



Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Recomendação de modelos de **Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida** para o Contexto Brasileiro

Organizadores

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR)

José Adolfo de Almeida Neto (UESC)

Maria Cléa Brito de Figueiredo (Embrapa)



Instituto Brasileiro de informação em Ciência e Tecnologia

Diretora

Cecília Leite Oliveira

Coordenação Geral de Pesquisa e Desenvolvimento de Novos Produtos – CGNP

Arthur Fernando Costa

Coordenação Geral de Pesquisa e Manutenção de Produtos Consolidados – CGPC

Bianca Amaro de Melo

Coordenação Geral de Tecnologias de Informação e Informática – CGTI

Marcos Pereira de Novais

Coordenação de Ensino e Pesquisa, Ciência e Tecnologia da Informação – COEPPE

Lena Vania Ribeiro Pinheiro

Coordenação de Tecnologias Aplicadas a Novos Produtos – COTEA

Tiago Emmanuel Nunes Braga

Seção de Editoração – SEDIT

Ramón Martins Sodoma da Fonseca

Divisão de Revisão – DIREV

Margaret de Palermo Silva



Coordenação

Profa. Cássia Maria Lie Ugaya, PhD

Maria Cléa Brito de Figueiredo, PhD

Prof. José Adolfo A. Neto, PhD

Integrantes

Aldo R. Ometto, Prof. PhD

Ana Laura Raymundo Pavan, MSc

Ana Lidia Almeida Castro

Cássia Maria Lie Ugaya, Prof. PhD

Danielle Maia de Souza, PhD

Elaine Garcia de Lima, Prof. MSc

Yara de Souza Tadano, Prof. PhD

Ittana de Oliveira Lins

Jéssyca Mariana de Oliveira, MSc

José Adolfo A. Neto, Prof. PhD

Leandro Andrade Pegoraro, MSc

Letícia De Santi Barrantes, MSc

Maria Cléa Brito de Figueiredo, PhD

Natália Crespo Mendes, MSc

Rodrigo A. F. Alvarenga, Prof. PhD

Sueli Aparecida de Oliveira, MSc

Yara de Souza Tadano, Prof. PhD

Yuki Hamilton Onda Kabe

Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Recomendação de modelos
de **Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida**
para o Contexto Brasileiro

Organizadores

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR)

José Adolfo de Almeida Neto (UESC)

Maria Cléa Brito de Figueiredo (Embrapa)



Brasília
2019

© 2019 Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)



Conteúdo sob licenciamento Creative Commons Atribuição 4.0 Brasil. É permitida a reprodução parcial ou total desta obra desde que seja mencionada a sua fonte. Os autores são responsáveis pela apresentação dos fatos contidos e opiniões expressas nesta obra.

Editor

Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)

Organizadores

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR)
José Adolfo de Almeida Neto (UESC)
Maria Cléa Brito de Figueiredo (Embrapa)

Revisores

Danielle Maia de Souza (University of Alberta)
Yara de Souza Tadano (UTFPR)

Formatação

Fernando Cuzinsky (UTFPR)

Revisão gramatical e ortográfica

Margaret de Palermo Silva

Normalização

Natashe Cristina Vechi

Projeto gráfico e capa

Mariela Muruga

Autores

Aldo Roberto Ometto (USP)
Ana Laura Raymundo Pavan (USP)
Ana Lídia de Almeida Castro (UFC)
Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR)
Edilene Pereira Andrade (UFC)
Elaine Garcia de Lima (UTFPR)
Ittana de Oliveira Lins (UESC)
Jéssyca Mariana de Oliveira (UTFPR)
José Adolfo de Almeida Neto (UESC)
Leandro Andrade Pegoraro (UTFPR)
Leticia De Santi Barrantes (UTFPR)
Maria Cléa Brito de Figueiredo (Embrapa)
Natália Crespo Mendes (DTU)
Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga (UDESC)

-
- R314r Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida.
Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o contexto brasileiro /
RAICV ; organização, Cássia Maria Lie Ugaya, José Adolfo de Almeida Neto e Maria Cléa Brito de
Figueiredo . — Brasília, DF : Ibict, 2019.
165 p. : il.
- ISBN 978-85-7013-154-6
Inclui bibliografia.
1. Avaliação do Ciclo de Vida. 2. Gestão ambiental. 3. Economia circular. 4. Inventário do Ciclo de
Vida. I. Ugaya, Cássia Maria Lie, org. II. Almeida Neto, José Adolfo, org. III. Figueiredo, Maria Cléa Brito
de, org. IV. Título.

CDU 502/504

Rede de Pesquisa de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

A ONU Meio Ambiente (anteriormente, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, UNEP) e a Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental, SETAC, lançaram um programa de parceria internacional conhecido como Iniciativa do Ciclo de Vida (Life Cycle Initiative, 2017) no qual um dos objetivos é ampliar a capacitação em Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em todo o mundo. No final da década de 2010, foi realizado um mapeamento da evolução do conhecimento mundial em ACV, com a classificação de países em cinco níveis, de zero (mais baixo) a quatro (mais alto). A maioria dos países europeus foi classificada com nível quatro, enquanto o Brasil foi classificada como nível dois, o que significa que o país já possuía certa experiência em ACV, mas ainda demandava conhecimento para se alcançar os níveis superiores da classificação.

Nos últimos 10 anos, o Brasil avançou em alguns aspectos estruturais do desenvolvimento da ACV, destacando-se: (1) em 2004, a fundação da Associação Brasileira do Ciclo de Vida (2) a organização de conferências nacionais realizadas a cada dois anos, dedicadas à comunidade de ACV, desde 2008; (3) em 2011, o lançamento do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), com o objetivo de dar continuidade e sustentabilidade das ações de promoção da ACV no Brasil (Souza et al., 2017); e (4) em 2012, a criação da Rede Empresarial Brasileira de ACV (Rede ACV, 2017).

Dentro deste contexto, a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) foi criada em 2014 por pesquisadores com atuação na área de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de sete instituições: a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), a Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), a Universidade de São Paulo (USP), o Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE) e o Instituto Federal Sul Riograndense (IFSUL).

A RAICV (2014) é uma organização civil, não governamental, sem fins lucrativos, que tem como objetivo:

1. Potencializar a formação e a interação entre grupos de pesquisa existentes no desenvolvimento, no aperfeiçoamento e na aplicação dos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) em produtos contextualizados social, econômica e ambientalmente no Brasil e no mundo.
2. Apoiar a formulação de políticas públicas, por meio da transferência, disseminação

- e intercâmbio de conhecimento com governo, empresas e sociedade.
3. Contribuir com a Pesquisa e Desenvolvimento, por meio da proposição conjunta de projetos de pesquisa, de publicações técnico-científicas e de livros.
 4. Fomentar a educação científica e a formação de novos pesquisadores, por meio da inclusão de alunos de iniciação científica, mestrandos, doutorandos e pós-doutorandos nas atividades promovidas pela rede.

Com isso, a RAICV vem agregando esforços em AICV dentro do país, incluindo dentre suas atividades: adaptar e desenvolver modelos de caracterização para categorias de impacto, considerando o contexto ambiental e socioeconômico brasileiro, procurando alinhar-se à demanda da comunidade brasileira.

O primeiro produto decorrente das atividades da RAICV é a publicação do Relatório de Recomendações de Modelos de Avaliação de Impacto para o Contexto Brasileiro para uso e para regionalização dos fatores de caracterização das categorias de impacto de acidificação, eutrofização, recursos bióticos e abióticos, método de contabilidade de recursos (RAM, do inglês, Resource Accounting Methods), escassez hídrica e serviços ecossistêmicos. Desta forma, a RAICV visa contribuir com a comunidade de Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil, por meio da análise, proposição e adaptação de modelos contextualizados na realidade local.

Referências

- CONMETRO (2010) Resolução n.04 de 15 de dezembro de 2010. 13p.
- SOUZA, D., BRAGA, T., BRITO de Figueirêdo, M.C. et al. Life cycle thinking in Brazil: challenges and advances towards a more comprehensive practice Int J Life Cycle Assess (2017) 22: 462. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1234-2>
- REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (RAICV) (2014). Regimento da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. São Bernardo do Campo, 11/11/2014.
- UNEP/SETAC (2016) Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators – Volume 1. 164p.

Sumário Executivo

As etapas de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para a realização de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) devem ser realizadas até a caracterização, de acordo com as normas NBR ISO 14040 e 14044. Para tanto, são utilizados fatores de caracterização, que quantificam os efeitos potenciais decorrentes dos fluxos elementares para cada categoria de impacto associada, em geral, às áreas de proteção (AoP).

Algumas categorias de impacto possuem diversos modelos de caracterização, em decorrência das escolhas realizadas pelos desenvolvedores, que variam desde questões mais conceituais, como a definição da categoria de impacto a aspectos mais técnicos, como a escolha da referência, escalas espacial e temporal e fontes de dados.

Como decorrência, o praticante de ACV se encontra frequentemente com o dilema de selecionar o modelo de caracterização mais apropriado.

Desta forma, apesar de existirem esforços internacionais na recomendação de indicadores de categoria e de modelos de caracterização, é relevante avaliar e recomendar modelos de caracterização mais apropriados ao contexto brasileiro que considerem os biomas, solos, climas e divisões geográficas que reflitam as vulnerabilidades das regiões brasileiras.

Neste contexto, foi formada a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), organização civil, não governamental, sem fins lucrativos, com o objetivo de adaptar e desenvolver modelos de caracterização para categorias de impacto, considerando o contexto ambiental e socioeconômico brasileiro.

Como estratégia de trabalho, foram adaptados e complementados os critérios propostos pelo Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia (Joint Research Centre, JRC), para a avaliação de modelos de caracterização. Três critérios gerais de avaliação das categorias mencionadas foram definidos, utilizando diferentes níveis de avaliação: escopo (níveis alto, médio-alto, médio, médio-baixo e baixo), robustez científica (alta, média-alta, média, média-baixa e baixa), e adequação do nível de regionalização (atende totalmente, parcialmente e não atende). Além disso, conforme a necessidade de cada categoria de impacto, a estes critérios foram adicionados outros, retirados ou ainda subdivididos.

Em seguida, foram selecionadas para avaliação as categorias de impacto de escassez hídrica, recursos abióticos, recursos bióticos, método de contabilidade de recursos (RAM), serviços ecossistêmicos, eutrofização e acidificação.

Após constatar que os critérios gerais e específicos definidos para cada categoria

de impactos são objetivos, de fácil aplicação e contribuem, por um lado, como uma referência para os praticantes de ACV na realização da etapa da AICV e por outro, com os pesquisadores interessados na adaptação e desenvolvimento de modelos de caracterização, foram recomendados modelos para regionalização de FC para o Brasil. O mesmo procedimento pode ser adotado para outras regiões.

Para a maior parte das categorias de impacto, um único modelo foi recomendado, exceto para escassez hídrica e serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: ACV, AICV, RAICV, categorias de impacto ambiental, regionalização.

Lista de Figuras

Figura 1 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto acidificação terrestre	30
Figura 2 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto eutrofização aquática	43
Figura 3 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto para AoP recursos	55
Figura 4 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto para escassez hídrica	97
Figura 5 - Divisão das Regiões Hidrográficas e Unidades Hidrográficas Estaduais do Brasil	113
Figura 6 - Cadeia de causa-efeito relacionada aos recursos bióticos	130
Figura 7 - Cadeia de causa-efeito para os impactos do uso da terra	146

Lista de Quadros

Quadro 1 - Critérios para avaliação dos modelos de caracterização	21
Quadro 2 - Modelos de caracterização relacionados à acidificação terrestre e os métodos de AICV que os adotam	29
Quadro 3 - Classificação dos modelos para acidificação terrestre quanto ao critério escopo.	31
Quadro 4 - Classificação dos modelos para acidificação terrestre quanto ao critério robustez científica	32
Quadro 5 - Classificação dos modelos para acidificação terrestre quanto ao critério disponibilidade de FC para o Brasil.	34
Quadro 6 - Pontuação final de cada modelo para acidificação terrestre.	34
Quadro 7 - Índice de Estado Trófico (IET)	41
Quadro 8 - Modelos de caracterização, método que o usa e o ponto do mecanismo ambiental para eutrofização em água doce	44
Quadro 9 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de escopo para eutrofização em água doce.	45
Quadro 10 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de robustez científica para eutrofização em água doce.	46
Quadro 11 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de FC nacionais para eutrofização em água doce.	47
Quadro 12 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de potencial de regionalização para as bacias hidrográficas brasileiras para eutrofização em água doce.	47
Quadro 13 - Pontuação dos métodos e modelos de AICV para eutrofização em água doce.	48
Quadro 14 - Modelos de contabilização utilizados para avaliar impactos na AoP recursos abióticos.	57
Quadro 15 - Caracterização e classificação para o critério escopo para RAM	58
Quadro 16 - Classificação atribuída a cada modelo de caracterização, presentes nos modelos RAM analisados, de acordo com o critério robustez científica.	59
Quadro 17 - Resultado da avaliação quali-quantitativa dos modelos de caracterização de AICV em nível de RAM para a AoP Recursos	72
Quadro 18 - Resultado da avaliação quali-quantitativa dos modelos de AICV em nível de ponto médio para depleção de recursos abióticos	87
Quadro 19 - Resultado da avaliação quali-quantitativa dos modelos de AICV em nível de ponto final para depleção de recursos abióticos	88
Quadro 20 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de escopo para escassez hídrica.	93
Quadro 21 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de robustez científica para escassez hídrica.	93

Quadro 22 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de FC para o Brasil para escassez hídrica.	94
Quadro 23 - Modelos de caracterização de ponto médio para escassez hídrica.	95
Quadro 24 - Modelos de caracterização de ponto final para escassez hídrica.	96
Quadro 25 - Pontuação final de cada modelo de caracterização para escassez hídrica.	101
Quadro 26 - Classificação dos modelos no subcritério: conceito de escassez hídrica.	103
Quadro 27 - Classificação dos modelos no subcritério: abrangência geográfica para escassez hídrica.	104
Quadro 28 - Classificação dos modelos no subcritério: abrangência de fluxos elementares para escassez hídrica.	105
Quadro 29 - Classificação dos modelos no subcritério: revisão por especialistas para escassez hídrica.	106
Quadro 30 - Classificação dos modelos no subcritério: clareza do mecanismo ambiental para escassez hídrica.	107
Quadro 31 - Classificação dos modelos no subcritério: transparência e acessibilidade para escassez hídrica.	109
Quadro 32 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: escala geográfica dos FC gerados para o Brasil.	111
Quadro 33 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: escala temporal dos FC gerados para o Brasil.	112
Quadro 34 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: pertinência dos FC para o Brasil.	116
Quadro 35 - Modelos de caracterização selecionados para recursos bióticos.	132
Quadro 36 - Classificação quanto ao critério escopo para recursos bióticos.	132
Quadro 37 - Classificação quanto ao critério robustez científica para recursos bióticos.	133
Quadro 38 - Classificação quanto ao critério disponibilidade de FC para recursos bióticos para o Brasil.	133
Quadro 40 - Modelos de caracterização para recursos bióticos analisados e seus indicadores.	145
Quadro 41 - Classificação de modelos de serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra quanto ao critério escopo	147
Quadro 42 - Classificação de modelos de serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra quanto ao critério Robustez científica	148
Quadro 43 - Classificação quanto ao critério disponibilidade de FC para o Brasil.	149
Quadro 44 - Pontuação final de cada modelo de caracterização para impactos aos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra.	157

Lista de Abreviaturas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
AoP	Area of Protection (Áreas de Proteção)
ASCV	Avaliação Social do Ciclo de Vida
BNR	Biotic Natural Resource
BRD	Biotic Resource Depletion
CONMETRO	Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
COS	carbono orgânico do solo
CML	Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, Holanda
Ct	Catches for year t
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
EPS	Environmental Priority Strategies
FC	Fator de Caracterização
GWP	Global Warming Potential
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel Climate Change
JRC	Joint Research Centre
LPY	Lost Potential Yields
MSY	Maximum Sustainable Yields
MOS	matéria orgânica no solo
PBACV	Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida
PPB	Potencial de Produção Biótica
RAICV	Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
RAM	Resource Accounting Methods
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
UNEP	United Nations Environment Programme

Sumário

1. Introdução.....	16
2. Materiais e métodos.....	20
2.1. Agregação de esforços em AICV no brasil.....	20
2.2. Definição da sistemática e critérios de avaliação.....	20
2.3. Aplicação dos critérios	23
3. Acidificação terrestre	26
3.1. Introdução.....	26
3.2. Método	26
3.3. Resultados.....	29
3.4. Considerações finais.....	35
4. Eutrofização em água doce	40
4.1. Introdução.....	40
4.2. Estudo da eutrofização na ACV.....	42
4.3. Metodologia.....	44
4.4. Resultados	47
4.5. Considerações finais.....	50
5. Modelos de contabilização de recursos (RAM).....	54
5.1. Introdução.....	54
5.2. Metodologia.....	56
5.3. Resultados	57
5.4. Novas tendências	67
5.5. Considerações finais.....	67
6. Depleção dos recursos abióticos.....	74
6.1. Recursos abióticos.....	74
6.2. Metodologia.....	74
6.3. Resultados e discussão.....	75

6.4.	Novas tendências	83
6.5.	Considerações finais.....	84
7.	Escassez hídrica.....	90
7.1.	Introdução	90
7.2.	Metodologia.....	92
7.3.	Resultados.....	94
7.4.	Considerações finais.....	118
8.	Depleção de recursos bióticos.....	124
8.1.	Introdução	124
8.2.	Metodologia.....	126
8.3.	Resultados.....	129
8.4.	Considerações finais.....	136
9.	Serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra	140
9.1.	Introdução	140
9.2.	Metodologia	142
9.3.	Resultados e discussão.....	144
9.4.	Recomendações	157
9.5.	Perspectivas futuras	158
9.6.	Considerações finais.....	158
10.	Conclusões	164



Introdução

Autores

Cássia Maria Lie Ugaya

José Adolfo de Almeida Neto

Rodrigo A. F. Alvarenga

Maria Cléa Brito de Figueiredo

Natalia Crespo Mendes

Jéssyca M. Oliveira

Ana Laura Raymundo Pavan

Leandro Andrade Pegoraro

1. Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ocorre em quatro fases, sendo a terceira, a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); subdividida em seis etapas: seleção das categorias de impacto, classificação, caracterização, normalização, agrupamento e ponderação (ABNT, 2009a,b).

Na etapa de caracterização, os fluxos elementares são relacionados quantitativamente aos impactos ambientais com o uso de Fatores de Caracterização (FC). Exemplos de FC comumente utilizados em ACV para mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio e acidificação são, respectivamente: Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Depleção da Camada de Ozônio e Potencial de Acidificação.

Para obter o fator de caracterização, utiliza-se do modelo de caracterização, que estabelece as relações entre a causa (fluxos elementares) e o efeito (impacto ou dano ao meio ambiente) traduzidos em fatores quantitativos, os FC. Na elaboração destes modelos e dos FC, diversas escolhas são realizadas, como o estado de referência, o indicador de categoria, o período e resolução espacial e temporal dos dados utilizados, entre outros, fazendo com que uma determinada categoria de impacto apresente diversos modelos de caracterização, resultando em FC diferentes para um mesmo fluxo elementar.

A vantagem da disponibilização de FC na AICV é notória, tendo em vista que reduz a necessidade de cada estudo desenvolver os próprios FC. Por outro lado, quando existe mais de um modelo para a mesma categoria de impacto, resultando diferentes FC para os mesmos fluxos elementares, é necessário selecionar o modelo mais apropriado para o objetivo do estudo.

Neste contexto, Rosenbaum et al. (2008) e JRC (2011) realizaram esforços para recomendar modelos de caracterização. Os primeiros autores recomendaram um modelo para a toxicidade humana, inclusive o adaptando, e o último recomendou modelos para diversas categorias de impacto de pontos médio e final para o contexto Europeu.

Adicionalmente, a Iniciativa do Ciclo de Vida da UNEP e SETAC (2016) recomendou, entre outros, modelos (e necessidade de avanços nos mesmos) para mudanças climáticas, escassez hídrica, material particulado e, interinamente, o modelo para perda da biodiversidade devido à ocupação da terra.

Com o aumento do uso da ACV no Brasil, face a diversas iniciativas, como o surgimento do Programa Brasileiro de ACV, da Rede ACV e da Associação Brasileira de ACV, além das inúmeras contribuições do setor acadêmico e de instituições de pesquisa, notou-se a necessidade de recomendar modelos de caracterização para a realidade brasileira. Especial atenção foi tomada para categorias de impacto que dependem do contexto local em que ocorrem, que evidenciam a necessidade de regionalização.

O presente relatório é o primeiro produto da RAICV, que consiste na recomendação de modelos de caracterização para as categorias de impacto de escassez hídrica, recursos abióticos, recursos bióticos, método de contabilidade de recursos (RAM), eutrofização e acidificação para o contexto brasileiro.

A execução deste projeto deu-se a partir da formação de grupos de trabalho, sendo cada um responsável por uma categoria de impacto ambiental.

No capítulo 2 é apresentado o método utilizado para selecionar e avaliar os modelos de caracterização. Os capítulos 3 e 4 referem-se às categorias de impacto relacionadas à emissão de poluentes: acidificação terrestre e eutrofização de água doce, e os capítulos 5 a 9 são relacionados aos modelos de caracterização de consumo de recursos: abióticos, métodos de contabilização de recursos, escassez hídrica, bióticos e serviços ecossistêmicos relacionados ao uso da terra. No último capítulo são apresentadas as conclusões, cuidados a serem adotados no uso das recomendações e sugestões para trabalhos futuros.

Os capítulos relacionados às categorias de impacto apresentam introdução ao problema ambiental, cadeia de causa-efeito ambiental, modelos avaliados, adaptação dos critérios definidos no capítulo 2, justificativa de pontuação para os critérios e, finalmente, a recomendação.

Referências bibliográficas

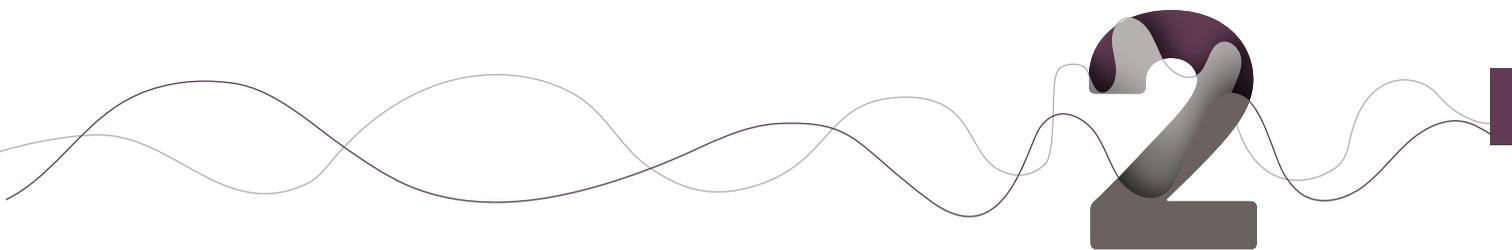
ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009a). NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009b) NBR ISO 14044: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). Climate Change 2013 The Physical Science Basis. Ed. WMO e UNEP. 222p.

JRC – Joint Research Centre (2011) EUROPEAN COMMISSION-JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union. 145 p.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD L.S.; HUIJBREGTS, M.A.J.; JOLLIET, O.; JURASKE, R.; KOEHLER, A.; LARSEN, H.F.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.; MCKONE, T.E.; PAYET, J.; SCHUHMACHER, M.; van de MEENT, D.; HAUSCHILD, M.Z. (2008) USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterization factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. v. 13, n.7, p.532-546.



Materiais e métodos

Autores

Cássia Maria Lie Ugaya

José Adolfo de Almeida Neto

Rodrigo Alvarenga

Leticia De Santi Barrantes

Maria Cléa Brito de Figueiredo

Elaine Garcia de Lima

Natalia Crespo Mendes

Jéssyca M. Oliveira

Aldo Roberto Ometto

Ana Laura Raymundo Pavan

Leandro Andrade Pegoraro

2. Materiais e métodos

O procedimento adotado para avaliação dos modelos de caracterização contemplou duas etapas: (i) o levantamento das categorias de impacto e definição de grupos de trabalho, e (ii) a definição da sistemática e dos critérios de avaliação.

2.1. Agregação de esforços em AICV no Brasil

Em 2013, havia esforços dispersos por parte de alguns pesquisadores atuantes ou interessados no tema de AICV no Brasil. Estes profissionais realizaram a primeira reunião virtual naquele ano, em que se observou a existência de poucas oportunidades para discutir estes temas dentro do país, devido à limitação de experiência.

Para promover a troca de conhecimentos, foram realizadas outras reuniões virtuais ao longo do ano de 2014, nas quais os participantes decidiram juntar esforços para recomendar modelos de AICV mais apropriados para regionalização dos fatores de caracterização de acordo com o contexto brasileiro. Para cada categoria de impacto foi formado um grupo de trabalho, com pesquisadores que já atuaram ou que estavam desenvolvendo pesquisas no tema de escassez hídrica, depleção de recursos abióticos, RAM (método de contabilidade de recursos, do inglês, Resource Accounting Methods), depleção de recursos bióticos, eutrofização de água doce, acidificação terrestre e impactos aos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra.

2.2. Definição da sistemática e critérios de avaliação

A fim de realizar a recomendação, foi necessário definir a sistemática geral de avaliação dos modelos de caracterização. Assim, os procedimentos e critérios adotados foram analisados durante o II Workshop Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, realizado em setembro de 2014 em Curitiba, PR, organizado pela UTFPR e pela Embrapa. Neste Workshop, decidiu-se por adaptar os critérios do JRC (2011) para avaliação de modelos de caracterização, tendo sido definidos três critérios gerais: i) escopo, ii) robustez científica e, iii) existência de fatores de caracterização nacionais e possibilidade de regionalização para o contexto brasileiro.

Para análise dos modelos, foi elaborada uma planilha padrão (Quadro 1) contendo os critérios gerais e subcritérios, em que foi indicada uma pontuação para cada critério com a seguinte escala: 1 (baixo atendimento aos subcritérios); 2 (médio-baixo atendimento); 3 (médio atendimento); 4 (médio-alto atendimento); e 5 (alto atendimento). A pontuação final de cada modelo foi obtida por média simples das pontuações dos critérios.

Em virtude das características de cada categoria de impacto, houve a possibilidade de adicionar ou excluir critérios e subcritérios.

