	Acidificação		Canadá		
	Neblina fotoquímica (smog)		Canadá		
	Efeitos respiratórios		Canadá		
	Eutrofização aquática		Canadá		
	Eutrofização terrestre		Canadá		
	Ecotoxicidade (aquática e terrestre)		Canadá		
	Toxicidade humana		Canadá		
	Uso da terra		Canadá		
	Destruição de recursos abióticos		Canadá		
MEeuP	Consumo total de energia bruta	<i>Midpoint</i>	Europa	Procedimentos de normalização não são contemplados por este método.	Procedimentos de ponderação não são contemplados por este método.
	Consumo de eletricidade		Europa		
	Consumo de água (processos)		Europa		
	Consumo de água para resfriamento		Europa		
	Resíduos sólidos perigosos		Europa		
	Resíduos não perigosos		Europa		
	Aquecimento global		Europa		
	Destruição do ozônio estratosférico		Europa		
	Acidificação		Europa		
	Emissão de poluentes orgânicos persistentes		Europa		
	Emissão de compostos orgânicos voláteis		Europa		
	Emissões de metais pesados (ar)		Europa		
	Toxicidade humana		Europa		
	Formação de partículas		Europa		
	Eutrofização aquática		Europa		
Emissões de metais pesados (água)	Europa				

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continuação)

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
ReCiPe	Mudança climática	Combinado	Global	Dados de normalização disponíveis para a Europa e para o mundo desde 2000. Dados de normalização para transformação do solo e esgotamento de água doce não estão incluídos.	Três opções de ponderação foram desenvolvidas: 1) Para categorias <i>endpoint</i> um manual está disponível, mas nenhum conjunto de ponderação operacional genérico foi desenvolvido; 2) Para categorias <i>midpoint</i> um método de monetização com base em custos de prevenção é fornecido; 3) Para categorias <i>endpoint</i> uma monetização com base em custos de danos é fornecida.
	Depleção de ozônio		Global		
	Acidificação terrestre		Europa		
	Eutrofização (água doce e marinha)		Europa		
	Toxicidade humana		Europa		
	Formação de oxidantes fotoquímicos		Europa		
	Formação de matéria particulada		Europa		
	Ecotoxicidade (terrestre, água doce, marinha)		Europa		
	Radiação ionizante		Europa		
	Uso da terra agrícola		Europa		
	Uso da terra urbana		Europa		
	Transformação da terra natural		Europa		
	Esgotamento de recursos fósseis		Global		
	Esgotamento de recursos minerais		Global		
Esgotamento de recursos de água doce	Global				
TRACI	Depleção de ozônio	<i>Midpoint</i>	Global	Procedimentos de normalização não são contemplados por este método.	Procedimentos de ponderação não são contemplados por este método.
	Aquecimento global		Global		
	Formação de fumaça (smog)		América do Norte		
	Acidificação		América do Norte		
	Eutrofização		América do Norte		
	Saúde humana (carcinogênicos)		Estados Unidos		
	Saúde humana (não carcinogênicos)		Estados Unidos		
	Saúde humana (poluentes)		Estados Unidos		
	Ecotoxicidade		Estados Unidos		
	Esgotamento de combustíveis fósseis		Global		
	Uso da terra		Estados Unidos		
	Uso da água		-		

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Continuação)

Método	Categorias de Impacto	Nível de avaliação de impacto	Abrangência de aplicação	Normalização	Ponderação
USEtox	Toxicidade humana	<i>Midpoint</i>	Global	Procedimentos de normalização não são contemplados por este método.	Procedimentos de ponderação não são contemplados por este método.
	Ecotoxicidade de água doce		Global		
IMPACT World+	Toxicidade humana	Combinado	Global	Procedimentos de normalização não são contemplados por este método.	Procedimentos de ponderação não são contemplados por este método.
	Oxidação fotoquímica		Global		
	Depleção da camada de ozônio		Global		
	Aquecimento global		Global		
	Ecotoxicidade		Global		
	Acidificação		Global		
	Eutrofização		Global		
	Uso da água		Global		
	Uso da terra		Global		
	Uso de recursos		Global		

Quadro 4 - Principais métodos de AICV e suas características (Conclusão)

O método JEPIX não foi incluído no Quadro 4 visto que as informações disponíveis não são suficientes para serem classificadas em todos os parâmetros analisados.

Com relação aos demais métodos estudados o primeiro tipo de agrupamento realizado é referente ao nível de avaliação, que pode ser *midpoint*, *endpoint* ou combinado. CML 2002, EDIP 97, EDIP 2003, LUCAS, TRACI, MEEuP e USEtox constituem o grupo dos métodos de avaliação *midpoint*, ou seja, aqueles em que todas as categorias de impacto baseiam-se em avaliações de ponto médio ou potencial impacto direto das emissões. No entanto, segundo Toffoletto et al. (2007), fatores de caracterização *midpoint* e *endpoint* estão disponíveis para as categorias de impacto ecotoxicidade e toxicidade do método LUCAS, indicando que eventualmente este poderá ser desenvolvido para o nível *endpoint*.

Outra vertente constitui os métodos de avaliação *endpoint*, aqueles em que todas as categorias de impacto se baseiam em avaliações de danos às áreas de proteção. Este grupo é composto pelos métodos Eco-indicator 99 e EPS 2000.

Um terceiro grupo é composto por métodos de nível de avaliação combinado, em que as categorias combinam as avaliações de potenciais de impacto de ponto médio e de avaliação de danos. Neste grupo estão os métodos Impact 2002+, LIME, ReCiPe e IMPACT World+.

Há também o método Ecological Scarcity, que apresenta uma abordagem diferenciada, tendo como base o princípio de distância do alvo pelo uso dos chamados eco fatores, ao invés de uma avaliação de danos.

Quanto ao contexto de criação dos métodos verifica-se que o método LIME é direcionado inteiramente ao contexto japonês, o método LUCAS é direcionado ao contexto canadense, o método TRACI foi desenvolvido tomando como base as características ambientais da América do Norte, mais especificamente os Estados Unidos para algumas categorias locais, enquanto os métodos CML 2002, Eco-indicator 99, Ecological Scarcity, EDIP 97, EDIP 2003, Impact 2002+, MEEuP e ReCiPe foram desenvolvidos por países da Europa e tendem a considerar as características ambientais europeias para as categorias de impactos regionais. Os métodos USEtox e IMPACT World+ foram criados por especialistas de diversos países a partir de comparações abrangentes dos métodos existentes.

Uma nuance importante observada neste trabalho se refere à abrangência do escopo de aplicação dos métodos para cada categoria de impacto, também chamada de validade regional pelo ILCD Handbook (EC-JRC, 2010a). Alguns métodos assumem ser direcionados para aplicação em contextos regionais específicos, como é o caso do Eco-Indicador 99 (Europa, com categorias específicas para Holanda e Suíça), Ecological Scarcity (Suíça), LIME (Japão), LUCAS (Canadá), Impact 2002+ (Europa), MEEuP (Europa), ReCiPe (Europa) e TRACI (Estados Unidos/América do Norte). Para esses métodos todas as categorias de impacto têm abrangência de aplicação classificadas neste trabalho como nacional ou continental, são exceções as categorias globais por definição como aquecimento global e destruição da camada de ozônio, e em alguns métodos a categoria consumo de recursos.

Outros métodos, notavelmente um de nível de avaliação *endpoint*, o EPS 2000, e outro de avaliação *midpoint*, o CML 2002, buscam maior globalização da abrangência de aplicação das suas categorias de impacto, com exceção das categorias parcela de extinção de espécies (do método EPS 2000) e formação de foto-oxidantes e acidificação (do método CML 2002). O fato de apenas essas categorias terem escopos de aplicação mantidos como regionais em métodos quase inteiramente de validade global chama a atenção sobre as possibilidades e fragilidades de globalização de tais categorias.

O método EDIP apresenta escopo de aplicação global para todos os impactos em sua primeira versão (WENZEL; HAUSCHILD; ALTING, 1997), no entanto, no desenvolvimento da nova versão do método, no ano de 2003, a maioria das categorias apresenta aplicabilidade direcionada à Europa, demonstrando uma regionalização da AICV. Tal trajetória de

desenvolvimento pode demonstrar a necessidade de avaliação de alguns impactos regionalmente de modo a obter-se uma maior precisão nos resultados.

USEtox e IMPACT World+ são métodos mais atuais, quando comparados aos demais, com a proposta de fornecer fatores de caracterização diferenciados por regiões e ainda apresentar validade global, a fim de ser aplicado em todo o mundo para todos os impactos abordados por estes métodos.

Quanto às metodologias de normalização e ponderação, não há um consenso entre os métodos sobre procedimentos padrão de normalização e ponderação. A maioria dos métodos apresentados desenvolvem alguma metodologia própria de normalização, com exceção de MEEuP, TRACI, USEtox e IMPACT World+. Em relação à ponderação, esta também é abordada somente por alguns métodos, enquanto CML 2002, Impact 2002+, LUCAS, MEEuP, TRACI, USEtox e IMPACT World+ não apresentam procedimentos diferenciados de ponderação, como padrão os fatores de ponderação destes métodos podem ser tomados como iguais. Uma descrição sucinta das metodologias de normalização e ponderação é dada no Quadro 4, no entanto, para maiores detalhes recomenda-se consultar a bibliografia de embasamento de cada método de AICV de forma específica.

Finalmente, no que se refere às categorias de impacto abordadas por cada um dos métodos, podemos notar que a temática das categorias presentes num determinado método está diretamente ligada ao nível de avaliação (*midpoint* ou *endpoint*) e ao contexto de criação desta. Isso acontece porque as temáticas abordadas por um método de AICV refletem, na maioria das vezes, as áreas consideradas de maior sensibilidade ambiental para o contexto de criação do método.

As categorias referentes ao potencial de impacto para mudanças climáticas ou aquecimento global e destruição da camada de ozônio estão presentes em todos os métodos estudados, com exceção do EPS 2000, onde apenas potenciais de danos às áreas de proteção são abordados, e do USEtox. O mesmo acontece com as categorias acidificação e eutrofização, as quais não são abordadas apenas pelos métodos EPS 2000, Ecological Scarcity e USEtox.

Em relação ao potencial de impacto para formação de foto-oxidantes, este não é abordado pelos métodos Eco-Indicator 99, EPS 2000 e USEtox.

A categoria denominada ecotoxicidade não é avaliada pelos métodos Ecological Scarcity, EPS 2000 e MEEuP.

O potencial de impacto para toxicidade humana demonstra diferentes abordagens dentre os métodos estudados. É avaliada em nível intermediário (direto) pelos métodos CML

2002, EDIP 97, EDIP 2003, Impact 2002+, LIME, LUCAS, MEEuP, ReCiPe, USEtox e IMPACT World+. No entanto, em outros métodos predominantemente *endpoint* como Eco-Indicator 99, Ecological Scarcity, EPS 2000 e TRACI, esta categoria é avaliada do ponto de vista do potencial de danos às áreas de proteção.

Questões referentes ao consumo de recursos são abordadas por todos os métodos estudados, com exceção do método USEtox e do EDIP na sua versão de 2003. Nos métodos de avaliação *midpoint* o consumo de recursos é tratado na forma de quantificação direta através dos fluxos de inventário. Nos métodos *endpoint*, por outro lado, tais questões são abordadas sob o ponto de vista de seus danos potenciais, como o esgotamento de recursos.

Os impactos ambientais relacionados ao uso da terra são abordados em métodos de AICV como CML 2002, Eco-Indicator 99, Ecological Scarcity, Impact 2002+, LIME, LUCAS, ReCiPe, TRACI e IMPACT World+. Não sendo abordadas pelos métodos EDIP 97, EDIP 2003, EPS 2000, MEEuP e USEtox.

As categorias de impacto citadas são avaliadas pela maioria dos métodos de AICV estudados e, portanto, são consideradas neste trabalho como categorias de impacto tradicionais na AICV. O Quadro 5 relaciona os métodos de AICV estudados e as categorias de impacto tradicionais abordadas por cada método.

Métodos de AICV	Categorias de Impacto								
	Mudança climática ou Aquecimento global	Depleção da camada de ozônio	Acidificação	Eutrofização	Formação de foto-oxidantes	Ecotoxicidade	Toxicidade humana	Consumo de recursos	Uso da terra
CML 2002	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Eco - indicator 99	x	x	x	x		x	x	x	x
Ecological Scarcity	x	x			x		x	x	x
EDIP 97	x	x	x	x	x	x	x	x	
EDIP 2003	x	x	x	x	x	x	x		
EPS 2000							x	x	
Impact 2002+	x	x	x	x	x	x	x	x	x
LIME	x	x	x	x	x	x	x	x	x
LUCAS	x	x	x	x	x	x	x	x	x
MEEuP	x	x	x	x	x		x	x	
ReCiPe	x	x	x	x	x	x	x	x	x
TRACI	x	x	x	x	x	x	x	x	x
USEtox						x	x		
IMPACT World+	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Quadro 5 - Métodos de AICV e suas categorias de impacto tradicionais

Além das categorias de impacto tradicionais citadas no quadro acima, alguns métodos também apresentam categorias de impacto diferenciadas. No Quadro 6 são mostrados alguns exemplos.

Métodos de AICV	Categorias de Impacto
CML 2002	Impactos da radiação ionizante
	Mau cheiro do ar
	Ruído
	Calor residual
	Acidentes
	Letal
	Não letal
	Dessecação
	Mau cheiro da água
Eco- Indicator 99	Carcinogênicos
	Inaláveis orgânicos
	Inaláveis inorgânicos
	Radiação ionizante
Ecological Scarcity	Disruptores endócrinos
EDIP 97-2003	Ambiente de Trabalho
EDIP 2003	Ruído do tráfego
EPS 2000	Capacidade de produção agrícola
	Capacidade de produção de madeira
	Capacidade de produção de peixe e carne
	Capacidade de cátions de base
	Capacidade de produção de água potável
	Parcela de extinção de espécies
LIME	Poluição do ar urbano
	Poluição do ar interno
	Geração de ruído
	Biodiversidade
MEEuP	Emissões de metais pesados para o ar
	Emissões de metais pesados para a água
IMPACT World+	Uso da água

Quadro 6 - Métodos de AICV e seus exemplos de categorias de impacto diferenciadas

Deve-se destacar que a existência de métodos que abordem categorias mais específicas, além das tradicionais, representa a possibilidade de desenvolvimento de modelos

direcionados ao estudo de características particulares ao Brasil, referentes ao uso e ocupação da terra, erosão, biocombustíveis e efeitos da biodiversidade, por exemplo.

É possível notar pela discussão das características e particularidades dos métodos de AICV que essas variam bastante, podendo conferir a tais métodos um grande potencial de interferência nos resultados finais da AICV.

A maioria dos métodos de AICV apresentados neste capítulo foi criada considerando escopos regionais específicos, embora sejam aplicados em diferentes partes do mundo, incluindo o Brasil.

Por não existirem métodos desenvolvidos especificamente para o contexto brasileiro, nem para a América do Sul, a partir dos resultados obtidos neste capítulo buscou-se fornecer subsídios para a aplicação no Brasil dos métodos de AICV disponíveis. Considerando os métodos de AICV como foram desenvolvidos originalmente, ou seja, sem a realização de adaptações, foi adotado como critério o parâmetro anteriormente descrito 'abrangência de aplicação'. Portanto, os métodos de AICV recomendados para aplicação no Brasil são aqueles que apresentam uma abrangência classificada como global para o escopo de aplicação de suas categorias de impacto, sendo eles:

- CML 2002: para as categorias de impacto depleção de recursos abióticos, uso da terra, mudança climática, depleção de ozônio estratosférico, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática (água doce), ecotoxicidade aquática (marinha), ecotoxicidade terrestre e eutrofização. Além de categorias de impactos adicionais que são abordadas dependendo dos requisitos do estudo, como perda de função de suporte à vida, perda de biodiversidade, ecotoxicidade em água doce (sedimentos), ecotoxicidade marinha (sedimentos), impactos da radiação ionizante, mau cheiro do ar, ruído, calor residual, acidentes, letal, não letal, depleção de recursos bióticos, dessecação e mau cheiro da água;
- EDIP 97: para as categorias de impacto aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, enriquecimento de nutrientes, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade, consumo de recursos e ambiente de trabalho;
- EPS 2000: para as categorias de impacto saúde humana, expectativa de vida, morbidade grave e sofrimento, morbidade, incômodo grave, incômodo, ambiente natural, capacidade de produção agrícola, capacidade de produção de madeira, capacidade de produção de peixe e carne, capacidade de cátions de base, capacidade de produção de água potável, consumo de recursos naturais, esgotamento de reservas de elementos, esgotamento de reservas fósseis (gás), esgotamento de reservas fósseis

(petróleo), esgotamento de reservas fósseis (carvão) e esgotamento de recursos minerais;

- USEtox: para as categorias de impacto toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce;
- IMPACT World+: para as categorias de impacto toxicidade humana, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, acidificação, eutrofização, uso da água, uso da terra e uso de recursos.

Com relação às demais categorias de comparação, categoria de impacto, nível de avaliação e metodologias de normalização e ponderação, a opção pelo método de AICV mais adequado a ser utilizado fica a critério dos objetivos e escopo definidos no estudo de ACV pretendido.

Vale ressaltar que até esta fase da pesquisa foram consideradas apenas as definições e classificações encontradas nos manuais e artigos científicos publicados referentes aos métodos abordados neste trabalho. Um método de AICV é composto por uma série de modelos de caracterização utilizados para avaliar cada uma de suas categorias de impacto. Desse modo, este trabalho destaca a importância de se incentivar a análise dos parâmetros e procedimentos de cálculos utilizados por cada modelo, para as várias categorias de impacto existentes, a fim de que se possa verificar se os modelos de caracterização utilizados por cada um dos métodos são realmente capazes de representar os potenciais impactos ambientais em diferentes regiões do mundo. Acredita-se que dessa forma, estudando os modelos de caracterização, possa ser realizada uma comparação efetiva entre os métodos de AICV.

Nesse contexto, com a finalidade de iniciar esse processo de análise dos modelos de caracterização, o Capítulo 5, apresentado a seguir, promove a descrição e análise dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação, fornecendo subsídios para a adaptação dos modelos para o contexto brasileiro.

5 MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO – ACIDIFICAÇÃO

A categoria de impacto acidificação aborda impactos referentes aos processos que aumentam a acidez dos sistemas de água e solo pela concentração de íons de hidrogênio. A acidificação é causada pela emissão atmosférica e deposição de substâncias químicas acidificantes. As principais substâncias contribuintes para a acidificação provêm das emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO₂) e amônia (NH₃) (EC-JRC, 2010b).

A seleção dos modelos de caracterização para a acidificação foi realizada adotando-se como critério principal o parâmetro “nível de avaliação de impacto” dos métodos de AICV. A partir dos resultados obtidos no Capítulo 4 foram selecionados os métodos de AICV com nível de avaliação de impacto classificados como “*midpoint*”. Esta escolha é justificada porque a complexidade e as incertezas inerentes da modelagem *midpoint* são claramente menores do que para a modelagem de *endpoint* (EC-JRC, 2010c; HAUSCHILD et al, 2012).

Os métodos de AICV tendem a apresentar modelos de caracterização diferentes de acordo com cada categoria de impacto abordada. Dessa maneira, foram identificados os modelos de caracterização *midpoint* correspondentes a cada método para a categoria de impacto acidificação.

Os modelos de caracterização *midpoint* apresentados a seguir são referentes aos métodos CML, EDIP, LIME, MEEuP, ReCiPe e TRACI. São abordados ainda o modelo de caracterização recomendado pelo *ILCD handbook International Reference Life Cycle Data System* (EC-JRC, 2011; HAUSCHILD et al., 2012), *Accumulated Exceedance*, e o modelo de caracterização utilizado no método IMPACT World+.

O Quadro 7 mostra a relação entre modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação e seus respectivos os métodos de AICV.

Modelos de caracterização	Métodos de AICV
Modelo RAINS-LCA - Índice de Perigo	CML 2002
Modelo RAINS 7.2 - Área desprotegida	EDIP 2003
Modelo de Hayashi et al., 2004	LIME
Modelo de Kemna et al., 2005	MEEuP
Modelo EUTREND + Modelo de simulação SMART2	ReCiPe
ASTRAP	TRACI
Modelo Accumulated Exceedance	-
Modelo de Roy et al., 2012	IMPACT World+

Quadro 7 - Modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação e seus respectivos métodos de AICV

A fim de melhorar a transparência da análise dos modelos é apresentado na Figura 7 um diagrama do mecanismo de impacto geral que inclui todos os caminhos e fluxos relevantes que podem ser parte do modelo de caracterização da categoria de impacto acidificação. Quanto maior a espessura das setas no diagrama, maior é a importância do caminho no mecanismo global. Os métodos de AICV que tiveram seus modelos de caracterização analisados nessa fase da pesquisa foram incluídos no diagrama de acordo com o mecanismo ambiental que adotam durante a avaliação dos impactos ambientais.

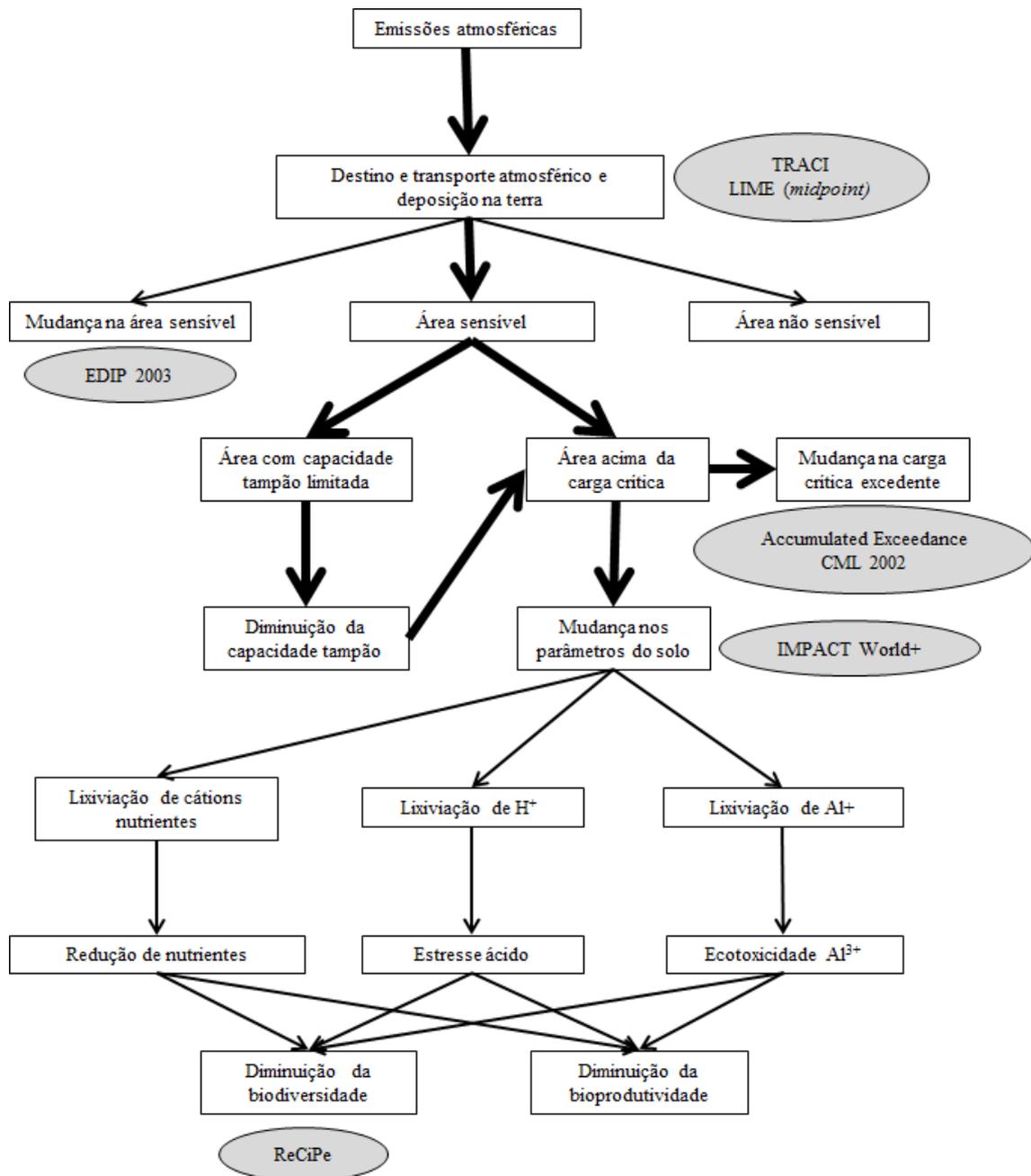


Figura 7 - Diagrama para a categoria de impacto acidificação
Fonte – Adaptado de EC-JRC (2011)

O método MEEUP não está incluído na Figura 7, pois representa apenas um potencial relacionado a um fluxo elementar e não segue a cadeia de causa e efeito.

5.1 Descrição dos modelos de caracterização

5.1.1 Modelo RAINS-LCA – Índice de Perigo utilizado pelo método CML 2002

O modelo de caracterização utilizado pelo método CML 2002 é baseado no modelo Regional Air pollution Information and Simulation (RAINS), desenvolvido pelo International Institute for Applied System Analysis (IIASA), em Viena, Áustria.

RAINS-LCA é um modelo adaptado para fins da ACV e foi desenvolvido para calcular o potencial de acidificação para emissões atmosféricas de amônia (NH₃), óxidos de nitrogênio (NO_x) e dióxido de enxofre (SO₂) para a Europa, considerando o destino, deposições e efeitos (HUIJBREGTS, 1999; HUIJBREGTS et al., 2001).

O indicador de impacto para esta categoria é a liberação de íons H⁺, o qual pode ser calculado a partir de duas definições de impacto. A primeira considera a mudança marginal no índice de perigo de todos os ecossistemas na Europa, enquanto a segunda foca em áreas de ecossistema na Europa onde a carga crítica é realmente excedida. Os procedimentos para a realização dos cálculos são apresentados a seguir.

▪ Índice de Perigo

O Índice de Perigo, também conhecido como *Hazard Index* ou como Carga Crítica no caso da acidificação, já foi aplicado com sucesso no cálculo de potenciais de toxicidade e tem sua taxa de variação de perigo em função da emissão calculada por meio da equação 1:

$$\frac{dI_{u,x}}{dE_{x,i}} = \frac{\sum_j \sum_e A_e E_j x_{t_{x,i,j}} / CC_{u,x,e} E_j}{\sum_j \sum_e A_e E_j} \quad (1)$$

Onde,

$\frac{dI_{u,x}}{dE_{x,i}}$ é a mudança marginal no Índice de Perigo da categoria de impacto (u), depois de

uma mudança marginal de emissão da substância (x), na região (i) (ano.kg⁻¹);

$A_e E_j$ é a área do ecossistema europeu (e), na célula (j) (km²);

$t_{x,i,j}$ é o coeficiente de transferência que representa a célula (j), devido a emissão de 1 kg de poluente (x), na região (i) (eq.ha⁻¹.kg⁻¹);

$CC_{u,x,e}E_j$ é o valor da carga crítica da substância (x), no ecossistema europeu (e), situado na célula (j), e relacionado com a categoria de impacto (u) ($\text{eq.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Esse indicador usa a área do ecossistema como um fator de ponderação e tem seus potenciais calculados para 44 regiões europeias usando a equação 2 (HUIJBREGTS et al., 2001):

$$Q_{u,x,i} = \frac{dI_{u,x}/dE_{x,i}}{dI_{u,ref}/dE_{ref,ref}} \quad (2)$$

Onde,

$Q_{u,x,i}$ é o fator de caracterização relacionado com a categoria (u) para a substância (x) após a emissão (i) (referência-equivalente);

$dI_{u,x}/dE_{x,i}$ é a mudança marginal no Índice de Perigo após uma mudança marginal de emissão da substância (x) na região (i) (ano.kg^{-1}).

$dI_{u,ref}/dE_{ref,ref}$ é uma mudança marginal no Índice de Perigo após uma mudança marginal de emissão da substância de referência em uma região de referência (ano.kg^{-1}). Essa substância de referência foi introduzida para ressaltar que os fatores de caracterização são medidas relativas. Para este caso foram adotadas como referência as emissões de SO_2 na Suíça.

Depois de calcular potenciais específicos para a região, potenciais médios e valores normalizados são calculados para as outras regiões da Europa.

▪ **Carga Crítica Excedente**

Neste caso o cálculo é realizado utilizando-se a equação 1, porém, excluindo as áreas do ecossistema do numerador, onde nenhum risco real é esperado. Para determinar em qual ecossistema da Europa impactos presentes ou futuros são esperados, modelos de deposição são utilizados. Esse procedimento assume que mudanças marginais em emissões não produzem mudanças no estado de proteção de um ecossistema, assim, os fatores de caracterização tornam-se dependentes das estimativas de emissão atuais e futuras (HUIJBREGTS et al., 2001).

O modelo RAINS necessita de dados para emissões, matrizes de transferência e cargas críticas.

Com relação às emissões, RAINS contém estimativas anuais para 44 regiões. A projeção da emissão é baseada na previsão detalhada de atividades econômicas e na aplicação de técnicas de controle de emissão em vários setores da economia. Foram previstos dois cenários econômicos para o ano de 2010, o primeiro, chamado *Baseline* (BL), representa atividades de negócios habituais de energia e agricultura, e os dados são coletados a partir de

relatórios oficiais nacionais e estudos realizados pela União Europeia. O segundo cenário econômico previsto, *New Target Policy* (NP), representa uma projeção otimista de atividades referentes a energia e agricultura, assumindo que de modo uniforme para todos os países e categorias de animais o número total de criações será 10% menor que a previsão do BL (HUIJBREGTS et al., 2001).

Para as matrizes de transferência, RAINS calcula a deposição total de compostos de nitrogênio e enxofre em células de grade europeias (resolução de 150 km) com matrizes de transferência fonte-receptoras de substâncias específicas por região. Essas matrizes são baseadas nos resultados do modelo Lagrangiano (EMEP/MSC-W 1996) e indicam qual fração das emissões de 44 regiões da Europa é depositada em qual célula de grade. O modelo de cálculo se baseia em dados de entrada de condições meteorológicas reais e de emissões para os anos de 1985 a 1995, sendo executados para cada um destes anos e para a média dos 11 anos (HUIJBREGTS, 1999).

Já as cargas críticas para acidificação são coletadas para aproximadamente 1,3 milhões de ecossistemas europeus terrestres e de água doce, pelo *Coordination Center for Effects*. O conjunto de dados completos das cargas críticas não está prontamente disponível no modelo RAINS, sendo usado, portanto, um resumo da função de distribuição da carga crítica cumulativa para cada célula de grade de 150x150 km (HUIJBREGTS et al., 2001).

Pode-se observar que quanto menor o potencial de transporte, maior as diferenças regionais encontradas para a substância em questão, que podem ser causadas por diferenças nos perfis de deposição e sensibilidade do meio receptor. Além disso, nas regiões do sul e centro da Europa os potenciais de acidificação são sensíveis ao ano de emissão escolhido.

Como limitações do modelo RAINS podem ser citados o fato de serem permitidos fluxos por toda a fronteira do sistema e desse modo o destino de uma substância emitida na Europa não pode ser plenamente considerado, causando subavaliação dos potenciais de acidificação; o uso das cargas críticas para construir uma relação entre emissões e danos que vai além do conceito atual de carga crítica, nesse caso um indicador mais apropriado deve ser baseado na probabilidade da ocorrência de espécies como uma função de pH e disponibilidade de nitrogênio; além da quantidade considerável de incertezas que podem estar ligadas aos dados de entrada, emissões necessárias para o cálculo, matrizes de receptores e cargas críticas (HUIJBREGTS et al., 2001).

5.1.2 Modelo RAINS 7.2 – Área desprotegida utilizado pelo método EDIP 2003

O método EDIP 2003 estabelece os fatores de acidificação com a ajuda do modelo *Regional Air pollution Information and Simulation* (RAINS), versão 7.2, que apresenta como um de seus principais elementos o fato de relacionar o local de emissões com o impacto em sua área de deposição.

RAINS é um modelo de avaliação integrada que combina informações sobre os níveis de emissão de 44 regiões da Europa com informações sobre o transporte atmosférico de longa distância, a fim de estimar padrões de deposições e concentrações para comparação com as cargas críticas e limiares para acidificação (HAUSCHILD; POTTING, 2005).

Os fatores de acidificação foram estabelecidos através da redução em 10% de um por um dos níveis de emissão de cada região distinta, relacionando o resultado com a situação de referência (nível de emissão inicial e superfície dos ecossistemas desprotegidos), como mostrado na equação a seguir:

$$FA_{s,i} = \left(UES(E(ref)) - \sum_{j=1}^m UES_j((1 - \Delta)E(ref)) \right) / \Delta E_{s,i}(ref)$$

Onde:

$FA_{s,i}$ é o fator de acidificação que expressa a área do ecossistema que fica desprotegida, por uma quantidade de emissão (s), na região (i);

$UES(E(ref))$ é a quantidade de ecossistemas desprotegidos na situação de referência;

UES_j é quantidade de ecossistema desprotegido na célula de grade (j);

$E(ref)$ representa os níveis de emissão na situação de referência;

$\Delta E_{s,i}(ref)$ é o nível de emissão da substância (s) na região (i) na situação de referência;

$\Delta = 0,1$ (alteração de 10% no nível de emissão da região em questão).

Os cálculos foram feitos para os anos de 1990 e 2010, para o dióxido de enxofre, óxido de nitrogênio e amônia. Fatores de acidificação para outras substâncias acidificantes podem ser calculados condicionalmente a partir de equivalentes de H^+ . Para isso, multiplica-se o fator de acidificação para equivalentes H^+ pelo número de H^+ potencialmente liberados e divide-se pela massa molecular da substância em questão. Os fatores de acidificação para equivalentes de H^+ são obtidos a partir da divisão da mudança na área de ecossistemas desprotegidos pela mudança na deposição de enxofre nas mesmas regiões (POTTING et al., 1998).

Os fatores de acidificação estimados para mudanças da situação de referência mostraram uma estabilidade razoavelmente boa e o ganho de informação usando estes fatores

compensa totalmente a introdução de incertezas adicionais. No entanto, recomenda-se quantificar essas incertezas em atualizações futuras (POTTING et al., 1998).

Considerando as diferentes versões do método EDIP, quando comparados ao EDIP 97, os potenciais de impacto para acidificação do EDIP 2003 apresentam melhorias referentes a dois aspectos: relevância ambiental, visto que a exposição de partes sensíveis do meio ambiente bem como a variação na sensibilidade destes ecossistemas foram incluídas no modelo, que passou a cobrir a maior parte da cadeia de causalidade para a área de proteção Saúde do Ecossistema; e a variação espacial da sensibilidade do meio receptor, que pode ser considerada (HAUSCHILD; POTTING, 2005).

A abordagem dos fatores de caracterização do EDIP 97 é baseada no potencial das substâncias de lançamento de íons de hidrogênio. No entanto, essa abordagem não considera que a região geográfica de lançamento e as condições meteorológicas regionais determinam o padrão de deposição relevante de uma emissão (HAUSCHILD; POTTING, 2005).

5.1.3 Modelo de Hayashi et al. (2004) utilizado pelo método LIME

Este modelo considera como principais substâncias acidificantes o dióxido de enxofre (SO₂), monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂), cloreto de hidrogênio (HCl) e amônia (NH₃).

Hayashi et al. (2004) apresenta uma função de danos para acidificação para ecossistemas terrestres que consiste em dois fatores: o Fator de Danos e o Fator de Deposição Atmosférica.

O Fator de Danos, utilizado em abordagens *endpoint*, fornece uma redução total na Produção Primária Líquida em todo o Japão devido à emissão adicional de substâncias causais.

O Fator de Deposição Atmosférica (FDA), aplicável em abordagens *midpoint*, indica fração de deposição média de uma substância acidificante por unidade de área no Japão, devido à emissão adicional de substâncias causais. É expresso como o produto da relação fonte-receptor pela razão de não neutralização de ácido na atmosfera. A soma destes produtos representa o indicador de categoria para a acidificação (HAYASHI et al., 2004).

- **Relação fonte-receptor (RFR)**

Para os cálculos do fator de deposição atmosférica foram utilizadas as relações fonte-receptor das substâncias acidificantes, como mostrado a seguir:

SO₂ e NO_x: obtidos como valores médios anuais, em 1991, a partir de resultados estimados para seis regiões do Japão, calculados através da modificação do Modelo Euleriano para transporte atmosférico. Os valores de RFR foram estimados em 0,136 e 0,140 para o SO₂ e NO_x, respectivamente (HAYASHI et al., 2004)..

HCl: calculado a partir de dados existentes sobre a emissão e deposição de diferentes fontes, entre 1993 e 1997, visto que poucos estudos sobre a relação fonte-receptor de HCl estavam disponíveis. Incineração de resíduos e queima de combustíveis fósseis foram considerados como fontes de HCl. A taxa média de emissão de HCl da incineração de resíduos foi estimada em 4,20 Gg-Cl ano⁻¹, para a combustão de óleo e carvão foram estimados em 137 e 3,16 Gg-Cl ano⁻¹, respectivamente. Assim, a média anual de emissão de HCl total foi estimada em 145 Gg-Cl ano⁻¹. Vazamentos da indústria química foram negligenciados. Com relação à deposição, esta consiste em deposição húmida e seca e foi calculada para locais urbanizados e não urbanizados, sendo a deposição total em todo o Japão calculada através da soma do produto da deposição média pela área de cada classificação de terras. A média anual da deposição total de cloreto de sal não marinho foi calculada em 57,0 Gg-Cl ano⁻¹. A RFR do HCl, obtida pela divisão da deposição total pela emissão total, foi 0,404 (HAYASHI et al., 2004).

NH₃: O valor estimado de emissões de NH₃ anuais no Japão em 1994 era de 460 Gg-N ano⁻¹, incluindo 5% provenientes de fontes naturais. A média anual de deposição úmida de NH₄⁺ no Japão a partir de 1987-1989 foi de 336 Gg-N ano⁻¹. Esta estimativa foi derivada por meio de um sistema de grade e corresponde a área de 722.000 km², com exceção da zona das Ilhas Nansei, mas incluindo áreas marinhas em cada grade. Portanto, o valor foi separado por terra usando a área de terra no mesmo intervalo, 370.000 km², de modo que 172 Gg-N ano⁻¹ foi então obtido. Com relação à deposição seca, a média anual de nitrogênio amoniacal foi calculada da mesma maneira que para o HCl, sendo estimada em 13,0 Gg-N ano⁻¹. A RFR de NH₃ derivada da divisão da soma da deposição húmida e seca pela emissão total foi de 0,432 (HAYASHI et al., 2004).

▪ Razão de não neutralização (RNN) de ácido

Definida como a relação da acidez real com nitrificação para a acidez potencial na atmosfera foi calculada usando a deposição total de H⁺, NH₄⁺, NSS-Cl, NO₃, e NSS-SO₄²⁻ nos observatórios *Nationwide Survey of Acid Deposition*:

$$RNN = (H_{dep} + 2 \cdot NH_{4dep}) / (nssCl_{dep} + NO_{3dep} + nssSO_{4dep} + NH_{4dep})$$

Onde cada termo no lado direito indica a deposição de espécies iônicas correspondentes, próton, amônio, cloreto não proveniente de sal marinho, nitrato e sulfato não

proveniente de sal marinho. Em relação ao numerador, a razão pela qual $2\text{NH}_{4\text{dep}}$ foi adicionado para H_{dep} é que este H_{dep} foi derivado do pH observado no qual NH_4 assumiu um papel de uma base. Portanto, para determinar a acidez real com nitrificação, a geração de 2H^+ por NH_4 devem ser consideradas. Além disso, a RNN é principalmente relacionada com a acidez produzida resultante do balanço de carga total (HAYASHI et al., 2004).

A RNN foi calculada em cada observatório para cada ano de 1993 a 1997, em locais urbanizados e não urbanizados. A média ponderada de RNN foi determinada usando a respectiva área de regiões urbanizadas e não urbanizadas como peso. Posteriormente, a média ponderada anual de RNN de 1993-1997 foi estimada em 0,769.

O Fator de Deposição Atmosférica (FDA) ($\text{eq km}^{-2} \text{ano}^{-1} \text{kg}^{-1}$), que indica o aumento médio de deposição de H^+ ($\text{eq km}^{-2} \text{ano}^{-1}$) no Japão por 1kg ano^{-1} de emissão de substância causal, j , foi expresso por:

$$FDA(j) = 1.10^3 \cdot RFR(j) \cdot PM(j)^{-1} \cdot VA(j) \cdot A^{-1} \cdot RNN$$

Onde PM e VA denotam o peso molecular (g mol^{-1}) e valência de ácido da espécie química (j), respectivamente, e a área de terra do Japão é representada por A (km^2).