Quadro 1 - Critérios para avaliação dos modelos de caracterização

Crítérios	Classificação	Justificativa/ observação
Critério 1 - Abrangência do escopo de aplicação (avaliação final)		
1.1 Diferenciação espacial (geográfico)		
1.2 Fluxos elementares		
1.3 Compartimentos		
Critério 2 - Robustez científica (avaliação final)		
2.1 Faz parte de algum método de AICV ou é reconhecido pela comunidade científica		
2.2 Cadeia de causa-efeito		
2.2.1 É apresentada e está clara		
2.3 Transparência e acessibilidade		
2.3.1 Clareza das equações do modelo de caracterização		
2.3.2 Clareza das variáveis		
Critério 3 - FC nacionais/regionalização (avaliação final)		
3.1 Possui FC para o Brasil		
3.1.1 Escala geográfica		
3.1.2 Escala temporal		
3.2 FC apropriado para o contexto nacional		

2.2.1. Critério 1 - Escopo

O critério escopo consiste em avaliar a completeza do modelo em termos de escopo geográfico, fluxos elementares e compartimentos ambientais considerados.

No caso do escopo geográfico, foi identificada a abrangência dos fatores de caracterização na aplicação do modelo, ou seja, a disponibilidade de fatores para aplicação em estudos de ACV: globais, continentais, ou nacionais.

Em relação aos fluxos elementares, foi verificado se as principais substâncias que contribuem para a categoria de impacto nos cálculos dos fatores de caracterização estavam incluídas na obtenção do FC. O modelo foi considerado não representativo quando não incluía as principais substâncias que contribuem para a categoria de impacto.

Por último, quanto aos compartimentos ambientais, foi averiguado se o modelo contempla todos os compartimentos (p.ex., ar, água, solo, sedimentos) que são relevantes para cada categoria de impacto.

2.2.2. Critério 2 - Robustez científica

No caso da robustez científica, foi verificado o reconhecimento e aprovação do modelo pela comunidade científica, a apresentação da cadeia de causa-efeito e a transparência do modelo. Considerou-se o modelo reconhecido, quando o modelo de caracterização analisado faz parte de um método de AICV existente e já positivamente avaliado pela comunidade científica em artigo científico publicado, com fatores disponíveis para uso nos softwares de ACV.

Na sequência, foi levantado o estado da arte da cadeia de causa-efeito para cada categoria de impacto. Em seguida, foi averiguado se o modelo apresentava claramente o ponto da cadeia de causa-efeito na qual a modelagem dos impactos é realizada, identificando-se os aspectos e vias de impacto considerados.

Por fim, foi identificado o ponto da cadeia de causa e efeito em que o modelo está: i) Ponto médio, a caracterização usa indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental, e ii) Ponto final, a caracterização considera todo o mecanismo ambiental até ocorrência de dano específico relacionado com a área mais ampla de proteção, que pode ser saúde humana, ecossistemas ou recursos naturais.

Se a categoria de impacto apresenta modelos de ponto médio e ponto final, foi realizada recomendação para cada um deles, não tendo sido comparado um modelo de ponto médio com outro de ponto final.

Como último aspecto da robustez científica, foi analisada a transparência quanto às equações, variáveis e bases de dados utilizadas na geração dos fatores de caracterização.

Em relação à transparência, considerou-se a disponibilidade de publicações em inglês descrevendo os procedimentos adotados durante o desenvolvimento dos fatores de caracterização, indicando os modelos, as equações e as bases de dados utilizadas.

2.2.3. Critério 3 - Existência de FC e possibilidade de regionalização

O último critério foi subdividido em dois: a existência de fator de caracterização para o Brasil e, caso existente, se é apropriado para o contexto nacional. Neste caso, foram analisadas as escalas geográfica e temporal, e se estas escalas são apropriadas para o contexto nacional.

A forma de pontuação dos modelos, de acordo com os critérios e subcritérios mencionados, foi adaptada e, quando pertinente, complementada para cada categoria de impacto, pelos respectivos grupos de trabalho. A adaptação e aplicação destes critérios para as categorias escassez hídrica, depleção de recursos abióticos, RAM, impactos nos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra e depleção de recursos bióticos podem ser encontradas nos próximos capítulos.

2.3. Aplicação dos critérios

Cada grupo estabeleceu o próprio cronograma de trabalho considerando a necessidade de realizar as seguintes atividades: i) identificação dos modelos de caracterização a serem avaliados; ii) aplicação dos critérios gerais na avaliação dos modelos e complementação com critérios específicos à cada categoria de impacto; iii) apresentação e discussão da avaliação; iv) elaboração de relatório final da avaliação; e v) revisão do relatório e publicação dos resultados. Para o levantamento dos modelos de caracterização, foram realizadas pesquisas nas bases de dados científicas disponibilizadas pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a base de dados de periódicos e outras publicações em Web of Knowledge.

A apresentação e discussão dos resultados foi realizada em reuniões plenárias da RAICV em sistema de videoconferências e os resultados são apresentados nos capítulos subsequentes. Nesses capítulos, também é informado o ano limite considerado para realização das pesquisas dos modelos propostos em bases de dados científicas que difere por categoria de impacto.

Referências bibliográficas

JRC – Joint Research Centre (2011) EUROPEAN COMMISSION-JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxembourg: Publications Office of the European Union. 145 p.



Acidificação terrestre

Autores

Natalia Crespo Mendes

Aldo Roberto Ometto

3. Acidificação terrestre

3.1. Introdução

A acidificação do solo é definida como a diminuição do pH do solo devido à acumulação de íons de hidrogênio e de alumínio no solo e à lixiviação de bases de cátions como os de cálcio, magnésio, potássio e sódio. A acidez afeta negativamente a fertilidade do solo e compromete a capacidade de produção da maioria dos solos agrícolas (FAO e ITPS, 2015).

Como categoria de impacto na AICV, a acidificação aborda impactos referentes aos processos que aumentam a acidez dos sistemas de água e solo pela concentração de íons de hidrogênio. As emissões atmosféricas e deposições de óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO₂) e amônia (NH₃) são os principais contribuintes para essa categoria de impacto (EC-JRC, 2010a).

Os métodos de AICV adotam modelos de caracterização diferentes entre si para a categoria de impacto acidificação terrestre. Dessa maneira, foram identificados e analisados os modelos de caracterização correspondentes a cada método, com o objetivo de fornecer subsídios para a recomendação de um modelo de caracterização para aplicação no Brasil.

3.2. Método

Para a análise da categoria de impacto acidificação terrestre foi realizada a identificação dos modelos de AICV, o detalhamento de como os critérios descritos no capítulo 2 foram aplicados para esta categoria de impacto e posteriormente, os resultados.

3.2.1. Identificação dos modelos

Foram identificados os modelos de caracterização existentes mais utilizados para a categoria de impacto acidificação terrestre. Esta etapa foi realizada por meio de uma revisão bibliográfica baseada, principalmente, nos modelos apresentados 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, 2010b) e em documento publicado pela Iniciativa do Ciclo de Vida referentes à fase de AICV (UNEP e SETAC, 2010).

3.2.2. Classificação

A classificação dos modelos identificados foi realizada com base nos critérios definidos conforme apresentado no capítulo 2. Os critérios de classificação dos modelos se referem ao escopo, robustez científica e disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil. Alguns dos critérios foram subdivididos em sub-critérios, que são apresentados a seguir.

Escopo:

a) Abrangência do escopo de aplicação: determinação da abrangência do escopo de aplicação de cada modelo, classificando-a de acordo com os níveis apresentados a seguir:

a.1) Escopo geográfico:

- Global,
- Continental, neste caso o nome do continente abordado é indicado;
- Nacional, neste caso o nome do país abordado é indicado.

a.2) Fluxos elementares:

- Representativo, quando são consideradas as principais substâncias que contribuem para a acidificação terrestre (amônia, óxidos de nitrogênio e dióxido de enxofre) para os cálculos dos fatores de caracterização.

- Não representativo, quando somente uma ou nenhuma das principais substâncias que contribuem para a acidificação terrestre são consideradas no escopo do modelo.

a.3) Compartimentos: classificação de acordo com os compartimentos abordados em cada modelo (ar, água, solo)

b) Mecanismo ambiental: atribuição de níveis de avaliação do impacto a cada modelo de acordo com os níveis definidos a seguir:

- Ponto médio – a caracterização usa indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental, antes de chegar ao ponto final da categoria.

- Ponto final – 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 proteção que pode ser saúde humana, ambiente natural ou recursos naturais.

Robustez científica:

a) Reconhecimento pela comunidade científica:

- Reconhecido, quando o modelo de caracterização analisado faz parte de um método

de AICV existente e já reconhecido e utilizado pela comunidade científica, com fatores de caracterização disponíveis para uso nos softwares de ACV.

- Publicado, quando o modelo de caracterização está disponível em publicações científicas mas seus fatores de caracterização não são disponibilizados nos softwares de ACV.

b) Cadeia de causa-efeito: classificação quanto ao seguimento ou não da cadeia de causa-efeito estabelecida para acidificação terrestre, independente do nível em que o modelo está localizado na cadeia.

- Sim, o modelo segue a cadeia de causa-efeito
- Não, o modelo não segue a cadeia de causa-efeito

c) Transparência e acessibilidade

c.1) Transparência: classificação de acordo com a disponibilidade de materiais, na língua inglesa, descrevendo os procedimentos adotados durante o desenvolvimento dos fatores de caracterização, indicando os modelos e as equações utilizadas.

- Transparente
- Não transparente

c.2) Acessibilidade: classificação de acordo com o acesso aos fatores de caracterização, para uso em estudos de ACV.

- Acessível
- Não acessível

Disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil:

- Sim, quando fatores de caracterização para o Brasil estão disponíveis. Nesse caso a resolução espacial deve ser indicada.

- Não, quando não foram publicados fatores de caracterização para o Brasil.

Nessa etapa foram consultados manuais e artigos científicos relacionados ao desenvolvimento de cada modelo. As informações foram classificadas de acordo com a escala de pontuação estabelecida pela RAICV, com valores de 1 a 5. A pontuação final de cada modelo foi obtida por média simples das pontuações para cada critério.

3.3. Resultados

3.3.1. Modelos de caracterização para acidificação terrestre

O Quadro 2 apresenta as referências bibliográficas dos modelos de caracterização para a categoria de impacto acidificação terrestre que foram abordados neste relatório, juntamente com os métodos de AICV que os adotam.

Quadro 2- Modelos de caracterização relacionados à acidificação terrestre e os métodos de AICV que os adotam

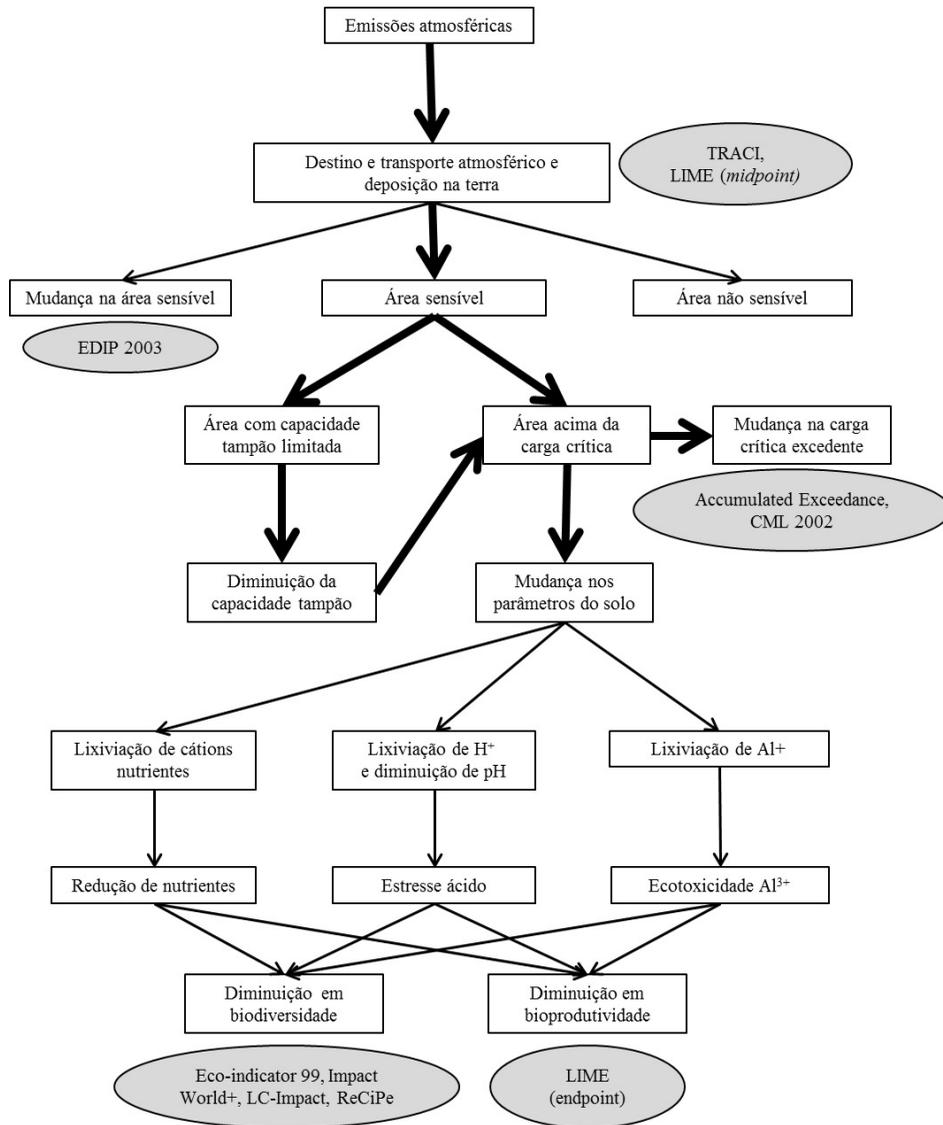
Referências dos modelos utilizados para caracterização	Método de AICV
Guinée et al. (2002); Huijbregts et al. (2001)	CML 2002
Goedkoop e Spriensma (2001)	Eco-indicator 99
Potting et al. (1998)	EDIP 2003
Roy et al. (2012a, 2012b, 2014); Azevedo et al. (2013)	IMPACT World+; LC-Impact; ReCiPe 2016
Hayashi et al. (2004)	LIME
Kemna et al. (2005)	MEEuP
Norris (2003)	TRACI
Seppälä et al. (2006)	Accumulated Exceedance

3.3.2. Cadeia de causa-efeito

A Figura 1 representa a cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto acidificação terrestre, proposta pelo JRC (2011). 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 1- Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto acidificação terrestre.



Fonte: Traduzido de EC-JRC, 2011.

O modelo de Kemna et al. (2005), adotado no método MEEuP, representa apenas um potencial relacionado a um único fluxo elementar e não segue a cadeia de causa-efeito, portanto, não foi incluído na Figura 1.

3.3.3. Classificação

O Quadro 3 mostra a pontuação atribuída a cada modelo de acordo com o critério Escopo.

Quadro 3 - Classificação dos modelos para acidificação terrestre quanto ao critério escopo.

Modelos	Abrangência do escopo de aplicação			Mecanismo ambiental	Pontuação
	Geográfico	Fluxos elementares	Compartimentos		
Guinée et al. (2002); Huijbregts et al. (2001)	Continental (Europa)	Representativo	Solo	Midpoint	1
Goedkoop e Spriensma (2001)	Continental (Europa)	Representativo	Solo	Endpoint	1
Potting et al. (1998)	Continental (Europa)	Representativo	Solo	Midpoint	1
Roy et al. (2012a, 2012b, 2014); Azevedo et al. (2013)	Global	Representativo	Solo	Midpoint Endpoint	5
Hayashi et al. (2004)	Nacional (Japão)	Representativo	Solo	Midpoint Endpoint	1
Kemna et al. (2005)	Continental (Europa)	Representativo	Solo	Midpoint	1
Norris (2003)	Continental (América do Norte)	Representativo	Solo	Midpoint	1
Seppälä et al. (2006)	Continental (Europa)	Representativo	Solo	Midpoint	1

A pontuação final do critério Escopo reflete a classificação quanto ao subcritério escopo geográfico, onde 5, valor máximo, foi atribuído para os modelos de caracterização com escopo geográfico de aplicação global. Foi assumido que um modelo com aplicação global fornece fatores de caracterização para todas as regiões do mundo, incluindo o Brasil, independente da resolução espacial adotada para cálculos e agrupamentos dos fatores.

Para os demais modelos, com escopo geográfico de aplicação continental e nacional, foi atribuída pontuação 1, visto que os fatores de caracterização fornecidos foram desenvolvidos para serem aplicados em regiões específicas da Europa, América do Norte e Japão. Não é possível afirmar, sem investigação prévia, que fatores desenvolvidos para serem aplicados em regiões da América do Norte representem melhor as regiões brasileiras, por estarem localizadas no mesmo continente e apresentarem longitudes próximas, do que os fatores desenvolvidos para determinados países da Europa. As

regiões podem apresentar mesma longitude, no entanto, as variações latitudinais são as que podem ter maior influência em fatores ambientais como o clima e as características do solo de cada região, que estão associados ao transporte e atuação dos aspectos ambientais no meio ambiente.

A classificação referente aos fluxos elementares e compartimentos abordados em cada modelo não interferiu na pontuação, já que não houve distinção entre os modelos quanto a estes subcritérios. Todos os modelos consideram as principais substâncias que contribuem para a acidificação terrestre (classificados como representativos) e apresentam o solo como compartimento abordado.

Para esta categoria de impacto, a classificação quanto ao mecanismo ambiental não foi considerada para a pontuação, por se tratar de um subcritério que depende do objetivo e escopo do estudo de ACV a ser realizado. Dessa forma, o modelo de caracterização desenvolvido por Roy et al. (2012a, 2012b, 2014) e Azevedo et al. (2013), adotado pelos métodos IMPACT World+, LC-Impact e ReCiPe 2016, obteve maior pontuação (igual a 5) para o critério Escopo.

O Quadro 4 mostra a classificação atribuída a cada modelo de acordo com o critério robustez científica.

Quadro 4 - Classificação dos modelos para acidificação terrestre quanto ao critério robustez científica

Modelo	Reconhecimento pela comunidade científica	Cadeia de causa-efeito	Transparência e acessibilidade		Pontuação
Guinée et al. (2002); Huijbregts et al. (2001)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5
Goedkoop e Spriensma (2001)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5
Potting et al. (1998)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5
Roy et al. (2012a, 2012b, 2014); Azevedo et al. (2013)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5
Hayashi et al. (2004)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5
Kemna et al. (2005)	Reconhecido	Não	Transparente	Acessível	3
Norris (2003)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5
Seppälä et al. (2006)	Reconhecido	Sim	Transparente	Acessível	5

Todos os modelos analisados, com exceção do modelo de Kemna et al. (2005), receberam pontuação 5 para o critério robustez científica. De acordo com os subcritérios definidos neste relatório, todos os demais modelos de caracterização são adotados por métodos de AICV reconhecidos pela comunidade científica, seguem a cadeia de causa-efeito estabelecida para acidificação terrestre, são transparentes e possuem fatores de caracterização acessíveis para uso em estudos de ACV.

Ressalta-se, no entanto, que a alta robustez científica não garante a alta relevância ambiental do modelo. Para avaliar a relevância ambiental de cada modelo torna-se necessária uma análise mais detalhada de critérios e subcritérios relacionados à inclusão de modelos de destino e transporte atmosférico, modelos de sensibilidade ou exposição do solo e modelos de dose-resposta ou de efeito.

Com relação ao subcritério cadeia de causa-efeito, observa-se que a maioria dos modelos seguem a cadeia proposta pelo JRC (2011), contudo, para a classificação não foi considerada a localização de cada modelo dentro da cadeia. A escolha do modelo a ser aplicado, nesse caso, depende do escopo e objetivo do estudo de ACV a ser realizado.

O modelo de Kemna et al. (2005), apesar de ser reconhecido pela comunidade científica e apresentar documentação transparente e acessível, foi desenvolvido para contextos regulatórios e não se enquadra totalmente no escopo da ACV.

Para a classificação quanto ao subcritério transparência e acessibilidade, foram considerados acessíveis todos os modelos de caracterização que disponibilizam fatores de caracterização prontos para uso. Nesse caso, não foi considerada a acessibilidade dos bancos de dados ou modelos complementares utilizados para os cálculos dos fatores de caracterização, uma vez que o objetivo principal deste trabalho é recomendar modelos para aplicação no Brasil.

O Quadro 5 mostra a classificação atribuída a cada modelo de acordo com o critério ‘disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil’.

Quadro 5 - Classificação dos modelos para acidificação terrestre quanto ao critério disponibilidade de FC para o Brasil.

Modelos	Disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil	Pontuação
Guinée et al. (2002); Huijbregts et al. (2001)	Não	1
Goedkoop e Spriensma (2001)	Não	1
Potting et al. (1998)	Não	1
Roy et al. (2012a, 2012b, 2014); Azevedo et al. (2013)	Sim, resolução espacial 2° x 2.5°	5
Hayashi et al. (2004)	Não	1
Kemna et al. (2005)	Não	1
Norris (2003)	Não	1
Seppälä et al. (2006)	Não	1

O único modelo de caracterização para acidificação terrestre que disponibiliza fatores de caracterização para o Brasil é o modelo desenvolvido por Roy et al. (2012a, 2012b, 2014) e Azevedo et al. (2013), que é adotado pelos métodos IMPACT World+, LC-Impact e ReCiPe 2016. Os fatores de caracterização desse modelo foram desenvolvidos em uma resolução espacial de 2° x 2.5°.

O Quadro 6 apresenta a pontuação final de cada modelo, obtido por média simples das pontuações para cada critério.

Quadro 6 - Pontuação final de cada modelo para acidificação terrestre.

Modelos utilizados para caracterização	Pontuação final
Guinée et al. (2002); Huijbregts et al. (2001)	2.3
Goedkoop e Spriensma (2001)	2.3
Potting et al. (1998)	2.3
Roy et al. (2012a, 2012b, 2014); Azevedo et al. (2013)	5.0

Hayashi et al. (2004)	2.3
Kemna et al. (2005)	1.7
Norris (2003)	2.3
Seppälä et al. (2006)	2.3

O modelo de caracterização para acidificação terrestre desenvolvido por Roy et al. (2012a, 2012b, 2014) e Azevedo et al. (2013), presente nos métodos IMPACT World+, LC-Impact e ReCiPe 2016, recebeu a pontuação mais alta, igual a 5, e é o modelo recomendado para aplicação no Brasil. Esse modelo de caracterização é composto por um modelo de destino atmosférico (modelo GEOS-Chem), um modelo de sensibilidade do solo (modelo PROFILE) e um modelo de efeito (modelo de Azevedo et al., 2013). Os fatores de caracterização, que foram desenvolvidos para a aplicação global, foram publicados para serem utilizados em três resoluções espaciais: países, continentes e mundo, ou seja, existem fatores para a América do Sul e fatores específicos para o Brasil, o que os diferenciam dos outros métodos analisados.

Apesar de ser um dos modelos para acidificação mais avançado entre os mais utilizados na AICV, é possível destacar algumas limitações. Para a acidificação terrestre, o modelo utilizado para o cálculo dos fatores de efeito estima a perda potencial de espécies de plantas como um resultado da exposição a substâncias acidificantes. Os cálculos foram realizados para 13 biomas, com base em 2.409 espécies de plantas, representando todo o mundo (Azevedo et al. 2013). Somente no Brasil podem ser encontradas mais de 30.000 espécies de plantas (Brazil Flora G, 2015), o que destaca a relevância do desenvolvimento de fatores de efeito mais refinados, baseado em dados mais representativos.

3.4. Considerações finais

A partir dos critérios relacionados ao escopo, robustez científica e disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil, foi possível analisar os modelos de caracterização existentes para a categoria de impacto acidificação terrestre.

O modelo de caracterização para acidificação terrestre desenvolvido por Roy et al. (2012a, 2012b, 2014) e Azevedo et al. (2013), e utilizado pelos métodos de AICV IMPACT World+, LC-Impact e ReCiPe 2016, foi classificado com a pontuação mais alta, sendo, portanto, o modelo recomendado para aplicação no Brasil.

Referências Bibliográficas

Azevedo, L.B., van Zelm, R., Hendriks, A.J., Bobbink, R., Huijbregts, M.A. (2013). Global assessment of the effects of terrestrial acidification on plant species richness. *Environmental Pollution*. 174, 10-15.

Brazil Flora G (2015). Brazilian Flora Checklist - Brazilian Flora 2020 project - Projeto Flora do Brasil 2020. v393.78. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Dataset/Checklist. doi:10.15468/1mtkaw. Accessed via <http://www.gbif.org/dataset/aacd816d-662c-49d2-ad1a-97e66e2a2908> on 25 Jan 2017.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2010a). Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2010b). 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.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2011). 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.

Goedkoop, M. and Spriensma, R. (2001) The Eco-Indicator'99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report. 3rd Edition, PRé Consultants, Amersfoort.

Guinée, J.B. (Ed.) et al. (2002). 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>).

FAO and ITPS (2015). Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report.

Hayashi, K., Okazaki, M., Itsubo, N., Inaba, A. (2004). Development of damage function of acidification for terrestrial ecosystems based on the effect of aluminium toxicity on net primary production. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9:13–22.

Huijbregts, M.A.J., Verkuijen, S.W.E., Heijungs, R., Reijnders, L. (2001). Spatially explicit characterization of acidifying and eutrophying air pollution in life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4(3): 75-92.

Kemna, R., Van Elburg, M., Li, W., Van Holsteijn, R. (2005). MEEuP methodology report, final. 28 Nov 2005. VHK for European Commission, Brussels.

Norris, G.A. (2003). 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* 6(3–4):79–101.

Potting, J. et al. (1998). Site-dependent life-cycle impact assessment of acidification. *Journal of Industrial Ecology* 2(2):63–87.

Roy, P.O., Deschenes, L., Margni, M. (2012a). Life cycle impact assessment of terrestrial acidification: modeling spatially explicit soil sensitivity at the global scale. *Environmental Science & Technology* 46 (15):8270–8278.

Roy, P.O., Huijbregts, M., Deschenes, L., Margni, M. (2012b). 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* 62:74–81.

Roy, P.O., Azevedo, L.B., Margni, M., Van Zelm, R., Deschênes, L., Huijbregts, M. A. J. (2014). Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: a systematic analysis of spatial variability and uncertainty. *Science of the Total Environment* 500:270–276.

Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.P. (2006). Country-dependent characterization factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6):403–416.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP (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>



Eutrofização em água doce

Autores

Jéssyca Mariana de Oliveira

Cássia Maria Lie Ugaya

4. Eutrofização em água doce

4.1. Introdução

A água é um dos recursos naturais responsáveis pela manutenção da vida na Terra. O Brasil é privilegiado por ter 13,7% da disponibilidade mundial de água doce em seu território. No entanto, para que esta água seja capaz de promover a qualidade de vida e o desenvolvimento econômico é necessário mais do que a garantia de disponibilidade, sendo indispensável que se assegure a boa qualidade deste recurso (TUNDISI e TUNDISI, 2006).