O indicador da categoria (IC) representa o aumento total de carga H^+ para a superfície ($\text{eq km}^{-2} \text{ano}^{-1}$) correspondendo a um inventário de emissões e é dado por:

$$IC = \sum_j^{SO_2, NO, NO_2, HCl, NH_3} Inv(j) \cdot FDA(j)$$

Onde Inv (j) indica uma emissão de substância causal (j) (kg ano^{-1}).

Os valores para o Potencial de Acificação (PA) calculados nesse modelo correspondem aos valores de FDA em SO_2 equivalente.

5.1.4 Modelo de Kemna et al. (2005) utilizado pelo método MEEuP

O modelo de caracterização para acidificação utilizado no método MEEuP é baseado em um contexto político que inclui a Legislação e Estratégias da Comunidade Europeia e o Protocolo de Gotemburgo. Um elemento chave da legislação da União Europeia é a diretiva do máximo de emissões nacionais, que estabelece um máximo de emissões para os agentes acidificantes dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x) e amônia (NH_3) (KEMNA et al, 2005).

No cálculo do chamado ‘equivalente de ácido’ para metas de redução de emissões foram utilizados os seguintes fatores: dióxido de enxofre * 1/32, óxido de nitrogênio * 1/46 e de amônia * 1/17. Recalculado para ‘equivalente de dióxido de enxofre’ estes fatores são: dióxido de enxofre (SO₂) 1, óxido de nitrogênio (NO_x) 0,7 e amônia (NH₃) 1,88 (KEMNA et al, 2005).

As reações de acidificação que são a base para os fatores de caracterização, identificados no modelo como fatores de ponderação de Gotemburgo, são baseadas em Heijungs et al. (1992) e os fatores utilizados são semelhantes aos utilizados no método EDIP 97. Desse modo, o cálculo destes fatores relaciona o peso molecular da substância emitida (g/mol), o número de íons de hidrogênio lançados no meio receptor como um resultado de conversão da substância e o peso molecular do dióxido de enxofre (SO₂=64,06 g/mol) (HAUSCHILD; WENZEL, 1998).

O modelo mostra não só os principais agentes SO₂, NO_x e NH₃, mas também outros compostos que são precursores destas substâncias através de oxidação ou redução. Os fatores de ponderação para estes compostos se correlacionam com os fatores de ponderação de origem através do peso atômico do nitrogênio (peso atômico 14) e enxofre (peso atômico 12). Assim, os compostos adicionais são complementares com a legislação em vigor (KEMNA et al, 2005).

Desse modo, Kemna et al (2005) considera os fatores de ponderação do Protocolo de Gotemburgo adequados para avaliar o impacto da acidificação, apresentando-os como fatores de ponderação do método MEEUP para as emissões atmosféricas de agentes acidificantes.

5.1.5 Modelo EUTREND e Modelo SMART2 utilizados pelo método ReCiPe

Neste modelo os fatores de caracterização são calculados para a acidificação de espécies de plantas em ecossistemas de florestas, na escala europeia. Para o cálculo são utilizados fatores de destino e fatores de efeito. Os fatores de destino representam a persistência ambiental de uma substância acidificante e podem ser calculados com um modelo de deposição atmosférica, em combinação com um modelo dinâmico de acidificação do solo. Já os fatores de efeito, são responsáveis por considerar os danos ao ecossistema causados por uma substância acidificante e podem ser calculados a partir de uma curva dose-resposta da potencial ocorrência de espécies de plantas, derivada da equação de regressão múltipla por espécies de plantas (GOEDKOOPE et al., 2009).

Para a avaliação no ponto médio apenas o fator de destino é considerado, juntamente com o indicador saturação por bases, utilizado para expressar a acidez.

▪ **Saturação por Bases (SB)**

A saturação por bases é o grau em que o complexo de adsorção de um solo é saturado com cátions básicos, diferentes de hidrogênio e alumínio. É definido como a soma de cátions básicos (equivalentes CB / kg de solo) dividido pela capacidade de troca catiônica total (equivalentes CTC / kg de solo) do solo, e multiplicado por 100 (DE VRIES et al, 2002):

$$SB = \frac{CB}{CTC} = \frac{[K] + [Ca] + [Mg] + [Na]}{[H] + [K] + [Ca] + [Mg] + [Na]}$$

Quanto maior SB, mais cátions estão presentes, o que aumenta a capacidade tampão do solo para o ácido equivalente. Mudanças na SB em solo mineral podem influenciar a ocorrência de espécies de plantas em florestas (DE VRIES et al., 2002).

▪ **Fator de Destino**

O cálculo do fator de destino foi realizado em duas etapas. Com o modelo EUTREND (VAN JAARSVELD, 1995) foram calculadas as mudanças na deposição ácida na Europa, derivada de mudanças continentais na emissão atmosférica, e com o modelo SMART2 (KROS, 2002) foram calculadas as mudanças na saturação por bases, derivadas de mudanças na deposição ácida.

O fator de destino atmosférico, $FD_{atm,j}$ ($\text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$), considera a mudança marginal na deposição em área de floresta (j), $dDEP_j$ ($\text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), devido a uma mudança marginal na emissão de substâncias acidificantes (x), dM_x ($\text{kg} \cdot \text{ano}^{-1}$), como é mostrado na equação a seguir (VAN ZELM et al, 2007):

$$FD_{atm,j} = \frac{dDEP_j}{dM_x} = T_{x,Europa \rightarrow j}$$

Onde $T_{x,Europa \rightarrow j}$ é o coeficiente de transferência da substância acidificante (x) da área de origem da Europa para a área florestal (j) ($\text{eq} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$).

A Europa foi dividida em 8.064 áreas receptoras, de cerca de 50×50 km, e o modelo de destino atmosférico EUTREND foi utilizado para calcular deposições causadas pelas emissões europeias de substâncias acidificantes para cada uma dessas áreas receptoras. Cada área foi caracterizada pelo seu dado de deposição, coordenadas únicas, classe de uso do solo, comprimento de rugosidade e área de floresta (GOEDKOOOP et al., 2009).

EUTREND abrange todo o continente europeu e pode ser utilizado para o modelo de transporte e deposição em escala local, regional e continental. Emissão, dispersão, advecção, conversão química e deposição seca e húmida são contabilizados no modelo, que aplica os

dados meteorológicos de 1990 (VAN ZELM et al, 2007). Neste modelo a Europa é modelada como um sistema aberto, no qual as emissões podem ser exportadas para fora da Europa, porém emissões que ocorrem fora do sistema e são transportadas para a Europa não são consideradas.

A mudança marginal na SB na área da floresta (j), devido a uma mudança marginal na deposição na área de floresta (j) foi definida como o fator de destino do solo, FD_{solo} ($ha \cdot ano \cdot eq^1$) (VAN ZELM et al, 2007):

$$FD_{solo,j} = \frac{dSB_j}{dDEP_j} \approx \frac{\Delta SB_j}{\Delta DEP_j}$$

O fator de destino do solo depende de vários parâmetros, como por exemplo, deposição da substância acidificante, clima, hidrologia e biogeoquímica, de uma forma potencialmente não linear. Os perfis de deposição obtidos com EUTREND são usados como entrada para o cálculo dos fatores de destino do solo. Para obter um cenário anual, as emissões foram obtidas a partir de 1990 até 2000 e estimadas de 2001 a 2010. De 2011 a 2500, foram assumidas emissões constantes, iguais as estimadas para 2010 (VAN ZELM et al, 2007; GOEDKOOP et al., 2009).

O dinâmico modelo SMART2 - *Simulation Model for Acidification's Regional Trends*, versão 2 foi usado para estimar numericamente $\Delta SB_j / \Delta DEP_j$. Foi assumido o aumento das emissões totais de 1, 5 e 10%, a partir do ano de referência de 2000, para verificar a linearidade neste intervalo. A variação entre o aumento das emissões encontradas foi insignificante e, portanto, apenas os fatores obtidos para o aumento de emissão de 1% são considerados por Goedkoop et al. (2009).

O modelo SMART2 pode calcular os fatores de destino do solo em um ano base e capta o principal processo hidrológico e biogeoquímico na vegetação, lixo e solo mineral. Os valores reais de SB em 1995 foram obtidos por cerca de 5.000 pontos de observação da floresta na Europa. SMART2 foi aplicado a cerca de 130.000 diferentes combinações de solo de floresta para a Europa, construído por sobreposição de mapas que incluem informações sobre os tipos de floresta e do solo, deposição ácida histórica, as estimativas de dados climáticos e zonas climáticas (VAN ZELM et al, 2007).

Desse modo, a partir do fator de destino dSB_j / dM_s , pode ser calculado um fator de destino local-independente para a acidificação, FD_x ($m^2 \cdot ano \cdot kg^{-1}$):

$$FD_x = \frac{\sum_j (\Delta SB_j \cdot A_j)}{\Delta M_x}$$

Onde A_j representa o tamanho da área florestal (m^2).

Os potenciais de acidificação terrestre (PAT) são expressos em SO₂-equivalente, independente da área, de acordo com a equação a seguir:

$$PAT = \frac{FD_x}{FD_{SO_2}}$$

5.1.6 Modelo ASTRAP utilizado pelo método TRACI

O método TRACI utiliza o modelo *Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution* (ASTRAP), originalmente desenvolvido para apoiar o Programa de Avaliação de Precipitação Ácida Nacional dos Estados Unidos, e teve seus fatores de caracterização baseados inicialmente em 32 matrizes fonte-receptoras diferentes. As regiões de origem representam 48 estados vizinhos dos Estados Unidos, além de Washington, D.C.. Enquanto as regiões receptoras correspondem às 49 regiões de origem e às províncias do Canadá e o Norte do México (NORRIS, 2003).

São incluídas as espécies poluentes SO₂ e NO_x, enquanto as espécies de deposição são diferenciadas em deposição húmida e seca das formas de enxofre e nitrogênio, por hectare.

No cálculo de matrizes diagonais de frações de emissões são consideradas as emissões anuais específicas de estações e poluentes por região de origem para o ano de 1997. As matrizes fonte-receptor de emissões ponderadas consideram as áreas de regiões receptoras para originar vetores de fatores anuais de deposição terrestre (kg depositado / kg emitido). O vetor v_p contém o fator de destino por poluente (p) como uma função do local de lançamento. Os valores das matrizes fonte-receptor, somados ao longo das estações e deposições húmidas e secas, são representados graficamente para lançamentos de NO_x de dois estados-exemplo, Califórnia e Ohio. Os valores no vetor de fatores de destino final para as emissões de NO_x, dependentes da localização da fonte, também foram representados graficamente.

As deposições de N e S foram convertidas em mols de equivalentes de H⁺ por kg, dando origem a fatores de conversão utilizados no cálculo dos fatores de caracterização.

Os fatores de caracterização (FC) de acidificação (em deposição de equivalentes de H⁺ por kg emitido) são dados pelo produto entre os fatores de deposição (regionalizado, se necessário) vezes mols por kg de deposição, m_p :

$$FC_p = m_p v_p$$

A modelagem pára no ponto médio da cadeia de causa-efeito (deposição), porque nos Estados Unidos não há nenhuma base de dados regionais de sensibilidade do ambiente

receptor, como está disponível na Europa. Assim, foi capturada a variabilidade na deposição terrestre total baseada na região de origem, mas não a variabilidade em sensibilidade ou danos finais baseada em regiões receptoras (NORRIS, 2003). Desse modo recomenda-se que futuros avanços do método TRACI para acidificação abordem o transporte regionalizado e deposição de emissões de amônia, além de investigar o potencial para diferenciação regional de sensibilidades dos ambientes receptores.

5.1.7 Modelo *Accumulated Exceedance* indicado pelo ILCD Handbook

O indicador do modelo *Accumulated Exceedance* ou Excedência Acumulada (EA) considera o cálculo da excedência da carga crítica de um ecossistema, caracterizada por uma função de carga crítica. No contexto da acidificação, as deposições de enxofre e nitrogênio e as cargas críticas são expressas como eq/ha/ano, onde uma 1 equivalente corresponde a 1 mol de próton (H^+) lançado. A função que representa os excedentes da carga crítica de acidez para um dado par de deposições (S_{dep1} , N_{dep1}) é definida como a soma da redução de deposição de N e S necessária para alcançar a função de carga crítica pelo 'menor' caminho, ou seja (SEPPÄLÄ et al., 2006):

$$Ex(N_{dep1}, S_{dep1}) = \Delta N + \Delta S$$

Onde:

$Ex(.)$ = Excedência de carga crítica [eq/ha/ano]

N_{dep1} = deposição de nitrogênio total na situação de cálculo [eq/ha/ano]

S_{dep1} = deposição do enxofre total na situação de cálculo [eq/ha/ano]

ΔN = redução de nitrogênio necessária para atingir a função de carga crítica [eq/ha/ano]

ΔS = redução de enxofre necessária para alcançar a função de carga crítica [eq/ha/ano]

Desse modo o indicador EA é definido como a soma ponderada de todas as excedências de carga crítica dentro da área de interesse, como na equação abaixo:

$$EA = A_i \cdot Ex_i + \dots + A_n \cdot Ex_n$$

Onde A_i é área do ecossistema (i) [ha], Ex_i é excedência no ecossistema (i) [eq/ha/ano] e n é o número de ecossistemas dentro da área de interesse.

No modelo de EA os fatores de caracterização dependentes do país, $CEA_{p,j}$, são definidos para cada poluente P (= SO_2 , NO_2 , NH_3), a partir das seguintes equações:

$$CEA_{P,j} = \frac{\Delta EA_{Europa}^{X-P,j}}{\Delta E_{X_P,j}}$$

onde

$$\Delta EA_{Europa}^{X-P,j} = EA_{Europa} - EA_{Europa}^{X-P,j}$$

e

$$\Delta E_{X_P,j} = E_{P,j} - E_{X-P,j}$$

$CEA_{P,j}$ é o fator de caracterização EA para emissões de poluente (P) no país ou área (j) [keq / t], EA_{Europa} é a excedência acumulada total na Europa, devido às emissões em um ano de referência escolhido [keq / ano], $EA_{Europa}^{X-P,j}$ é a excedência acumulada total na Europa após a redução das emissões de poluentes (P) no ano de referência em um país (j) por X (expressa em porcentagem ou kt / ano) (com emissões em todas as outras regiões inalteradas), $E_{X-P,j}$ representa as emissões de poluentes (P) no país (j) no ano de referência [t / ano], e $E_{X_P,j}$ as emissões de (P) no país (j) após a redução de X.

Os cálculos das deposições de NO_x (expresso como NO_2), SO_2 e NH_3 , em Seppälä et al. (2006), são baseados em matrizes fonte-receptor lineares derivadas de um modelo Lagrangiano de transporte de longa distância de poluentes atmosféricos dentro de células de grade de $150 \times 150 \text{ km}^2$, desenvolvido por EMEP (EMEP, 1998). Toda a Europa foi considerada como área de interesse e o conjunto de dados utilizado é composto por cerca de 1,5 milhões de funções de carga crítica individual, calculadas para diferentes ecossistemas, como florestas, águas de superfície e vegetação semi-natural.

Após a publicação de Seppälä et al. (2006), verificou-se uma mudança nas emissões, no modelo de dispersão atmosférica empregado e na base de dados das cargas críticas, por consequência, os indicadores de EA foram atualizados em Posch et al. (2008). As emissões de 2002 no modelo antigo são substituídas pelas emissões de 2010, baseadas no cenário atual da legislação. O modelo de dispersão atmosférica EMEP é alterado para o novo modelo Euleriano (TARRASÓN et al., 2006), que fornece deposições para as diferentes categorias sobre solo, como florestas e vegetação semi natural.

Os cálculos baseados no uso do indicador de EA mostram fatores de caracterização que são muito semelhantes quando são determinados com base em reduções de emissões a partir de emissões de 2002 entre 0,5% e 20% (em estágios de 0,5%), ambos para a acidificação e eutrofização terrestre. Em outras palavras, os fatores de caracterização são bastante independentes do percentual de redução neste intervalo, enquanto que, no caso do

indicador de área de ecossistema desprotegido, fatores de caracterização são fortemente dependentes da percentagem de redução (HETTELINGH; POSCH; POTTING, 2005).

Os fatores de caracterização não mudam devido as reduções de emissões nacionais de 1 t, 10 t e 100 t e segundo Seppälä et al. (2006) a estabilidade dos fatores de caracterização e os pequenos erros de caracterização resultantes mostram que os fatores de caracterização com base no indicador EA são adequados para descrever os efeitos de pequenas mudanças nas emissões nacionais da Europa.

5.1.8 Modelo de Roy et al. (2012) utilizado pelo método IMPACT World+

Para a criação dos fatores de caracterização para acidificação o modelo IMPACT World+ se baseia nas metodologias propostas por Roy e seus colaboradores.

A metodologia proposta por Roy, Deschênes e Margni (2012) visa ampliar as capacidades de modelagem de AICV atuais através da avaliação da sensibilidade do ambiente receptor causada por emissões acidificantes de uma maneira que seja compatível com a modelagem de danos à biodiversidade e capaz de abordar a variabilidade da região numa escala global.

O fator de caracterização da acidificação, FC [$\text{ha} \times \text{kg}_{\text{emitido}}^{-1} \times \text{ano}$], neste caso, é dado pela equação a seguir:

$$FC_{i,p} = \sum_j FD_{i,j,p} \times FS_{j,p} \times FE_j = \sum_j \left(\frac{dDep_{j,p}}{dEm_{i,p}} \times \left(\frac{dIndicador_j}{dDep_{j,p}} \times A_j \right) \times \frac{dFPNO_j}{dIndicador_j} \right)$$

Onde FD é o fator de destino atmosférico [$\text{keq}_{\text{depositado}} \times \text{ha}^{-1} \times \text{ano}^{-1} \times \text{kg}_{\text{emitido}}^{-1} \times \text{ano}$], FS é o fator de sensibilidade do meio receptor [indicador de sensibilidade $\times \text{ha} \times \text{keq}_{\text{depositado}}^{-1} \times \text{ha} \times \text{ano}$], FE é o fator de efeito [indicador de sensibilidade⁻¹], (i) representa o local da emissão, (j) representa o local do ambiente receptor, (p) representa o poluente específico considerado, $Em_{i,p}$ [$\text{kg}_{\text{emitido}} \times \text{ano}^{-1}$] significa a emissão de poluente (p) no local de origem (i), $Dep_{j,p}$ [$\text{keq}_{\text{depositado}} \times \text{ha}^{-1} \times \text{ano}^{-1}$] representa a deposição relacionada a $Em_{i,p}$ no ambiente receptor (j), A_j [ha] é a área do meio receptor (j), $Indicador_j$ é o indicador químico do solo, e $FPNO_j$ [sem dimensões] é a fração do potencial de não ocorrência de espécies de plantas no ambiente receptor (j).

Para obter os fatores de sensibilidade (FS) foram consideradas as emissões de nitrogênio e enxofre e utilizados quatro indicadores químicos para avaliar a sensibilidade do solo para a acidificação terrestre, são eles: razão entre os cátions de metais alcalinos e

alumínio, razão entre alumínio e cálcio, pH e concentração de alumínio. Esses indicadores foram avaliados pelo modelo PROFILE, levando à criação de um banco de dados global de parâmetros regionais do solo.

PROFILE é um modelo que utiliza os níveis de deposição atmosférica de substâncias acidificantes e cátions básicos, características climáticas e parâmetros do solo para prever os valores dos indicadores para a sensibilidade do meio receptor. Os parâmetros de entrada do PROFILE são apresentados no quadro abaixo (ROY; DESCHÊNES; MARGNI, 2012).

Parâmetros PROFILE	
Deposição atmosférica	Deposição húmida e seca de substâncias acidificantes Deposição de cloro, sódio e magnésio Deposição de cálcio Deposição de potássio
Características climáticas	Precipitação Temperatura
Parâmetros do solo	Altura da camada Textura do solo Teor de água no solo Densidade do solo Entrada/saída de água Área superficial Escoamento Absorção líquida Carbono orgânico dissolvido Mineralogia Al_{exp} $\text{Log } K_{gibb}$ Pressão de CO_2 Eficiência da absorção de cátions de base / nitrogênio Denitrificação e imobilização de nitrogênio

Quadro 8 - Parâmetros de entrada adotados pelo modelo PROFILE

Foram simulados 99.515 meios receptores e as informações de saídas do PROFILE são dadas para cada camada de solo. As relações usadas para a constante de dissolução de Al, eficiência de absorção de cátions de base e nitrogênio, e a pressão de CO_2 foram as mesmas,

independentemente do tipo de solo, devido ao número limitado de valores disponíveis na literatura.