No Brasil, uma das razões mais preocupantes para a má qualidade da água é a descarga de nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P) acima da capacidade de assimilação do corpo hídrico (MENDONÇA, 2004).

O fósforo é o décimo elemento mais abundante na Terra, podendo ser extraído de rochas de fosfato (SHRIVER e ATKINS, 2010). Este elemento faz parte da constituição dos ossos e dentes, membranas celulares, nucleotídeos e ácidos nucléicos. É normalmente encontrado na natureza na forma de íons de fosfato (PO_4^{3-}), mas muitos destes íons tendem a formar compostos pouco solúveis, associados com cátions metálicos e argilas, que reduzem a sua disponibilidade sendo, por essa razão, considerado um nutriente limitante ao desenvolvimento das plantas e seres aquáticos (ROLAND, CESAR e MARINHO, 2005).

O fósforo pode entrar e sair de ambientes aquáticos a partir de fenômenos naturais e/ou atividades antrópicas. A entrada do fósforo de forma natural ocorre devido a processos de intemperismo, mobilização de sedimentos, chuva e deposição de material particulado. Como se trata de um nutriente, o fósforo sai do ecossistema devido à assimilação pelos organismos, podendo sofrer precipitação ou ser transportado pelo fluxo de água.

As fontes antrópicas consistem principalmente de efluentes domésticos e industriais sem tratamento e frações de fertilizantes que atingem as águas (ESTEVES, 1998). A principal retirada destes nutrientes do meio aquático resulta da captação de água para abastecimento urbano, industrial e para agricultura.

O aumento excessivo do teor de fósforo em ambientes aquáticos desencadeia um processo conhecido como eutrofização, o qual pode ter origem natural ou artificial. A eutrofização natural ou “envelhecimento” é um processo lento e contínuo, cuja origem é o fornecimento de nutrientes por fontes naturais, tais como erosão. Este processo pode levar cerca de 100 anos. Por outro lado, a eutrofização artificial, ocasionada pela entrada de nutrientes decorrentes de atividades antropogênicas no corpo hídrico, acelera este processo natural (ESTEVES, 1998).

4.1.1. EUTROFIZAÇÃO NO BRASIL

Para se estimar o impacto das emissões de fósforo de forma realista, algumas particularidades das bacias hidrográficas devem ser consideradas, tais como: o estado trófico inicial, a profundidade média do corpo hídrico, o tempo de residência dos nutrientes, os fatores climáticos e a luminosidade. As massas de água hipertróficas têm maior capacidade de suportar a carga de nutrientes, e por isso, o processo de eutrofização é mais lento. A profundidade interfere na diluição de nutrientes e na passagem de luz: corpos hídricos mais rasos são mais suscetíveis à eutrofização. Se os nutrientes possuem um longo tempo de residência no corpo hídrico, a proliferação de fitoplâncton é mais elevada, já que o nutriente fica disponível por mais tempo. A luz e a temperatura também são fundamentais para alcançar as condições ideais para o crescimento das plantas aquáticas (TUNDISI e TUNDISI, 2006).

As bacias hidrográficas brasileiras se distinguem muito no que diz respeito às suas características ambientais e à disponibilidade hídrica. Mais de 73% da água doce do Brasil está disponível na bacia do Amazonas, que é habitada por menos de 5% da população. Portanto, somente 27% da água encontra-se disponível para outras regiões (MMA, 2005). De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), a densidade demográfica é diretamente proporcional às concentrações das emissões de fósforo devido ao esgotamento sanitário. Portanto, a densidade populacional é um fator relevante para a vulnerabilidade de uma bacia à eutrofização (BICUDO et al., 2010).

No Brasil, a ANA é a agência responsável por monitorar a quantidade e qualidade das águas. Considerando os dados de qualidade de água, a ANA classifica os corpos hídricos por meio do Índice de Estado Trófico (IET), como mostra o Quadro 7, sendo o ultratrófico os que apresentam menor concentração de nutrientes e o hipertrófico os de maior concentração, expresso em miligramas de fósforo total por litro de água.

A maior parte dos corpos hídricos eutróficos, supereutróficos e hipereutróficos estão localizados nas bacias no Paraná, Atlântico Nordeste Oriental, Atlântico Leste e Atlântico Sudeste, de acordo com a ANA (MMA/ANA, 2016).

Quadro 7 - Índice de Estado Trófico (IET)

IET	Estado Trófico	Características
= 47	Ultratrófico	Água clara com concentração de nutrientes muito baixa.
47 < IET = 52	Oligotrófico	Água clara com concentração de nutrientes baixa.
52 < IET = 59	Mesotrófico	Água moderadamente clara e a concentração de nutrientes influencia a qualidade da água em níveis aceitáveis.

59< IET=63	Eutrófico	Elevada concentração de nutrientes. A transparência da água é reduzida. A qualidade da água é impactada.
63< IET=67	Superetrófico	Elevada concentração de nutrientes. A transparência da água é baixa. A qualidade da água é impactada. Crescimento descontrolado das algas.
> 67	Hipereutrófico	Elevada concentração de nutrientes. A transparência da água é muito baixa. A qualidade da água é severamente impactada. Crescimento descontrolado das algas normalmente causando morte dos organismos.

Fonte: MMA/ANA, 2016

4.2. Estudo da eutrofização na ACV

No âmbito da ACV, a eutrofização é uma categoria de impacto de ponto médio e é sub-classificada em terrestre e aquática. A eutrofização aquática ocorre em dois compartimentos, no marinho (oceanos) e em água doce (rios, lagos e reservatórios). Faz-se necessária esta distinção pelo fato de que no ecossistema marinho, o nitrogênio é considerado o nutriente limitante primário, já na água doce, o limitante é o fósforo (ILCD, 2010). Esta distinção é baseada na proporção de Redfield (1958), que se refere à composição típica do fitoplâncton aquático.

O processo de eutrofização e impactos resultantes no meio ambiente, causado pela emissão de fósforo, possui uma área de abrangência regional. Com o intuito de estimar o impacto causado pela carga de fósforo lançada no ecossistema aquático, diversos modelos de AICV vêm sendo propostos. Estes modelos dependem do transporte dos fluxos e ou remoção do fósforo (destino), da exposição e das diversas características do corpo hídrico e, portanto, a forma como o corpo será impactado (efeito).

4.2.1. Modelos de avaliação da eutrofização em água doce

Diversos modelos foram propostos para a avaliação da eutrofização em águas doces e marinhas, sendo essencial identificar o modelo de caracterização mais apropriado para a avaliação da eutrofização no Brasil.

Os métodos e modelos analisados neste estudo estão apresentados no Quadro 8, que também mostra o ponto do mecanismo ambiental em que se encontram, sendo que as equações utilizadas em cada modelo estão clarificadas no Anexo A. Eles foram selecionados por meio de revisão da literatura de modelos publicados até julho de 2015.

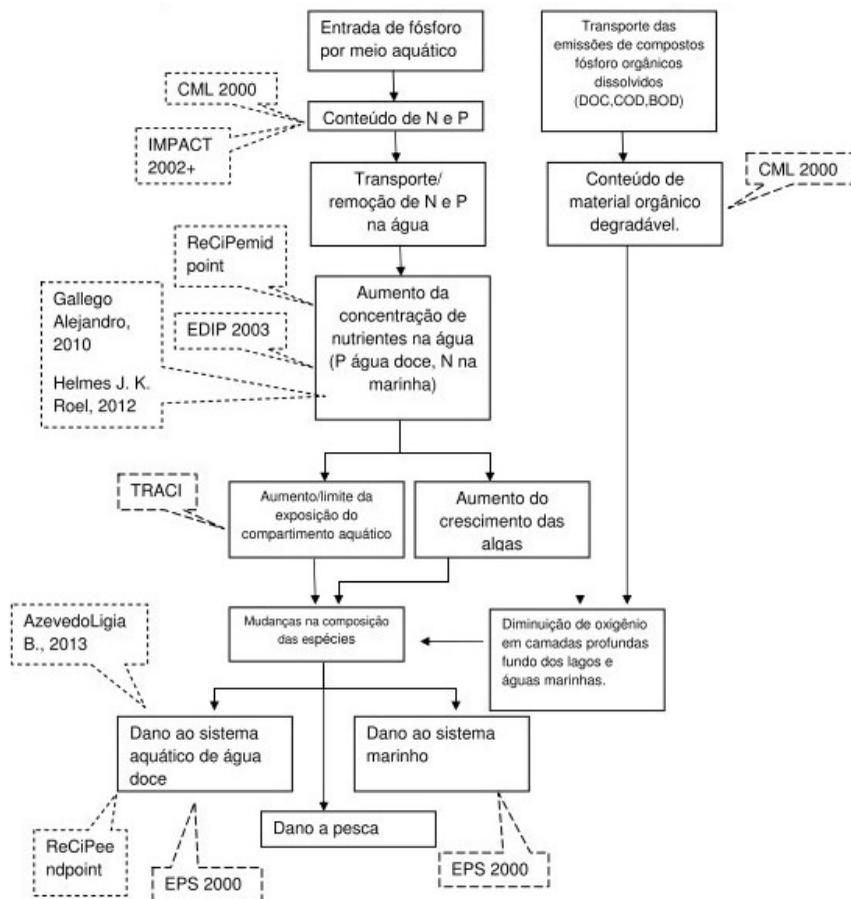
Os métodos já reconhecidos pela comunidade científica são: STEEN et al., 1999 (EPS 2000), CML 2002, IMPACT 2002+, ReCiPe 2008, EDIP 2003, TRACI e LUCAS, GUINÉE et al., 2002, HUMBERT et al., 2005, GOEDKOOOP et al., 2009 POTTING; HAUSCHILD, 2006,

NORRIS, 2003 e TOFFOLETTO et al., 2006). Por outro lado, modelos mais recentes, como: Gallego et al. (2010), Helmes et al. (2012) e Azevedo (2013) ainda não foram incorporados para operacionalização em nenhum método de AICV reconhecido.

4.2.2. Cadeia de causa-efeito

A Figura 2 representa a cadeia de causa-efeito ambiental para a categoria de eutrofização aquática, mostrando os impactos potenciais desde a emissão de nutrientes (N e P) até o dano à qualidade do ecossistema, e qual etapa cada um dos métodos estudados se propõe a analisar.

Figura 2 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto eutrofização aquática



Fonte: adaptado de JRC, 2011

No Quadro 8 são apresentados os modelos de caracterização, método que o usa e o ponto do mecanismo ambiental.

Quadro 8 – Modelos de caracterização, método que o usa e o ponto do mecanismo ambiental para eutrofização em água doce

Modelo	Método	Ponto do mecanismo ambiental
STEEN et al., 1999		
	EPS 2000	Ponto final
	CML 2002	Ponto médio
	IMPACT 2002+	Ponto médio
	ReCiPe 2008	Pontos médio e final
	EDIP 2003	Ponto médio
	TRACI	Ponto médio
	LUCAS	Ponto médio
Gallego, 2010		Ponto final
Helmes, 2012		Ponto final
Azevedo, 2013		Ponto final

4.3. Metodologia

As possíveis combinações de respostas nos subcritérios, bem como, a pontuação atribuída a cada combinação para cada critério analisado estão apresentadas no Quadro 9, para o critério de escopo; Quadro 10 para o critério de robustez científica; Quadro 11, para os FC nacionais, e Quadro 12 para o potencial de regionalização para as bacias hidrográficas brasileiras.

4.3.1. Escopo

O critério ‘escopo’ refere-se às considerações gerais do método ou modelo, avaliada em relação aos seguintes aspectos:

- Cobertura geográfica;
- Fluxo elementar;

- Definição de compartimentos cobertos;

A topografia e o clima têm significativa influência na eutrofização (TUNDISI; TUNDISI, 2006) e as bacias hidrográficas brasileiras possuem uma enorme diversidade geográfica. Por causa disso, considera-se que a cobertura geográfica deve ser a mais específica possível, para não homogeneizar a geografia brasileira. Assim sendo, a pontuação mais alta foi dada ao modelo que apresenta a menor escala espacial, resultando na nota 5 para os métodos que apresentam cobertura geográfica em bacias hidrográficas ou em grid; 4 para a região ou biomas; 3 para uma cobertura nacional; 2 para continentes e 1 para uma escala global.

No Brasil, os efluentes não tratados e fertilizantes utilizados na agricultura são as principais entradas de fósforo nos corpos hídricos, entretanto, nem toda a quantidade de fósforo que chega ao corpo hídrico promove a eutrofização, sendo necessária a análise do transporte deste elemento (Esteves, 1998). Desta forma, os modelos que avaliam a entrada de fósforo pelos dois meios citados e modelam o transporte, considerando a precipitação do nutriente, a assimilação pelos organismos e a remoção pelo uso da água, recebem a pontuação mais elevada neste quesito.

Com relação aos compartimentos, o modelo deve contemplar o compartimento de água doce, onde o fósforo é o principal nutriente limitante (ESTEVES, 1998). Assim, aqueles que contemplam o ecossistema aquático e diferenciam entre água doce e marinha recebem a pontuação máxima (5) e quando eles não contemplam o compartimento aquático ou não diferenciam entre água doce e marinha é dada a pontuação mínima (1).

Quadro 9 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de escopo para eutrofização em água doce.

Critério 1- Escopo					
	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Qual é a cobertura geográfica?	Grid, bacias hidrográficas	Região ou biomas	Nacional	Continente	Global
Quais os fluxos elementares?	Avalia a entrada de fósforo pelo efluente não tratado e por escoamento de fertilizante e as saídas devido a precipitação, assimilação pelos organismos e remoção pelo uso da água	Desconsidera um dos fluxos	Desconsidera dois dos fluxos	Desconsidera três dos fluxos	Desconsidera quatro dos fluxos
Definição de compartimentos cobertos	Contempla o ecossistema aquático e diferenciam entre água doce e marinha	-	-	-	Não contempla o compartimento aquático ou não diferenciação entre água doce e marinha

4.3.2. Robustez científica

Avalia o nível de confiança para a comunidade científica e a transparência do modelo de caracterização utilizado.

O modelo é considerado robusto se apresenta cadeia de causa-efeito, as equações e os dados são acessíveis e proporciona transparência. Se o método satisfaz todos os quesitos recebe nota 5. Quanto menor o número de quesitos não cumpridos menor a pontuação recebida.

Quadro 10 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de robustez científica para eutrofização em água doce.

Critério 2 - Robustez científica			
	Alto (5)	Médio (3)	Baixo (1)
O modelo apresenta a cadeia de causa-efeito ambiental?	Sim	Sim, mas não é claro	Não
As equações são acessíveis?	Sim	Parcialmente	Não
Os dados são acessíveis?	Sim	Parcialmente	Não

4.3.3. Avaliação de fatores de caracterização

Este critério de avaliação analisa a existência de FC nacionais e o nível de diferenciação geográfica e temporal é avaliado em dois aspectos:

- Regionalização;
- Fatores de caracterização brasileiros.

Para que o modelo seja considerado recomendável no que diz respeito ao fator de caracterização, ele deve permitir regionalização geográfica e temporal a fim de se obter FC adequado para o contexto brasileiro. Se o modelo permite a regionalização, recebe a pontuação máxima, caso contrário, é atribuída pontuação mínima.

Atualmente, a avaliação da eutrofização tem sido cada vez mais estudada. Desta forma, se o modelo recente não é empregado em métodos, considerou-se o periódico internacional no qual foi publicado. Se o modelo apresenta FC para o Brasil, ele recebe nota 5; caso contrário, nota 1.

Quadro 11 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de FC nacionais para eutrofização em água doce.

Critério 3 - Avaliação dos FC			
	Alto (5)	Médio (3)	Baixo (1)
Possui modelos de cálculo de FC que permitem regionalização geográfica?	Sim	Parcialmente	Não
Possui modelos de cálculo de FC que permitem regionalização temporal?	Sim	Parcialmente	Não
Possui FC para o Brasil?	Sim	Parcialmente	Não

4.3.4. Potencial de regionalização dos dados

Este critério faz uma análise do potencial de regionalização dos FC para o Brasil, se existem informações nas bases de dados para todas as variáveis utilizadas nos modelos de caracterização e em qual escala geográfica e temporal essas informações estão disponíveis. Se o modelo é facilmente adaptável recebe a maior pontuação, e, por outro lado, quanto mais difícil essa adaptação, menor a nota recebida.

Quadro 12 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de potencial de regionalização para as bacias hidrográficas brasileiras para eutrofização em água doce.

Critério 4 - Potencial de regionalização dos dados			
	Alto (5)	Médio (3)	Baixo (1)
Existem informações, nas bases de dados nacionais, para todas as variáveis do modelo?	Sim	Algumas variáveis	Nenhuma variável
Qual escala geográfica?	Bacia hidrográfica	Região hidrográfica/ Unidade hidrográfica	Nacional
Qual escala temporal?	Mensal	Estações do ano	Atemporal

4.4. Resultados

A pontuação final recebida pelos modelos de avaliação de impacto analisados de acordo com os critérios estabelecidos é apresentada no Quadro 13.

O modelo proposto por Steen et al. (1999) obteve a menor média (2,13), pois utiliza um método empírico para determinar o destino do fósforo, assumindo uma distribuição

global fixa deste nutriente, sem considerar os processos de remoção. A diferenciação espacial também foi desconsiderada

O modelo proposto por Guinée et al., (2002) também obteve uma pontuação baixa (2,25), pois avalia a concentração de nutriente no meio aquático, sem considerar a dependência do local, convertendo as principais emissões de substâncias eutrofizantes em fosfato equivalente utilizando somente o potencial de nutrificação (GUINÉE et al., 2002).

O modelo proposto por Humbert et al., (2005) possibilita uma avaliação de ponto final, sendo o FC expresso em $\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{y} / \text{kg PO}_4^{3-}\text{-eq}$, sendo calculado pela multiplicação dos FCs de ponto médio por $11,4 \text{ PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{y} / \text{kg PO}_4^{3-}\text{-eq}$. Para estimar os FCs de ponto médio é utilizado o modelo de caracterização de Steen et al., (1999) (HUMBERT et al., 2005).

O modelo de Norris, (2003) também foi baseado em Steen et al., (1999), porém com algumas melhorias que proporcionaram o aumento da pontuação para 3,125. Os FC para a eutrofização são resultado do produto do potencial de nutrificação pelo fator de transporte. O fator de transporte, varia de 0 e 1 e avalia a probabilidade de que o lançamento de compostos eutrofizantes cheguem ao ambiente aquático (através do transporte hídrico) (NORRIS, 2003).

Os modelos de Potting; Hauschild (2006), Goedkoop et al., (2009) ponto médio e ponto final receberam as pontuações 2,875; 3,375 e 3,625, respectivamente. Os três utilizam o modelo CARMEN (BEUSEN et al., 2005) para determinar o fator de destino (FF) do nutriente, porém o modelo proposto por Potting; Hauschild (2006) não diferencia os compartimentos de água doce e água salgada. (POTTING; HAUSCHILD, 2006, GOEDKOOP et al., 2009).

Quadro 13 - Pontuação dos métodos e modelos de AICV para eutrofização em água doce.

Modelos	Avaliação do escopo				Robustez científica	Avaliação dos FC			MÉDIA
	Escopo geográfico	Escopo no nível de fluxos elementares	Definição dos compartimentos cobertos	Localização no mecanismo ambiental		FC para o Brasil	Regionalização	Potencial de adaptação	
Steen et al., (1999)	2	1	5	5	1	1	1	1	2,125
Guinée et al., (2002),	1	3	5	1	1	1	5	1	2,25
Humbert et al., (2005)	1	3	5	1	1	1	5	1	2,25
Goedkoop et al., (2009) ponto médio	3	4	1	3	3	1	5	3	2,875
Goedkoop et al., (2009) ponto final	3	4	1	5	3	1	5	3	3,125

Potting; Hauschild (2006)	4	3	1	3	3	1	5	3	2,875
Norris, (2003)	4	2	5	3	4	1	5	1	3,125
LUCAS	4	3	1	3	3	1	5	3	2,875
Gallego et al. (2010)	5	4	5	5	5	1	5	1	3,875
Helmes et al., (2012)	5	4	5	5	3	1	5	3	3,875
Azevedo et al. (2013)	5	5	5	5	3	1	5	5	4,25

O modelo CARMEN considera as entradas de fósforo do fertilizante devido ao processo de erosão, a entrada de efluente não tratado e as taxas de remoção de nutrientes. Com o objetivo de se obter um FC regional através do CARMEN, é possível realizar diversas adaptações, através da inserção de diversos dados locais como carga de fósforo na bacia hidrográfica, número de habitantes na região, textura do solo, intensidade de chuva e uso da terra (NILSSON et al., 2005).

No modelo de Goedkoop et al., (2009) de ponto final, para se obter o FC do dano causado ao ecossistema, devido à emissão de fósforo, o FC de ponto médio é multiplicado pelo fator de dano (DF), o qual é dado pela inclinação da curva obtida entre a relação da perda total de espécies com a concentração de fósforo (GOEDKOOPT et al., 2009).

O método LUCAS também usa o modelo CARMEN para estimar a variação de nutrientes no corpo hídrico. Entretanto, é integrado um parâmetro de regionalização, o chamado fator de vulnerabilidade, apesar deste fator ter sido desenvolvido apenas para águas subterrâneas. Portanto, para águas doces superficiais, o FC é baseado no modelo de Potting; Hauschild (2006), e obteve a pontuação 2,875 (TOFFOLETTO et al., 2006).

O modelo de caracterização presente no método japonês LIME não foi estudado por ter sido desenvolvido apenas para avaliar a eutrofização em águas marinhas.

Entre os modelos mais recentes, percebe-se a preocupação em se modelar a saída de fósforo para se determinar o FF, no intuito de representar, de forma mais precisa, a fração de fósforo que ocasionará a eutrofização.

Os modelos apresentados por Gallego et al. (2010) e Helmes et al. (2012) obtiveram a mesma pontuação, 3,875. Porém, o primeiro autor apresenta uma abordagem mais simples, onde considera o tratamento de efluente a única saída deste nutriente, sendo possível inserir dados sobre o tratamento de esgoto de cada região analisada. Já o segundo autor propõe o cálculo do FF estimando a saída de fósforo por três mecanismos: advecção (escoamento das águas), retenção (assimilação pelos organismos ou precipitação) e uso

da água (água retirada para uso doméstico, industrial ou na agricultura). Em ambos os modelos, foi adotado um fator de efeito constante (GALLEGO et al., 2010, HELMES et al., 2012).

O modelo proposto por Azevedo et al. (2013) foi o que melhor cumpriu os critérios estabelecidos, obtendo a pontuação de 4,25. Os autores se utilizam do modelo desenvolvido por Helmes et al. (2012) para o cálculo do fator de destino, e propõem três fatores para estimá-lo. O primeiro é o fator de efeito marginal, o qual estima uma pequena variação do impacto de uma emissão, devido a uma pequena alteração na concentração ambiental do fósforo. O segundo é o fator de efeito linear, usado quando a concentração do fósforo no corpo hídrico é desconhecida. O terceiro é o fator de efeito médio, o qual foi recentemente proposto como uma alternativa para o MEF (Fator de Efeito Médio), refletindo a distância média entre o atual estado e o estado desejado do meio ambiente (AZEVEDO et al., 2013).

Os maiores avanços na categoria de impacto eutrofização ocorreram recentemente, por esta razão os modelos mais adequados para o cálculo de FC regionalizado ainda não são reconhecidos pela comunidade científica. Os modelos propostos até o ano de 2002, Steen et al., (1999), Guinée et al., (2002), Humbert et al., (2005) e Norris, (2003) não fazem nenhum tipo de diferenciação espacial, impossibilitando a regionalização dos FC gerados por meio deles. A partir de 2003, os modelos Potting; Hauschild (2006), Goedkoop et al., (2009) ponto médio e ponto final começaram a utilizar o modelo CARMEN para determinar o fator de destino do fósforo. Apesar de considerar apenas as entradas de fósforo, esta foi a primeira tentativa de se regionalizar os FC. Os modelos mais recentes (Gallego et al. 2010; Helmes et al., 2012; Azevedo et al. 2013) consideraram mais fatores, modelando não somente o destino do fósforo, mas também a exposição do ecossistema e o efeito causado pela emissão de compostos fosforados.

4.5. Considerações finais

Observa-se que desde o ano 2000 vários modelos têm sido propostos, com o objetivo de aperfeiçoar modelos anteriores. Visando selecionar o mais apropriado para avaliar o impacto da eutrofização nas bacias hidrográficas brasileiras, os modelos existentes foram analisados e pontuados de acordo com critérios previamente estabelecidos. Sendo assim, recomenda-se o modelo desenvolvido por Azevedo et al. (2013), pois as principais entradas e saídas de fósforo do ambiente aquático foram consideradas no cálculo do fator de destino, além de modelar o fator de efeito da região.

Referências bibliográficas

- AZEVEDO, L.; HENDERSON, A. Assessing the importance of spatial variability versus model choices in life cycle impact assessment: the case of freshwater eutrophication in Europe. ... science & technology, 2013. Disponível em: <<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es403422a>>. Acesso em: 11/3/2016.
- BEUSEN, A. H. W.; DEKKERS, A. L. M.; BOUWMAN, A. F.; LUDWIG, W.; HARRISON, J. Estimation of global river transport of sediments and associated particulate C, N, and P. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 19, n. 4, 2005.
- BICUDO, C. E.; TUNDISI, J. .; SCHEUENSTUHL, M. C. Águas do Brasil: análises estratégicas. Rio de Janeiro, 2010.
- ESTEVES, F. DE A. Fundamentos de limnologia. 2 Ed ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- GALLEGO, A.; RODRÍGUEZ, L.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 1, p. 32–43, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-009-0122-4>>. .
- GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; et al. ReCiPe 2008. Potentials, p. 1–44, 2009. Disponível em: <http://www.pre-sustainability.com/download/misc/ReCiPe_main_report_final_27-02-2009_web.pdf>. .
- GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; et al. Part 3: Scientific Background. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background, p. 692, 2002. Disponível em: <<http://www.cml.leiden.edu/research/industrialecology/researchprojects/finished/new-dutch-lca-guide.html#the-handbook>>. .
- HELMES, R. J. K.; HUIJBREGTS, M. A. J.; HENDERSON, A. D.; JOLLIET, O. Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, n. 5, p. 646–654, 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-012-0382-2>>\n<Go\nto\ nISI>://000303887200012>.
- HUMBERT, S.; MARGNI, M.; JOLLIET, O. IMPACT 2002+ : User Guide. , v. 21, 2005.
- ILCD HANDBOOK, I. REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. 2010.