Deposições de ácidos foram avaliadas com o modelo troposférico de escala global GEOS-Chem para o ano de referência de 2005, que é considerado representativo para a média de 1961 a 1990, de acordo com o National Climatic Data Center of the National Oceanic and Atmospheric Administration. O uso de um único ano de referência ocorreu devido à falta de dados meteorológicos abrangendo vários anos (ROY; DESCHÊNES; MARGNI, 2012; ROY, et al. 2012).

Matrizes fonte-receptoras globais relacionadas com as emissões atmosféricas de óxidos de nitrogênio, enxofre e amônia foram calculadas numa resolução grosseira com fatores de destino para 236 países e 7 continentes. A deposição transfronteiriça foi considerada como um aspecto significativo, especialmente na Europa, o que não costuma ocorrer nos modelos atuais de AICV (ROY, et al. 2012). Esse modelo considera que as frações depositadas a partir de uma emissão podem gerar impactos potenciais em países de outros continentes que têm maior sensibilidade no ecossistema.

As matrizes fonte-receptoras desenvolvidas a partir desse modelo se correlacionam bem com os resultados do modelo EMEP, unificado para a Europa, que atualmente representa o estado-da-arte em modelagem de destino em AICV (ROY, et al. 2012).

Com relação às incertezas, foi realizado um procedimento semelhante ao Monte Carlo utilizado por Jönsson, Warfvinge e Sverdrup (1995) para determinar a influência da variabilidade espacial dos parâmetros de entrada nos valores dos fatores de sensibilidade. Os parâmetros foram todos simultaneamente variados e os 1.000 indicadores químicos do solo que foram obtidos foram então utilizados para recalcular os FS.

Roy, Deschênes e Margni (2012) consideram que esses procedimentos abrem novas possibilidades para o cálculo de indicadores regionais em escala global para o uso em AICV, direcionando as pesquisas para o desenvolvimento de fatores de efeito e fatores de destino atmosférico regionalizados com base no modelo GEOSChem em escala global de resolução espacial de $2^{\circ} \times 2,5^{\circ}$, além de curvas de regressão ligando o pH aos indicadores de perda de biodiversidade. É ressaltada também a importância do desenvolvimento de um banco de dados de fluxos de emissões espacialmente explícitos em uma escala global.

5.2 Análise comparativa dos modelos de caracterização para acidificação e subsídios para a aplicação no Brasil

Os Quadros 9, 10 e 11 apresentam uma relação de características dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação descritos neste trabalho, classificadas de acordo com os parâmetros metodológicos anteriormente estabelecidos, no Capítulo 2.

Modelo de caracterização	Substâncias abordadas	Ano de referência	Região de referência
RAINS LCA - Índice de Perigo (CML 2002)	Amônia Óxidos de nitrogênio Dióxido de enxofre	1995 e 2010	44 regiões da Europa
RAINS 7.2 - Área de desprotegida (EDIP 2003)	Amônia Óxidos de nitrogênio Dióxido de enxofre Equivalentes H ⁺	1990 e 2010	44 regiões da Europa
Modelo de Hayashi et al, 2004 (LIME)	Amônia Monóxido de nitrogênio Dióxido de nitrogênio Dióxido de enxofre Cloreto de hidrogênio	-	Japão
Modelo de Kemna et al, 2005 (MEEuP)	Amônia Carbonato de amônia Nitrato de amônia Monóxido de dinitrogênio Cloreto de hidrogênio Fluoreto de hidrogênio Sulfeto de hidrogênio Ácido nítrico Monóxido de nitrogênio Dióxido de nitrogênio Óxidos de nitrogênio Sulfato Dióxido de enxofre Óxidos de enxofre Trióxido de enxofre Ácido sulfúrico	-	Europa
EUTREND (ReCiPe)	Amônia Óxidos de nitrogênio Dióxido de enxofre	-	Europa
ASTRAP (TRACI)	Dióxido de enxofre Óxidos de nitrogênio	-	49 estados dos Estados Unidos, províncias do Canadá e Norte do México
Accumulated Exceedance	Amônia Óxidos de nitrogênio Dióxido de enxofre	-	Europa
Modelo de Roy et al, 2012 (IMPACT World+)	Amônia Óxidos de nitrogênio Dióxido de enxofre	-	Global

Quadro 9 - Modelos de caracterização para acidificação e suas características: substâncias abordadas, ano de referência e região de referência

A partir das informações classificadas no Quadro 9 é possível verificar que dentre a lista de substâncias químicas abordadas por cada modelo de caracterização, amônia, óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre compõem o grupo de substâncias abordadas por todos os modelos de caracterização analisados, demonstrando que há um consenso entre os modelos quanto as principais substâncias acidificantes. A exceção é o modelo ASTRAP que apresenta os cálculos de fatores de caracterização apenas para óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre.

Quanto ao ano de referência do fator de caracterização fornecido, somente os modelos de caracterização adotados pelos métodos CML 2002 e EDIP 2003 disponibilizam essa informação nos materiais publicados para consulta. Ambos os métodos adotam versões do modelo RAINS, sendo que os cálculos foram feitos para o ano de 1995 e previstos para cenários no ano de 2010 na versão adotada pelo método CML 2002, enquanto na versão adotada pelo método EDIP 2003 os cálculos foram feitos para o ano de 1990 e 2010.

Ao indicar, no Quadro 9, a região específica para a qual os fatores de caracterização de cada modelo foram desenvolvidos, nota-se que dos oito modelos analisados cinco indicam a Europa, sendo eles os modelos adotados pelos métodos CML 2002, EDIP 2003, MEEuP, EUTREND e *Accumulated Exceedance*. Os modelos dos métodos LIME e TRACI indicam Japão e regiões da América do Norte, respectivamente, e somente o modelo adotado por IMPACT World+ se compromete a desenvolver fatores de caracterização para todos os continentes do globo.

No Quadro 10 são apresentadas informações complementares como o ano ou intervalo de tempo e a área considerada durante a coleta dos dados necessários para o cálculo dos fatores de caracterização.

Verifica-se, portanto, que os dados utilizados para o desenvolvimento dos fatores de caracterização são referentes ao período de 1985 a 2010, concentrados em sua maioria na década de 90, sendo que os cenários mais recentes são provenientes de simulações baseadas nos resultados obtidos para os anos anteriores.

As áreas consideradas para coleta, do Quadro 10, condizem com as regiões indicadas no Quadro 9. Isso demonstra que para avaliar a categoria de impacto acidificação, dos métodos com nível de avaliação *midpoint* apresentados no Capítulo 4, somente IMPACT World+ adota um modelo de caracterização com a proposta de considerar as áreas dos diferentes continentes do mundo durante os cálculos de seus fatores de caracterização.

Parâmetros	Dados necessários	Ano de coleta dos dados	Área de coleta dos dados	Resolução espacial	Observações
RAINS - LCA (CML 2002)	<p>Área</p> <p>Emissões</p> <p>Matrizes de transferência</p> <p>Cargas críticas</p>	<p>Previsão de atividades econômicas (energia e agricultura)</p> <p>1985 a 1995</p> <p>2010</p> <p>Conjunto de dados completos não está disponível em RAINS, sendo usado um resumo da função de distribuição da carga crítica cumulativa</p>	<p>44 regiões da Europa</p> <p>44 regiões da Europa</p> <p>44 regiões da Europa</p> <p>1,3 milhões de ecossistemas europeus terrestres e de água doce</p>	<p>150km</p> <p>150x150 km²</p>	<p>Foram adotadas como referência as emissões de SO₂ na Suíça</p> <p>Matrizes baseadas nos resultados do modelo Lagrangeano (EMEP/MSC-W 1996)</p>
RAINS 7.2 (EDIP 2003)	<p>Fator de acidificação = Área do ecossistema desprotegida, por uma quantidade de emissão (s), na região (i)</p> <p>Área de ecossistemas desprotegidos (para situação de referência e na célula de grade)</p> <p>Nível de emissão da substância na situação de referência</p>	1990 e 2010	44 regiões da Europa		
Modelo de Hayashi et al, 2004 (LIME)	<p>Fator de Deposição Atmosférica (RFR)</p> <p>Relação fonte-receptor</p> <p>Razão de não neutralização (RNN) de ácido</p> <p>Peso molecular</p> <p>Valência de ácido da espécie química</p> <p>Área de terra do Japão</p> <p>Emissão de substância causal</p>	<p>1991</p> <p>1993 e 1997</p> <p>1994 (emissões); 1987-1989 (deposições)</p> <p>1993 a 1997</p>	<p>6 regiões do Japão</p> <p>Japão</p> <p>Japão</p> <p>Locais urbanizados e não urbanizados do Japão</p>	<p>Calculados por um modelo Euleriano modificado para transporte atmosférico</p> <p>Emissões de incineração de resíduos e queima de combustíveis fósseis; Deposições húmidas e secas para locais urbanizados e não urbanizados.</p> <p>Derivadas por meio de um sistema de grade</p>	

Quadro 10 – Modelos de caracterização para acidificação e suas características: parâmetros, dados necessários, ano e área de coleta dos dados, resolução espacial e observações (Continua)

Parâmetros	Dados necessários	Ano de coleta dos dados	Área de coleta dos dados	Resolução espacial	Observações
Modelo de Kenna et al, 2005 (MEUP)	<p>Peso molecular da substância emitida</p> <p>Número de íons de hidrogênio lançados no meio receptor</p> <p>Peso molecular do dióxido de enxofre</p> <p>Peso atômico do nitrogênio</p> <p>Peso atômico do enxofre</p>				<p>Modelo baseado na legislação da União Europeia</p> <p>Reações de acidificação baseadas em Heijungs et al. (1992)</p> <p>Fatores de caracterização semelhantes aos utilizados no método EDIP 97</p>
EUTREND + SMART2 (ReCIPe)	<p>Saturação por bases</p> <p>Capacidade de troca catiônica</p> <p>Mudanças nas emissões e deposições ácidas</p> <p>Deposições</p>	<p>1990</p> <p>Emissões de 1990 a 2000, estimadas até 2010 e constantes até 2500</p> <p>2000</p>	<p>8.064 áreas receptoras da Europa</p> <p>130.000 diferentes combinações de solo de floresta na Europa</p>	<p>50 x 50km</p> <p>EUTREND</p>	<p>Calculadas pelo modelo de destino atmosférico EUTREND</p> <p>O modelo SMART2 estima numericamente $\Delta SB_j/\Delta DEP_j$</p> <p>SMART2 capta o principal processo hidrológico e biogeoquímico na vegetação, lixo e solo mineral. A sobreposição de mapas incluem informações sobre os tipos de floresta e do solo, deposição ácida histórica, as estimativas de dados climáticos e zonas climáticas</p>
ASTRAP (TRACI)	<p>Matrizes fonte-receptor</p> <p>Deposições</p> <p>Área de regiões receptoras</p>	<p>1997</p>	<p>48 estados vizinhos dos Estados Unidos, além de Washington, D.C., províncias do Canadá e o Norte do México</p>		
	Deposição em mol / kg				

Quadro 10 – Modelos de caracterização para acidificação e suas características: parâmetros, dados necessários, ano e área de coleta dos dados, resolução espacial e observações (Continuação)

	Parâmetros	Dados necessários	Ano de coleta dos dados	Área de coleta dos dados	Resolução espacial	Observações
Modelo de Roy et al, 2012 (IMPACT World+)	Excedência de carga crítica	Emissões e deposições	2002	Europa	150 x 150 km ²	Matrizes fonte-receptor derivadas de um modelo Lagrangeano - EMEP
	Modelo Accumulated Exceedance	Redução de nitrogênio necessária para atingir a função de carga crítica Redução de enxofre necessária para alcançar a função de carga crítica Área do ecossistemas de interesse	2010	Europa		Modelo Euleriano, que fornece deposições para as diferentes categorias sobre solo, como florestas e vegetação semi natural
	Fator de destino	Matrizes fonte-receptor	2005 (representa a média de 1961 a 1990)	Global	2° x 2,5°	Modelos GEOS-Chem
	Fator de sensibilidade	Indicadores químicos do solo: Razão entre os cátions de metais alcalinos e alumínio Razão entre alumínio e cálcio pH Concentração de alumínio				Indicadores avaliados pelo modelo PROFILE
	Fator de efeito	Deposição atmosférica de substâncias acidificantes e cátions básicos, características climáticas e parâmetros do solo				
		Área do meio receptor Fração do potencial de não ocorrência de espécies de plantas no ambiente receptor				

Quadro 10 – Modelos de caracterização para acidificação e suas características: parâmetros, dados necessários, ano e área de coleta dos dados, resolução espacial e observações (Conclusão)

Quando analisada a relação entre os parâmetros adotados por cada modelo e os dados necessários para os cálculos dos fatores, verifica-se que apesar dos parâmetros serem nomeados de diferentes maneiras, como Índice de Perigo (CML 2002), fator de acidificação (EDIP 2003), fator de deposição atmosférica (LIME e TRACI), fator de destino atmosférico (ReCiPe e IMPACT World+) e excedência de carga crítica (*Accumulated Exceedance*), em geral os dados necessários para o cálculo desses fatores são os mesmos: a área da região receptora de interesse e os níveis de emissão e deposição das substâncias acidificantes, sendo que as emissões e deposições são calculadas por meio de matrizes que representam a relação fonte-receptor no meio ambiente. Desse modo, os modelos de destino atmosférico que originam essas matrizes fonte-receptor se apresentam como um dos principais diferenciais entre os modelos de caracterização analisados. Foram citados os modelos de destino atmosférico Lagrangeano – EMEP (CML 2002 e *Accumulated Exceedance*), Euleriano (LIME e *Accumulated Exceedance*), EUTREND (ReCiPe) e o modelo GEOS-Chem (IMPACT World+).

O único modelo que não utiliza essa relação fonte-receptor nos cálculos de seus fatores de caracterização é o modelo de Kemna (MEEuP) que, assim como a versão EDIP 97, é baseado nas propriedades químicas das substâncias, como peso molecular e peso atômico.

O modelo de Hayashi (LIME) também considera propriedades químicas nos cálculos de seus fatores de caracterização, além da área e dos níveis de emissão e deposição. No entanto, o peso molecular e a valência de ácido da espécie química são dados que não variam, sendo independentes da região em que são utilizados.

Para o modelo EUTREND (ReCiPe) e o modelo de Roy et al., 2012 (IMPACT World+) são considerados também fatores específicos para o solo, obtidos a partir de indicadores químicos avaliados pelos modelos SMART2 e PROFILE, respectivamente.

Nexte contexto, deve-se destacar que cada modelo de caracterização conta ainda com a utilização de modelos complementares responsáveis pela geração de dados necessários para o cálculo dos fatores de caracterização. Portanto, ressalta-se a importância da realização de análises desses modelos complementares, como os modelos de transporte atmosférico já citados, a fim de que se possa identificar quais modelos podem ser aplicados considerando um contexto brasileiro.

O modelo EMEP é reconhecido como um dos mais utilizados na Europa, fornecendo fatores de destino somente para a escala europeia.

Já o método IMPACT World+ foi lançado adotando um modelo de caracterização para a categoria acidificação com a proposta de fornecer fatores de destino para uma escala global.

Trata-se de um método que inova nos procedimentos de avaliação de suas categorias e para a categoria acidificação o modelo considera parâmetros relacionados ao nível de avaliação *endpoint* visando melhorar a ligação entre os resultados de impactos avaliados no nível *midpoint* e posterior avaliação no nível *endpoint*. No entanto, a sofisticação de sua metodologia ainda está sendo discutida e testada pelos especialistas e praticantes da ACV. Seus fatores de caracterização ainda não foram disponibilizados oficialmente e somente uma versão para testes pode ser utilizada a partir da exportação dos dados para o *software* SimaPro, fato que limita seu uso já que muitos praticantes de ACV utilizam o *software* GaBi durante seus estudos e podem encontrar dificuldades para aplicar esses fatores. Além disso, por ser uma novidade pouco explorada não há muita informação disponível sobre o método, apenas publicações de modelos que serviram como referência nos cálculos, o que reforça a importância de se verificar como o modelo adotado obtém fatores de destino que representam regiões como o Brasil, ou se realmente existe essa diferenciação espacial entre os países.

Pensando em uma possível adaptação de modelos de caracterização para a criação de fatores correspondentes com a realidade brasileira, partir de modelos mais simples, flexíveis e transparentes pode se mostrar como a melhor opção. A disponibilidade de dados deve aparecer como um elemento chave na escolha do modelo, mesmo que exista algum modelo de caracterização mais sofisticado. Deve haver, portanto, concordância entre o nível de sofisticação do modelo e os recursos necessários para completar o modelo de cálculo.

É importante também desenvolver fatores de caracterização que poderão ser aplicados, melhorados, recalculados e atualizados facilmente no Brasil. Assim, quando as pesquisas nessa área do conhecimento avançarem se tornará possível adotar modelos mais complexos e sofisticados.

Quanto à resolução espacial, a fim de contribuir para o desenvolvimento de fatores de caracterização para acidificação que contemplem as características regionais do Brasil, sugere-se a seleção de critérios para a divisão do território brasileiro, considerando o clima, relevo, solo, fauna, flora e atividades humanas distintas de cada região. Essa divisão deve ser feita de modo que os dados necessários para os cálculos estejam disponíveis.

Deve-se ressaltar também que quanto maior o conjunto de dados, resoluções e modelos adicionados para avaliar os parâmetros de entrada dos cálculos dos fatores, maior será a incerteza inerente ao fator calculado. No entanto, acredita-se que as vantagens são maiores ao tentar quantificar as incertezas do que ao deixar de avaliar os impactos ambientais.

Com a finalidade de complementar essa análise comparativa e fornecer subsídios para a adaptação dos modelos de caracterização analisados, o Quadro 11 apresenta os resultados

obtidos após a verificação da conformidade dos modelos de caracterização para acidificação de cada método de AICV em relação aos critérios e subcritérios definidos anteriormente no Capítulo 2.

Todos os modelos de caracterização descritos neste capítulo foram considerados nessa etapa da pesquisa, com exceção do modelo adotado pelo método IMPACT World+, que por ter sido lançado em 2012 não dispõe de muita informação para consulta, nem tem seus fatores de caracterização publicados oficialmente.

Modelos de caracterização / Métodos	Relevância ambiental	Robustez científica e exatidão	Documentação, transparência e reprodutibilidade	Avaliação final
Modelo RAINS-LCA - Índice de perigo / CML 2002	Alta relevância ambiental para a biodiversidade: considera a avaliação completa da atmosfera e do solo. Sensível ao cenário de emissões e à carga crítica atual. Relevância da curva dose-resposta depende da própria capacidade tampão ter sido verificada	2 Componentes do modelo extensamente revisados e estimativas de incerteza disponíveis em termos de variação espacial e cenários de emissão. Modelos e dados sem atualização completa	2 O método e os fatores de caracterização estão bem documentados e acessíveis. Modelo de caracterização e dados de entrada não são facilmente acessíveis. Pode, potencialmente, ser adaptado para gerar fatores de caracterização para diferentes continentes se complementado com um modelo atmosférico global. Viabilidade da curva dose-resposta deve ser verificada para outros continentes	6
Modelo RAINS 7.2 - Área desprotegida / EDIP 2003	Relevância ambiental limitada. Considera destino atmosférico, a mudança na biodiversidade, mas não considera a deposição em área acima da carga crítica	NA Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	NA Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	1
Modelo de Hayashi et al. (2004) / LIME <i>midpoint</i>	Relevância ambiental limitada. Os fatores de caracterização consideram totalmente o destino atmosférico, mas não a sensibilidade do solo	NA Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	NA Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	1
Modelo de Kenma et al. (2005) / MEEUP	A ausência de elementos no critério relevância ambiental é evidente, o destino atmosférico e a sensibilidade do solo não são considerados, portanto, não permite qualquer diferenciação regional	NA Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	NA Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	0

Quadro 11 – Avaliação dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação (Continua)
Fonte – Adaptado de EC-JRC (2011)

Modelos de caracterização / Métodos	Relevância ambiental	Robustez científica e exatidão	Documentação, transparência e reprodutibilidade	Avaliação final
Modelo EUTREND + SMART2 / ReCiPe <i>midpoint</i>	Alta relevância ambiental para a biodiversidade: destino atmosférico e do solo são considerados em sua totalidade para florestas. São extrapolados para outros ecossistemas apenas em uma segunda etapa. Sensível ao cenário de emissões e à carga crítica atual. Inclui ainda um fator de efeito	Componentes do modelo extensamente revisados; as estimativas de incertezas não são fornecidas, mas discutidas em termos de cenários de emissões temporais	O método e os fatores de caracterização estão bem documentados e acessíveis. Modelo de caracterização e dados de entrada não são facilmente acessíveis. Pode, potencialmente, ser adaptado para gerar fatores de caracterização para diferentes continentes se complementado com um modelo atmosférico global e com o julgamento de especialistas em áreas sensíveis	6
Modelo ASTRAP / TRACI	Relevância ambiental limitada. O método considera o destino atmosférico, mas não a sensibilidade do solo à deposição acidificante	Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	Não foi melhor avaliado ainda porque a pontuação mínima dentro do critério "relevância ambiental" não foi alcançada	1
Modelo <i>Accumulated Exceedence</i>	Alta relevância ambiental para a biodiversidade. Considera a avaliação da atmosfera e do solo em sua totalidade. Sensível ao cenário de emissões e à carga crítica atual	Componentes do modelo extensamente revisados e estimativas de incerteza disponíveis em termos de cenários de emissão e variação espacial	O método e os fatores de caracterização estão bem documentados e acessíveis. Modelo de caracterização e dados de entrada não são facilmente acessíveis. Pode, potencialmente, ser adaptado para gerar fatores de caracterização para diferentes continentes se complementado com um modelo atmosférico global e com o julgamento de especialistas em áreas sensíveis	7

Quadro 11 – Avaliação dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação (Conclusão)

Fonte – Adaptado de EC-JRC (2011)

Os modelos de caracterização adotados pelos métodos EDIP 2003, LIME, MEEuP e TRACI não atingiram as pontuações limites referentes ao desempenho mínimo exigido no critério “relevância ambiental”, por isso não foram avaliados quanto aos demais critérios.