JRC – Joint Research Centre (2011) EUROPEAN COMMISSION-JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxemburg: Publications Of ce of the European Union. 145 p.

MENDONÇA, F. Riscos , vulnerabilidade e abordagem socioambiental urbana : uma reflexão a partir da RMC e de Curitiba Desenvolvimento e Meio Ambiente, 2004.

MMA. Consumo Sustentável - Manual de Educação. 2005.

MMA/ANA. GEO Brasil - Recursos Hídricos: Componente da Série de Relatórios Sobre o Estado e Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil. 2007.

MMA/ANA. Indicadores de estado trófico. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>>. Acesso em: 1/1/2016.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and Flow Regulation of the World ' s Large River Systems. , , n. April, p. 405–408, 2005.

NORRIS, G. A. Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. Journal of Industrial Ecology, v. 6, n. 3-4, p. 79–101, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1162/108819802766269548>>. .

POTTING, J. J.; HAUSCHILD, M. Z. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life-Cycle Assessment, v. 11, n. 1, p. 11–13, 2006.

REDFIELD, A. C. . The biological control of chemical factors in the environment. , v. 46, n. 3, p. 205–221, 1958.

ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. Lições de Limnologia. São Carlos, SP, Brasil: RiMa, 2005.

SHRIVER, D. F.; ATKINS, P. Shriver and Atkins' inorganic chemistry. 5 ed ed. 2010.

STEEN, B.; ARVIDSSON, P.; NOBEL GUNNAR BORG, A.; et al. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – General system characteristics. .

TOFFOLETTO, L.; BULLE, C.; GODIN, J.; REID, C.; DESCHÊNES, L. LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 12, n. 2, p. 93–102, 2006. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/index/10.1065/lca2005.12.242>>. .

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Eutrofização na América do Sul: Causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle. São Carlos, SP. Brasil, 2006.



Modelos de contabilização de recursos (RAM)

Autores

Rodrigo A. F. Alvarenga

José Adolfo de Almeida Neto

Ittana de Oliveira Lins

Leandro Andrade Pegoraro

Elaine Garcia de Lima

Leticia De Santi Barrantes

Maria Cléa de Brito Figueiredo

Ana Lídia Almeida Castro

5. Modelos de contabilização de recursos (RAM)

5.1. Introdução

Recursos naturais são essenciais para a sociedade, em diferentes usos, sejam eles de provisão, suporte, regulação ou culturais (MEA, 2005). Porém, o aumento populacional mundial aliado ao aumento do consumo per capita e métodos inadequados de gestão e manejo têm levado a crises na sustentabilidade destes recursos.

Uma das ferramentas que podem auxiliar na gestão sustentável destes recursos naturais, em escala industrial, é a ACV. Os recursos naturais são vistos de duas maneiras nesta metodologia de avaliação ambiental. Por um lado, eles representam entradas necessárias nos processos industriais, na produção de um determinado produto (final ou intermediário), desta forma analisados na etapa de ICV. Por outro lado, eles são analisados como uma AoP, na AICV, ou seja, ao considerar o ciclo de vida de um produto, um dos impactos que é analisado é o dano aos recursos naturais.

Recursos naturais podem ser classificados de diversas maneiras, (1) renováveis ou não-renováveis; (2) depósitos, reservas ou fluxos; (3) bióticos ou abióticos; entre outros (SWART et al., 2015). Com relação à última forma de classificação, recursos bióticos seriam todos aqueles materiais originários de organismos vivos e recursos abióticos são produtos de processos biológicos do passado distante (p.ex., petróleo) ou processos físico-químicos.

Com relação à AICV, existem diferentes modelos elaborados para avaliar tais impactos ambientais, de diferentes escolas de pensamento. De acordo com classificações mais tradicionais (ILCD, 2011; SWART et al., 2015), os modelos de AICV da categoria recursos podem ser divididos em três grupos: (1) para contabilização de recursos (RAM), que fazem uma análise mais simplificada dos impactos, focando principalmente em agrupar os recursos utilizados (no ICV) em indicadores únicos, como energia, exergia ou massa; (2) de depleção de recursos em nível de ponto médio, que vão além da categoria anterior, avaliando impactos relacionados à depleção daqueles recursos devido ao seu uso; e (3) de depleção de recursos em nível de ponto final, que buscam fazer uma análise além do que é feito nos modelos de ponto médio, considerando consequências da depleção de recursos, muitas vezes a partir do conceito de tecnologia alternativa (backup technology) (MULLER-WENK, 1998; STEWART E WEIDEMA, 2005), por exemplo, avaliando o esforço extra necessário (energia ou custo) para extrair outras formas de recursos.

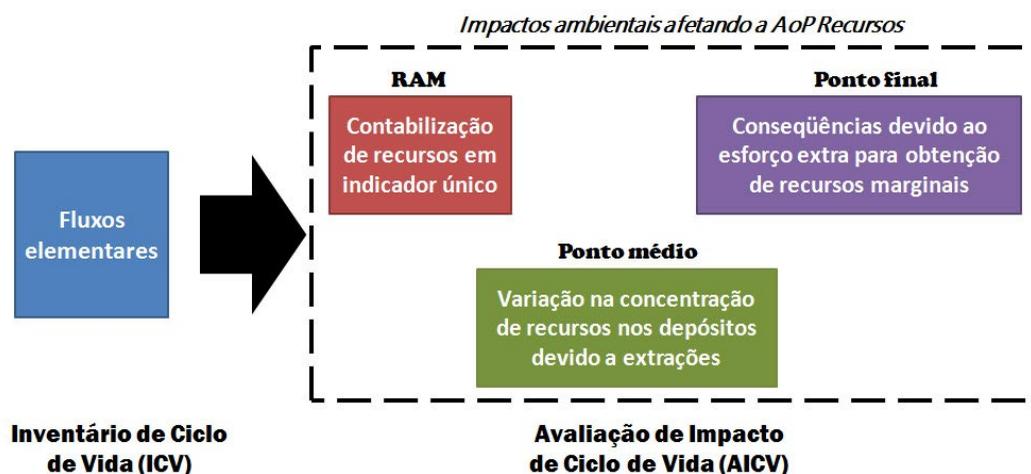
Devido à falta de consenso na comunidade científica de ACV referente a esta categoria de impacto ambiental, existem outras formas de classificação dos modelos de AICV e também de interpretação da AoP recursos. Rorbech et al. (2014) classificaram da categoria Recursos em três outros grupos: (1) modelos que quantificam o consumo de recursos limitados, que se preocupam mais com a competição dos recursos e assumem

que eles são substituíveis (classificação equivalente à RAM); (2) modelos que avaliam a perda de disponibilidade de recursos (depleção), que podem ser ainda subdivididos em ponto médio ou ponto final, e representam melhor a AoP de recursos; e (3) modelos que quantificam o aumento de esforço no futuro devido à extração atual (e.g. ReCiPe ponto final), que segundo os autores, não representa uma AoP específica, mas são impactos ambientais em ponto médio que afetam outras AoP (saúde humana e ecossistemas).

Dewulf et al. (2015) sugerem novas AoP para ACV e para Avaliação de Sustentabilidade de Ciclo de Vida (ASCV). Com relação à AoP recursos, os autores propõem cinco perspectivas: (P1) a preocupação está no recurso em si; (P2) a preocupação está na capacidade deste recurso em gerar serviços de provisão; (P3) a preocupação está na capacidade do recurso em gerar outros serviços ecossistêmicos; (P4) onde são considerados aspectos de ACV consequential, como mecanismos de mercado, para avaliar melhor o que a escassez de um recurso pode afetar a sociedade e a economia; e (P5) a preocupação é voltada para o bem-estar humano, dando uma visão mais holística ao agrupar as perspectivas anteriores. Os autores mencionam que as perspectivas P4 e P5 vão além da ACV clássica, e que seriam ideais para ASCV.

Apesar de existirem diferentes formas de interpretação e classificação dos modelos de AICV, e como eles se enquadram na AoP recursos, dentro da primeira análise da RAICV, foi considerada a visão mais tradicional, proposta por ILCD (2011) e Swart et al. (2015), conforme apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto para AoP recursos



Observação: segundo classificação tradicional proposta por ILCD (2011) e Swart et al. (2015)

Neste contexto, existem estudos que já realizaram análises críticas de alguns modelos de AICV, propondo quais seriam mais vantajosos. Um destes estudos é de Liao et al. (2012), que realizou uma avaliação com base na termodinâmica, e apontou o Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE) (Dewulf et al., 2007) e o Solar Energy Demand (SED) (Rugani et al., 2011) como os mais recomendados para este tipo de abordagem. Em ILCD (2011), onde foi feita recomendações para modelos de AICV no contexto europeu, o modelo Abiotic Depletion Potential (ADP) (Guinée, 1995) adaptado a uma base de dados de reserva base foi o recomendado para uma análise em ponto médio, e não houve recomendação para análise em ponto final e nem para RAM.

Com um propósito similar ao de Liao et al. (2012) e ILCD (2011), ou seja, tentando direcionar qual modelo de AICV seria o mais recomendado, a RAICV avaliou diferentes modelos de AICV relacionados à categoria RAM para se utilizar em estudos de ACV no Brasil.

5.2. Metodologia

Para compreender o estado da arte dos métodos e modelos de AICV relacionados à categoria de impacto “recursos abióticos”, adotou-se o levantamento bibliográfico de documentos disponíveis no Portal de Periódicos da Capes dos últimos vinte anos, publicados até dezembro de 2014, bem como, manuais e documentação associados a modelos de AICV reconhecidos pela comunidade científica. Na busca dos modelos de AICV foram utilizadas, de forma isolada ou em associação, as seguintes palavras-chave (em inglês): *Abiotic resource, Cumulative Energy Demand, Cumulative Exergy Demand, Solar Energy Demand, Damage category Resources, Energy Analysis, Energy Analysis, Exergetic LCA, Exergy Analysis, Extraction ratio, Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assessment, Material Flow Analysis, Natural resource, Nuclear resource, Resource accounting, Resource consumption, Resource efficiency, Resource indicator e Resource use*. A análise crítica e avaliação dos modelos de AICV foram realizadas a partir de uma matriz de critérios definida com base na opinião dos especialistas que compõem a RAICV.

De acordo com van Oers (2002), não há motivo metodológico para regionalizar a categoria de depleção de recursos abióticos (em ponto médio e ponto final), se o foco for dado a metais, minerais e recursos fósseis cujo mercado é global. . Dessa forma, pode-se interpretar que alguns recursos (p.ex., petróleo) não necessitam de regionalização quando se faz uma análise em nível de RAM. Entretanto, outros recursos analisados, como uso da terra e água, podem ser regionalizados nesta abordagem (RAM) para poder quantificar problemas ambientais regionais. Assim, os três critérios mencionados no capítulo 2 foram considerados com pesos diferentes no estudo feito para RAM, sendo atribuído aos critérios escopo e robustez científica, peso 2, e ao critério regionalização,

peso 1. O peso menor para regionalização foi atribuído devido a regionalização ser possível e/ou necessária apenas para alguns tipos de recursos naturais, como uso da terra e água (e não para todos). A partir da avaliação qualitativa dos modelos e da avaliação quantitativa a partir dos critérios pré-estabelecidos, foi possível fazer uma recomendação de modelos de AICV para o contexto brasileiro, baseado numa avaliação multicriterial quali-quantitativa descrita no capítulo 2. A pontuação final do critério escopo refletiu basicamente a classificação quanto ao subcritério fluxos elementares, onde 5, valor máximo, foi atribuído para os modelos mais representativos, ou seja, os principais fluxos elementares foram considerados no cálculo dos FC. Representatividade média, quando os fluxos elementares considerados foram parciais e representatividade baixa, quando somente um fluxo elementar foi considerado.

5.3. Resultados

O Quadro 14 apresenta os 11 modelos de AICV, em nível RAM, encontrados na literatura e avaliados nesse capítulo, com suas respectivas referências.

Quadro 14 - Modelos de contabilização utilizados para avaliar impactos na AoP recursos abióticos.

Modelo	Referência
CED	VDI, 1997; Hischier et al., 2009
MIPS	Schmidt-Bleek, 1993; Ritthoff et al. 2002
CExD	Bosch et al., 2007
CEENE	Dewulf et al., 2007
LREx	Alvarenga et al., 2013
MEEx	Taelman et al., 2014
ICEC/ECEC	Hau e Bakshi, 2004
SED	Rugani et al., 2011
EF	Wackernagel e Rees, 1996
Pegada Hídrica	Hoekstra et al., 2011
ReCiPe (Água)	Goedkoop et al. 2009

O Quadro 15 mostra a classificação atribuída a cada modelo de AICV, em nível RAM, de acordo com o critério abrangência do escopo de aplicação.

Quadro 15 - Caracterização e classificação para o critério escopo para RAM

Modelo	Abrangência do escopo de aplicação			Pontuação
	Geográfico	Fluxos elementares	Compartimentos	
CED	Não se aplica	Representatividade baixa	Não se aplica	1
MIPS	Não se aplica	Representatividade média	Todos	3
CexD	Não se aplica	Representatividade média	Não se aplica	3
CEENE	Não se aplica	Representativo	Não se aplica	5
LREx	Não se aplica	Representatividade baixa	Não se aplica	1
MEEEx	Não se aplica	Representatividade baixa	Não se aplica	1
ICEC/ECEC	Não se aplica	Representativo	Não se aplica	5
SED	Não se aplica	Representativo	Todos	5
EF	Global	Representatividade baixa	Todos	1
Pegada Hídrica	Global	Representatividade baixa	Água	1
ReCiPe (Água)	Global	Representatividade baixa	Água	1

O Quadro 16 mostra a classificação atribuída a cada modelo de caracterização de acordo com o critério ‘robustez científica’.

Quadro 16 - Classificação atribuída a cada modelo de caracterização, presentes nos modelos RAM analisados, de acordo com o critério robustez científica.

Modelo RAM	Reconhecimento pela comunidade científica (implementação em métodos operacionais de AICV)	Cadeia de causa-efeito	Transparência e acessibilidade		Pontuação
			Transparente	Acessível	
CED	Parcialmente	Sim	Transparente	Acessível	2
MIPS	Parcialmente	Sim	Transparente	Limitada acessibilidade	2
CexD	Sim	Sim	Transparente	Acessível	3
CEENE	Sim	Sim	Transparente	Acessível	5
LREx	Sim. Complementa CEENE	Sim	Transparente	Acessível	4
MEEx	Sim. Complementa CEENE	Sim	Transparente	Acessível	4
ICEC/ECEC	Sim. Complementa CExD	Sim	Transparente	Acessível	4
SED	Sim	Sim	Transparente	Acessível	4
Pegada Ecológica	Não	Sim	Transparente	Limitada acessibilidade	2
ReCiPe (água)	Não	Sim	Transparente	Acessível	1
Pegada Hídrica	Não	Sim	Transparente	Acessível	3

Abaixo estão os RAM encontrados na literatura que apresentam FC (portanto, são operacionais), ou seja, que têm aplicação direta em ACV.

5.3.1. CED

O Cumulative Energy Demand (CED) (Hischier et al., 2009) é um exemplo de um indicador para operacionalização da quantificação de consumo energético para ACV, introduzido nos anos 1970 por Pimentel et al. (1973) e Boustead e Hancock (1979), e

padronizado por VDI (1997). Este é um modelo de contabilização de recursos que utiliza o poder calorífico dos materiais como unidade de agregação, estando restrito a análise dos recursos energéticos (fóssil, nuclear, solar, geotérmico, eólico, potencial) e biomassa..

Frischknecht et al. (2015) levantaram diversos modelos que operacionalizaram o CED, apontando algumas diferenças, como o uso de poder calorífico superior ou inferior. O CED pode simplificar a análise de ACV, uma vez que apresentou uma correlação de resultados com diversos outros modelos (Huijbregts et al., 2006; Huijbregts et al., 2010), em especial à categoria de energia fóssil. Não é um modelo regionalizado, porém de acordo com Alvarenga (2013), pode considerar a diferenciação em nível de uso da terra, se feita uma adaptação dos FC à abordagem sugerida em Alvarenga et al. (2013), para evitar a dupla contagem com a biomassa.

Por utilizar energia, que é baseada na primeira lei da termodinâmica, sua robustez científica não é tão elevada, uma vez que modelos que consideram a segunda lei da termodinâmica têm maior credibilidade. Além disso, por apresentar FC apenas para recursos energéticos e biomassa (e genéricos), apresentou uma nota baixa para o critério escopo. As notas deste modelo, para os três critérios, estão presentes no (Quadro 17).

5.3.2. MIPS

O Material Inputs Per Service (MIPS) (Schmidt-Bleek, 1993; Ritthoff et al., 2002) é um indicador da quantidade acumulada de recursos de um produto ou serviço ao longo do seu ciclo de vida, sendo algumas vezes chamado de Pegada de Materiais (*material footprint*). É definido pelo quociente entre a quantidade de material utilizado e a quantidade de serviço ou produto gerado, utilizando massa como unidade de medida.

O MIPS está baseado numa abordagem conhecida por Material Flow Analysis diferenciando cinco classes de materiais: recursos abióticos, recursos bióticos, movimentação do solo, água e ar (Ritthoff et al. 2002). Assim como outros RAM, o MIPS foi desenvolvido em paralelo à ACV (posteriormente considerado também como um método de AICV em nível de RAM), e se baseia no conceito de que quanto menos matérias-primas utilizadas, menor serão os impactos ambientais associados ao produto.

Em Saurat e Ritthoff (2013) é proposto pela primeira vez um modelo para calcular FC para a base de dados ecoinvent v2.2. Porém, os FC não são disponibilizados por completo na publicação, e os autores mencionam que esses FC são ainda uma “versão beta”, e que novos FC estarão disponíveis no website da Wuppertal Institute no futuro. Apesar de, em Ritthoff et al. (2002) e em Saurat e Ritthoff (2013), ser mencionada a possibilidade e implementação de regionalização do MIPS, na realidade os autores estão se referindo à regionalização em nível de inventário (ICV), e não em nível de caracterização (AICV), como

é abordado em LREx e CEENE. Desta forma, o MIPS não apresenta FC regionalizados.

Saurat e Ritthoff (2013) mencionaram algumas divergências e necessidades de adaptação do MIPS à base de dados doecoinvent, como a ausência do fluxo elementar relativo ao material estéril oriundo da mineração. Wiesen et al. (2014) apontaram inconsistências entre o MIPS e outros RAM (como o CED e CExD), entre os quais, o cálculo dos FC para metais, já que o MIPS considera também o material de escavação e o estéril na quantidade de material usado no MIPS, resultando em FC elevados, comparativamente a outros modelos de AICV. Por estas razões, o MIPS recebeu avaliação média-baixa (2) para robustez científica, média (3) para escopo e baixa (1) para regionalização (Quadro 17).

5.3.3. CExD

O Cumulative Exergy Demand (CExD) (BOSCH et al., 2007) é um modelo para contabilização de recursos que utiliza como espelhamento o CED, mas ao invés de usar energia (como no último), utiliza a exergia como unidade de avaliação. A exergia de um recurso ou sistema é a quantidade máxima de trabalho útil que pode ser obtido dele (Dewulf et al., 2008).

Com o uso da exergia, este modelo possibilita contabilizar diversos tipos de recursos: energia fóssil, nuclear, cinética, solar, e potencial; além de biomassa, água, metais e minerais. Uso da terra não é contabilizado para evitar dupla contagem com biomassa.

Este modelo não possui diferenciação espacial de seus FC, porém, de acordo com Alvarenga (2013), pode considerar a diferenciação em nível de uso da terra se feita uma adaptação dos FC à abordagem sugerida em Alvarenga et al. (2013).

Dewulf et al. (2007) e Swart et al. (2015) mencionam algumas inconsistências do CExD no cálculo da exergia de metais, minerais e recursos bióticos. Como o CExD utiliza a exergia (2ª lei da termodinâmica), apresenta uma robustez científica maior que o CED, além de maior número de FC (genéricos) e, por este motivo, apresentou uma nota média (3) para este critério. Para os critérios escopo e regionalização, o CExD ficou com nota 3 e 1, respectivamente (Apêndice – Quadro 17).

5.3.4. CEENE

O Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE) (DEWULF et al., 2007) é um modelo de contabilização de recursos que busca agregar diferentes tipos de recursos em uma unidade comum (exergia). Alguns trabalhos apontam o CEENE como melhor (ou um dos melhores) modelo de AICV para este mecanismo ambiental (LIAO et al., 2012). Uma das diferenças entre o CEENE e o CExD é a abordagem usada para contabilizar a exergia dos metais e minerais e dos recursos bióticos (biomassa e/ou uso da terra).

O CEENE considera diversos fluxos elementares, com um número maior que outros modelos que utilizam a mesma abordagem, como o CExD. Assim, dentro de seu escopo de aplicação (método de contabilização de recursos), é visto como um avanço ao CExD e, por usar exergia ao invés de energia, apresenta maior robustez científica que o CED.

O CEENE original (v1.0) não apresenta nenhuma regionalização dos FC. Porém, na versão 2.0, considera-se a regionalização dos FC para ocupação da terra, a partir do trabalho de Alvarenga et al. (2013) e, na versão 3.0 considera a regionalização para recursos marítimos, baseados em Taelman (2014).

Devido ao avanço na teoria da exergia, este modelo apresenta uma robustez científica maior que o CExD e um número mais elevado de FC. Além disso, as versões 2.0 e 3.0 apresentam FC regionalizados para uso da terra e recursos marítimos. Desta forma, o CEENE recebeu notas mais elevadas que os demais RAM, para escopo e robustez científica, e para regionalização recebeu nota média-alta (4), já que alguns FC ainda não estão regionalizados na versão 2.0 e 3.0 (Quadro 17).

5.3.5. LREx

O Exergy-based accounting for land resource (LREx) (ALVARENGA et al., 2013) é um modelo para contabilização do uso da terra como recurso natural, que se propõe a complementar o método CEENE na contabilização de recursos a partir de uma unidade comum (exergia). Esse modelo utiliza características específicas relacionadas aos diferentes ambientes, baseado na biomassa extraída para ambientes naturais e no uso da terra para ambientes antrópicos (baseado no potencial de produção primária líquida natural). Apresenta FC regionalizados, disponibilizados em diferentes escalas a partir de um grid com 5' de resolução ($\approx 10 \times 10$ km no equador) para o ano 2000.

Desta forma, o LREx apresentou uma robustez científica média-alta (4), nota de escopo baixa (1), e nota alta (5) para regionalização (Quadro 17). A nota baixa para o critério escopo deve-se ao fato do modelo apresentar FC apenas para uso da terras. Na realidade, o LREx é um modelo específico para um fluxo elementar específico (uso da terra), portanto, tendo uma proposta de ser complementar a outros RAM, e não de ser utilizado isoladamente.

5.3.6. MEEx

O Exergy-based accounting for marine environment (MEEx) (Taelman et al., 2014) é um modelo focado na contabilização de recursos naturais provenientes do mar, como frutos do mar, peixes, algas, etc; por meio da métrica de exergia. Utiliza uma abordagem parecida ao LREx, porém, voltada para recursos marítimos.

Pode ser interpretado como modelo complementar ao CEENE, numa versão 3.0 (assim como o LREx). O MEEEx considera médias das dez espécies comerciais de peixes mais capturadas no mundo, crustáceos, moluscos e também 32 espécies de algas marinhas, para poder quantificar os FC. De acordo com os autores, a partir dos FC é possível quantificar a exergia que é privada da natureza devido à ocupação de recursos marinhos para, por exemplo, aquicultura.

Desta forma, apresenta robustez científica média-alta (4), mas como é focada apenas para recursos marinhos, possui um escopo baixo (1). Por outro lado, apresenta FC regionalizados, incluindo para a costa brasileira, assim, apresentando nota alta para o critério regionalização (5).

5.3.7. ICEC/ECEC

O Industrial Cumulative Exergy Consumption/Ecological Cumulative Exergy Consumption (ICEC/ECEC) é um modelo de AICV desenvolvido por Hau e Bakshi (2004) e Zhang et al. (2010), baseado na exergia. Este modelo possui FC para bases de dados baseadas no modelo de inventário extended input-output (USA Input-Output Database, 1997), enquanto os outros modelos de AICV mencionados neste capítulo estão operacionais para inventários baseados em processo (process-based), como por exemplo, a base de dados ecoinvent.

Em um primeiro momento, os autores buscam operacionalizar a proposta de Szargut (1988) para quantificar o consumo acumulado de exergia ao longo do ciclo de vida, por meio do ICEC. Porém, é proposta também uma abordagem complementar à AICV tradicional, visando cobrir uma lacuna de integração entre ACV e avaliação econômica de recursos naturais, buscando trazer uma inserção dos serviços ecossistêmicos, por meio do ECEC (Zhang et al., 2010).

Para isso, são utilizados princípios da emergia, que possibilita contabilizar o consumo de exergia de bens e serviços ecológicos da natureza em uma unidade equivalente de energia solar. Desta forma, o ECEC apresenta uma abordagem parecida ao SED, em que a avaliação é feita considerando o “berço” na fronteira da geobiosfera (ao contrário dos métodos RAM mais tradicionais que consideram a fronteira entre natureza e tecnosfera como o “berço”).

Apesar de ter uma proposta de inclusão dos serviços ecossistêmicos na sua análise, através do ECEC, ela é ainda limitada, pois não inclui alguns serviços importantes como polinização e sequestro de carbono. Além disso, o ICEC/ECEC não apresenta FC regionalizados. Por outro lado, o ECEC propõe algumas soluções para resolver aspectos críticos da emergia, como alocação. Por estes motivos, o ICEC/ECEC recebeu

pontuação alta (5) para escopo, média-alta (4) para robustez científica e nota baixa (1) para regionalização (Apêndice – Quadro 17).

5.3.8. SED

O SED (“Solar Energy Demand”), desenvolvido por Rugani et al. (2011), é um RAM que utiliza o conceito de emergia (Odum, 1996) como principal fundamento. Na emergia, o berço de uma análise ambiental não está mais no limite entre o meio natural e o meio antrópico (tecnosfera), como feito por outros RAM (p.ex., CEENE), mas sim nos limites da geobiosfera, ou seja, o berço é o Sol, energia das marés e energia geotérmica, unificadas em um indicador de energia solar equivalente (SWART et al., 2015).

Neste modelo, os autores focaram em criar um número elevado de FC através da compilação de diversas publicações já realizadas no tema, que haviam quantificado as transformidades¹ (ODUM, 1996; RUGANI et al., 2011) de diferentes recursos naturais.