Esses modelos que não atingiram a pontuação limite no critério “relevância ambiental” estão posicionados no início da cadeia de causa-efeito da categoria de impacto acidificação (Figura 7), o que pode ter comprometido o desempenho no critério avaliado. Ainda com base na Figura 7, é possível atribuir a relevância ambiental limitada dos modelos dos métodos LIME (*midpoint*) e TRACI à falta de distinção entre áreas sensíveis e não sensíveis do solo. O modelo que compõe o método EDIP 2003, que considera as áreas sensíveis, apresenta-se limitado por não considerar os efeitos da acidificação em áreas sensíveis acima da carga crítica. Já o modelo do método MEEuP não foi incluído na Figura 7 pois não faz distinção entre as áreas, nem ao menos considera o destino atmosférico das emissões, mostrando-se como um modelo totalmente não conforme com os critérios analisados.

Verifica-se, portanto, que a avaliação da sensibilidade do solo à deposição acidificante é um diferencial importante entre os modelos de caracterização adotados.

Os modelos que compõem os métodos CML 2002 e ReCiPe (*midpoint*) atingiram uma boa pontuação no Quadro 11. No entanto, apesar de atender aos critérios estabelecidos, CML 2002 apresenta-se como um método baseado em dados e modelos menos atualizados do que os outros (EC-JRC, 2011). Enquanto para o método ReCiPe uma extensão do conceito adotado pelo modelo a outros ecossistemas é necessária e a viabilidade para gerar um conjunto de fatores de caracterização consistentes para cada continente tem ainda de ser mais explorada (EC-JRC, 2011).

Accumulated Exceedance inclui fatores de destino atmosféricos e do solo sensíveis ao cenário de emissão e faz a distinção entre cargas para áreas sensíveis e não sensíveis, sendo indicado pelo ILCD Handbook (EC-JRC, 2011) como o modelo que provavelmente seria mais facilmente adaptável para gerar fatores de caracterização globais ou um conjunto de fatores de caracterização consistentes para cada continente. Um diferencial de seu modelo de caracterização é a boa aceitação das partes interessadas¹³, considerando o contexto europeu, já que os cálculos são utilizados para fins políticos e pela UNECE *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution* (LRTAP). Conclusões semelhantes se aplicam para os modelos dos métodos CML 2002 e ReCiPe (*midpoint*), mas ambos sofrem de uma importância mais fraca para as partes interessadas (EC-JRC, 2011).

¹³ Parte interessada refere-se ao indivíduo ou grupo que tem interesse ou é afetado pelo desempenho ambiental de um sistema de produto ou pelos resultados da avaliação do ciclo de vida (ABNT, 2009a).

Por atender aos critérios estabelecidos e ter obtido a maior pontuação entre os modelos avaliados, com sete dos nove pontos possíveis de serem atribuídos, *Accumulated Exceedance* apresentou-se como o modelo de caracterização recomendado como referência inicial para o desenvolvimento de elementos metodológicos que o complementem e suportem seu uso no contexto brasileiro, desde que seja complementado por um modelo de destino atmosférico adequado.

6 CONCLUSÕES

Embora com a crescente adoção da ACV no desenvolvimento industrial do Brasil, verifica-se a lacuna de métodos e modelos de caracterização baseados nas características regionais brasileiras.

Neste contexto, este trabalho atingiu seu objetivo, pois analisou as características dos métodos de AICV mais utilizados a fim de fornecer subsídios para a aplicação desses métodos no Brasil. Nessa etapa foram indicados os métodos que apresentam abrangência de aplicação global, visto que não existem métodos desenvolvidos para o Brasil, nem para a América do Sul. São eles:

- CML 2002: para as categorias de impacto depleção de recursos abióticos, uso da terra, mudança climática, depleção de ozônio estratosférico, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática (água doce), ecotoxicidade aquática (marinha), ecotoxicidade terrestre e eutrofização. Além de categorias de impactos adicionais que são abordadas dependendo dos requisitos do estudo, como perda de função de suporte a vida, perda de biodiversidade, ecotoxicidade em água doce (sedimentos), ecotoxicidade marinha (sedimentos), impactos da radiação ionizante, mau cheiro do ar, ruído, calor residual, acidentes, letal, não letal, depleção de recursos bióticos, dessecação e mau cheiro da água;
- EDIP 97: para as categorias de impacto aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, enriquecimento de nutrientes, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade, consumo de recursos e ambiente de trabalho;
- EPS 2000: para as categorias de impacto saúde humana, expectativa de vida, morbidade grave e sofrimento, morbidade, incômodo grave, incômodo, ambiente natural, capacidade de produção agrícola, capacidade de produção de madeira, capacidade de produção de peixe e carne, capacidade de cátions de base, capacidade de produção de água potável, consumo de recursos naturais, esgotamento de reservas de elementos, esgotamento de reservas fósseis (gás), esgotamento de reservas fósseis (petróleo), esgotamento de reservas fósseis (carvão) e esgotamento de recursos minerais;
- USEtox: para as categorias de impacto toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce;

- IMPACT World+: para as categorias de impacto toxicidade humana, oxidação fotoquímica, depleção da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, acidificação, eutrofização, uso da água, uso da terra e uso de recursos.

Considerando a análise dos modelos de caracterização para acidificação realizada neste trabalho, indica-se a utilização do modelo que compõe o método IMPACT World+, por ser o único que aborda essa categoria apresentando um escopo de aplicação com abrangência global e que considera fatores de sensibilidade do solo e de destino e efeito atmosférico durante a caracterização. Diferentemente do método EDIP 97, que embora apresente escopo de aplicação global para esta categoria de impacto, possui um modelo que não considera esses fatores e apresenta relevância ambiental limitada.

Deve-se ressaltar que essa análise de aplicabilidade considera os métodos e modelos de AICV da maneira como foram desenvolvidos originalmente, sem a realização de adaptações.

Para a realização de adaptações de acordo com as condições específicas do local de aplicação concluiu-se a necessidade de analisar os parâmetros e procedimentos de cálculos utilizados por cada modelo de caracterização.

Para a categoria de impacto acidificação os fatores de caracterização fornecidos pela maioria dos modelos analisados não foram desenvolvidos para representar as emissões de substâncias acidificantes que ocorrem fora da Europa e América do Norte. Verifica-se a necessidade de desenvolver bases metodológicas com informações sobre sensibilidade ecológica nos demais continentes, especialmente nas regiões onde a acidificação desempenha um papel importante, como no Brasil.

É importante considerar que as emissões e deposições também podem diferir entre países ou mesmo dentro de países, especialmente em países geograficamente grandes como o Brasil. E que variações sazonais ou mensais nos parâmetros de entrada podem ser tão importantes quanto a variabilidade espacial e mais apropriadas do que os parâmetros médios anuais.

Uma vez que a localização das emissões e áreas receptoras são conhecidas e utilizadas como entradas em modelos de destino, em princípio, seria possível calcular fatores de caracterização regional-específicos para acidificação no Brasil utilizando os modelos existentes, desde que sejam desenvolvidas e testadas matrizes fonte-receptor de substâncias acidificantes em nível nacional.

Considerando uma possível adaptação para que a avaliação de impactos da acidificação considere condições específicas do local de aplicação, *Accumulated Exceedance*

apresenta o modelo de caracterização para essa categoria recomendado como base para auxiliar no cálculo de fatores de caracterização e no desenvolvimento de procedimentos metodológicos que suportem a aplicação desse modelo.

Para a aplicação do modelo de caracterização recomendado, considerando o contexto brasileiro, torna-se necessário adotar um modelo de destino atmosférico capaz de realizar os cálculos de fatores que representem as características regionais do país.

Desse modo, o presente trabalho também alcançou o objetivo de analisar os modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação de forma a auxiliar no desenvolvimento de procedimentos para a aplicação no Brasil.

Deve-se destacar que os resultados obtidos nesta pesquisa foram limitados pela quantidade de publicações referentes aos modelos de caracterização adotados pelos métodos de AICV e, principalmente, aos procedimentos de cálculos dos fatores de caracterização de cada modelo.

Assim, como recomendação para trabalhos futuros incentiva-se a abordagem dos modelos de caracterização para as demais categorias de impacto, com a finalidade de se obter uma relação de modelos de caracterização recomendados como referência para a adaptação de procedimentos e dados necessários para o desenvolvimento de fatores de caracterização, de acordo com as características nacionais.

REFERÊNCIAS¹⁴

AHBE, S., BRAUNSCHWEIG, A., MÜLLER-WENK, R.: Methodology for Ecobalances Based on Ecological Optimization, BUWAL (SAFEL) **Environment Series** N°. 133, Bern, 1990.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO 14040:** Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura: ABNT, 2009a.

_____. **NBR ISO 14044:** Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Requisitos e Orientações. Brasil: ABNT, 2009b.

BACHMANN, T. M. **Hazardous substances and human health:** exposure, impact and external cost assessment at the European scale. Trace metals and other contaminants in the environment, 8. Elsevier, Amsterdam, p 570. 2006.

BARE, J.C. **Developing a Consistent Decision-Making Framework by Using the U.S. EPA's TRACI Systems Analysis Branch**, Sustainable Technology Division, National Risk Management; Research Laboratory, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 2002. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/std/sab/traci/aiche2002paper.pdf>>

BARE, J.C. et al. TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. **Journal of Industrial Ecology** 6(3), p. 49-78. 2003.

BRAND, G. et al. Weighting in Ecobalances with the Ecoscarcity Method – Ecofactors 1997. BUWAL (SAFEL) **Environment Series** N°. 297, Bern 1998.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – CONMETRO. Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.inmetro.gov.br/legislacao/resc/pdf/RESC000236.pdf>>. Acesso em: Mai. 2012.

BRENT, A. C.; HIETKAMP, S. Comparative Evaluation of Life Cycle Impact Assessment Methods with a South African Case Study. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 1, p. 27-38. 2003.

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. Disponível em: <<http://capesdw.capes.gov.br/capesdw/Teses.do>> Acesso em: Jan. 2012.

¹⁴ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. **Política integrada de produtos: Desenvolvimento de uma reflexão ambiental centrada no ciclo de vida.** Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu. Bruxelas, 2004.

DE SCHRYVER, A. M. et al. Characterization Factors for Global Warming in Life Cycle Assessment Based on Damages to Humans and Ecosystems. **Environmental Science and Technology** 43 (6), 1689–1695. 2009.

DE VRIES, W. et al. Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. **Technical Report**, 2002; EC, UN/ECE: Brussels, Geneva.

EC – EUROPEAN COMMISSION. **Externalities of fuel cycles**—ExternE Project. Vol. 7—methodology, 2nd edn. European Commission DG XII, Science Research and Development, JOULE, Brussels, Luxembourg. 1999.

_____. **ExternE**—externalities of energy: Methodology 2005 update. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg. 2005.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment - background document. **ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System**, European Union. 2010a.

_____. Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. **ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System**, European Union. 2010b.

_____. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. **ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System**, European Union. 2010c.

_____. Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context. **ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System**, European Union. 2011.

EMEP. Transboundary acidifying air pollution in Europe. EMEP/MS-CW Report 1/98. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway. 1998.

Environment Canada. **Canadian Environmental Protection Act: PSL1 Substances considered as toxic under Section 64.** 1999. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/psap/psl1-1.cfm>>

_____. **National Pollutant Release Inventory (NPRI)**. 2002. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/npri_online_data_e.cfm>

FERREIRA LIMA, A. M.; KIPERSTOK, A. **Avaliação do Ciclo de Vida: Panorama Mundial e Perspectivas Brasileiras**. In: I Simpósio de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro-Oeste, 2006, Brasília. Anais do I Simpósio de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro-Oeste. v. 1. 2006.

FORSTER, P. et al. **Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing**. Chapter 2. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds) *Climate change 2007: the physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. 2007.

FRISCHKNECHT, R. et al. **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods**.ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

FRISCHKNECHT, R. et al. **Swiss Ecological Scarcity Method: the new version 2006**. Proceedings of the 7th International Conference on EcoBalance, Tsukuba, Japan, November 2006.

FRISCHKNECHT, R.; STEINER, R.; JUNGBLUTH, N. **The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006**. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies no. 0906. Federal Office for the Environment, Bern: 188 pp. 2009.

GIL, A.C. **Métodos e Técnicas de Pesquisa Social**. 5 ed. São Paulo. Editora Atlas. 206 p. 1999.

GOEDKOOPE et al.. **ReCiPe 2008**: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. Ruimte em Milieu Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening em Milieubeheer. Jan. 2009.

GOEDKOOPE, M.; SPRIENSMA, R. **The Eco-indicator 99**: A Damage Oriented Method for Life Cycle Assessment, Methodology Report, second edition. Pre Consultants, Amersfoort (NL), Netherlands. 2000.

_____. **The Eco-indicator 99**: A Damage Oriented Method for Life Cycle Assessment, Methodology Report, third edition, 22 Jun. 2001.

GUINÉE, J.B. Handbook on life cycle assessment - operational Guide to the ISO Standards. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 6 (5), 255. 2001.

GUINÉE, J.B. (Ed.) et al. **Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards**. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht (Hardbound, ISBN 1-4020-0228-9; Paperback, ISBN 1-4020-0557-1; see also <http://www.kap.nl/prod/b/1-4020-0228-9>). 2002.

GUINÉE, J.B. (eindredacteur), et al. **Levenscyclusanalyse: De ISO-normen uitgewerkt in een praktijkgerichte Handleiding**. VROM. 2002.

HAUSCHILD, M. Z. et al. Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony. **Environmental Science & Technology**, v.42 (19), p.7032-7037. Oct. 2008.

HAUSCHILD, M. Z. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. 2012.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L. From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives, **Annals of the CIRP** 54/2. 2005.

HAUSCHILD, M.; POTTING, J. **Spatial differentiation in life cycle impact assessment – the EDIP2003 methodology**. Environmental News no. 80. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Copenhagen. 2005.

HAUSCHILD, M. Z.; WENZEL, H. **Environmental assessment of products**. Vol. 2 - Scientific background, 565 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA. ISBN 0412 80810 2. 1998.

HAYASHI, K. et al. Development of Damage Function of Acidification for Terrestrial Ecosystems Based on the Effect of Aluminum Toxicity on Net Primary Production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 9 (1), p. 13 – 22. 2004.

HEIJUNGS, R, et al. **Environmental life cycle assessment of products**. Guide and backgrounds. CML, Leiden University, Leiden, The Netherlands. 1992.

HETTELINGH, J. P.; POSCH, M.; POTTING, J. Country-dependent characterisation factors for acidification in Europe. A critical evaluation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 10 (3), p. 177–183. 2005.

HUIJBREGTS, M. A. J. **Life-cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of characterisation factors with RAINS-LCA.** Amsterdam, The Netherlands: Interfaculty Department of Environmental Science. 1999.

HUIJBREGTS, M.A.J. et al. Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in Life Cycle Impact Assessment. **Chemosphere** 61 (10): 1495-1504. 2005a.

HUIJBREGTS, M.A.J. et al. Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and non-carcinogenic chemicals for life cycle impact assessment. **Integrated Environmental Assessment and Management** 1 (3): 181-244. 2005b.

HUIJBREGTS, M.A.J. et al. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. **Chemosphere** 41, pp. 541-573. 2000.

HUIJBREGTS, M. A. J. et al. Spatially Explicit Characterization of Acidifying and Eutrophying Air Pollution in Life-Cycle Assessment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 4, n. 3, p. 75-92. 2001.

HUIJBREGTS, M. et al. **USEtox™ User manual.** Fev. 2010.

HUIJBREGTS, M.A.J.; GUINÉE, J.B.; REIJNDERS, L. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part III: Export of potential impact over time and space. **Chemosphere** 44, pp. 59-65. 2001.

IMPACT WORLD+. Disponível em:

<<http://www.impactworldplus.org/en/presentation.php>>

Acesso em: Maio. 2012.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. **ISO 14040:** Environmental management - Life cycle assessment — Principles and framework: ISO, 2006a.

_____. **ISO 14044:** Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines: ISO, 2006b.

ITSUBO, N. et al. Weighting Across Safeguard Subjects for LCIA through the Application of Conjoint Analysis, **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 2004, 9 (3) pp. 196-205.

ITSUBO, N.; INABA, A. A New LCIA Method: LIME has been completed. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, p.305, 2003.

JAPAN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT ASSOCIATION FOR INDUSTRY - JEMAI: The Annual Report of Development of Assessment Technology of Life Cycle Environment Impacts of Products. 2003.

JESWIET, J. **A Definition for Life Cycle Engineering**, 36th International seminar on Manufacturing Systems. Saarbrücken, Germany. Plenary Speech; pp 17 – 20. Jun. 2003.

JOLLIET, O. et al. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 8, n. 6, p. 324-330. 2003.

JÖNSSON, C.; WARFVINGE, P.; SVERDRUP, H. Uncertainty in predicting weathering rate and environmental stress factors with the PROFILE model. *Water, Air, Soil Pollut.* 81, p. 1–13. 1995.

KEMNA, R. et al. **MEEuP** – The methodology Report. EC, Brussels. (Final version, Delft 28-11-2005)

KÖLLNER, T. **Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality**, in Difo-Druck GmbH, Bamberg. Universität St. Gallen, Hochschule für Wirtschafts-, Rechts- und Sozialwissenschaften (HSG), St. Gallen, pp. 237. 2001.

KROS, J. **Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale**. PhD thesis. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands. 2002.

MACLEOD, M. et al. BETR North America: a regionally segmented multimedia contaminant fate model for North America. **Environ Sci Pollut Res** 8(3):156–163. 2001.

MCKONE, T., BENNETT, D., MADDALENA, R. **CalTOX 4.0 Technical support document**, vol 1. LBNL-47254, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA. 2001.

MINISTRY OF HOUSING; SPATIAL PLANNING AND THE ENVIRONMENT. **Eco-indicator 99**: Manual for Designers. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, October 2000.

MIYAZAKI, N. et al. **Japan Environmental Policy Priorities Index 2003 (JEPIX)**, 21st Century COE Monograph Series 7, Social Science Research Institute of International Christian University, Tokyo, 2004, in English.

NORRIS, G. A. Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts: Methods for Acidification, Eutrophication, and Ozone Formation. **Journal of Industrial Ecology**. V. 6, N. 3–4, p. 79-101. 2003.

OECD, **Key environmental indicators**, OECD Environment Directorate, Paris, <<http://www.oecd.org/dataoecd/32/20/31558547.pdf>> 16.06.2005. 2004.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. **A ONU e o meio ambiente**. ONUBR Nações Unidas no Brasil. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/a-onu-em-acao/a-onu-e-o-meio-ambiente/>> Acesso em: Abr. 2012.