Quanto à questão de dupla contagem entre recursos bióticos e uso da terra, o SED segue a abordagem do CEENE, que escolhe por quantificar o uso da terra (ao contrário do CED e CExD, que escolhem quantificar a energia/exergia dos recursos bióticos), portanto, equivalente a este modelo neste aspecto.

Embora o SED apresente um número elevado de FC, estes não são regionalizados. A emergia é uma teoria ainda contestada por parte da comunidade científica, que vem buscando sanar alguns problemas e também alinhá-la à ACV (INGWERSEN, 2011; RUGANI E BENETTO, 2012), sendo o SED um dos primeiros resultados deste alinhamento. Por tais motivos, o SED recebeu nota média-alta e alta para robustez científica e para escopo, respectivamente, e nota baixa (1) para regionalização (Quadro 17).

5.3.9. Pegada Ecológica (PE)

A pegada ecológica (PE) é definida como a área de água e terra biologicamente produtiva que uma determinada população (região, país, ou produto) demanda (de forma direta e indireta) para se sustentar. Em outras palavras, é a área necessária para a produção dos recursos consumidos e absorção dos resíduos gerados (WACKERNAGEL E REES, 1996).

Essa pegada avalia as áreas em seis classes: (1) área necessária à produção de culturas agrícolas; (2) área necessária para florestas; (3) área necessária para pastagem; (4) área necessária para água; (5) área de infraestrutura; e (6) área necessária para sequestrar as emissões atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂).

1 Transformidade é o nome dado no meio científico da Emergia ao que é conhecido como FC, no meio científico da Avaliação do Ciclo de Vida.

No contexto da ACV, a PE de um produto pode ser definida como o somatório do uso (direto e indireto) da terra ao longo do ciclo de vida deste produto. A PE foi operacionalizada como um modelo de AICV por Huijbregts et al. (2008) que incluíram também uma adaptação para contabilizar o uso de recursos nucleares. A PE demonstrou ser um bom indicador único para contabilizar impactos ambientais, porém não é recomendada para avaliação de produtos baseados principalmente em minerais e emissões de particulados (HUIJBREGTS et al., 2008).

Do ponto de vista do escopo de aplicação, pode ser interpretado como um modelo complementar ao CED/CExD, possibilitando a contabilização do uso da terra (land use) com um grau de incerteza relativamente baixo. Entretanto, é necessário realizar algumas adaptações no modelo para evitar dupla contagem.

A PE pode ser regionalizada para diferentes escalas geográficas, com base na biocapacidade específica, porém ainda não existe um modelo operacional que disponibilize FC regionalizados. Por outro lado, a PE considera somente fluxos elementares relacionados ao consumo de recursos fósseis e nucleares, uso da terra e emissão de CO₂. Vale ressaltar que a PE não se alinha completamente à AoP recursos, já que considera emissões de CO₂ também, portanto não sendo recomendado para a AICV na AoP Recursos. Por este motivo, obteve notas média (3), média-baixa (2) e baixa (1) para escopo, robustez científica e regionalização, respectivamente (Apêndice – Quadro 17).

5.3.10. Pegada Hídrica

A pegada hídrica (PH), de acordo com Hoekstra et al. (2011), é uma medida volumétrica da água utilizada em todo o processo de fabricação do produto analisado, esse consumo podendo ser contabilizado ao longo do ciclo de vida de um produto na etapa de inventário.

O modelo proposto por Hoekstra et al. (2011) considera o consumo de três diferentes tipos de água: (i) água azul, sendo as águas superficiais e subterrâneas utilizadas no processo; (ii) água verde, relacionada à utilização da água armazenada no meio ambiente como umidade do solo, e (iii) água cinza, relacionada à poluição e à qualidade da água. A pegada hídrica verde é baseada no consumo de água disponível no solo e absorvida pela planta, sendo relevante, principalmente, para produtos agrícolas e florestais. Já a pegada hídrica azul considera a água disponível em reservatórios (ex: lagos, represas e aquíferos) consumida (evaporação, incorporada ao produto ou lançada em outra fonte hídrica) em um processo. Nesse sentido, essas duas pegadas hídricas analisam a privação física da água. Já a pegada hídrica cinza indica o grau de poluição da água por meio da quantificação do volume de água necessário para diluir os poluentes, lançados em um processo, até padrões ambientais aceitáveis, sendo uma consideração qualitativa da escassez hídrica.

Dessa forma, esse modelo tem nível de fluxos elementares alto por considerar vários tipos de água diferentes, porém, é focado apenas em um tipo de recurso natural (água). Tem uma robustez científica moderada por apresentar as modelagens utilizadas e a cadeia de causa-efeito ambiental considerada. Além disso, não gera FC operacionais regionalizados e/ou de forma global, não disponibilizando fatores FC para o Brasil, tendo pontuação baixa no critério de regionalização. Portanto, recebeu pontuação baixa (1) para escopo, média (3) para robustez científica e baixa (1) para regionalização (Quadro 17).

5.3.11. ReCiPe (Água)

O modelo proposto por Goedkoop et al. (2009) para avaliação da depleção hídrica integra o método ReCiPe que gera FC para diferentes categorias de impacto, criando modelagens de AICV tanto para mecanismos ambientais próximos do ICV, quanto para ponto médio e ponto final.

O modelo de Goedkoop et al. (2009) está próximo do ICV por contabilizar apenas o volume de água consumido em processos relacionados ao ciclo de vida de um produto, caracterizando-se como um RAM. Essa água consumida pode ser originada de diferentes tipos de fonte, como lagos, rios, poços e etc. O modelo também não apresenta uma modelagem para a geração de FC regionalizados, considerando o valor de 1 m^3 consumido/ m^3 disponível para todas as fontes hídricas utilizadas. Dessa forma, esse modelo tem robustez científica limitada. Assim, o critério de regionalização obteve pontuação baixa. Como os FC são específicos para a água, o modelo recebeu pontuação baixa no critério escopo. Desta forma, ele recebeu nota baixa (1) para todos os critérios (Apêndice – Quadro 17).

5.3.12. Recomendação para RAM

Através dos resultados obtidos e representados no Quadro 17 e das explicações acima, que evidenciam as razões pelas notas obtidas em cada RAM, pode-se observar que o CEENE (v2.0 e/ou v3.0) é o modelo que obteve a nota mais alta, portanto seria o mais recomendado para uso no Brasil. Porém, observa-se que o ICEC/ECEC também obteve uma nota alta e é operacional em abordagem de extended input-output ICV, enquanto que o CEENE (e todos os outros RAM mencionados anteriormente) são operacionais para ICV baseados no processo (process-based). Assim, este relatório recomenda:

- O CEENE v2.0/3.0, quando o estudo utilizar o *process-based* ICV;

- O ICEC/ECEC, quando o estudo utilizar o extended input-output ICV;
- O CEENE v2.0/3.0, quando o estudo utilizar uma abordagem híbrida de ICV.

Além disso, seguindo a proposta existente no ICEC/ECEC, que realiza uma avaliação de duas abordagens complementares, a recomendação de Liao et al. (2012), e a nota relativamente alta obtida pelo método SED (Quadro 17), a RAICV recomenda o uso opcional do SED de forma complementar ao CEENE v2.0 (para process-based ICV ou abordagens híbridas de ICV).

5.4. Novas tendências

A comunidade científica em ACV ainda não chegou a um consenso sobre como avaliar os impactos ambientais referentes à categoria recursos. Porém, existem novas propostas de avaliação de impacto ambiental desta categoria (RORBECH et al., 2014; DEWULF et al., 2015), demonstrando que os modelos avaliados neste capítulo ainda não estão consolidados, e deverão surgir novas tendências no futuro.

Como mencionado por van Oers (2002), a depleção de recursos em nível de ponto médio e ponto final é avaliada em nível global, portanto, não sendo necessária a regionalização dos modelos de AICV. Porém, não se pode dizer o mesmo para os modelos em nível de RAM, em que há a necessidade de regionalizar alguns tipos de recursos, como feito no CEENE v2.0/3.0, para o uso da terra e recursos marítimos (através do LREx e MEEEx). O mesmo caminho pode ser seguido por outros modelos, como o ICEC/ECEC e o SED para uso da terra, por exemplo. Além disso, os RAM podem passar a regionalizar outros tipos de recursos, como recursos bióticos e água.

Observa-se também uma abordagem de avaliação alternativa às tradicionais em ACV, demonstradas pelos modelos ICEC/ECEC e SED, que traz os conceitos de exergia e emergência para a AICV. Esses conceitos têm forte apelo no conceito de sustentabilidade.

Por fim, ressalta-se que a análise comparativa de modelos RAM para recursos abióticos deve ser revisada periodicamente, na medida em que sejam incrementadas as bases de dados que dão suporte à geração de novos FC dos modelos já propostos e de outros em desenvolvimento.

5.5. Considerações finais

Este capítulo avaliou 11 modelos que avaliam recursos naturais sob a perspectiva de um RAM. Recomendou-se o modelo CEENE v2.0/3.0, quando se utilizar abordagens de ICV baseadas no processo e/ou abordagens híbridas de ICV, e o método ICEC/ECEC

para abordagens de ICV baseadas em tabelas de insumo-produto (extended input-output LCA). Além disso, fez-se uma recomendação opcional de utilização do modelo SED como complementar ao CEENE.

Vale ressaltar que a temporalidade da avaliação apresentada nesse capítulo deve ser levada em conta, principalmente devido à falta de consenso existente na comunidade científica de ACV em relação a como avaliar os impactos ambientais na AoP recursos. Sendo assim, sugere-se repetir esta avaliação no médio prazo de tempo, entre três e cinco anos, a depender do desenvolvimento metodológico nesta área.

Referências bibliográficas

Alvarenga RAF (2013) Environmental sustainability of biobased products: new assessment methods and case studies. 1. ed. 2013. 181p .

Alvarenga RAF, Dewulf J, Langenhove H, Huijbregts MAJ (2013) Exergy-based accounting for land as a natural resource in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 939-947.

Bösch M, Hellweg S, Huijbregts M, Frischknecht R (2007) Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12,181-190

Boustead I, Hancock GF (1979) *Handbook of Industrial Energy Analysis*. Ellis Horwood Ltd.

CONMETRO (2010) Aprova o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Resolução 04/2010. Conselho Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial (CONMETRO).

Dewulf J, Benini L, Mancini L, Sala S, Blengini GA, Ardente F, Recchioni M, Maes J, Pant R, Pennington D (2015) Rethinking the Area of Protection “Natural Resources” in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 49, 5310-5317

Dewulf J, Bosch ME, Meester BD, Vorst GVd, Langenhove HV, Hellweg S, Huijbregts MAJ (2007) Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. *Environmental Science & Technology*, 41, 8477-8483

Dewulf J, Van Langenhove H, Muys B, Bruers S, Bakshi BR, Grubb GF, Paulus DM, Sciubba E (2008) Exergy: Its Potential and Limitations in Environmental Science and Technology. *Environmental Science & Technology*, 42, 2221- 2232

Frischknecht R, Wyss F, Knöpfel SB, Lützkendorf T, Balouktsi M (2015) Cumulative energy demand in LCA: the energy harvested approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 957-969.

Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, de Schryver A, Struijs J, van Zelm R (2009) 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

Hau JL, Bakshi BR (2004) Expanding Exergy Analysis to Account for Ecosystem Products and Services. *Environmental Science & Technology*, 38, 3768-3777

Hischier R, Weidema B, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, Humbert S, Jungbluth N, Loerincik Y, Margni M, Nemecek T, Simons A (2009) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Final Report ecoinvent v2.1., vol No. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, Switzerland

Hoekstra AY, et al. (2011) Manual de Avaliação da Pegada Hídrica: Estabelecendo o Padrão Global. São Paulo: Earthscan

Huijbregts MAJ, Hellweg S, Frischknecht R, Hendriks HWM, Hungerbuhler K, Hendriks AJ (2010) Cumulative Energy Demand As Predictor for the Environmental Burden of Commodity Production. *Environmental Science & Technology*, 44, 2189-2196.

Huijbregts MAJ, Hellweg S, Frischknecht R, Hungerbuhler K, Hendriks AJ (2008) Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products. *Ecological Economics*, 64, 798 – 807

Huijbregts MAJ, Rombouts LJA, Hellweg S, Frischknecht R, Hendriks AJ, van de Meent D, Ragas AMJ, Reijnders L, Struijs J (2006) Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products? *Environmental Science & Technology*, 40, 641-648.

Ingwersen WW (2011) Emergy as a Life Cycle Impact Assessment Indicator. *Journal of Industrial Ecology*, 15, 550-567

International Reference Life Cycle Data System (ILCD) (2011). European Commission Joint Research Centre (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Recommendations for Life Cycle Assessment in the European context. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Liao W, Heijungs R, Huppel G (2012) Thermodynamic resource indicators in LCA: a case study on the titania produced in Panzhihua city, southwest China. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 951-961.

MEA (2005) Ecosystem and human well-being, The Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington.

Müller-Wenk, R (1998) Depletion of Abiotic Resources Weighted on the Base of 'Virtual' Impacts of Lower Grade Deposits in Future; IWO Diskussionsbeitrag Nr. 57; Universität St. Gallen: St. Gallen, Switzerland.

Odum HT (1996) Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making. 1st edn. John Wiley & Sons, New York (USA)

Pimentel D, Hurd LE, Bellotti AC, Forster MJ, Oka IN, Sholes OD, Whitman RJ (1973) Food Production and the Energy Crisis. *Science*, 182, 443-449

Ritthoff M, Rohn H, Liedtke C (2002) MIPS Berechnen: Ressourcenproduktivität Von Produkten Und Dienstleistungen. Wuppertal Spezial. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie, Wuppertal (Germany)

Robech JT, Vadenbo C, Hellweg S, Astrup TF (2014) Impact Assessment of Abiotic Resources in LCA: Quantitative Comparison of Selected Characterization Models. *Environmental Science & Technology*, 48, 11072-11081.

Rugani B, Benetto E (2012) Improvements to Emergy Evaluations by Using Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 46, 4701-4712

Rugani B, Huijbregts MAJ, Mutel C, Bastianoni S, Hellweg S (2011) Solar Energy Demand (SED) of Commodity Life Cycles. *Environmental Science & Technology*, 45, 5426-5433

Saurat M, Ritthoff M (2013) Calculating MIPS 2.0., *Resources*, 2, 581-607.

Schmidt-Bleek F (1993) *The Fossil Makers*. Basel, Boston, Berlin: Editora Birkhäuser. Disponível online em: <http://www.factor10-institute.org/publications.html>. 20/09/2015.

Stewart M, Weidema BP (2005) A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality (8 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10, 240-247.

Swart P, Alvarenga RAF, Dewulf J (2015) Abiotic resource use. In *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment, volume IV: life cycle impact assessment* (eds M. Hauschild and M.A.J. Huijbregts) Springer Press, Dordrecht, pp. 247-269

Szargut J, Morris DR, Steward FR (1988) Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes. Springer, Berlin

Taelman SE, De Meester S, Schaubroeck T, Sakshaug E, Alvarenga RAF, Dewulf J. (2014) Accounting for the occupation of the marine environment as a natural resource in life

cycle assessment: An exergy based approach. *Resource, Conservation and Recycling*, 91, 1-10.

Van Oers L, de Koning A, Guinee J, Huppes G (2002) Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute

VDI (1997) Cumulative Energy Demand - Terms, Definitions, Methods of Calculation. VDI guideline 4600. Verein Deutscher Ingenieure, Duesseldorf, Germany

Wackernagel M, Rees W (1996) Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. NSP, Canada

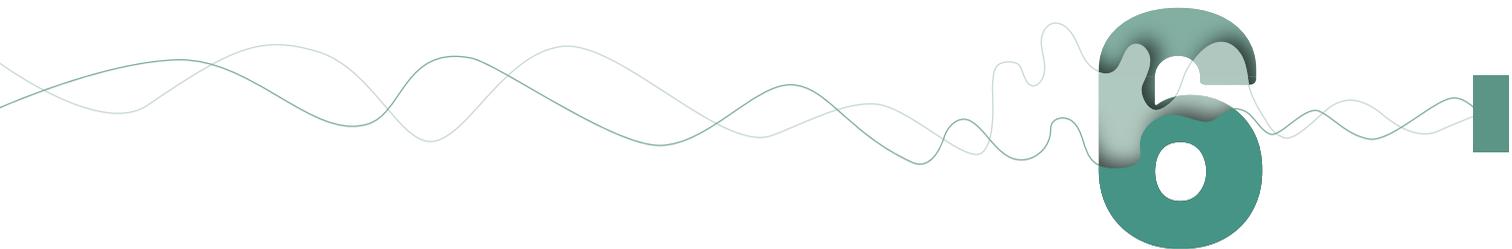
Wiesen K, Saurat M, Lettenmeier M (2014) Calculating the Material Input per Service Unit using the Ecoinvent database In: *International Journal of Performability Engineering*, 10, 357-366

Zhang Y, Baral A, Bakshi BR (2010) Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part II: Toward an Ecologically Based LCA. *Environmental Science & Technology*, 44, 2624-2631

Apêndice: quadros com as notas dos modelos de AICV

Quadro 17 - Resultado da avaliação quali-quantitativa dos modelos de caracterização de AICV em nível de RAM para a AoP Recursos

Método de AICV	CED	MIPS	CExD	CEENE	LREx	MEEEx	ICEC/ ECEC	SED	Pegada Ecológica	ReCiPe (água)	Pegada Hídrica
Referência base	VDI (1997); Hischer et al. (2009)	Ritthoff et al. (2002)	Bosch et al. (2007)	Dewulf et al. (2007)	Alvarenga et al. (2013)	Taelman et al. (2014)	Hau e Bakshi (2004); Zhang et al. (2010)	Rugani et al. (2011)	Wackernagel e Rees (1996); Huijbregts et al. (2008)	Goedkoop et al. (2009)	Hoekstra et al. (2011)
Proposta de utilização	Completo	Completo	Completo	Completo	Específico	Específico	Completo	Completo	Completo	Específico	Específico
Critério #1 (Escopo)	Baixo (1)	Médio (3)	Médio (3)	Alto (5)	Baixo (1)	Baixo (1)	Alto (5)	Alto (5)	Médio (3)	Baixo (1)	Baixo (1)
Critério #2 (Robustez científica)	Médio-baixo (2)	Médio-baixo (2)	Médio (3)	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio-alto (4)	Médio-alto (4)	Médio-alto (4)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)	Médio (3)
Critério #3 (regionaliz.)	Baixo (1)	Baixo (1)	Baixo (1)	Médio-alto (4)	Alto (5)	Alto (5)	Baixo (1)	Baixo (1)	Baixo (1)	Baixo (1)	Baixo (1)
Nota final	1,4	2,2	2,6	4,8	3,0	3,0	3,8	3,8	2,2	1,0	1,8
Observação	-	-	-	Considerou-se as v1.0, v2.0 e v3.0	Específico para uso da terra	Específico para recursos marinhos	-	-	-	Específico para água	Específico para água



Depleção dos recursos abióticos

Autores

Rodrigo A. F. Alvarenga

José Adolfo de Almeida Neto

Ittana de Oliveira Lins

6. Depleção dos recursos abióticos

6.1. Recursos abióticos

Conforme mencionado no capítulo anterior, neste estudo considera-se a proposta de ILCD (2011) e Swart et al. (2015), com foco na categoria de depleção de recursos abióticos (ponto médio e ponto final).

Neste contexto, existem estudos que já realizaram análises críticas de alguns métodos de AICV, propondo quais métodos seriam mais vantajosos. Um destes estudos é do ILCD (2011), onde foram feitas recomendações para métodos de AICV no contexto europeu, sendo o método ADP (GUINÉE, 1995) adaptado a uma base de dados de reserva base, o recomendado para uma análise em ponto médio, e não houve recomendação de método de AICV para análise em ponto final.

Com um propósito similar ao do ILCD (2011), ou seja, tentando dar certo direcionamento sobre qual método de AICV seria o mais recomendado, a RAICV avaliou diferentes métodos de AICV para se utilizar em estudos de ACV no Brasil, levando em consideração o grande número de métodos regionalizados sendo criados. Este documento trata desta análise crítica dos métodos de AICV, porém voltada para a categoria Depleção de Recursos Abióticos.

6.2. Metodologia

Para compreender o estado da arte dos modelos de AICV, relacionados à categoria de impacto “depleção de recursos abióticos”, adotou-se o levantamento bibliográfico de documentos disponíveis no Portal de Periódicos da Capes dos últimos vinte anos, publicados até dezembro de 2014, bem como, manuais e documentação associados a métodos de AICV reconhecidos pela comunidade científica. Na busca dos modelos de AICV foram utilizadas, de forma isolada ou em associação, as seguintes palavras-chave (em inglês): *Abiotic resource*, *Damage category Resources*, *Life Cycle Assessment*, *Life Cycle Impact Assessment*, *Metal resource*, *Natural resource*, *Nuclear resource*, *Resource depletion*, *Resource efficiency*, *Resource indicator* e *Resource use*.

Embora o terceiro critério seja referente à regionalização de FC, acordo com van Oers (2002), não há motivo metodológico para regionalizar a categoria de depleção de recursos abióticos (em ponto médio e ponto final), uma vez que o mercado de recursos minerais e fósseis é global, conseqüentemente, os problemas ambientais são globais (e não regionais ou locais). Assim, nesta categoria de impacto avaliaram-se apenas dois critérios: (1) escopo (número de FC); e (2) robustez científica.

A partir da avaliação qualitativa dos modelos e da avaliação quantitativa fundamentada nos critérios pré-estabelecidos, foi possível fazer uma recomendação de modelos de AICV com base nos que obtiveram as notas mais elevadas.

6.3. Resultados e discussão

Adotou-se a classificação dos modelos de acordo com ILCD (2011) e Swart et al. (2015), mas como o RAM não avalia depleção, focou-se apenas nos dois últimos níveis de avaliação de impacto ambiental: modelos de ponto médio e de ponto final. Para cada nível de avaliação fez-se uma recomendação.

6.3.1. Modelos de AICV ponto médio

Modelos de AICV em nível de ponto médio, para a AoP recursos, avaliam impactos relacionados à depleção dos mesmos. Isso geralmente é feito a partir de FC calculados através de equações que incluem variáveis relacionadas aos depósitos disponíveis e, em alguns casos, níveis de extração dos recursos. Estes modelos, porém, não quantificam os danos que a depleção de recursos pode causar na respectiva AoP, assim são classificados como ponto médio (ILCD, 2011; SWART et al., 2015). Os modelos neste nível de avaliação são descritos a seguir.

ADP

O ADP (Abiotic depletion potential) foi inicialmente desenvolvido por Guinée (1995), sendo posteriormente modificado em van Oers et al. (2002), e incluído no método CML-IA. O ADP utiliza uma equação para criar os FC que envolve a divisão da taxa de extração de determinado recurso com o quadrado da quantidade deste recurso disponível em depósitos. Todos os recursos são normalizados para o FC do antimônio (Sb), sendo, portanto, o indicador expresso em Sb equivalente (Sb-eq).

Com relação aos depósitos utilizados para criação dos FC, o ADP original utilizou como base para cálculo os recursos totais globais (ultimate reserves), que poderia ser explicado como a quantidade total das substâncias disponíveis na crosta terrestre, nos oceanos e na atmosfera, assim incluindo quantidades de depósitos acima do que é considerado economicamente e/ou tecnicamente viável para extração. Posteriormente, o ADP calculou FC para outras abordagens, considerando a reserva base (reserve base) e a reserva econômica (economic reserve).

O método ADP possui FC para metais e minerais, sendo que o número de fluxos elementares com FC irá depender da abordagem considerada (recursos totais, reserva base ou reserva econômica). Além disso, dependendo da versão e da abordagem, há FC para combustíveis fósseis em Sb-eq.

Ressalta-se que algumas versões do ADP possuem FC para combustíveis fósseis, com base no valor de poder calorífico do recurso, portanto, são FC similares ao método Cumulative Energy Demand (CED)² (ou abordagem similar), e não numa abordagem em nível de ponto médio.

O modelo possui uma robustez científica elevada no meio científico da ACV, sendo que a versão considerando a reserva base é a recomendada por ILCD (2011), para utilização em nível de ponto médio. Além disso, apesar de haver variações no número de FC (dependendo da versão e abordagem considerada), o ADP apresenta FC para um elevado número de fluxos elementares. Por estes motivos, este modelo obteve a nota mais elevada entre os de avaliação em ponto médio (Apêndice - Quadro 18).

EDIP (para depleção de recursos abióticos)

O método EDIP 1997/2003 (HAUSCHILD E WENDEL, 1998) é reconhecido na comunidade científica e tradicionalmente utilizado em estudos de ACV. Este método de AICV avalia diversas categorias de impacto ambiental, incluindo a categoria depleção de recursos, com FC para metais, minerais e combustíveis fósseis. Para esta categoria, o EDIP utiliza uma equação para criar os FC que envolvem apenas a quantidade deste recurso disponível em depósitos, sem considerar a taxa de extração de recurso (como no ADP). Assim, a característica de alguns recursos de terem alta/baixa taxa de extração não é representada nos FC. Por este motivo, recebeu nota mais baixa que o ADP, no critério robustez científica (Quadro 18). Os depósitos considerados neste método são baseados nas reservas econômicas (economic reserves), ao contrário do ADP original.

O EDIP apresenta um elevado número de FC para recursos fósseis, metais e minerais, acima do método Recipe de ponto médio (KLINGLMAIR et al., 2014), mas um pouco abaixo que o modelo ADP (dependendo da abordagem). Por este motivo, obteve avaliação média-alta para o critério escopo, com nota abaixo do ADP e acima do Recipe de ponto médio (Quadro 18).

² Para mais informações sobre o CED, veja o capítulo dedicado aos modelos RAM

Receipe de ponto médio (recursos abióticos)³

O modelo do Receipe para avaliação de Recursos abióticos em nível de ponto médio (GOEDKOOOP et al., 2009) apresenta FC para recursos fósseis, metais e minerais (exceto água), sendo que possui abordagens diferentes para os diferentes tipos de recursos. Para os recursos fósseis, o Receipe ponto médio considera o poder calorífico, ou seja, usa a abordagem de RAM, assim como o CED. Para metais e minerais, a abordagem é diferente, considerando a depleção destes recursos em nível de ponto médio.

Este modelo utiliza uma abordagem inovadora, em comparação ao ADP e EDIP, avaliando através da variação temporal da quantidade de metais ou minerais presentes nos depósitos. Segundo seus autores, desta forma o modelo corresponde mais à atual realidade do conhecimento sobre a distribuição geológica dos metais, podendo cobrir um maior número de produtos das indústrias de base, especialmente os que são extraídos como co-produtos.