OMETTO, A. R. et al. A gestão ambiental nos sistemas produtivos. **Revista Pesquisa e Desenvolvimento Engenharia de Produção** N°. 6, p. 22 – 36. Jun. 2007.

PENNINGTON, D. W. et al. Multimedia fate and human intake modeling: spatial versus nonspatial insights for chemical emissions in Western Europe. **Environ Sci Technol** 39(4):1119–1128. 2005.

POSCH, M. et al. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 13, p. 477–486. 2008.

POTTING et al. Comparison of the acidifying impact from emissions with different regional origin in life-cycle assessment. **Journal of Hazardous Materials**, 61, p. 155–162. 1998. **RECIPE**. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/>> Acessado em: Março, 2012.

ROSENBAUM, R. K. et al. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 13 (7): 532–546. 2008.

ROY, P.; DESCHÊNES, L.; MARGNI, M. Life Cycle Impact Assessment of Terrestrial Acidification: Modeling Spatially Explicit Soil Sensitivity at the Global Scale. **Environmental Science & Technology**, 46, p. 8270–8278. 2012.

ROY, P. et al. Spatially-differentiated atmospheric source-receptor relationships for nitrogen oxides, sulfur oxides and ammonia emissions at the global scale for life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, 62, p. 74-81. 2012.

ROZENFELD, H. et al. **Gestão de desenvolvimento de produtos**: uma referência para a melhoria do processo. São Paulo, Saraiva, 2006.

SANTIAGO, L. **Inventário do Ciclo de Vida**. Avaliação do Ciclo de Vida. IBICT. Disponível em: <http://acv.ibict.br/fases/fases2.htm/document_view> Modificado em: 30/06/2005. Acesso em: Mar. 2012.

SEPPÄLÄ et al. Country-Dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 11 (6), p. 403 – 416. 2006.

SILVA, E. L.; MENEZES, E. M. **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação**. 4 ed. Florianópolis: UFSC. 2005. 138 p.

SILVA, H. L. “**Case-Based Planning Aplicados na Resolução de NC - Não Conformidades Ambientais no Ciclo de Vida de Produtos, Processos e Serviços**”. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 1997.234p.

SOUZA (2000). **Instrumentos de Gestão Ambiental**: Fundamentos e Prática. São Carlos, Riani Costa. 2000.

STATISTICS CANADA: Human Activity and the Environment- Annual Statistics 2004. Report 16-201-XIE, 352 pp.

STEEN, B. **A Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS)**. Version 2000 - General system characteristics; CPM report 1999:4, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. 1999a.

_____. **A Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS)**. Version 2000 - Models and data of the default method; CPM report 1999:5, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. 1999b.

TAKEDA, A.; TACHARD, A. L.; OMETTO, A. R. Levantamento de métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) mais recorrentes em estudos. In: 2º Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de Produtos e Serviços – ACV 2010. **Artigos científicos**. Florianópolis: UFSC, 2010.

TARRASON, L. et al. **Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe from 1990 to 2004 in support for the review of the Gothenburg protocol**. EMEP Report 1/2006, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway. Disponível em <http://www.emep.int>. 2006.

THE LIFE CYCLE INITIATIVE. **International Life Cycle Partnership for a sustainable world**. UNEP/SETAC. Atualizado em: 05/07/2010. Disponível em: <http://lcinitiative.unep.fr/default.asp?site=lcinit&page_id=9FDF7FDF-261F-4F0E-A8E3-5FF4E16B33C2> Acesso em: Fev. 2012.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. *Nature* 2004, 427 (6970), 145–147.

TOFFOLETTO, L. et al. LUCAS – A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 12 (2), p. 93 – 102. 2007.

UDO DE HAES, H. A. et al. **Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice**. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). ISBN 1-880611-54-6, 2002.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP. **Life Cycle Management. A Business Guide to Sustainability**. 2007. Disponível em: <<http://www.unep.org/pdf/dtie/DTI0889PA.pdf>> Acesso em: Out, 2010.

_____. **Life Cycle Impact Assessment Programme**. Life Cycle Initiative. Jul, 2010. <http://lcinitiative.unep.fr/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=67F5A66D-9EB8-4E75-B663-297B7FD626B6> (Acessado em: Jun, 2011).

VAN DE MEENT, D.; HUIJBREGTS, M. A. J. Evaluating ecotoxicological effect factors based on the Potentially Affected Fraction of species. **Environmental Toxicology and Chemistry** 24 (6): 1573-1578. 2005.

VAN JAARSVELD, J. A. **Modelling the long-term atmospheric behaviour of pollutants on various spatial scales**. PhD thesis. University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands. 1995.

VAN OERS, L. (ed) et al. **LCA normalisation factors for the Netherlands**, Europe and the World. RIZA werkdokument 2001.059x)

VAN ZELM, R. et al. Pesticide ecotoxicological effect factors and their uncertainties for freshwater ecosystems. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 14 (1): 43–51. 2009.

VAN ZELM, R. et al. Time horizon dependent characterization factors for acidification in life-cycle impact assessment based on the disappeared fraction of plant species in European forests. **Environmental Science and Technology** 41: 922-927. 2007.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.Z.; ALTING, L. **Environmental assessment of products**. Vol. 1 - Methodology, tools and case studies in product development, 544 pp. Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA. ISBN 0 412 80800 5. 1997.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; JORGENSEN, J; ALTING, L.. **Environmental tools in product development**. In: IEEE International Symposium on Eletronics & the Environment. ISEE 1994. Proceidings., 1994 IEEE International Symposium on Eletronics & the Environment, vol., n., pp. 100-105, 2-4 Maio 1994. DOI: 10.1109/ISEE.1994.337295.

APÊNDICE

APÊNDICE A - Teses e dissertações brasileiras com o tema ACV

Esse apêndice é composto pelas teses e dissertações defendidas no Brasil, que tratam do tema ACV. O levantamento bibliográfico foi realizado no banco de dados da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, 2012).

As teses e dissertações publicadas foram sintetizadas em dois quadros, contendo o título da tese ou dissertação, o nome do autor, o nome do professor orientador, a universidade em que foi desenvolvida, a área de pesquisa, o nível de estudo e o ano de formação do aluno. O Quadro 12 corresponde a busca realizada a partir das palavras Avaliação do Ciclo de Vida. O Quadro 13 apresenta os trabalhos encontrados a partir das palavras de busca Análise do Ciclo de Vida. Os trabalhos encontrados na segunda busca que já tinham sido identificados durante a primeira busca foram eliminados do Quadro 13 para evitar duplicação no registro dos dados.

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos edip, exergia e emergia. 1v. 200p.	Aldo Roberto Ometto	Enrique Ortega Rodriguez; Woodrow Nelson Lopes Roma	Universidade de São Paulo/São Carlos	Engenharia Hidráulica e Saneamento	Doutorado	2005
Balanco de materiais na gestão ambiental da cadeia produtiva do carvão vegetal para produção de ferro gusa em minas gerais. 1v. 164p.	Alexander Ruldoph Marin Sablowski	Jose Marcelo Imana Encinas	Universidade de Brasília	Ciências Florestais	Doutorado	2008
Aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida em Embalagens Descartáveis para Frutas: Estudo de Caso. 1v. 144p.	Ana Carolina Badalotti Passuello	Luiz Fernando de Abreu Cybis	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental	Mestrado	2007
Emissões de gases do efeito estufa dos dormentes de madeira natural e de madeira plástica no Brasil e na Alemanha com base nos seus ciclos de vida. 1v. 100p.	Ana Claudia Nioac De Salles	Elen Beatriz Acordi Vasques Pacheco; Luiz Fernando Loureiro Legey; Luiz Pinguelli Rosa	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Planejamento Energético	Doutorado	2009
Avaliação do Ciclo de Vida: principais métodos e estudo comparativo entre o cesto de plástico e de inox de uma lavadora de roupa. 1v. 159p.	Anderson Ricardo Botolin	Aldo Roberto Ometto	Universidade de São Paulo/São Carlos	Engenharia de Produção	Mestrado	2009

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continua)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Incorporação de Indicadores Sociais Relacionados ao Trabalho à Avaliação de Ciclo de Vida: Estudo de Caso em uma Indústria Metal-Mecânica. 1v. 106p.	André Critchii Junior	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2007
Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para Avaliação do Ciclo de Vida de produtos no estado de São Paulo São Carlos 2010. 1v. 168p.	André Luiz Ribeiro Tachard da Silva	Aldo Roberto Ometto	Universidade de São Paulo/São Carlos	Ciências da Engenharia Ambiental	Doutorado	2010
Inventário do ciclo de vida do metanol para as condições brasileiras. 1v. 114p.	André Moreira de Camargo	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2007
Representação e análise da cadeia de suprimentos do laboratório farmacêutico da marinha. 1v. 118p.	André Teixeira Pontes	Debora Omena Futuro; Leydervan de Souza Xavier	Centro Federal de Educação Tecn. Celso Suckow da Fonseca	Tecnologia	Mestrado	2010
Comparação do Consumo de Energia e Emissão de Co ² entre Garrafas de PET e de Vidro, utilizando Análise Ambiental de Ciclo de Vida. 1v. 125p.	Andréa Rodrigues Fabi	Waldir Antonio Bizzo	Universidade Estadual de Campinas	Planejamento de Sistemas Energéticos	Mestrado	2004
Indicador de desempenho técnico e ambiental para sistemas de gestão de resíduos sólidos urbanos. 1v. 1234p.	Andreas de La Martinière Petroll	Sebastiao Roberto Soares	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2010
Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil - Inserção e Perspectivas. 1v. 160p.	Angela Maria Ferreira Lima	Asher Kiperstok	Universidade Federal da Bahia	Gerenciamento e Tecnologia Ambiental No Processo Produtivo	Profissionalizante	2006
Análise das Potencialidades da Avaliação do Ciclo de Vida de Produto como Instrumento de apoio à Gestão Ambiental. 1v. 122p.	Antonio dos Santos	Paulo Jorge Moraes Figueiredo	Universidade Metodista de Piracicaba	Engenharia de Produção	Mestrado	1998
Considerações Ambientais e Exergéticas na Fase de Pós-Colheita de Grãos. Estudo de Caso do Estado do Paraná. 1v. 115p.	Breno de Almeida Marques	Marcelo Risso Errera	Universidade Federal do Paraná	Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental	Mestrado	2006
Avaliação do Ciclo de Vida do produto no Brasil: Uma proposta para atuação governamental. 1v. 230p.	Carlos Eduardo de Lima Monteiro	Stella Regina Reis da Costa	Universidade Federal Fluminense	Sistemas de Gestão	Profissionalizante	2009
Potenciais de Geração de Créditos de Carbono na Indústria da Palma. 1v. 105p.	Cecilia Martins Soares	Flavia Chaves Alves	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos	Mestrado	2008
Ciclo de Vida de Seringa para Injeção Odontológica no Brasil: Inventário e Análise de Melhorias. 1v. 79p.	Celso Munhoz Ribeiro	Biagio Fernando Giannetti	Universidade Paulista	Engenharia de Produção	Mestrado	2004

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Análise de ecoeficiência de técnicas para tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos. 1v. 131p.	Cibele Dimitrijevas	Maria Aparecida Faustino Pires	Universidade de São Paulo	Tecnologia Nuclear	Mestrado	2010
Avaliação de desempenho ambiental em projetos: procedimentos e ferramentas. 1v. 184p.	Claudio de Campos	Claudia Terezinha de Andrade Oliveira	Universidade de São Paulo	Arquitetura e Urbanismo	Mestrado	2007
Indicadores de desempenho baseados na análise de ciclo de vida de produto: um estudo na WEG Indústrias S.A. - Motores. 2v. 131p.	Conrado Luis Garcia	Therezinha Maria Novais de Oliveira	Universidade da Região de Joinville	Engenharia de Processos	Mestrado	2008
Avaliação de Sustentabilidade Ampliada de Produtos Agroindustriais. Estudo do Caso: Suco de Laranja e Etanol. 2v. 267p.	Consuelo de Lima Fernandes Pereira	Enrique Ortega Rodriguez	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia de Alimentos	Doutorado	2008
Método para a escolha de processos considerando os impactos ambientais: Uma aplicação para processos de decapagem. 1v. 126p.	Cristiane Ferreira Eder	Carla Schwengberten Caten	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Engenharia de Produção	Mestrado	2005
Estudo Quantitativo do Impacto Ambiental na Produção Industrial do Polietileno. 1v. 116p.	Eden Roberto Cavalcante Souza	Pedro Mauricio Büchler	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2004
"Avaliação do Impacto Energético e Ambiental da Cogeração no Balanço Energético e no Ciclo de Vida do Biodiesel de Óleo de Palma Africana". 1v. 247p.	Edgar Eduardo Yanez Angarita	Oswaldo José Venturini	Universidade Federal de Itajubá	Engenharia Mecânica	Mestrado	2008
"Um estudo sobre modelos de informações para elaboração de inventários de ciclo de vida de background". 1v. 191p.	Everson Andrade Dos Reis	Jorge Henrique Cabral Fernandes	Universidade de Brasília	Ciências da Informação	Mestrado	2008
Avaliação do Ciclo de Vida na Indústria Calçadista do Rio Grande do Sul. 1v. 76p.	Fabiana De Araújo Ribeiro	Rosane Angelica Ligabue	Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul	Engenharia e Tecnologia de Materiais	Mestrado	2009
Balço, Análise de Emissão e Sequestro de CO ₂ na Geração de Eletricidade Excedente no Setor Sucro-Alcooleiro. 1v. 174p.	Felipe Moreton Chohfi	Electo Eduardo Silva Lora; Francisco Antonio Dupas	Universidade Federal de Itajubá	Engenharia de Energia	Mestrado	2004
Aplicação da metodologia de avaliação do ciclo de vida no setor farmoquímico: comparação dos processos produtivos da heparina de origem suína e bovina. 1v. 72p.	Fernanda Cristina Milanin Bido	Antônio Maria Francisco Luiz José Bonomi	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo	Processos Industriais	Profissionalizante	2007
Análise de ecoeficiência: avaliação do desempenho econômico-ambiental do biodiesel e petrodiesel. 1v. 182p.	Fernanda Cristina Vianna	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2006

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Inventário do Ciclo de Vida do PVC Produzido no Brasil. 1v. 174p.	Fulvia Jung Borges	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2004
Utilização da ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) e do DFE (Design for Environment) como subsídio em processos decisórios na avaliação da melhor opção de projeto do produto objetivando a redução dos custos ambientais nas empresas. 1v. 170p.	George Luiz Bleyer Ferreira	Beate Frank	Universidade Regional de Blumenau	Administração	Mestrado	1999
"Avaliação de Incertezas em Inventários de Ciclo de Vida". 1v. 90p.	Gilberto Benedet Júnior	Sebastiao Roberto Soares	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2007
Técnica de Análise do Ciclo de Vida para gerenciamento ambiental de propriedades produtoras de suínos. 1v. 124p.	Giovanno Pretto	Aloízio Soares Ferreira; Aziz Galvão da Silva Júnior; José Euclides Alhadas Cavalcanti; Marília Fernandes Maciel Gomes	Universidade Federal de Viçosa	Economia Aplicada	Mestrado	2003
Metodologias de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: Um Estudo Comparativo. 1v. 200p.	Giselle Saraiva de Melo	Mônica Maria Diniz Leão	Universidade Federal de Minas Gerais	Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos	Mestrado	2009
Avaliação Social do Ciclo de Vida de Produto: Desenvolvimento de fichas metodológicas que possibilitem a pesquisa de indicadores para as subcategoria de impactos da parte interessada Trabalhador. 1v. 138p.	Gleydson Arandes de Almeida Fontinele	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2010
Inventário do ciclo de vida do papel offset produzido no Brasil. 1v. 279p.	Guilherme de Paula Galdiano	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2006
Gestão do ciclo de vida (CGV) como auxílio à Ciência e Tecnologia para a Gestão Ambiental: o caso do óleo lubrificante automotivo usado. 1v. 140p.	Gustavo Filice de Barros	Armando de Azevedo Caldeira Pires	Universidade de Brasília	Desenvolvimento Sustentável	Profissionalizante	2005
A avaliação do ciclo de vida como ferramenta para a educação ambiental: o uso da redução do desperdício e do aumento da produtividade como indicadores. 1v. 274p.	Iliene Regina Nunes	Afonso Rodrigues de Aquino	Universidade de São Paulo	Tecnologia Nuclear	Mestrado	2009
Avaliação energética e ambiental da produção de óleo de dendê para biodiesel na região do Baixo Sul, Bahia. 1v. 96p.	Ittana de Oliveira Lins	José Adolfo de Almeida Neto	Universidade Estadual de Santa Cruz	Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente	Mestrado	2009

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Avaliação do ciclo de vida do biodiesel de soja e de sebo bovino e de óleo diesel para uso em ônibus urbanos. 1v. 100p.	Joel Teixeira da Cunha	Antonio Maria Francisco Luiz José Bonomi	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo	Tecnologia Ambiental	Profissionalizante	2008
A Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida para Análise dos Aspectos Ambientais que Envolvem a Reciclagem de Sucatas nas Usinas Siderúrgicas. 1v. 118p.	José Antonio Costa Perez	Antonio Roberto Saad	Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho/Rio Claro	Geociências e Meio Ambiente	Doutorado	2008
Gestão do processo de desenvolvimento de produtos e a gestão do ciclo de vida: proposta de um modelo para o desenvolvimento de produtos sustentáveis. 1v. 100p.	Julio Cesar Benalcazar Chum	Rogério de Aragao Bastos do Valle	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia de Produção	Mestrado	2010
Avaliação do ciclo de vida das telhas ecológicas. 1v. 100p.	Katia Schoeps de Oliveira	Helio Wiebeck	Universidade de São Paulo	Engenharia Metalúrgica	Mestrado	2004
"Emissões de CO2 como Parâmetro da Avaliação do Ciclo de Vida do Amido de Milho Plástico com Glicerol Destinado à Compostagem". 1v. 121p.	Katlen Allganer	Lucia Helena Innocentini Mei	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia Química	Mestrado	2010
Obtenção e caracterização de artefatos produzidos com resíduos elastoméricos vulcanizados. 1v. 110p.	Larissa Nardini Carli	Janaína da Silva Crespo	Universidade de Caxias do Sul	Materiais	Mestrado	2008
Desenvolvimento de fatores de caracterização para toxicidade humana em avaliação do impacto do ciclo de vida no Brasil. 1v. 110p.	Leandro Andrade Pegoraro	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2008
Análise pluridimensional da sustentabilidade do ciclo de vida de um sistema estrutural de cobertura em madeira de Pinus. Caso: Assentamento rural Pirituba II. 1v. 234p.	Leonardo Egas	Akemi Ino	Universidade de São Paulo/São Carlos	Arquitetura e Urbanismo	Mestrado	2008
Avaliação do Ciclo de Vida dos Produtos Derivados do Cimento para Habitação de Interesse Social. 1v. 98p.	Lícia Trajano	Arnaldo Cardim de Carvalho Filho	Fundação Universidade de Pernambuco	Engenharia Civil	Mestrado	2010
Avaliação do ciclo de vida e custeio do ciclo de vida de evaporadores para usinas de açúcar. 1v. 289p.	Lino José Cardoso Santos	Jorge Alberto Soares Tenório	Universidade de São Paulo	Engenharia Metalúrgica	Doutorado	2007
Avaliação social do ciclo de vida de produtos: Proposta de método e avaliação preliminar do álcool etílico hidratado combustível. 1v. 144p.	Marcelo Costa Almeida	José Roberto Moreira	Universidade de São Paulo	Energia	Doutorado	2009
Inventário do ciclo de vida do biodiesel etílico do óleo de girassol. 1v. 223p.	Marcelo Mendes Viana	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2008