O ReCiPe utiliza, portanto, a variação no grau dos minérios (ore grade), que é a taxa de diminuição da disponibilidade de metais em relação a sua extração. Por outro lado, o Receipe ponto médio apresenta menos fluxos elementares que o CML e o EDIP, atualmente possui para 9 tipos de metais, sendo que isso provavelmente se deve ao maior nível de complexidade na obtenção de dados para a abordagem utilizada. Além disso, apresenta algumas inconsistências na criação dos FC relacionados à base de dados utilizada para avaliar os depósitos de minérios, que se restringiu aos países ocidentais, enquanto a maior parte da produção está concentrada nos países orientais (SWART E DEWULF, 2013). Por estes motivos, apresentou notas com valor médio (3) para os dois critérios (Apêndice - Quadro 18).

ORI

O modelo ORI (SWART E DEWULF, 2013) é específico para avaliação de metais e minerais, portanto não apresenta FC para combustíveis fósseis, por exemplo. Ele usa uma abordagem similar ao Receipe ponto médio, i.e., considera mudanças no grau dos minérios (ore grade), e sua fórmula é o inverso da variação do grau de minério, que é a variação de massa de terra por massa de metal extraído. Porém, ao invés de usar poucos dados (locais ou temporais) como base para criação dos FC, como proposto no Receipe ponto médio, utiliza uma vasta base de dados que contém informação de diferentes minas, com dados de mais de uma década. Desta forma, apresenta uma robustez científica maior que o Receipe ponto médio.

³ O método Receipe apresenta duas versões (ponto médio e final) e, quanto à categoria de recursos, há diferenças na análise. Por isso é apresentado separadamente neste documento.

Para manter um rigor científico, os autores criaram FC apenas para metais em que a origem dos dados representava mais que 50% da produção mundial deste metal. Consequentemente, o número de fluxos elementares é bastante limitado (FC para apenas 9 metais). O ORI apresenta uma abordagem interessante, indicando uma opção que poderá ser seguida, com a expansão das bases de dados para outros minerais e metais. Porém, por conter atualmente apenas 9 FC e não possuir FC para combustíveis fósseis (é um método específico para metais), apresenta atualmente baixa operacionalidade em ACV (futuramente este método pode ser evoluído com a inclusão de FC para um número maior de fluxos elementares). Por estes motivos, o ORI recebeu nota alta para robustez científica, mas baixa para o critério escopo (Apêndice - Quadro 18).

AADP

O modelo AADP (anthropogenic stock extended abiotic depletion potential) (SCHNEIDER et al., 2011) pode ser considerado como complementar ao ADP, ao tentar incluir à análise, os recursos que já foram extraídos de seus depósitos e estão disponíveis na tecnosfera (p.ex., em aterros sanitários), trazendo, portanto, uma abordagem científica inovadora. No entanto, devido à dificuldade de obtenção de dados consistentes, apresenta FC para apenas 10 metais. Como é um modelo específico para aquele tipo de recurso, não possui FC para combustíveis fósseis. Por estas razões, assim como o ORI, o AADP recebeu nota alta para robustez científica, mas nota baixa para o critério escopo (Apêndice - Quadro 18).

O AADP passou por uma reformulação, onde foram criados mais FC (totalizando 35 metais), porém esta nova versão não foi avaliada por ter sido publicada após Dezembro/2014 (SCHNEIDER et al., 2015).

OGD

O modelo OGD (Ore Grade Decrease) foi proposto por Vieira et al. (2012), como forma de avaliar a importância da extração de metais no ciclo de vida de produtos, em nível global, relevando-se à crescente escassez destes recursos. Este modelo demonstrou a importância da relação entre a quantidade de metal presente nos depósitos com a quantidade extraída e, assim, a falta de consenso sobre a questão da escassez de recursos, particularmente metais.

Assim como o método ORI, o OGD avalia a variação no grau dos minérios (ore grade) devido à extração de metais, baseado no modelo de distribuição geológica. Por este motivo, a robustez científica foi classificada como alta (5).

Por outro lado, o modelo apresenta FC para apenas um fluxo elementar (cobre), fazendo com que a nota no critério escopo fosse baixa. Para diferenciá-lo dos modelos que têm baixo número de FC, mas mais que um FC (ORI e AADP), ele foi avaliado com um valor mais baixo (0,5), como pode ser observado no Quadro 18.

Recomendação para ponto médio

Com base nesta análise quali-quantitativa e nos valores obtidos por cada modelo (Quadro 18), recomenda-se o uso do ADP para avaliação da depleção de recursos abióticos, quando avaliada em nível de ponto médio. Como o ADP apresenta diferentes abordagens (baseadas nos recursos totais, reserva base e reserva econômica), a recomendação deste relatório segue a recomendação de ILCD (2011), ou seja, pela abordagem que utiliza a reserva base. A razão, neste caso, deve-se pela maior relevância ambiental da abordagem por meio dos depósitos de recursos, uma vez que com o aumento da escassez de recursos, reservas além das econômicas (p.ex., reservas marginais) já começam a ser utilizadas (p.ex., gás de xisto) e, por outro lado, os recursos totais podem incluir depósitos com concentração muito baixa (que dificilmente serão usados para extração), o que pode levar a resultados equivocados.

6.3.2. Modelos de AICV em nível de ponto final

Modelos em nível de ponto final, para a AoP recursos, vão além na cadeia de causa-efeito, avaliando os danos causados nesta AoP relacionados à depleção de recursos. Geralmente, esses danos são relacionados ao trabalho extra necessário para extrair recursos de mais difícil acesso (p.ex., reservas marginais) (ILCD, 2011; SWART et al., 2015). Vale ressaltar que os modelos neste nível de avaliação também não são regionalizados, uma vez que não faz sentido metodológico regionalizar fluxos elementares de depleção de recursos abióticos (VAN OERS et al., 2002). Os modelos neste nível de avaliação são descritos a seguir.

Eco-indicator 99

O método Eco-Indicator 99 traz modelo para avaliação da AoP recursos que avalia o impacto final do uso de recursos fósseis, metais e minerais por meio da abordagem proposta por Muller-Wenk (1998). Essa abordagem considera o aumento de trabalho (futuro) na extração de recursos em reservas de mais difícil acesso (p.ex., reservas marginais).

No Eco-indicator 99, a unidade usada é o consumo de energia excedente (surplus energy) (GOEDKOOPE E SPRIENSMA, 2000). O modelo de caracterização do método Eco-indicator 99 também é usado em outros métodos, como no TRACI, BEES e Impact 2002+

(HISCHIER et al., 2009).

A base de análise do Eco-indicator 99 é a estimativa da energia excedente necessária para extração dos minerais, com base na taxa de decréscimo da sua concentração futura (CHAPMAN E ROBERTS, 1983; MÜLLER-WENK, 1998). A análise utiliza modelos geoestatísticos para indicar a estrutura de distribuição, quantidade e qualidade para os minerais e o esforço futuro necessário para calcular o excedente de energia para extração dos recursos.

Seguindo a mesma tendência dos demais modelos de ponto final, o modelo para recursos do Eco-indicator 99 apresenta menor número de FC que os modelos de abordagem em ponto médio, com ausência de minerais importantes do contexto mundial, como ouro, ferro, paládium, molibdênio, chumbo e platina.

Além disso, em comparação a outros modelos de ponto final (p.ex, modelos do Recipe de ponto final e EPS 2000), o número de FC também é menor. Por este motivo,, a nota para o critério escopo foi média (3).

Considerando, por um lado, que esse modelo de caracterização para recursos é parte de diferentes métodos de AICV, consolidados e aceitos pela comunidade científica e, por outro, que os modelos de caracterização foram baseados (no caso de metais) em um número limitado de curvas de baixa precisão, a robustez científica foi considerada média-baixa (2), em comparação aos demais modelos com abordagem em nível de ponto final (Quadro 19).

Recipe em nível de ponto final

A versão em nível de ponto final do ReCiPe (GOEDKOOOP et al., 2009) avalia a depleção de recursos fósseis, metais e minerais através de uma outra abordagem (em comparação a sua versão de ponto médio), indo além na cadeia de causa-efeito, ou seja, o dano à AoP Recursos, devido à extração de um determinado mineral (depleção de recursos no nível do ponto final) é avaliado pelos custos adicionais que a sociedade tem que pagar devido a essa extração e é expresso em US\$ (valor presente em 2000) (ILCD, 2011; SWART et al., 2015). Essa abordagem, de certa forma similar ao Eco-indicator 99, avalia o aumento no custo da extração daqueles recursos, devido a sua depleção. Assim, esse modelo utiliza a abordagem proposta por Müller-Wenk (1998) e Stewart e Weidema (2005).

Por ser um modelo que vai além na relação causa-efeito dos impactos de depleção de recursos, deve-se considerar a maior complexidade de obtenção de dados para geração dos FC, fazendo com que o Recipe tenha menos FC que os modelos de ponto médio (p.ex., ADP). Por outro lado, quando comparado com outros modelos de ponto final, apresenta abrangência maior que o Eco-indicator 99, por exemplo.

Para metais e minerais, os FC são calculados a partir de custos de extração e baseados nos FC do Recipe de ponto médio. Portanto, os FC em nível de ponto final também apresentam as mesmas inconsistências de cálculo, mencionadas anteriormente em nível de ponto médio.

Com relação aos combustíveis fósseis, os FC para o petróleo foram baseados em dados da Agência Internacional de Energia (IEA), assumindo produção anual constante no tempo, usando relações limitadas de preço e produção e determinando período de tempo arbitrário (PONSIOEN et al., 2014). Além disso, os FC de carvão e gás natural foram calculados usando extrapolação a partir de dados de petróleo, por falta de dados. Desta forma, o Recipe de ponto final recebeu nota média-alta para o critério escopo e nota média para o critério robustez científica, obtendo resultado final igual a 3,5 (Apêndice – Quadro 19).

EPS 2000

O Environmental Priority Strategies (EPS) (STEEN, 1999a,b) é um método de AICV do tipo ponto final que contempla várias categorias de impacto, dentre elas, depleção dos recursos naturais. Essa categoria avalia os danos de escassez para minerais, metais e recursos fósseis. O modelo para recursos foi proposto pela primeira vez em 1990, e, posteriormente, foi modificado e atualizado até sua última versão, EPS 2000 (STEEN, 1999a).

O princípio para avaliação dos efeitos ambientais é a adoção do conceito de “bens protegidos”, os quais têm seu valor determinado pela sociedade. Por meio da abordagem de valoração ambiental conhecida como “disposição a pagar”, bens de difícil precificação via mercado podem ser avaliados e os custos do uso sustentável da energia e dos recursos naturais expressos em valores monetários.

A unidade usada, ELU (Environmental Load Unit), representa o custo da exploração sustentável dos recursos não renováveis. Considerando as limitações do uso da disposição a pagar para recursos abióticos, o EPS 2000 propõe um cenário de mercado no qual o custo de produção de uma substância similar é utilizado para estimar o FC para depleção de recursos abióticos.

Os modelos de caracterização do EPS não são totalmente transparentes, considerando que são baseados em sistema de valores políticos e socioculturais. Assim, o EPS 2000 recebeu uma avaliação média-baixa para o critério robustez científica. A atual versão do EPS 2000 possui número maior de FC que outros métodos de AICV em nível ponto final (como Eco-indicator 99 e Recipe) e por este motivo recebeu nota alta (5) para o critério escopo. Desta forma, o EPS 2000 recebeu nota 3,5 na avaliação final (Apêndice – Quadro 19).

SuCo

O modelo SuCo (Surplus Cost), proposto por Ponsioen et al. (2014), tem como objetivo adequar e integrar os fluxos elementares relacionados aos recursos fósseis à ACV. Portanto, ele é específico para esse tipo de recursos, não gerando FC para metais e minerais (entre outros recursos).

A proposta do SuCo é avaliar a escassez de recursos fósseis com base no custo excedente, o qual é o aumento do custo futuro global devido ao recurso fóssil marginal utilizado no ciclo de vida de produtos. Assim, o SuCo segue a mesma linha do Eco-indicator 99 e do Recipe de ponto final.

Na prática, o SuCo pode ser visto como uma evolução ao método Recipe de ponto final (que por sua vez é uma evolução do método Eco-indicator 99). Há a possibilidade da incorporação do SuCo ao Recipe nas suas próximas atualizações (Thomas Ponsioen, comunicação pessoal, 07/08/2015).

O SuCo disponibiliza FC para três tipos de combustíveis fósseis (petróleo, gás natural e carvão mineral), no qual foram utilizados dados dos respectivos recursos para o cálculo dos FC. Portanto, oferece maior credibilidade que o Recipe de ponto final, onde foram usados dados apenas do petróleo. Por este motivo, recebeu nota média-alta (4) no critério robustez científica e, como é um modelo específico para combustíveis fósseis, apresentou nota baixa para o critério escopo (Apêndice – Quadro 19).

Exergoecology

O modelo Exergoecology (VALERO E VALERO, 2010; 2012) traz uma abordagem inovadora à comunidade científica da ACV, onde busca quantificar a depleção de metais e minerais a partir do “custo exergético” (exergy cost), que, de maneira simplificada. Esse modelo faz análise de consumo acumulado de exergia (Cumulative Exergy Consumption), porém no caminho inverso, i.e., do túmulo-ao-berço.

A principal ideia é que o modelo quantifica a exergia necessária para deixar um metal pronto para ser extraído por mineração, partindo de um estado de referência onde a exergia é zero. Este modelo pode ser interpretado como avaliando os impactos ambientais na AoP recursos em nível de ponto final, já que avalia as consequências da depleção de recursos.

O Exergoecology apresenta uma abordagem alternativa interessante, mas ainda não está completamente operacional para ACV, principalmente por dois motivos: (1) nos artigos publicados, existe FC para apenas 7 fluxos elementares; e (2) é uma área que precisa de mais pesquisa para gerar mais FC. Quanto ao último motivo, apesar da exergia já estar mais inserida na ACV, a proposta científica dos autores vai além da exergia “tradicional”,

incluindo a quantificação dos seus valores do túmulo-ao-berço. Por estes motivos, o Exergoecology recebeu nota baixa para o critério escopo e nota média-alta para robustez científica, como pode ser visualizado na Quadro 19.

Recomendao para ponto final

Os modelos do Recipe de ponto final e EPS 2000 para avaliao da AoP recursos foram os que obtiveram maior nota (3,5) (Quadro 19), sendo, portanto, os recomendados para a avaliao em nível de ponto final. Porém, ressalta-se qie como a análise dos modelos de ponto final não gerou pontuao elevadas, esta recomendao  feita com certa restrio.

Isso se deve principalmente  diminuio generalizada que ocorre no número dos FC, em relao aos modelos nas fases iniciais da cadeia de causa-efeito, e também devido às dificuldades de modelagem destes impactos, afetando a robustez científica. Pondera-se ainda que os modelos de ponto final apresentam maior incerteza na utilizao em ACV, quando comparado aos outros níveis de avaliao da AoP recursos.

Por outro lado, as novas tendências em AICV apresentadas pelos modelos OGD e SuCo oferecem uma robustez científica maior. Como há a possibilidade da incorporao destes modelos ao Recipe de ponto final no futuro⁴, espera-se que as novas versões do Recipe de ponto final possam ter uma maior robustez científica.

Nesse contexto, , este relatório propõe-se que se faça uma nova análise de recomendao de modelos de ponto final num futuro próximo, após as novas atualizaoes, com a hipótese de que a nota do Recipe de ponto final será aumentada.

6.4. Novas tendências

A comunidade científica em ACV ainda não chegou a um consenso sobre como avaliar os impactos ambientais referentes  categoria recursos. Porém, existem novas propostas de avaliao de impacto ambiental desta categoria (RORBECH et al., 2014; DEWULF et al., 2015), demonstrando que os modelos apresentados neste capítulo ainda não estão consolidados, e deverão surgir novas tendências no futuro.

Como mencionado por van Oers (2002), a depleo de recursos em nível de ponto médio e ponto final  avaliada em nível global, portanto, não sendo necessária a regionalizao dos modelos para metais, combustíveis e minerais, com excesso da gua. Com relao aos modelos de ponto médio, observou-se uma evoluo dos modelos mais tradicionais de

⁴ Informao obtida através de comunicao pessoal, mas também se pode inferir isso, pois os desenvolvedores do OGD e SuCo fazem parte das mesmas instituioes desenvolvedoras do método Recipe de ponto final (PR Consultants e Radboud University).

avaliação neste nível de impacto (ADP e EDIP), que avaliam a disponibilidade dos recursos em seus depósitos e, para o caso do ADP, níveis de extração de recursos. Mais recentes, avaliam os impactos através dos depósitos de minerais, e como a extração afeta o grau dos minérios (como feito pelo Recipe de ponto médio, ORI e OGD). Além disso, há tendências de se incluir na análise os depósitos existentes na tecnosfera, para o caso dos metais, como feito no AADP, uma vez que, ao contrário dos combustíveis fósseis, estes recursos não se esgotam, apenas diminuem suas concentrações. Assim, tais abordagens apontam para uma nova tendência nas avaliações em nível de ponto médio.

As avaliações através de modelos de ponto final apresentam maiores incertezas que as feitas por modelos de ponto médio. No entanto, a tendência é que com a incorporação de modelos de caracterização mais robustos, como o OGD e SuCo, a modelos de ponto final, como o Recipe de ponto final, poderão diminuir tais incertezas.

Além disso, observa-se uma abordagem de avaliação alternativa às tradicionais em ACV. Exemplificando, pelo método Exergoecology, há conceitos de exergia e abordagens berço ao berço (cradle-to-cradle) ou túmulo ao berço (grave-to-cradle) que têm forte apelo nos conceitos de sustentabilidade e na avaliação de ASCV.

6.5. Considerações finais

Este estudo avaliou 11 modelos de AICV que caracterizam impactos ambientais para a categoria recursos. Esses modelos foram classificados em dois grupos: (1) ponto médio e (2) ponto final. Para o primeiro grupo (ponto médio), recomendou-se o modelo ADP, com FC baseados na reserva base; corroborando a recomendação de ILCD (2011) para o contexto europeu. Para o segundo grupo (ponto final), recomendou-se os modelos Recipe de ponto final e EPS 2000, com ressalva da possibilidade, num futuro próximo, de atualizações no modelo Recipe de ponto final poderem trazer uma maior robustez científica com a incorporação do OGD e do SuCo.

Referências bibliográficas

Chapman PF, Roberts F (1983) Metal resources and energy. Butterworths Monographs in Materials.

Dewulf J, Benini L, Mancini L, Sala S, Blengini GA, Ardente F, Recchioni M, Maes J, Pant R, Pennington D (2015) Rethinking the Area of Protection “Natural Resources” in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 49, 5310-5317

Goedkoop M, Heijungs R, Huijbregts M, de Schryver A, Struijs J, van Zelm R (2009)

- 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
- Goedkoop M, Spriensma R (2000) The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Report. PRe Consultants, Amersfoort, The Netherlands
- Guinée J (1995) Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products. Leiden University, Leiden, The Netherlands
- Hauschild M, Wenzel H (1998) Environmental Assessment of Products - Volume 2: Scientific background, vol 2. Chapman & Hall, London, UK
- Hischier R, Weidema B, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, Humbert S, Jungbluth N, Loerincik Y, Margni M, Nemecek T, Simons A (2009) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Final Report ecoinvent v2.1., vol No. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, Switzerland
- International Reference Life Cycle Data System (ILCD) (2011). European Commission Joint Research Centre (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Recommendations for Life Cycle Assessment in the European context. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Klinglmair M, Sala S, Brandão M (2014) Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 580-592.
- MEA (2005) Ecosystem and human well-being, The Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington.
- Müller-Wenk R (1998) Depletion of abiotic resources weighted on the base of 'virtual' impacts of lower grade deposits in future. IWO Diskussionsbeitrag Nr. 57. Universität St. Gallen
- Ponsioen TC, Vieira MDM, Goedkoop MJ (2014) Surplus cost as a life cycle impact indicator for fossil resource scarcity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 872-881
- Robech JT, Vadenbo C, Hellweg S, Astrup TF (2014) Impact Assessment of Abiotic Resources in LCA: Quantitative Comparison of Selected Characterization Models. *Environmental Science & Technology*, 48, 11072-11081.
- Schneider L, Berger M, Finkbeiner M (2011) The anthropogenic stock extended abiotic

depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, 929-936

Schneider L, Berger M, Finkbeiner M (2015) Abiotic resource depletion in LCA - background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20, 709-721

Steen B (Org.) (1999a) A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPD). Version 2000 - General System Characteristics (CPM report. Nr. 4). Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning Göteborg.

Steen B (Org.) (1999b) A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPD). Version 2000 - Models and Data of the Default Method (CPM report. Nr. 5). Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning Göteborg.

Stewart M, Weidema BP (2005) A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality (8 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 10, 240-247.

Swart P, Dewulf J (2013) Quantifying the impacts of primary metal resource use in life cycle assessment based on recent mining data. *Resources, Conservation and Recycling*, 73, 180-187

Swart P, Alvarenga RAF, Dewulf J (2015) Abiotic resource use. In *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment, volume IV: life cycle impact assessment* (eds M. Hauschild and M.A.J. Huijbregts) Springer Press, Dordrecht, pp. 247-269

Valero A, Valero A (2010) Exergoecology: A thermodynamic approach for accounting the earth's mineral capital. The case of bauxite-aluminium and limestone-lime chains. *Energy*, 35, 229-238.

Valero A, Valero A (2012) From Grave to Cradle. *Journal of Industrial Ecology*, 17, 43-52.

van Oers L, de Koning A, Guinee J, Huppes G (2002) Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute

Vieira MDM, Goedkoop MJ, Storm P, Huijbregts MAJ (2012) Ore Grade Decrease As Life Cycle Impact Indicator for Metal Scarcity: The Case of Copper. *Environmental Science & Technology*, 46, 12772-12778

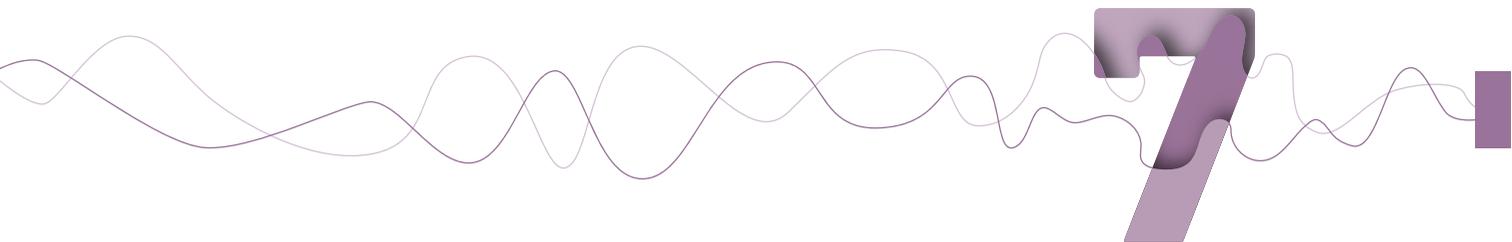
Apêndice: quadros com as notas dos modelos de AICV

Quadro 18 - Resultado da avaliação quali-quantitativa dos modelos de AICV em nível de ponto médio para depleção de recursos abióticos

Modelo de AICV	ADP	EDIP	Receipe ponto médio	ORI	AADP	OGD
Referência base	Guinée (1995); van Oers et al. (2002)	Hauschild e Wendel (1998); Potting e Hauschild (2005)	Goedkoop et al. (2009)	Swart e Dewulf (2013)	Schneider et al. (2011)	Vieira et al. (2012)
Proposta de utilização	Completo	Completo	Completo	Específico	Específico	Específico
Critério #1 (Escopo)	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Baixo (1)	Baixo (1)	Muito Baixo* (0.5)
Critério #2 (Robustez científica)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio (3)	Alto (5)	Alto (5)	Alto (5)
Nota final	4,50	3,50	3,00	3,00	3,00	2,75
Observação	-	-	-	Específico para metais	Específico p/ recursos na tecnosfera	Específico para metais *por ter apenas 1 FC recebeu nota menor

Quadro 19 - Resultado da avaliação quali-quantitativa dos modelos de AICV em nível de ponto final para depleção de recursos abióticos

Modelo de AICV	Eco-indicator 99	Receipe ponto final	EPS 2000	SuCo	Exergoecology
Referência base	Goedkoop e Spiensma (2000)	Goedkoop et al. (2009)	Steen (1999)	Ponsioen et al. (2014)	Valero e Valero (2010); Valero e Valero (2013)
Proposta de utilização	Completo	Completo	Completo	Específico	Completo
Critério #1 (Escopo)	Médio (3)	Médio-alto (4)	Alto (5)	Baixo (1)	Baixo (1)
Critério #2 (Robustez científica)	Médio-baixo (2)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Médio-alto (4)	Médio-alto (4)
Nota final	2,50	3,50	3,50	2,50	2,50



Escassez hídrica

Autores

Ana Lúdia de Almeida Castro

Edilene Pereira Andrade

Cássia Maria Lie Ugaya

Maria Cléa Brito de Figueiredo

7. Escassez hídrica

7.1. Introdução

A escassez hídrica pode ser definida como o desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, aspectos que variam de acordo com as condições da região estudada (FAO, 2012; ISO, 2014). Esse desequilíbrio entre demanda e disponibilidade pode considerar apenas o aspecto quantitativo do volume de água (escassez física), como definido na norma ISO 14046 (ISO, 2014), ou abranger aspectos de qualidade da água (uso degradativo) e acesso da população à água, como definido pela FAO (2012). De acordo com a FAO (2012), a escassez hídrica deve considerar duas dimensões principais:

- Escassez de disponibilidade, ou seja, a falta de água com qualidade aceitável para atender à demanda existente, incluindo fluxos naturais;
- Escassez econômica devido à falta de infraestrutura adequada, independente dos recursos hídricos disponíveis, causada por problemas financeiros, técnicos ou por falhas nas instituições responsáveis por garantir água confiável, segura e de forma equitativa a todos os usuários.

Independente da consideração de aspectos quantitativos e qualitativos, observa-se que a escassez hídrica tem um enfoque relativo, pois um determinado volume de água disponível pode ser suficiente, ou não, dependendo de quanto é utilizado na região considerada. Assim, diferenças tanto de demanda (quantidade e qualidade da água demandada pelos diferentes usuários) como de disponibilidade podem resultar no aumento do nível de escassez hídrica em uma região.

De acordo com o relatório do World Water Assessment Programme (WWAP, 2015), a demanda hídrica deverá crescer em todos os setores de produção nos próximos anos. Já o relatório desenvolvido pelo 2030 Water Resources Group (2030 WRG, 2009) mostra projeções das mudanças na demanda (agrícola, industrial e doméstica) e na disponibilidade hídrica global entre 2009 e 2030. Mesmo considerando um cenário com poucas mudanças futuras, chamado de “business-as-usual”, prevê-se um déficit hídrico global de 40% em 2030 (2030 WRG, 2009).

Essa crescente escassez hídrica tem dois fatores principais: o aumento do consumo humano de água, afetando a demanda, e as mudanças climáticas sazonais e interanuais, afetando a disponibilidade. O primeiro está relacionado principalmente ao aumento populacional e ao desenvolvimento econômico, com estímulo à instalação de novas

indústrias e produção agrícola irrigada (WWAP, 2015). No segundo fator, mudanças climáticas causam vários efeitos extremos no planeta, entre eles, variações na sazonalidade e no volume de chuvas de forma variada em diferentes regiões.

As variações de demanda e disponibilidade no tempo e no espaço resultam em variações no nível de escassez hídrica das diferentes regiões do mundo (WWAP, 2015). Isso pode ser exemplificado na análise realizada por Gassert et al. (2015), que observaram diferentes níveis de estresse hídrico anual (razão entre demanda e disponibilidade hídrica) nas diversas regiões hidrográficas do mundo. Esse estudo também mostra a intensa variação sazonal entre meses do ano na disponibilidade hídrica, em especial em regiões semiáridas. Variações sazonais na água disponível muitas vezes são encobertas em estudos que apresentam apenas informações de escassez hídrica anual.

No âmbito da AICV, vários modelos de caracterização têm sido propostos, com o intuito de desenvolver formas abrangentes e eficazes de avaliar os impactos de produtos e processos na intensificação da escassez hídrica regional. Esses modelos de caracterização utilizam conjuntos de equações que geram valores para os FC de escassez hídrica, para as diversas regiões do mundo, dependendo das considerações feitas quanto aos diversos parâmetros considerados no modelo.

Nesse contexto, este trabalho avalia diferentes modelos de caracterização para escassez hídrica, considerando critérios relacionados ao escopo, robustez científica, e disponibilidade de FC para o Brasil. Inicialmente, apresenta-se a metodologia utilizada para identificar e avaliar os principais modelos de caracterização na categoria de escassez hídrica. Em seguida, apresentam-se os modelos em análise, assim como seu posicionamento na cadeia de causa-efeito ambiental, evidenciando as vias de impacto consideradas por cada um deles. Por fim, os resultados da avaliação para os critérios estabelecidos são apresentados, identificando-se os modelos de caracterização melhor classificados e estabelecendo-se recomendações de modelos de AICV com maior potencial de utilização no Brasil.

As recomendações de modelos oriundas deste estudo apoiam a tomada de decisão sobre modelos de caracterização para a categoria de escassez hídrica, em estudos de AICV de produtos brasileiros, em especial, os agropecuários. Essas recomendações também podem ser posteriormente utilizadas para regionalizar FC específicos para o Brasil, utilizando informações geográficas e temporais de bases de dados nacionais no cálculo de FC. Isso tornaria esses fatores mais sensíveis aos problemas de escassez hídrica específicos enfrentados por diferentes regiões brasileiras.

7.2. Metodologia

Os modelos de caracterização de escassez hídrica foram escolhidos por meio de revisão da literatura de artigos científicos publicados até dezembro/2016 na base de dados Web of Knowledge. As seguintes palavras-chave foram utilizadas: *life cycle impact assessment water scarcity, water footprint e characterization model*. Foram considerados tanto modelos que avaliam os impactos da escassez na disponibilidade hídrica (modelos de ponto médio), como os que consideram os impactos da escassez na saúde humana, qualidade dos ecossistemas e recursos naturais (modelos de ponto final), as três principais áreas de proteção em estudos de ACV.

Os subcritérios, adaptados para a categoria de escassez hídrica, estão organizados em três critérios principais: i) escopo, ii) robustez científica, e iii) existência e pertinência de FC para o Brasil. O escopo se refere às considerações gerais feitas no modelo com relação aos seguintes aspectos: conceito de escassez hídrica utilizado, abrangência geográfica e fluxos elementares considerados. Já a robustez científica avalia o nível de confiabilidade perante a comunidade científica e a transparência do modelo de caracterização com relação às equações, variáveis e bases de dados de apoio utilizadas para o cálculo dos FC. No critério de FC para o Brasil, foi observada a diferenciação espacial e temporal dos FC gerados para o país, além da sua relevância com relação ao nível de regionalização adotado pela Agência Nacional de Águas e da realidade da escassez hídrica no país, relatada na análise da conjuntura nacional dos recursos hídricos (ANA, 2015).

Cada critério tem uma avaliação, em que se atribui pontos dependendo da classificação obtida pelo modelo de caracterização. Esses pontos variam de 1 (baixo) a 5 (alto). Logo, uma avaliação quantitativa dos modelos de caracterização em estudo é feita, de forma a se realizar recomendações dos modelos com maior potencial de utilização e, futura regionalização, no Brasil.

As possíveis combinações de respostas nos subcritérios e a respectiva pontuação atribuída ao critério “escopo” estão apresentadas no Quadro 20, para o critério de “robustez científica”, no Quadro 21, e para a existência e pertinência dos “FC para o Brasil”, no Quadro 22.

A pontuação final de cada modelo é obtida com base na média simples das pontuações dos três critérios apresentados.

Quadro 20 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de escopo para escassez hídrica.

Critério 1 - Escopo					
Subcritérios	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
1.1. Conceito de escassez hídrica utilizado	Escassez de Disponibilidade (qualidade e quantidade) e Escassez econômica de água	Escassez de Disponibilidade (qualidade e quantidade)	Escassez de Disponibilidade (quantidade), abrangendo demanda humana e de ecossistema	Escassez de Disponibilidade (quantidade), abrangendo somente demanda humana	Modelo não operacionalizado (não gera FC, apenas apresenta equações)
1.2. Abrangência do escopo de aplicação:	(Classificado abaixo)				
1.2.1. Abrangência geográfica	FC disponíveis em nível global	FC disponíveis em nível global	FC disponíveis em nível global	FC disponíveis apenas para algumas regiões	
1.2.2. Abrangência em nível de fluxos elementares	Considera fluxos de água superficial, subterrânea e umidade do solo	Considera fluxos de água superficial e subterrânea	Considera fluxos de água superficial e subterrânea	Só considera um tipo de fluxo de água ou não explicita quais fluxos considera.	

Quadro 21 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de robustez científica para escassez hídrica.

Critério 2 - Robustez científica					
Subcritérios	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
2.1. Confiabilidade (revisão por especialistas ou indicação de consenso por instituições da área ambiental)	Todos os sub-critérios satisfeitos (todas as respostas "Sim")	Um subcritério não satisfeito	Dois subcritérios não satisfeitos	Três subcritérios não satisfeitos	Todos os subcritérios não satisfeitos
2.2. Descrição dos fluxos considerados na cadeia de causa-efeito ambiental apresentada					
2.3. Transparência e acessibilidade do modelo de caracterização					
2.3.1. Equações claras para obtenção dos fatores de caracterização					
2.3.2. Bases de dados utilizadas para valoração das variáveis estão descritas					

Quadro 22 - Combinação de respostas para a avaliação do critério de FC para o Brasil para escassez hídrica.

Critério 3 - FC para o Brasil					
	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
3.1. Diferenciação geográfica e espacial dos FC disponíveis para o Brasil					
3.1.1. Escala geográfica dos FC gerados para o Brasil	FC para UHE*	FC para RH* ou células de 0,5º x 0,5º	FC para RH* ou células de 0,5º x 0,5º	FC para país	Não apresenta FC para o Brasil
3.1.2. Escala temporal dos FC gerados para o Brasil	FC mensais	FC mensais	FC anual	FC anual	
3.2. Pertinência dos FC para o Brasil, em comparação com análises realizadas pela ANA (2015)	Sim, para todas as regiões	Sim, para algumas bacias	Sim, para algumas bacias	Não, para todas as bacias	

*UHE - Unidades Hidrográficas Estaduais; RH - Regiões Hidrográficas, definidas pela ANA (2015).

7.3. Resultados

Os modelos de caracterização identificados são apresentados a seguir, junto ao mecanismo ambiental para escassez hídrica, incluindo a cadeia de causa-efeito ambiental e considerações relativas às várias vias de impactos consideradas nos modelos avaliados. Posteriormente, a avaliação detalhada dos modelos de caracterização em cada critério e subcritério é apresentada.

7.3.1. Identificação dos modelos de caracterização

Os Quadros 23 e 24 apresentam os modelos de caracterização de ponto médio e de ponto final, respectivamente, avaliados nesse estudo e os indicadores de escassez hídrica utilizados em cada modelo. Os modelos de caracterização de ponto médio analisam apenas o impacto na disponibilidade hídrica, enquanto os modelos de ponto final relacionam a redução na disponibilidade a danos para a qualidade do ecossistema, reservas de recursos naturais e saúde humana.

Alguns modelos apresentam vários indicadores de ponto médio, como Milà-i-Canals et al. (2009) e Hoekstra et al. (2011), enquanto outros apresentam indicadores de ponto médio e final no mesmo estudo, como Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011) e Motoshita et al. (2014).

Quadro 23 - Modelos de caracterização de ponto médio para escassez hídrica.

Referência da publicação	Indicador
Frischknecht et al. (2006)	Eco fator (unidade: eco ponto), obtido pela relação entre o consumo humano e 20% da disponibilidade hídrica numa região.
Bösch et al. (2007)	Demanda acumulada de exergia por unidade do produto ou processo (CExD, em MJ-eq). A CExD da água é calculada com base na sua composição química. Quando a água é utilizada para produção de energia hidroelétrica, considera-se sua exergia potencial.
Milà i Canals et al. (2009)	- Indicador de Estresse Hídrico (WSI, adimensional), obtido pela relação entre consumo de água e disponibilidade, decrescida da necessidade hídrica do ecossistema. - Indicador do potencial de depleção abiótica (ADP) que considera a disponibilidade de água estocada em reservas fósseis e as taxas de uso e recarga dessas reservas, relativas às reservas de antimônio (recurso abiótico de referência, medida em kg de Sb-eq).
Pfister et al. (2009)	- Índice de estresse hídrico (WSI, adimensional), baseado na relação entre retirada e disponibilidade de água anual, levando em consideração a variação na precipitação ao longo dos meses e anos.
Boulay et al. (2011)	Índice de estresse hídrico (∞_i) para águas superficiais e subterrâneas, por categoria de funcionalidade, sendo possível avaliar 17 diferentes categorias de funcionalidade (m^3 de água eq/ m^3 de água para uma dada categoria). Índice calculado considerando a água consumida, a fração de água consumida oriunda de reservas subterrâneas, a fração de água subterrânea renovável, a fração de água consumida por cada usuário, e a vazão mínima de água no rio principal.
Hoekstra et al. (2011)	- Sustentabilidade Hídrica Azul (EHA, $1/m^3$), calculada considerando o escoamento superficial na bacia e a necessidade hídrica do ecossistema. - Sustentabilidade Hídrica Cinza (EHC, kg/ano), calculada considerando o escoamento superficial anual na bacia, a concentração permitida de um poluente em efluente líquido e a concentração natural de um poluente em ambientes aquáticos. - Sustentabilidade Hídrica Verde (EHV, $1/m^3$), calculada considerando a disponibilidade de água verde na bacia. Essa disponibilidade é mensurada considerando a evapotranspiração da água da chuva, a evapotranspiração reservada à vegetação natural, e a evapotranspiração de áreas não produtivas.
Loubet et al. (2013)	Privação de água (m^3/m^3) avaliada considerando o consumo de água em uma bacia, o efeito desse consumo nas bacias a jusante, e a disponibilidade de água na bacia reduzida da demanda hídrica do ecossistema.
Pfister e Bayer (2013)	Índice de estresse hídrico (WSI) mensal, calculado considerando retirada-disponibilidade mensal e a variação na precipitação ao longo dos anos.
Bayart et al. (2014)	Índice de impacto hídrico (m^3 equivalente/ano), calculado considerando a qualidade da água e o índice de estresse hídrico (WSI) proposto por Pfister et al (2009).
Berger et al. (2014)	Índice de depleção hídrica (WDI em m^3/m^3), baseado na razão entre consumo e disponibilidade modificada pela consideração do volume de água disponível em reservatórios e a disponibilidade de água subterrânea renovável.
Motoshita et al. (2014)	Fator de escassez hídrica para agricultura (adimensional) calculado considerando a fração de água demandada pela irrigação, a dependência da irrigação para produção de alimentos, a vulnerabilidade física ao estresse hídrico (avaliada pelo índice de estresse hídrico proposto por Frischknecht et al. 2006, Pfister et al. (2009) ou Boulay et al. (2011)), e a vulnerabilidade social ao estresse hídrico (avaliada pela capacidade de gerar alimentos além da demanda do país).
Boulay et al. (2016)	Indicador de água remanescente disponível (AWARE, em m^3 equivalente/ m^3), calculado considerando a disponibilidade e demanda mensal (humana e do ecossistema) de água.

Quadro 24 - Modelos de caracterização de ponto final para escassez hídrica.

Ref. da publicação	Indicador
Pfister et al. (2009)	<ul style="list-style-type: none"> - Anos de vida ajustados por incapacitação (DALY - Disability-Adjusted Life Year) por volume de água retirada (DALY/m³) avaliado considerando o WSI, a fração da demanda utilizada na irrigação, a quantidade água necessária para prevenir desnutrição, a capacidade adaptativa da região pelo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), e o dano (anos que foram reduzidos de vida - DALY) causado pela desnutrição. - Fração de espécies (plantas vasculares) com potencial de desaparecimento (potentially disappeared fraction of species - PDF) devido à retirada de água (m².ano/m³), avaliado considerando a fração da produção primária de plantas vasculares afetada pela redução na disponibilidade de água e a precipitação média anual. - Depleção hídrica (MJ/m³) calculada considerando a energia necessária para dessalinizar a água do mar (tecnologia de back-up) e a fração da água retirada que promove a depleção.
Boulay et al. (2011)	DALY por volume de água consumida para uso doméstico (DALY/m ³) calculado para as categorias de funcionalidade de funcionalidade de água, considerando o índice de estresse hídrico (∞_i), a importância da falta de água para cada tipo de usuário, a proporção em que cada usuário é afetado por uma mudança na disponibilidade de água para a categoria "i", a funcionalidade da água de cada categoria para cada usuário (agricultura, indústria e comunidade) e a capacidade adaptativa da região avaliada por meio do PIB.
Hanafiah et al. (2011)	Fração de espécies (peixes) com potencial de desaparecimento (PDF) devido o consumo de água (m ² .ano/m ³), calculado considerando a variação marginal na vazão hídrica na foz da bacia e no volume anual de água, a variação no consumo hídrico, e a variação marginal na fração potencialmente desaparecida das espécies de peixe devido à variação na fração marginal na vazão do rio.
Motoshita et al. (2011)	DALY por volume de água consumida para uso doméstico (DALY/m ³). Avalia o dano à saúde humana devido à ocorrência de doenças infecciosas devido o consumo de água, calculado com o uso de regressões múltiplas, considerando dois módulos de avaliação independentes: acessibilidade à água e dano à saúde. O módulo de acessibilidade à água considera as seguintes variáveis: consumo de água para uso doméstico, PIB per capita, e despesas da formação bruta de capital fixo. O módulo de dano à saúde considera as seguintes variáveis para quatro doenças infecciosas (ascaridíase, tricuriase, ancilostomíase e diarreia): temperatura do ar, percentual de casas conectadas à rede de distribuição de água, percentual de casas conectadas à rede de saneamento, consumo médio de calorias, taxa de desnutrição, taxa de GINI para consumo de calorias na dieta, e gastos com saúde per capita.
Van Zelm et al. (2011)	Fração de espécies de plantas que deixam de ocorrer devido à extração de água subterrânea (PNOF, m ² .ano/m ³). Indicador avaliado considerando a mudança anual média no nível do lençol freático, a taxa de extração de água subterrânea, a mudança na fração potencialmente não ocorrida das espécies de planta em uma determinada umidade de solo, o número de espécies que podem ocorrer por camada de umidade do solo, e o número máximo de espécies que podem ocorrer simultaneamente dentro do intervalo de valores de umidade.
Motoshita et al. (2014)	DALY por volume de água consumida (DALY/m ³). Esse índice é calculado considerando o fator de escassez hídrica no país onde a água é consumida, as perdas de calorias pela redução na disponibilidade de alimento, a taxa de desnutrição da população e a capacidade de adaptação econômica do país, relacionado ao comércio internacional de alimentos.
Motoshita et al. (2016)	DALY por volume de água consumida (DALY/m ³). Esse índice é calculado considerando a disponibilidade de água mensal, o consumo de água mensal para uso humano, as perdas de energia pela perda de produção devido à redução na água para irrigação, a taxa de suprimento de energia pela produção nacional, a capacidade econômica da região de importar alimentos, e o efeito na saúde devido à redução no consumo de alimentos.

7.3.2. Mecanismo ambiental para escassez hídrica

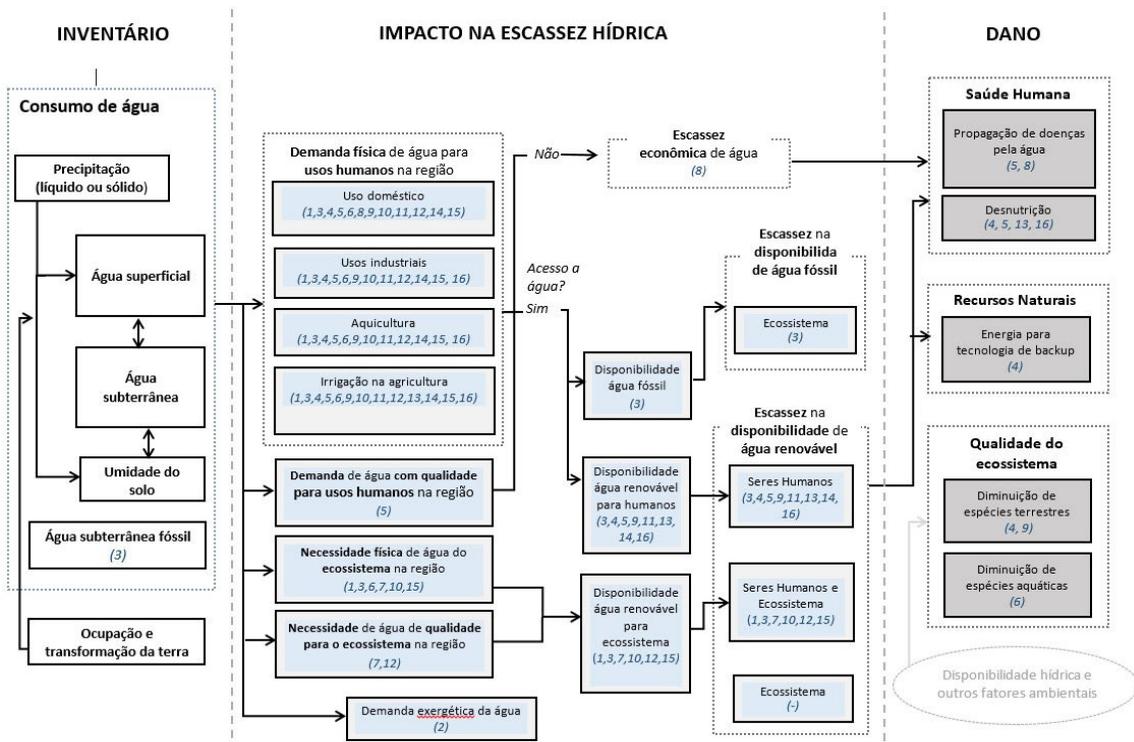
Na Figura 4 está apresentado o mecanismo de causa-efeito ambiental para escassez hídrica. Esse mecanismo se inicia com o consumo de água em um processo que, acrescido à demanda hídrica de uma região, afeta a disponibilidade de água, podendo causar danos à saúde humana, ao ecossistema e aos recursos naturais. Os modelos de caracterização avaliados estão localizados nessa figura de acordo com os fluxos de consumo, disponibilidade e impacto que consideram.

A ocupação e a transformação da terra influenciam na capacidade do ecossistema de absorver a água das chuvas, alterando a quantidade de água assimilada em reservatórios superficiais e subterrâneos. A água precipitada fica disponível no meio ambiente em três tipos de reservatórios: superficiais (rios e lagos), subterrâneos (rasas e profundas)

e no solo (umidade na camada superficial do solo, também chamada de água verde). Os reservatórios de água superficiais e a água no solo são alimentados diretamente pela chuva, já os reservatórios subterrâneos são abastecidos pela água percolada do solo. As reservas subterrâneas estão usualmente conectadas com as superficiais, entretanto as reservas subterrâneas fósseis estão isoladas, sendo seus estoques deplecionados quando a água é consumida.

O volume de água consumida em cada processo que integra o estudo de ciclo de vida de um produto é quantificado na etapa de inventário ambiental, podendo ser especificado em relação à origem, superficial ou subterrânea (água azul), ou solo (água verde). O consumo de água em um processo específico é somado à demanda já existente de água pelos diversos usuários de uma região específica. A demanda hídrica em uma região, o acesso à infraestrutura de abastecimento de água, os possíveis impactos na disponibilidade hídrica (física e econômica) e, posteriormente, na saúde humana, qualidade do ecossistema e reservas hídricas são variáveis que podem ser consideradas, quantificadas e avaliadas por modelos de caracterização de escassez hídrica.

Figura 4 - Cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto para escassez hídrica



1 - Frischknecht et al. (2006). 2 - Bösch et al. (2007). 3 - Milà i Canals et al. (2009). 4 - Pfister et al. (2009). 5 - Boulay et al. (2011). 6 - Hanafiah et al. (2011). 7 - Hoekstra et al. (2011). 8 - Motoshita et al. (2011). 9 - Van Zelm et al. (2011). 10 - Loubet et al. (2013). 11 - Pfister e Bayer (2013). 12 - Bayart et al. (2014). 13 - Motoshita et al. (2014). 14 - Berger et al. (2014). 15 - Boulay et al. (2016). 16 - Motoshita et al. (2016)

7.3.3. Posicionamento dos modelos de caracterização de ponto médio

Os modelos de ponto médio que avaliam impactos da demanda na disponibilidade hídrica podem considerar as reservas fósseis ou se referir às reservas hídricas renováveis em uma região. O único modelo que apresenta indicador para avaliação da depleção nas reservas fósseis (ADP, no Quadro 23) é Milà-i-Canals et al. (2009).

Os modelos que avaliam o impacto na disponibilidade hídrica em reservas renováveis podem ser organizados de acordo com o tipo de demanda hídrica considerada: i) apenas dos seres humanos (uso doméstico, agricultura, aquicultura e indústrias); ii) apenas do ecossistema, ou iii) de seres humanos e do ecossistema em conjunto.

Os modelos propostos por Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Van Zelm et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Loubet et al. (2013), Berger et al. (2014), e Motoshita et al. (2014) avaliam o impacto da demanda humana na disponibilidade hídrica. Esses modelos utilizam a relação entre retirada (PFISTER et al., 2009; VAN ZELM et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; LOUBET et al., 2013), ou consumo (BOULAY et al., 2011, BERGER et al., 2014 e MOTOSHITA et al., 2014) de água para os diversos usos humanos e a disponibilidade, para gerar fatores de ponto médio, ou valores que representam o destino (fate em VAN ZELM et al., 2011) em equações que geram FC de ponto final. O indicador de ponto médio proposto por Boulay et al. (2011) considera, além da demanda física de água, a demanda de qualidade para cada usuário humano.

Já os modelos propostos por Frischknecht et al. (2006), Milà i Canals et al. (2009), Hoekstra et al. (2011), Loubet et al. (2013), Bayart et al. (2014) e Boulay et al. (2016), consideram, tanto a demanda humana como a necessidade do ecossistema, no cálculo do fator de caracterização para escassez hídrica. A necessidade do ecossistema é determinada de forma variada em cada modelo, representando uma fração da água disponível.

O modelo AWARE (Available Water Remaining) proposto por Boulay et al. (2016) é resultado de um trabalho de consenso promovido pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, do inglês United Nations Development Program) e a Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química (SETAC, do inglês Society of Environmental Toxicology and Chemistry), na Iniciativa pelo Ciclo de Vida (Life Cycle Initiative), para a categoria de escassez hídrica. Esse modelo e o proposto por Pfister e Bayer (2013) são os únicos de ponto médio que disponibilizam fatores de escassez mensais, em nível de bacia hidrográfica, país e continente.

É importante ressaltar que o termo “disponibilidade” de água é representado por indicadores variados nos modelos de ponto médio. Os modelos propostos por Frischknecht et al. (2006), Milà i Canals et al. (2009) e Hoekstra et al. (2011), utilizam a vazão natural anual dos corpos hídricos resultante do escoamento superficial. Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Loubet et al. (2013) e Bayart et al. (2014) consideram a variação

na precipitação mensal, além da vazão natural. Boulay et al. (2011) utilizam a vazão que permanece disponível durante 90% do ano (Q90). Já Berger et al. (2014) consideram o volume disponível em reservatórios, além da vazão natural anual.

Por fim, observa-se que nem todos os modelos de ponto médio são baseados na relação entre demanda e disponibilidade hídrica em uma região. O modelo proposto por Bösch et al. (2007) avalia a demanda exergética do recurso água, que é apresentada como uma constante para qualquer região.

7.3.4. Posicionamento dos modelos de ponto final para a saúde humana

A escassez de água para usuários humanos está relacionada à disponibilidade limitada para irrigação e produção de alimentos, causando doenças devido à desnutrição. Essa escassez também pode causar o consumo de água contaminada, acarretando a ocorrência de doenças infecciosas.

A ocorrência de doenças infecciosas e desnutrição, porém, podem ser minimizadas por meio da utilização de mecanismos de compensação, como investimentos em saneamento básico e aquisição de alimentos cultivados em outras regiões. Quando o nível econômico em uma região não é suficiente para adotar esses mecanismos de compensação, a escassez hídrica afeta os seus usuários, com maior potencial de impacto na saúde humana pela desnutrição e propagação de doenças infecciosas.

A maioria dos modelos analisados consideram danos à saúde humana devido à diminuição da produção agrícola (PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2014; MOTOSHITA et al., 2016). Os modelos de Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016) são os únicos que consideram, além da situação de desenvolvimento socioeconômico, a dependência de uma região do alimento produzido em sua área agrícola irrigada. Nesse modelo, regiões com maior dependência na produção local de alimentos são mais vulneráveis à ocorrência de escassez hídrica. Motoshita et al. (2016) é o modelo de consenso da UNEP/SETAC para avaliação de dano a saúde humana devido à escassez hídrica.