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Análise de fluxos de materiais e energia do ciclo de vida de embalagens para indústria de refrigerantes no Brasil. 1v. 188p.	Marcelo Real Prado	Georges Kaskantzis Neto	Universidade Federal do Paraná	Tecnologia de Alimentos	Doutorado	2007
Avaliação ambiental de um veículo elétrico coletor de resíduos sólidos urbanos recicláveis. 1v. 247p.	Márcio Alessandro de Lazzari	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2010
Avaliação do Ciclo de Vida do fertilizante superfosfato simples. 1v. 179p.	Márcio Ferraz Monteiro	Rosana Lopes Fialho Vieira de Melo	Universidade Federal da Bahia	Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo	Profissionalizante	2008
Análise dos requisitos organizacionais para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de produtos madeireiros. 1v. 127p.	Marcos Aurelio Zoldan	Magda Lauri Gomes Leite	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia de Produção	Mestrado	2008
Avaliação de ciclo de vida de garrafas PET: materiais, energia e emissões. 1v. 130p.	Marcus Vinicius Pereira Remédio	Maria Zanin	Universidade Federal de São Carlos	Ciência e Engenharia dos Materiais	Doutorado	2004
Aplicação da avaliação do ciclo de vida do produto pelas organizações com sistema de gestão ambiental e certificado. 1v. 129p.	Margareth Lafin	João Alberto Neves dos Santos	Universidade Federal Fluminense	Sistemas de Gestão	Profissionalizante	2004
Análise dos impactos na construção civil: Avaliação do Ciclo de Vida em chapas de partículas para forros. 1v. 150p.	Maria Fernanda Nóbrega dos Santos	Rosane Aparecida Gomes Battistelle	Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho/Bauru	Engenharia de Produção	Mestrado	2010
Design sustentável: o uso da matéria prima renovável um estudo de caso da produção do couro vegetal no norte do Brasil. 1v. 135p.	Marilí De Lima Ferreira Brandão	Maria Cecília Loschiavo dos Santos	Universidade de São Paulo	Arquitetura e Urbanismo	Mestrado	2007
O enfoque de ciclo de vida como estratégia para gestão sustentável: um estudo de caso sobre pneus. 1v. 99p.	Marilia Stella Vaz Costa	Rogério de Aragao Bastos do Valle	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia de Produção	Mestrado	2007
Avaliação do desempenho ambiental de equipamentos do sistema elétrico de potência (SEP): Uma estratégia de remanufatura. 1v. 128p.	Murilo Alves Do Amaral	Claudia Do Rosario Vaz Morgado	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia Ambiental	Profissionalizante	2010
Análise do Ciclo de Vida da Soja. 1v. 221p.	Otavio Cavalett	Enrique Ortega Rodriguez	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia de Alimentos	Doutorado	2008
Análise de métodos de alocação utilizados em avaliação do ciclo de vida. 1v. 138p.	Paola Karina Sánchez Ramirez	Sebastiao Roberto Soares	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2009
Modelagem de sistemas de produto em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). 1v. 135p.	Paulo Henrique Ribeiro	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2004

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio à avaliação do ciclo de vida. 1v. 343p.	Paulo Henrique Ribeiro	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Doutorado	2009
Avaliação de Impactos e Custos Ambientais em Processos Industriais - uma abordagem metodológica. 1v. 170p.	Paulo Ricardo Santos da Silva	Fernando Gonçalves Amaral	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Engenharia de Produção	Mestrado	2003
Avaliação do Desempenho Ambiental de um Sistema de Produto para Geração de Energia Elétrica a partir do Carvão. 1v. 273p.	Paulo Sergio Moreira Soares	Lidia Yokoyama; Osvlado Galvao Caldas da Cunha	Universidade Federal do Rio De Janeiro	Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos	Doutorado	2006
Incorporação da Avaliação do Ciclo de Vida ao Processo de Desenvolvimento de Produtos. 1v. 141p.	Rafael Justus Barreto	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2007
O PVC e a sustentabilidade ambiental: marcos históricos e o caso Amanco Brasil. 1v. 116p.	Regina Celia Zimmermann	Fernando Soares Pinto Sant'Anna	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2004
"Avaliação do Ciclo de Vida do Carbono na Queima de Biodiesel à Base de Óleo de Soja". 1v. 111p.	Renata Maery de Lima Mendonça	Armando de Azevedo Caldeira Pires	Universidade de Brasília	Ciências Mecânicas	Mestrado	2007
O Designer e a Avaliação do Ciclo de Vida dos Produtos: Análise do Uso das Ferramentas. 1v. 168p.	Ricardo Barreto Moraes	Alfredo Jefferson de Oliveira	Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro	Design	Mestrado	2005
Análise de ecoeficiência dos óleos vegetais oriundos da soja e palma, visando a produção de biodiesel. 1v. 279p.	Rita de Cassia Monteiro Marzullo	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2007
Aspectos e impactos ambientais associados ao processo de injeção da blenda PPO/PSAI através do inventário do ciclo de vida. 1v. 96p.	Roberta Tomasi Pires Hinz	Luiz Veriano Oliveira Dalla Valentina	Universidade do Estado de Santa Catarina	Ciência e Engenharia de Materiais	Mestrado	2007
Avaliação de métodos de AICV: um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte. 1v. 158p.	Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga	Sebastiao Roberto Soares	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2010
Emprego da Avaliação do Ciclo de Vida para levantamento dos desempenhos ambientais do biodiesel de girassol e do óleo diesel. 1v. 124p.	Rogério Rodrigues Sallaberry	Luiz Fernando de Abreu Cybis	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental	Mestrado	2009
Análise de Ciclo de Vida - Uma análise crítica da ferramenta e seu papel no processo de gestão ambiental. 1v. 101p.	Rudinei Sergio Pestana	José Luis Garcia Hermosilla	Centro Universitário de Araraquara	Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente	Mestrado	2008

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Aplicação da metodologia de avaliação do ciclo de vida: inventário do ciclo de vida de embalagens plásticas no processo de moldagem a sopro por extrusão do polietileno de alta densidade (PEAD) em frações virgens e recicladas. 1v. 143p.	Ruthe Rebello Pires Novaes	Marco Aurelio dos Santos Bernardes	Centro Federal de Educação Tecn. de Minas Gerais - Cefet/MG - UFSJ	Engenharia da Energia	Mestrado	2010
Normalização de Critérios Ambientais aplicados à Avaliação do Ciclo de Vida. 1v. 87p.	Sabrina Rodrigues Sousa	Sebastiao Roberto Soares	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2008
Inventário de ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Santa Cruz do Sul. 1v. 79p.	Sandra Cristina Schuler	Diosnel Antonio Rodríguez López	Universidade de Santa Cruz do Sul	Tecnologia Ambiental	Mestrado	2008
Análise ambiental da célula a combustível de membrana trocadora de prótons sob o enfoque da avaliação do ciclo de vida. 1v. 150p.	Sandra Harumi Fukurozaki	Emilia Satoshi Miyamaru Seo	Universidade de São Paulo	Tecnologia Nuclear	Mestrado	2006
Avaliação de Ciclo de Vida de produtos metalúrgicos. 1v. 81p.	Sérgio Luiz Puff	Ingeborg Sell	Universidade Regional de Blumenau	Engenharia Ambiental	Mestrado	2003
Avaliação Ambiental do setor de Transporte de Cargas: Comparação de Métodos. 1v. 80p.	Sergio Takahashi	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2008
Análise Ambiental do Processo Produtivo de Pisos Cerâmicos. Aplicação de Avaliação do Ciclo de Vida. 1v. 121p.	Sibeli Warmling	Sebastiao Roberto Soares	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Ambiental	Mestrado	2004
Análise do processo de fabricação do compósito ecowood: estudo de caso de reciclagem. 1v. 111p.	Sidnei Castilhos Rodrigues	José Antonio Assunção Peixoto; Leydervan de Souza Xavier	Centro Federal de Educação Tecn. Celso Suckow da Fonseca	Tecnologia	Mestrado	2009
Subsídios à Avaliação do Ciclo de Vida do pescado: avaliação ambiental das atividades de piscicultura e pesque-pague, estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Mogi-Guaçu. 1v. 150p.	Thiago José Millani	Aldo Roberto Ometto	Universidade de São Paulo/São Carlos	Ciências da Engenharia Ambiental	Mestrado	2007
Avaliação do Ciclo de Vida do biodiesel de soja: estudo de caso com avaliação do uso do solo no Brasil. 1v. 130p.	Vlândia das Chagas Bezerra Ramazzote	Cássia Maria Lie Ugaya	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Engenharia Mecânica e de Materiais	Mestrado	2010
Inventário do ciclo de vida dos processos de produção do bloco cerâmico e bloco de resíduos de construção e demolição (RCD): estudo de caso em Belo Horizonte. 1v. 131p.	Vladimir Surgelas	Conrado de Souza Rodrigues; Guilherme Fernandes Marques	Centro Federal de Educação Tecn. de Minas Gerais	Engenharia Civil	Mestrado	2010

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Proposta de Metodologia de Concepção e Projeto do Produto considerando Aspectos Ambientais no Ciclo de Vida. 1v. 163p.	Yane Ribeiro de Oliveira Lobo	Paulo Correa Lima	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia Mecânica	Doutorado	2000

Quadro 12 - Resultado da busca com as palavras Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (Conclusão)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
(C-Mat) Análise de Ciclo de Vida ambiental aplicada a construção civil - Estudo de caso: comparação entre cimentos Portland com adição de resíduos. 1v. 102p.	(C) Juliana de Carvalho	(C) Vanderley Moacyr John (Pós-Doc Kth-Hig/Suécia)	Universidade de São Paulo	Engenharia Civil	Mestrado	2002
C) Avaliação da sustentabilidade de edifícios de escritórios brasileiros: diretrizes e base metodológica. 1v. 210p.	(C) Vanessa Gomes da Silva	(C) Vahan Agopyan	Universidade de São Paulo	Engenharia Civil	Doutorado	2003
H-Rhi) Análise de Ciclo de Vida como ferramenta para a identificação de impactos ambientais na cadeia produtiva da cerveja. 1v. 165p.	(H) Lienne Carla Pires	(H) Ivanildo Hespanhol	Universidade de São Paulo	Engenharia Civil	Doutorado	2005
Eco-eficiência na indústria de celulose e papel. 2v. 375p.	(H) Zeila Chittolina Piotto	(H) Dione Mari Morita	Universidade de São Paulo	Engenharia Civil	Doutorado	2003
Desenvolvimento de modelo para avaliação de softwares de apoio à análise de ciclo de vida. 1v. 109p.	Adriana Karaver Benjamin	Gil Anderi Da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2002
Inventário de ciclo de vida da distribuição de energia elétrica no Brasil. 1v. 3441p.	Alexandre Yoshikazu Yokote	Gil Anderi Da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2003
Avaliação do instrumental metodológico de sistemas de gestão baseados na nbr iso 14001:2004 para tomada de decisão em ambientes de incerteza: discussão sobre a complementaridade das ferramentas da teoria da decisão. 1v. 1p.	Amaury Barbieri Borges	Mauro Silva Ruiz	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo	Tecnologia Ambiental	Profissionalizante	2009
Método para avaliação de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de água pluvial. 1v. 146p.	Ana Kelly Marinowski	Enedir Ghisi	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Civil	Mestrado	2010
Análise ambiental da viabilidade de seleção de produtos da construção civil através da ACV e do software Bees 3.0. 1v. 153p.	André Silva Oliveira	Luiz Carlos Pinto Da Silva Filho	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Engenharia Civil	Mestrado	2007
A sustentabilidade no uso da madeira de floresta plantada na construção civil. 1v. 96p.	Anna Freita Portela De Souza	Carlos Alberto Szucs	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Civil	Mestrado	2010
Análise do ciclo de vida: uma avaliação social e econômica da reciclagem das latas de alumínio da cidade de belém. 1v. 296p.	Arimar Leal Vieira	Marcos Ximenes Ponte	Universidade Federal do Pará	Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido	Doutorado	2004
Proposta de simbiose industrial para minimizar os resíduos sólidos no pólo petroquímico de camaçari. 1v. 139p.	Armando Hirohumi Tanimoto	Asher Kiperstok	Universidade Federal da Bahia	Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo	Profissionalizante	2003

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continua)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Metodologia de dimensionamento de sistemas de aquecimento solar para secagem de produtos agrícolas. 1v. 66p.	Breno Monteiro Dos Santos	Marlene Rita de Queiroz; Thomaz Penteado de Freitas Borges	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia Agrícola	Mestrado	2004
Estudo do balanço energético e do passivo ambiental resultante da fabricação do módulo fotovoltaico. 1v. 186p.	Carlos Adriano Rosa	Geraldo Lucio Tiago Filho	Universidade Federal de Itajubá	Engenharia de Energia	Mestrado	2008
Tecnologias de produção mais limpas e análise de ciclo de vida na indústria da construção civil - estudos de casos. 1v. 119p.	Carlos Vicente John dos Santos	Luiz Fernando De Abreu Cybis	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental	Mestrado	2000
Resíduos sólidos da construção de edificações: a solução pela gestão urbana. 1v. 126p.	Caroline das Graças Roth	Patricia Raquel da Silva Sottoriva	Pontifícia Universidade Católica do Paraná	Gestão Urbana	Mestrado	2008
Análise de ciclo de vida: estudo de caso para materiais e componentes automotivos. 1v. 180p.	Cássia Maria Lie Ugaya	Arnaldo Cesar da Silva Walter	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia Mecânica	Doutorado	2001
Contribuições para uma arquitetura mais sustentável. 1v. 253p.	Cássia Mariana Neves Fagundes	Emerson de Andrade Marques Ferreira	Universidade Federal da Bahia	Engenharia Ambiental Urbana	Mestrado	2009
A análise do ciclo de vida e os custos completos no planejamento energético. 1v. 228p.	Claudio Elias Carvalho	Lineu Belico Dos Reis	Universidade de São Paulo	Engenharia Elétrica	Mestrado	2000
Diretrizes para o design de embalagens em papelão ondulado movimentadas entre empresas com base em sistemas produto-serviço. 1v. 216p.	Claudio Pereira de Sampaio	Aguinaldo dos Santos	Universidade Federal do Paraná	Design	Mestrado	2008
Identificação dos impactos ambientais causados pelas indústrias de cerâmica vermelha no rio grande do sul. 1v. 179p.	Constance Manfredini	Miguel Aloysio Sattler	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Engenharia Civil	Mestrado	2003
Inserção da análise de ciclo de vida no estado da bahia, através da atuação do órgão ambiental. 1v. 144p.	Cristiane Sandes Tosta	Asher Kiperstok	Universidade Federal da Bahia	Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo	Profissionalizante	2003
Arquitetura e sustentabilidade: projetar com ciência e energia. 1v. 107p.	Cristiano Arns Kato	Maria Augusta Justi Pisani	Universidade Presbiteriana Mackenzie	Arquitetura e Urbanismo	Mestrado	2008
Um estudo de impacto ambiental no desenvolvimento de produtos. 1v. 130p.	Daniilo Hideo Sato	Marcilio Alves	Universidade de São Paulo	Engenharia Automotiva	Profissionalizante	2010
Comparação entre os processos de produção de blocos cerâmicos e de concreto para alvenaria estrutural, através da análise do ciclo de vida. 1v. 121p.	Deise Viana Mastella	Philippe Jean Paul Gleize	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Civil	Mestrado	2002
Curva de hubbert: uma análise das reservas brasileiras de petróleo. 1v. 69p.	Denilson Ferreira	Carlos Américo Morato De Andrade	Universidade de São Paulo	Interunidades em Energia	Mestrado	2005
Análise das práticas do desenvolvimento de móveis estofados de alto padrão em empresas de pequeno porte, à luz dos conceitos da ecoeficiência. 1v. 130p.	Denise Porn	Ricardo Augusto Cassel	Universidade do Vale do Rio dos Sinos	Engenharia de Produção e Sistemas	Mestrado	2009
O mercado de créditos de carbono e as possibilidades da produção sustentável de biodiesel de dendê em terras degradadas. 1v. 85p.	Edgar Albarracin Cogollo	Renato Linhares De Assis	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro	Gestão e Estratégia em Negócios	Profissionalizante	2010

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Um modelo de avaliação de fluxos de biomassa e carbono em madeiras de comunidades isoladas da região amazônica. 1v. 94p.	Elden de Albuquerque Marialva	Danielle Regina da Silva Guerra	Universidade Federal do Pará	Engenharia Mecânica	Mestrado	2010
Avaliação de desempenho ambiental de edifícios: percepções de alguns agentes do construbusiness no estado do espírito santo. 1v. 200p.	Érica Márcia Leite Barros	João Luiz Calmon Nogueira da Gama	Universidade Federal do Espírito Santo	Engenharia Civil	Mestrado	2005
Investigação do comportamento de engineered cementitious composites reforçados com fibras de polipropileno como material para recapeamento de pavimentos. 1v. 194p.	Estela Oliari Garcez	Francisco de Paula Simões Lopes Galstal; Luiz Carlos Pinto da Silva Filho	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Engenharia Civil	Doutorado	2009
Inventário do ciclo de vida da aplicação e manutenção de revestimento cerâmico e pintura externa: estudo de caso em minas gerais. 1v. 128p.	Flávia Maria Achão Surgelas	Conrado de Souza Rodrigues; Guilherme Fernandes Marques	Centro Federal de Educação Tecn. de Minas Gerais	Engenharia Civil	Mestrado	2009
Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no brasil - usina de itaipú: primeira aproximação. 1v. 181p.	Flávio de Miranda Ribeiro	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Interunidades em Energia	Mestrado	2004
Proposição de metodologia de avaliação do impacto ambiental no desenvolvimento de projetos arquitetônicos. 1v. 140p.	Flávio Lúcio Nunes De Lima	Silke Kapp	Universidade Federal de Minas Gerais	Arquitetura	Mestrado	2006
Aplicação da metodologia de acv como apoio para avaliação do desempenho operacional na produção de sacos plásticos usando material reciclado: um estudo de caso. 1v. 125p.	Gabriela Delgado Ibrahim	José Antonio Assunção Peixoto	Centro Federal de Educação Tecn. Celso Suckow da Fonseca	Tecnologia	Mestrado	2007
Florestas, madeira e habitações: análise energética e ambiental da produção e uso de madeira como uma contribuição para o desafio da valorização da floresta amazônica. 1v. 130p.	Gisela de Andrade Brugnara	Jose Tomaz Vieira Pereira	Universidade Estadual de Campinas	Planejamento de Sistemas Energéticos	Mestrado	2001
Responsabilidade da pessoa jurídica fabricante de embalagens de pet na relação de pós-consumo : uma contribuição para o desenvolvimento sustentável. 3v. 133p.	Gustavo Rech	Agostinho Oli Koppe Pereira	Universidade de Caxias Do Sul	Direito	Mestrado	2008
Case-based planning aplicado na resolução de nc - não conformidades ambientais no ciclo de vida de produtos, processos e serviços. 1v. 234p.	Harryson Luiz da Silva	Luiz Fernando Jacintho Maia	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia de Produção	Doutorado	1997
Situação da gestão dos resíduos sólidos urbanos em campo grande - ms. 1v. 122p.	Helena Cisotto Sartori	Osni Corrêa De Souza; Silvio Favero; Vera Lucia Ramos Bononi	Universidade Anhanguera	Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional	Mestrado	2002
As boas práticas de gestão ambiental e a influência no desempenho exportador : um estudo sobre as grandes empresas exportadoras brasileiras. 2v. 283p.	Hermann Atila Hrdlicka	Isak Kruglianskas	Universidade de São Paulo	Administração	Doutorado	2009
Análise de ciclo de vida na fabricação de reservatórios de água de fibra de vidro. 3v. 58p.	Husein Husni Caldeira Husein	Jorge Orlando Cuéllar Nogueira	Universidade Federal de Santa Maria	Engenharia de Produção	Mestrado	2004

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
ACV em auxílio ao gerenciamento ambiental dos resíduos sólidos de construção e demolição civil de santa maria/rs. 3v. 108p.	Isis Samara Ruschel Pasquali	Djalma Dias Da Silveira	Universidade Federal de Santa Maria	Engenharia de Produção	Mestrado	2005
Variáveis para a qualidade de projetos e obras na administração pública: aplicação de estudo de caso. 1v. 170p.	Jacemir Barbosa Ribeiro	Orlando Celso Longo	Universidade Federal Fluminense	Engenharia Civil	Mestrado	2010
Análise do ciclo de vida de tijolos prensados de escória de alto-forno. 1v. 225p.	Janine Gomes da Silva	Maristela Gomes da Silva; Vanessa Gomes da Silva	Universidade Federal do Espírito Santo	Engenharia Civil	Mestrado	2005
Análise ambiental de aços forjados. 1v. 100p.	Jean Carlo Camasmie De Paola	Jorge Alberto Soares Tenório	Universidade de São Paulo	Engenharia Metalúrgica	Doutorado	2004
Sistemas de avaliação ambiental na indústria de celulose e papel. 1v. 99p.	João Carlos de Almeida Mieli	Cláudio Mudado Silva	Universidade Federal de Viçosa	Ciência Florestal	Doutorado	2007
Policultivos de peixes integrados à produção vegetal: avaliação econômica e sócio ambiental (peixe-verde). 1v. 162p.	Jorge de Matos Casaca	Flávio Ruas de Moraes	Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho / Jaboticabal	Aqüicultura	Doutorado	2008
Pavimento rígido como alternativa econômica para pavimentação. 1v. 117p.	Jose Carlos Lobato Mesquita	Antonio Edesio Jungles (Construção)	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Civil	Mestrado	2001
Análise de ciclo de vida (acv) da produção agrícola familiar em unai-mg: resultados econômicos e impactos ambientais. 1v. 149p.	José Humberto Valadares Xavier	Armando de Azevedo Caldeira Pires	Universidade de Brasília	Desenvolvimento Sustentável	Profissionalizante	2003
Análise do impacto ambiental do processo de produção de hidrogênio. 1v. 100p.	Juliana Cintra da Silva	Meuris Gurgel Carlos da Silva	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia Química	Mestrado	2005
Avaliação comparativa do ciclo de vida de sistemas de aquecimento solar de água utilizados em habitações de interesse social. 1v. 183p.	Larissa Oliveira Arantes	Laerte Bernardes Arruda	Universidade Federal de Uberlândia	Engenharia Civil	Mestrado	2008
O estágio emergente das práticas ambientais no desenvolvimento de produto das organizações inovadoras: um estudo exploratório. 1v. 224p.	Leandro Jose Morilhas	Paulo Tromboni de Souza Nascimento	Universidade de São Paulo	Administração	Mestrado	2007
Estudo da viabilidade de implantação, operação e monitoramento de aterros sanitários: uma abordagem econômica. 1v. 140p.	Leica Kotsuko Kajino	Jorge Hamada	Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho/Bauru	Engenharia Mecânica	Mestrado	2005
Por políticas habitacionais sustentáveis no rio de janeiro: materiais não convencionais em interatividade com as particularidades socioambientais do território carioca. 1v. 1p.	Lucas Alves Ripper	Augusto Cesar Pinheiro da Silva	Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro	Geografia	Mestrado	2009
Sistemas logísticos e a gestão ambiental no gerenciamento do ciclo de vida de embalagens plásticas. 1v. 250p.	Lúcia Helena da Silva Maciel Xavier	Henrique Pereira da Fonseca Netto	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia de Produção	Doutorado	2005
Marketing e produtos sustentáveis: estudo de caso da philips no brasil. 1v. 118p.	Lucia Lucena de Andrade e Silva	Francisco Antônio Serralvo	Pontifícia Universidade Católica de São Paulo	Administração	Mestrado	2008

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Programa de gestão ambiental para o processo de mineração no município de São Domingos do Sul - rs. 2v. 143p.	Luciane Poletto Gatto	Jorge Orlando Cuéllar Nogueira	Universidade Federal de Santa Maria	Engenharia de Produção	Mestrado	2003
Avaliação comparativa de desempenho ambiental de duas caixas de carga de semi-reboque bitrem graneleiro: compósito natural versus compósito sintético. 1v. 65p.	Luciane Sartori	Alexandra Rodrigues Finotti	Universidade de Caxias do Sul	Materiais	Mestrado	2007
Desenvolvimento de uma metodologia e um software para avaliação ambiental de processos metalúrgicos. 1v. 384p.	Luciano Miguel Moreira dos Santos	Edwin Auza Villegas	Universidade Federal de Minas Gerais	Engenharia Metalúrgica e de Minas	Doutorado	2001
Estudo do adensamento e ressecamento de resíduos de mineração e processamento de bauxita. 1v. 511p.	Lúcio Flávio de Souza Villar	Tácio Mauro Pereira de Campos	Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro	Engenharia Civil	Doutorado	2002
Desenvolvimento de modelo de análise de ciclo de vida adequado às condições brasileiras - aplicação ao caso do superfosfato simples. 1v. 141p.	Luiz Alexandre Kulay	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2000
Uso da análise de ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental das rotas úmida e térmica de produção de fertilizantes fosfatados. 1v. 341p.	Luiz Alexandre Kulay	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Doutorado	2004
Proposta de metodologia de gestão ambiental do fluxo de materiais e energia em canteiro de obras. 1v. 152p.	Luiz Antonio Joanello Junior	Klaus Dieter Sautter; Paulo Roberto Janissek	Universidade Positivo	Gestão Ambiental	Profissionalizante	2009
Proposta de sistema de gestão integrada de meio ambiente, segurança e saúde no trabalho (sgimss) para empresas: metodologia de implantação prática com ferramentas de validação e controle. 1v. 456p.	Luiz Antonio Viegas da Silva	Edison Dausacker Bidone	Universidade Federal Fluminense	Geociências (Geoquímica)	Doutorado	2007
Ciclos: estudo de casos de ecodesign de jóias. 1v. 224p.	Luiz Marcelo Stralio	Evelise Anicet Rüttschilling	Universidade Federal do Rio Grande do Sul	Design	Mestrado	2009
Análise de ciclo de vida aplicada ao gerenciamento de resíduos: o caso da eta bolonha - rmb. 1v. 340p.	Luiza Carla Girard Teixeira Machado	José Almir Rodrigues Pereira; Marcos Ximenes Ponte	Universidade Federal do Pará	Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido	Doutorado	2003
A evolução de materiais na indústria automobilística: o caso volkswagen caminhões e ônibus. 1v. 154p.	Manuela Fontana Alves	Emmanuel Paiva de Andrade	Universidade Federal Fluminense	Engenharia de Produção	Mestrado	2006
Aplicação de conceitos da ecologia industrial para a produção de materiais ecológicos: o exemplo do resíduo de madeira. 1v. 157p.	Marcelo Geraldo Teixeira	Sandro Fábio Cesar	Universidade Federal da Bahia	Gerenciamento e Tecnologia Ambiental no Processo Produtivo	Profissionalizante	2005
Análise da eficiência da cadeia energética para as principais fontes de energia utilizadas em veículos rodoviários no Brasil. 1v. 297p.	Marcio de Almeida D'Agosto	Suzana Kahn Ribeiro	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia de Transportes	Doutorado	2004
Avaliação das opções tecnológicas para geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos: estudo de caso. 1v. 138p.	Márcio Montagnana Vicente Leme	Electo Eduardo Silva Lora; Osvaldo José Venturini	Universidade Federal de Itajubá	Engenharia de Energia	Mestrado	2010
O impacto do marketing 'verde' nas decisões sobre embalagens das cervejarias que operam no Brasil. 1v. 139p.	Marcos Fruet Palhares	Celso Cláudio de Hildebrand e Grisi	Universidade de São Paulo	Administração	Mestrado	2003

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Logística reversa da reciclagem de garrafas pet em Curitiba. 1v. 92p.	Marcos Junitsi Uda	Kleber Franke Portella	Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento	Desenvolvimento de Tecnologia	Profissionalizante	2010
Gestão do uso das águas na indústria de beneficiamento de tabaco com ênfase na produção mais limpa. 1v. 60p.	Marcus Antonio Mueller	Lourdes Teresinha Kist	Universidade de Santa Cruz do Sul	Tecnologia Ambiental	Mestrado	2009
Estudo comparativo de tintas utilizando a análise do ciclo de vida. 1v. 161p.	Maristela de Cássia F. Ramos Oliveira	Tah Wun Song	Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia	Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos	Mestrado	2006
Inventário de ciclo de vida da produção agrícola de girassol. 1v. 89p.	Mateus Henrique Prediger	Rosana de Cassia de Souza Schneider	Universidade de Santa Cruz do Sul	Tecnologia Ambiental	Mestrado	2008
Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas para tratamento da vinhaça. 1v. 234p.	Mateus Henrique Rocha	Electo Eduardo Silva Lora; Osvaldo José Venturini	Universidade Federal de Itajubá	Engenharia Mecânica	Mestrado	2009
Uso de água na produção de etanol de cana de açúcar. 1v. 178p.	Mauro Francisco Chávez Rodríguez	Silvia Azucena Nebra de Pérez	Universidade Estadual de Campinas	Planejamento de Sistemas Energéticos	Mestrado	2010
Uso de energia em transporte: análise comparativa da eficiência energética entre os ciclos de vida do gás natural veicular comprimido e da energia termelétrica a gás para uso final em automóveis leves. 1v. 110p.	Mauro Pereira Hill	Marcio de Almeida D'Agosto	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia de Transportes	Mestrado	2010
Análise da emissão de CO ₂ na fase pré-operacional da construção de habitações de interesse social através da utilização de uma ferramenta cad-bim. 2v. 129p.	Micheline Helen Cot Marcos	Sergio Fernando Tavares	Universidade Federal do Paraná	Construção Civil	Mestrado	2009
Projeto de produto sustentável: um estudo de caso das embalagens de papel da empresa natura cosmetics. 1v. 82p.	Michelli Cristina Marcante	Neusa Serra	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo	Tecnologia Ambiental	Profissionalizante	2007
Avaliação do ciclo de vida dos computadores e o prolongamento da vida útil como alternativa ambiental. 1v. 225p.	Mirieli Aparecida Zanetti	Maurício Dzedzi; Paulo Roberto Janissek	Universidade Positivo	Gestão Ambiental	Profissionalizante	2010
Análise de ciclo de vida aplicada ao processo de cerâmica tendo como insumo energético capim elefante. 1v. 116p.	Omar Seye	Luis Augusto Barbosa Cortez	Universidade Estadual de Campinas	Planejamento de Sistemas Energéticos	Doutorado	2003
Biocombustíveis a partir de microalgas: modelagem e análise de fotobiorreatores. 1v. 110p.	Orlando Ernesto Jorquera Cortés	Asher Kiperstok; Marcelo Embiruçu de Souza; Maria Lucia Ghirardi	Universidade Federal da Bahia	Energia e Ambiente	Doutorado	2009
Análise de ciclos de vida como contribuição à gestão ambiental de processos produtivos e empreendimentos energéticos. 1v. 190p.	Osvaldo Stella Martins	Célio Bermann	Universidade de São Paulo	Interunidades em Energia	Mestrado	1999
Avaliação econômica e energética de resíduos poliméricos do setor avícola: análise do impacto ambiental. 1v. 58p.	Oto Roberto Moerschbaecher	Glauco Schultz	Centro Universitário Univates	Ambiente e Desenvolvimento	Mestrado	2008

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Metodologia e procedimentos para a consideração ambiental no projeto de processos químicos. 1v. 347p.	Paulo Ernani Bauer	Rubens Maciel Filho	Universidade Estadual de Campinas	Engenharia Química	Doutorado	2003
Estudo aplicado de acv a sistema de refrigeração por absorção e por compressão de vapor de amônia. 1v. 369p.	Paulo Sergio Germano Carvalho	Marcos de Mattos Pimenta	Universidade de São Paulo	Engenharia Mecânica	Doutorado	2010
Estudo do desempenho da produção de biocombustíveis: aspectos metodológicos e estudos de caso. 1v. 121p.	Rafael Silva Capaz	Luiz Augusto Horta Nogueira	Universidade Federal de Itajubá	Engenharia de Energia	Mestrado	2009
Captação residencial de água da chuva para fins não potáveis em porto alegre: aspectos básicos da viabilidade técnica e benefícios do sistema. 1v. 116p.	Rafael Simões Mano	Carin Maria Schmitt	Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul	Engenharia Civil	Mestrado	2004
Normatização, padronização, classificação e qualidade de grãos de arroz para comercialização interna: uma abordagem crítica. 1v. 204p.	Raimundo Ricardo Rabelo	Armando de Azevedo Caldeira Pires	Universidade de Brasília	Desenvolvimento Sustentável	Profissionalizante	2003
Softwares de análise do ciclo de vida: uma contribuição à difusão da ferramenta no brasil. 1v. 87p.	Reinaldo Toshiyuki Tateyama	Neusa Serra	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo	Tecnologia Ambiental	Profissionalizante	2007
Análise do ciclo de vida de embalagens de pet, de alumínio e de vidro para refrigerantes no brasil variando a taxa de reciclagem dos materiais. 1v. 193p.	Renata Bachmann Guimaraes Valt	Georges Kaskantzis Neto	Universidade Federal do Paraná	Engenharia	Mestrado	2004
Delineamento de metodologias de gestão ambiental para execução de teste hidrostático em dutos de gás natural. 3v. 63p.	Renato Paula de Andrade	Djalma Dias da Silveira	Universidade Federal de Santa Maria	Engenharia de Produção	Mestrado	2004
Análise de ciclo de vida orientada para o meio ambiente, uma revisão crítica. 1v. 173p.	Rita Mello Magalhães	Luiz Antonio Meirelles	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Engenharia de Produção	Mestrado	1998
Método para posicionamento estratégico sustentável no desenvolvimento de um novo produto. 1v. 143p.	Rodrigo Costa de Souza Lima	Carlos Alberto Mendes Moraes; Guilherme Luís Roehe Vaccaro	Universidade do Vale do Rio dos Sinos	Engenharia de Produção e Sistemas	Mestrado	2010
Acv (análise do ciclo de vida), como ferramenta de decisão para diminuir o passivo ambiental numa indústria moveleira. 2v. 201p.	Rosane Rodrigues Pagno	Jorge Orlando Cuéllar Nogueira	Universidade Federal de Santa Maria	Engenharia de Produção	Mestrado	2003
Implantação da norma iso 14040 numa indústria de vidro plano. 1v. 210p.	Rose Maria Arantes Santos	Marcelo dos Santos Targa	Universidade de Taubaté	Ciências Ambientais	Profissionalizante	2004
Influência da implantação das normas iso 14000 na percepção ecológica das organizações. 1v. 92p.	Sálvio Cristofolini	Guilherme Guimarães Santana	Universidade do Vale do Itajaí	Ciência e Tecnologia Ambiental	Mestrado	2004
Metodologia para análise do ciclo de vida energético de edificações residenciais brasileiras. 1v. 195p.	Sérgio Fernando Tavares	Roberto Lamberts	Universidade Federal de Santa Catarina	Engenharia Civil	Doutorado	2006

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Continuação)

Título	Autor	Orientador	Universidade	Área de Pesquisa	Nível	Ano
Diretrizes de gestão ambiental na indústria da construção civil de edificações. 1v. 84p.	Sheila Elisa Scheidemantel Klein	Ingeborg Sell	Universidade Regional de Blumenau	Engenharia Ambiental	Mestrado	2002
Projeto para o meio ambiente (ecodesign) na indústria de máquinas-ferramenta - elementos para uma proposta de implantação nas indústrias romi s/a. 1v. 145p.	Sílvia José Jacovelli	Paulo Jorge Moraes Figueiredo	Universidade Metodista de Piracicaba	Engenharia de Produção	Mestrado	2005
Estudo da técnica de análise do ciclo de vida e sua aplicação como ferramenta de gestão ambiental nas empresas. 1v. 232p.	Stella Maris Gomes de Almeida	Rafael Schechtman	Universidade Federal do Rio de Janeiro	Planejamento Energético	Mestrado	1998
Seleção de fronteiras para análise de ciclo de vida de sistemas que emitem poluentes tóxicos de chaminés. 1v. 130p.	Stelvia Vigolvinho Matos	Valdir Schalch	Universidade de São Paulo/São Carlos	Engenharia Hidráulica e Saneamento	Doutorado	2002
O fator higiene ocupacional, dentro da análise do ciclo de vida de um produto: proposta para abordagem. 1v. 211p.	Telmo Luiz Brusson	João Vicente de Assunção	Universidade de São Paulo	Saúde Pública	Mestrado	2001
Análise do ciclo de vida das embalagens de cerveja em Portugal. 1v. 147p.	Valdélis Fernandes de Andrade	Mírian Cruxên Barros de Oliveira	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo	Tecnologia Ambiental	Profissionalizante	2007
Subsídios para análise do ciclo de vida de assentos à base de fibra de côco e látex. 1v. 131p.	Vera Lucia Pimentel Salazar	Alcides Lopes Leão; Jayme de Toledo Piza e Ameida Neto	Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho/Botucatu	Agronomia (Energia na Agricultura)	Mestrado	2000
Eco-eficiência e eco-efetividade como direcionadores de geração de valor em projetos. 1v. 90p.	Vinicius Pedro Toporcov	João Carlos Douat	Fundação Getúlio Vargas/Sp	Administração de Empresas	Profissionalizante	2009
Gestão ambiental na indústria da saúde no Brasil: a gestão da cadeia produtiva em favor da sustentabilidade ambiental. 1v. 162p.	Vital de Oliveira Ribeiro Filho	José Carlos Barbieri	Fundação Getúlio Vargas/Sp	Administração de Empresas	Mestrado	2005
Inventário de ciclo de vida do sistema de transmissão de energia elétrica. 1v. 214p.	Wady Facury Victorino	Gil Anderi da Silva	Universidade de São Paulo	Engenharia Química	Mestrado	2004

Quadro 13 - Resultado da busca com as palavras Análise do Ciclo de Vida (ACV) (Conclusão)

ANEXO

ANEXO A – Subcritérios do critério “relevância ambiental”

O Quadro 14 apresenta os subcritérios verificados no critério “relevância ambiental”. Os subcritérios destacados em negrito são considerados de alta importância visto que diferenciam significativamente os modelos uns dos outros e tratam os principais aspectos dos fatores de caracterização fornecidos.

Critério geral	Verificar os seguintes subcritérios:
Relevância ambiental	Destino atmosférico e transporte são considerados
	Apenas deposição de substâncias acidificantes na terra é considerada, no oceano é desconsiderado
	Para danos na biodiversidade/bioprodutividade considera-se um fator de sensibilidade de destino discriminando entre áreas sensíveis e insensíveis
	Áreas sensíveis incluem áreas com capacidade tampão limitada, além das áreas de carga crítica
	Áreas sensíveis consideram áreas acima da carga crítica, isto é, consideram a magnitude da deposição acima da carga crítica
	Potencial de acidificação é considerado no nível de avaliação <i>midpoint</i>
	Modelos de dose-resposta para biodiversidade/bioprodutividade são considerados no nível de avaliação <i>endpoint</i>

Quadro 14 - Relevância ambiental: subcritérios

ANEXO B – Subcritérios do critério “robustez científica e exatidão”

O Quadro 15 apresenta os subcritérios verificados no critério “robustez científica e exatidão”. Os Os subcritérios destacados em negrito são considerados de alta importância visto que diferenciam significativamente os modelos uns dos outros e tratam os principais aspectos dos fatores de caracterização fornecidos.

Critério geral	Verificar os seguintes subcritérios:	
Robustez científica e exatidão	Robustez científica	A parte crítica do modelo incluindo seus dados de entrada foi revisada por pares (periódicos, lista de especialistas, livros, etc.)
		O modelo usa os dados mais recentes sobre alterações nos níveis atuais de emissões
		O modelo aborda mudanças temporais para as emissões futuras
		Modelo de destino atmosférico e transporte
		Modelo de sensibilidade para destino no solo
		Modelo de dose-resposta
		O modelo, incluindo os dados subjacentes, têm um bom potencial para ser melhorado consistentemente e desenvolvido inclusive quanto a situação geográfica/emissão e diferenciação temporal
	Exatidão	Indicadores podem ser confirmados e verificados em comparação com os dados de monitoramento, se disponível
		Estimativas de incertezas dos indicadores são fornecidas, justificadas e relatadas em termos estatísticos
		Cenário e modelos de incertezas bem como as incertezas dos dados de substâncias e parâmetros são considerados
	Avaliação global	O indicador de categoria e os modelos de caracterização têm base científica

Quadro 15 - Robustez científica e exatidão: subcritérios

ANEXO C – Subcritérios do critério “documentação, transparência e reprodutibilidade”

O Quadro 16 apresenta os subcritérios verificados no critério “documentação, transparência e reprodutibilidade”. Os Os subcritérios destacados em negrito são considerados de alta importância visto que diferenciam significativamente os modelos uns dos outros e tratam os principais aspectos dos fatores de caracterização fornecidos.

Critério geral	Verificar os seguintes subcritérios:
Documentação, transparência e reprodutibilidade	A documentação do modelo é publicada e acessível (incluindo descrição do mecanismo, do modelo, escala espacial e temporal, etc.)?
	O conjunto de fatores e modelos de caracterização é publicado e facilmente acessível
	Os dados de entrada são publicados e facilmente acessíveis
	Capacidade de terceiros gerarem livremente fatores consistentes e desenvolverem modelos incluindo, por exemplo, situações geográficas e de emissão, diferenciação temporal e de especiação
	Escolhas de valor são explicitamente indicadas

Quadro 16 - Documentação, transparência e reprodutibilidade: subcritérios