Os modelos de caracterização focados na propagação de doenças infecciosas pela água são os propostos por Motoshita et al. (2011) e Boulay et al. (2011). O modelo proposto por Motoshita et al. (2011) é o único que considera o acesso da população à infraestrutura de distribuição e tratamento da água e esgoto, como um fator determinante na ocorrência de doenças que afetam a população quando da ocorrência de escassez hídrica. Entretanto, Motoshita et al. (2011) não fornece dados em separado do indicador de acessibilidade para que possa ser utilizado como indicador de ponto médio de escassez econômica de água.

7.3.5. Posicionamento dos modelos de ponto final para qualidade do ecossistema

A qualidade do ecossistema está relacionada à diminuição de espécies aquáticas e terrestres na região avaliada devido à escassez hídrica. Entretanto, os três modelos em estudo, que geram fatores de dano à qualidade do ecossistema (PFISTER et al., 2009; HANAFIAH et al., 2011; VAN ZELM et al., 2011) não utilizam, no cálculo desses fatores, indicadores de ponto médio de escassez hídrica, ou seja, relações entre demanda e disponibilidade, mas sim, indicadores variados de disponibilidade hídrica relacionados à presença de determinadas espécies, utilizando funções de regressão. Os seguintes indicadores relacionados à disponibilidade são considerados nessa avaliação: vazão natural; mudança no nível do lençol freático (VAN ZELM et al., 2011); e precipitação mensal e anual (PFISTER et al., 2009).

Vale ressaltar que os modelos de Hoekstra et al. (2011) e Bayart et al. (2014), quando propõem o indicador de água, analisam a relação entre escassez e a redução da qualidade da água retornada ao ambiente, com potencial de afetar ecossistema e seres humanos. Porém, aspectos específicos relacionados à degradação hídrica devido a emissões de poluentes, causando eutrofização e toxicidade aquática, são tratados nas suas respectivas categorias de impacto e não são analisadas nos modelos de escassez hídrica avaliados.

7.3.6. Posicionamento dos modelos de ponto final para depleção dos recursos naturais

A depleção hídrica pode ter duas origens distintas: uso de águas subterrâneas fósseis (não renováveis) e de águas renováveis, além da capacidade de regeneração. A origem das águas subterrâneas fósseis ainda é pouco compreendida, não havendo modelos de caracterização que analisem os impactos do consumo dessas reservas.

Já o uso intensivo das reservas renováveis de água (além da regeneração anual) foi considerado no modelo proposto por Pfister et al. (2009). Esse modelo considera que, sempre que a demanda é maior ou igual à disponibilidade, ocorre depleção das reservas hídricas renováveis em uma região. Pfister et al. (2009) utilizam o conceito de tecnologia de backup, que analisa a energia que seria necessária para obter o recurso hídrico por algum processo tecnológico alternativo à precipitação. Esses autores consideram a energia para dessalinização da água do mar como tecnologia de backup.

7.3.7. Avaliação dos modelos de caracterização

Os modelos de caracterização considerados neste estudo foram avaliados de acordo com os critérios estabelecidos pela RAICV. O resumo da pontuação final para cada modelo de caracterização está apresentado no Quadro 25.

Quadro 25 - Pontuação final de cada modelo de caracterização para escassez hídrica.

Modelos de caracterização	Pontuação final	Escopo	Robustez	FC para o Brasil
Ponto médio				
Frischknecht et al. (2006)	2,0	1	4	1
Bösch et al. (2007)	2,3	2	4	1
Milà i Canals et al. (2009) - WSI	3,3	3	5	2
Milà i Canals et al. (2009) - ADP	2,0	1	4	1
Pfister et al. (2009)	3,3	2	5	3
Boulay et al. (2011)	4,0	4	5	3
Hoekstra et al. (2011)	2,0	1	4	1
Loubet et al. (2013)	2,0	1	4	1
Pfister e Bayer (2013)	3,7	2	5	4
Bayart et al. (2014)	2,0	1	4	1
Berger et al. (2014)	3,3	2	5	3
Motoshita et al. (2014)	3,0	2	5	2
Boulay et al. (2016)	4,0	3	5	4
Ponto Final				
Pfister et al. (2009)	3,3	2	5	3
Boulay et al. (2011)	4,0	4	5	3
Hanafiah et al. (2011)	3,0	2	5	2
Motoshita et al. (2011)	2,7	2	4	2
Van Zelm et al. (2011)	2,3	2	4	1
Motoshita et al. (2014)	3,0	2	5	2
Motoshita et al. (2016)	3,7	2	5	4

Como pode ser observado, os modelos de ponto médio com classificações melhores foram Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013) e Boulay et al. (2016), cada um obtendo mais de 3,5 na classificação final (escala de 1 a 5). No caso dos modelos de ponto final,

Boulay et al. (2011) e Motoshita et al. (2016) são os modelos com melhor classificação, também com mais de 3,5 pontos cada. Logo, esses modelos de AICV de ponto médio são os recomendados para uso em estudos de produtos brasileiros e futura regionalização de seus FC.

Vale ressaltar que, os dois modelos de caracterização desenvolvidos e recomendados pela UNEP/SETAC (BOULAY et al., 2016 e MOTOSHITA et al., 2016) estão entre os mais pontuados na avaliação apresentada acima, ou seja, as recomendações dos principais especialistas mundiais na área de escassez hídrica também são apropriadas à realidade brasileira.

Os resultados detalhados da avaliação desenvolvida neste trabalho são apresentados a seguir. Além disso, uma análise geral dos pontos fortes e fracos dos modelos de caracterização é apresentada.

Nas considerações finais, as diferenças entre os modelos de caracterização recomendados são apresentadas, incluindo algumas análises qualitativas que ajudam na identificação do modelo de caracterização mais apropriado para cada tipo de utilização.

7.3.8. Critério “escopo de aplicação”

No critério “escopo de aplicação”, dois subcritérios principais são avaliados: o conceito de escassez hídrica considerado no trabalho, a abrangência geográfica, e a abrangência de fluxos elementares. Segue abaixo a classificação em cada um dos subcritérios.

Nesse critério, nenhum modelo atingiu a pontuação máxima de alto escopo. O modelo de Boulay et al. (2011) foi o único com quatro pontos, seguido pelos modelos de WSI de Milà i Canals et al. (2009), ponto médio e final de Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014) e Boulay et al. (2016), com três pontos.

7.3.9. Conceito de escassez hídrica

Considerando a definição de escassez hídrica da FAO (2012), observa-se que apenas o modelo de ponto final proposto por Motoshita et al. (2011) considera a disponibilidade econômica ou o acesso da população à água em quantidade e qualidade. Entretanto, esse modelo não gera fatores de ponto médio de escassez hídrica econômica. Ressalta-se que, embora os estudos de Boulay et al. (2011), Motoshita et al. (2011), Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016) analisem aspectos socioeconômicos, como forma de identificar mecanismos de compensação hídrica, esses modelos não consideram as questões de disponibilidade de infraestrutura e acesso da população à água, mas somente o nível econômico (PIB per capita) da região.

Observa-se que a maioria dos estudos considera apenas o aspecto quantitativo da escassez física, como definido na ISO 14046 (ISO, 2014) (BÖSCH et al., 2007; FRISCHKNECHT et al., 2006; HANAFIAH et al., 2011; MILÀ I CANALS et al., 2009; MOTOSHITA et al., 2011; VAN ZELM et al., 2011; LOUBET et al., 2013; PFISTER et al., 2009; PFISTER E BAYER, 2013; BERGER et al., 2014; MOTOSHITA et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016). Os modelos propostos por Bayart et al. (2014), Boulay et al. (2011), e Hoekstra et al. (2011) levam em consideração o aspecto qualitativo. Essa classificação está resumida no Quadro 26.

Quadro 26 - Classificação dos modelos no subcritério: conceito de escassez hídrica.

Conceito de escassez hídrica considerado	Modelos de caracterização
Somente quantitativo (Escassez física), incluindo somente demanda humana	Bösch et al. (2007) Pfister et al. (2009) Pfister e Bayer (2013) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Motoshita et al. (2011) Motoshita et al. (2016) Hanafiah et al. (2011) Van Zelm et al. (2011) Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2014)
Somente quantitativo (Escassez física), incluindo demanda humana e do ecossistema	Frischknecht et al. (2006) WSI de Milà i Canals et al. (2009) Loubet et al. (2013) Boulay et al. (2016)
Quantitativo e qualitativo para uso humano	Boulay et al. (2011)
Quantitativo e qualitativo para uso do ecossistema	Bayart et al. (2014) e Hoekstra et al. (2011)

Além disso, a inclusão da demanda hídrica ambiental, juntamente com a demanda dos seres humanos, no conceito de escassez hídrica é realizada apenas nos modelos de Frischknecht et al., (2006), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Hoekstra et al. (2011), Loubet et al. (2013) e Boulay et al. (2016). Os modelos restantes abrangem apenas a demanda dos seres humanos no estudo realizado.

Dependendo da via de impacto considerada, a qualidade da água pode estar relacionada à funcionalidade da água para determinado uso humano (BOULAY et al., 2011) ou ao nível de qualidade de água necessário para a manutenção dos ecossistemas e uso humano (BAYART et al., 2014; HOEKSTRA et al., 2011). Os modelos de caracterização que desconsideram a qualidade da água citam que esse aspecto deve ser analisado somente em outras categorias de impacto relacionadas ao nível de poluição da água, como eutrofização e toxicidade aquática.

7.3.10. Abrangência geográfica

Nos modelos de caracterização de Bösch et al. (2007), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Hanafiah et al. (2011), Motoshita et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Boulay et al. (2016), e Motoshita et al. (2016), a abrangência geográfica é global, pois os estudos geram valores de FC para regiões em todo o mundo (Quadro 27). Essa abrangência global é a ideal, já que os estudos de ACV integram a cadeia de produção, consumo e pós-consumo de um produto com processos ocorrendo em diferentes regiões.

O estudo de Van Zelm et al. (2011) tem uma abrangência apenas nacional, sendo gerados FC somente para a Holanda. Além disso, vários estudos (FRISCHKNECHT et al., 2006; ADP de MILÀ I CANALS et al., 2009; HOEKSTRA et al., 2011; LOUBET et al., 2013; BAYART et al., 2014) só geram FC para exemplos específicos, não fornecendo valores de FC para outras regiões, sendo considerados modelos conceituais ou não operacionais (Quadro 27). Embora FC possam eventualmente ser calculados para o Brasil utilizando-se esses modelos, a inexistência de FC para as demais regiões do mundo tornaria problemático o emprego desses métodos em estudos de escassez hídrica de produtos brasileiros.

Quadro 27 - Classificação dos modelos no subcritério: abrangência geográfica para escassez hídrica.

Abrangência geográfica	Modelos de caracterização		
Global	Bösch et al. (2007) WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011)	Hanafiah et al. (2011) Motoshita et al. (2011) Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014)	Pfister e Bayer (2013) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
Não operacional	Frischknecht et al. (2006) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Hoekstra et al. (2011)	Loubet et al. (2013) Bayart et al. (2014)	
Nacional	Van Zelm et al. (2011)		

7.3.11. Abrangência de fluxos elementares

Na abrangência em nível de fluxos elementares, a maioria dos estudos considera apenas um fluxo elementar, sendo de baixa abrangência (Quadro 28). Esse fluxo elementar pode ser: águas superficiais (BAYART et al., 2014; HANAFIAH et al., 2011; LOUBET et al., 2013), ou águas subterrâneas (VAN ZELM et al., 2011), havendo também modelos sem especificação clara da fonte hídrica considerada (BÖSCH et al., 2007; FRISCHKNECHT

et al., 2006; MOTOSHITA et al., 2011). Já os modelos de Boulay et al. (2011), Milà i Canals et al. (2009), Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016) são de média abrangência, por considerarem tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas. Por fim, Hoekstra et al. (2011) apresenta o único estudo de alta abrangência, por considerar, além das águas superficiais e subterrâneas, a umidade do solo (água verde).

Vale ressaltar que essa baixa abrangência é, principalmente, devido ao alto nível de complexidade para gerar modelos específicos de caracterização para cada fluxo hídrico elementar. Apesar da principal base de dados de inventários, ecoinvent v3.1. (PFISTER et al., 2015), fornecer vários tipos de fontes hídricas (lagos, rios, água para refrigeração, água de poço, água no ar e etc.), essa grande especificidade não tem grande utilidade para os modelos de caracterização atuais. Isso porque a maioria desses modelos utiliza apenas um fluxo elementar: águas superficiais ou águas subterrâneas. Nesse contexto, deve-se avaliar se os benefícios da inclusão de vários fluxos elementares de água em um único modelo de caracterização compensam a complexidade necessária para fazê-lo.

Quadro 28 - Classificação dos modelos no subcritério: abrangência de fluxos elementares para escassez hídrica.

Abrangência de fluxos elementares	Modelos de caracterização	
Fluxos de água superficial e subterrânea	Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Pfister e Bayer (2013)	Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016) Motoshita et al. (2014)
Fluxos de água não especificados	Frischknecht et al. (2006) Bösch et al. (2007)	Motoshita et al. (2011)
Fluxos de água superficial, subterrânea e umidade do solo	Hoekstra et al. (2011)	
Fluxos de água superficial	Hanafiah et al. (2011) Loubet et al. (2013)	Bayart et al. (2014)
Fluxos de água subterrânea	Van Zelm et al. (2011)	

7.3.12. Critério “Robustez científica”

A robustez científica do modelo de caracterização é baseada em critérios que avaliam: i) a confiabilidade, observando-se a existência de análise crítica científica disponível;

ii) a clareza do mecanismo ambiental considerado; e iii) a transparência do modelo, observando-se a clareza de suas equações e bases de dados acessórias.

Os modelos que satisfizeram todos os subcritérios, com obtenção de pontuação máxima foram: WSI de Milà i Canals et al. (2009), Bayart et al. (2014), Boulay et al. (2011), Hanafiah et al. (2011), Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016). Nesse critério, não houveram estudos com pontuações inferiores a quatro. Logo, todos os demais modelos apresentaram quatro pontos, não satisfazendo apenas um subcritério.

7.3.13. Confiabilidade

Observa-se que todos os modelos avaliados foram publicados em periódicos científicos internacionais ou livros (Quadro 29). Além disso, com exceção de Loubet et al. (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016), todos os outros modelos fazem parte de algum artigo de revisão de literatura de AICV na categoria de escassez hídrica, como os estudos de Kounina et al. (2013) e Boulay et al. (2015), tendo reconhecimento por parte de especialistas da área e satisfazendo o subcritério 2.1: revisão por especialistas.

Apesar dos modelos de caracterização de Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016) ainda não terem sido publicados como artigo em periódico indexado, eles são descritos em capítulos do livro publicado pela UNEP/SETAC (FRISCHKNECHT E JOLLIET, 2016). Os modelos de Berger et al. (2014) e Motoshita et al. (2014) são revisados neste livro.

O modelo de Loubet et al. (2013) é o único não citado em nenhum artigo de revisão ou livro de consenso sobre AICV. Loubet et al. (2013) analisaram somente um aspecto muito específico do processo; o efeito cascata que o consumo de água em uma bacia pode provocar nas sub-bacias à jusante.

Quadro 29 - Classificação dos modelos no subcritério: revisão por especialistas para escassez hídrica.

Revisão por especialistas	Modelos de caracterização
Citados em artigos de revisão de literatura de AICV	Frischknecht et al. (2006) Pfister et al. (2009) Motoshita et al. (2011) Bösch et al. (2007) Boulay et al. (2011) Van Zelm et al. (2011) Milà i Canals et al. (2009) Hanafiah et al. (2011) Pfister e Bayer (2013) Hoekstra et al. (2011) Bayart et al. (2014)
Parte da iniciativa UNEP/SETAC	Motoshita et al. (2016) Motoshita et al. (2014) Boulay et al. (2016) Berger et al. (2014)
Não reconhecidos	Loubet et al. (2013)

7.3.14. Clareza do mecanismo ambiental considerado

Apenas cinco modelos apresentam figuras com a cadeia de causa-efeito ambiental considerada (BOULAY et al., 2011; HANAFIAH et al., 2011; MILÀ I CANALS et al., 2009; LOUBET et al., 2013; MOTOSHITA et al., 2014), tendo explicitado os fluxos ambientais considerados, de forma clara (Quadro 30).

Os estudos de Pfister et al. (2009), Hoekstra et al. (2011), Van Zelm et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Bayart et al. (2014), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016) não apresentam uma figura com a cadeia de causa-efeito ambiental. Entretanto, analisando-se o texto desses estudos, é possível ponderar sobre os possíveis fluxos considerados.

Já os modelos de Bösch et al. (2007), Frischknecht et al. (2006), e Motoshita et al. (2011) não especificam os tipos de fontes de água considerados, ou seja, os fluxos elementares utilizados não são descritos. Esses modelos receberam menor pontuação.

Quadro 30 - Classificação dos modelos no subcritério: clareza do mecanismo ambiental para escassez hídrica.

Clareza do mecanismo ambiental	Modelos de caracterização	
Figura com a cadeia de causa-efeito ambiental	Milà i Canals et al. (2009) Boulay et al. (2011)	Hanafiah et al. (2011) Motoshita et al. (2014) Loubet et al. (2013)
Esclarece as vias de impacto consideradas	Hoekstra et al. (2011) Pfister et al. (2009) Pfister e Bayer (2013) Berger et al. (2014)	Bayart et al. (2014) Van Zelm et al. (2011) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
Não esclarece todas as vias de impacto consideradas	Frischknecht et al. (2006) Bösch et al. (2007)	Motoshita et al. (2011)

7.3.15. Transparência e acessibilidade

A transparência e acessibilidade é analisada considerando dois aspectos complementares: a modelagem utilizada no estudo, e as bases de dados acessórias adotadas para valorar e obter os indicadores ou variáveis dos modelos.

A modelagem é apresentada de forma clara em todos os estudos, pois explicam as equações utilizadas no modelo de caracterização desenvolvido, evidenciando as considerações feitas e os parâmetros aplicáveis. Considerando as variáveis utilizadas, alguns estudos não mostram como certas variáveis são calculadas ou quais as bases de dados que trazem valores regionalizados para essas variáveis (Quadro 31).

A maioria das variáveis hidrológicas dos modelos de caracterização é valorada por métodos que realizam estimativas hidrológicas globais. Os principais métodos hidrológicos utilizados são: WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003), Smakhtin et al. (2004) e Pastor et al. (2013). Os estudos de Smakhtin et al. (2004) e Pastor et al. (2013) fornecem dados de necessidades hídricas dos ecossistemas aquáticos para grandes bacias hidrográficas ou ecorregiões, respectivamente. Apesar da maioria dos estudos que considera esse parâmetro (MILÀ I CANALS et al., 2009; HOEKSTRA et al., 2011) utilizar o modelo mais antigo de Smakhtin et al. (2003), Pastor et al. (2013) é o estudo mais atual, mais robusto e tem escalas geográfica e temporal mais específicas, sendo utilizado no índice AWARE (BOULAY et al. 2016).

Já o modelo hidrológico WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003) é utilizado na maioria dos modelos de caracterização avaliados para o cálculo da demanda humana e disponibilidade hídrica. Esse modelo passou por diversos aperfeiçoamentos, originando o WaterGAP3 (FLÖRKE et al., 2013), utilizado atualmente. O WaterGAP3 disponibiliza valores de demanda e disponibilidade em nível de país, bacia hidrográfica (3565 bacias hidrográficas), e células de 0,5 latitude por 0,5 de longitude (células de 0,5° x 0,5°). As informações sobre disponibilidade são estimadas considerando dados de precipitação mensal e anual fornecidas pela Unidade de Pesquisa Climática (CRU, do inglês Climate Research Unit), baseadas em normais climatológicas do período de 1961 a 2010. Os valores de demanda hídrica contemplam os usos domésticos, industriais e agrícolas, sendo estimados com base em dados de população e renda para uso doméstico, consumo de energia para uso industrial e necessidade hídrica das culturas para uso agrícola. As demandas para uso doméstico e industrial são disponibilizadas em nível de país, e para uso agrícola, por célula de 0,5° latitude por 0,5° de longitude (FLÖRKE et al., 2013).

De acordo com Alcamo et al. (2003), o modelo hidrológico do WaterGAP2 apresentou boa eficiência de simulação de dados para regiões da Europa e Estados Unidos, porém, apresentou eficiência mais baixa para outras regiões, como nordeste e sudeste do Brasil e nordeste da África. Esses resultados se devem principalmente a duas limitações presentes no modelo: (i) desconsideração da distribuição geográfica de renda da população dentro do país, o que causa mudanças no consumo hídrico, e (ii) não inclusão de aspectos presentes em bacias intermitentes (evapotranspiração de escoamento e perdas durante o fluxo do rio), causando superestimação da disponibilidade hídrica em regiões áridas e semiáridas.

Além desses modelos hidrológicos, bases de dados acessórias também são utilizadas para se obter as informações necessárias na valoração de algumas variáveis dos modelos de caracterização. Isso ocorre, principalmente, em modelos de ponto final, que requerem dados do tipo: (i) informações socioeconômicas (PIB, IDH, número de habitantes e etc.), utilizadas em Pfister et al. (2009), Motoshita et al. (2011) e Motoshita et al. (2014); (ii) dados

climáticos, usados em Pfister et al. (2009), Motoshita et al. (2011), Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016); (iii) dados nutricionais, principalmente originados nos relatórios da FAO dos últimos anos, adotados em Pfister et al. (2009), Motoshita et al. (2011), Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016), e (iv) dados relativos às características de produção e mercado de diversos tipos de alimentos, utilizados em Motoshita et al. (2014) e Motoshita et al. (2016). Embora muitas variáveis sejam utilizadas nestes modelos, as bases de dados utilizadas para sua valoração estão nos textos desses estudos.

Os seguintes estudos foram classificados como de difícil identificação das bases de dados e métodos utilizados para valoração das variáveis propostas: i) ADP de Milà i Canals et al. (2009), pois as variáveis relacionadas às águas subterrâneas são de difícil obtenção e de elevada incerteza, havendo apenas alguns estudos de regiões específicas para os quais esses valores foram calculados; ii) o estudo de Van Zelm et al. (2011), que utiliza métodos estatísticos complexos e vários critérios ambientais disponíveis apenas em modelos específicos para a Holanda; iii) Hoekstra et al. (2011), que apenas apresenta o modelo de caracterização com as equações e variáveis hidrológicas, não especificando bases de dados possíveis de serem utilizadas, principalmente no caso da água verde, em que não se sabe como quantificar alguns tipos de evapotranspiração (evapotranspiração reservada para a vegetação natural e de áreas improdutivas); e iv) Bayart et al. (2014), que possui variáveis relacionadas à qualidade da água, estabelecida em normas nacionais ou regionais, não sendo apresentada a forma de acesso a essas normas. Os FC não são gerados de forma global nesses estudos, que apenas apresentam as equações para sua geração e alguns exemplos pontuais de utilização.

Quadro 31 - Classificação dos modelos no subcritério: transparência e acessibilidade para escassez hídrica.

Transparência e acessibilidade	Modelos de caracterização		
Modelagem e variáveis necessárias são apresentadas de forma clara	Frischknecht et al. (2006) Bösch et al. (2007) WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011)	Hanafiah et al. (2011) Motoshita et al. (2011) Loubet et al. (2013) Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014)	Pfister e Bayer (2013) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
Variáveis necessárias não são apresentadas de forma clara	Hoekstra et al. (2011) Van Zelm et al. (2011) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Bayart et al. (2014)		

7.3.16. Critério “Fatores de caracterização para o Brasil”

No critério de disponibilidade de FC para o Brasil, o desempenho dos modelos de caracterização é analisado com relação à existência e à pertinência de FC gerados para o país. Na análise da existência de FC nacionais, as escalas geográfica e temporal desses fatores foram consideradas, observando se elas estão apropriadas para o contexto nacional. Além disso, analisa-se no subcritério pertinência, se os FCs assumidos para o Brasil condizem com as avaliações conjunturais da ANA sobre escassez hídrica nas regiões hidrográficas brasileiras.

Nesse critério, os modelos de caracterização com maior pontuação foram: Pfister e Bayer (2013), Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016), com quatro pontos. Esses modelos apresentam FC regionalizados e mensais, mas ainda não chegam às condições ideais para o Brasil, devido a esses FC não demonstrarem criticidade em regiões consideradas críticas.

7.3.17. Diferenciação geográfica e espacial dos FC disponíveis para o Brasil

Percebe-se que metade dos modelos de caracterização avaliados não gera FC para o Brasil (Quadro 32). Isso porque, além do estudo com escopo nacional (VAN ZELM et al., 2011), muitos modelos só geram esses valores para casos ilustrativos (FRISCHKNECHT et al., 2006; MILÀ I CANALS et al., 2009; LOUBET et al., 2013; HOEKSTRA et al., 2011; BAYART et al., 2014), não havendo a disponibilização de FC para outras partes do mundo, ou seja, são modelos não operacionais.

Os modelos de Pfister et al. (2009), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2011), Hanafiah et al. (2011), Motoshita et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016) são os que geram FC para o Brasil. Nesses modelos, as escalas geográficas utilizadas são diferentes: i) em nível de células de 0,5° de latitude x 0,5° de longitude (PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; BERGER et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016); ii) grandes bacias hidrográficas (WSI de MILÀ I CANALS et al., 2009; PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; HANAFIAH et al., 2011; PFISTER E BAYER 2013); e iii) país (PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; BERGER et al., 2014; MOTOSHITA et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016).

Vale ressaltar que o modelo de Bösch et al. (2007) não foi citado nas classificações acima devido ao fato de que os índices gerados para os 112 recursos naturais diferentes do estudo não têm nenhuma diferenciação geográfica e temporal, ou seja, existe somente um valor de FC para o recurso hídrico, utilizado para todo o mundo.

A espacialização de 0,5° x 0,5° é obtida devido ao fato de que o principal modelo hidrológico global utilizado para obter os dados necessários nos estudos é o WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003), que fornece as informações nessa escala geográfica. Esses resultados por célula foram agregados para gerar FC com níveis de especificação geográfica menor, como grandes bacias hidrográficas ou país, com vários estudos gerando fatores em mais de uma escala geográfica. Motoshita et al. (2011) e Motoshita et al. (2014) são os únicos que fornecem FC somente em nível de país por utilizarem fatores socioeconômicos nacionais e variáveis mais complexas. Motoshita et al. (2016), mais atual, já fornece FC com maior especificação, tanto geográfica quanto temporal, evidenciando um avanço alcançado pela iniciativa UNEP/SETAC.

O WSI de Milà i Canals et al. (2009) só gera FC para 115 grandes bacias hidrográficas no mundo. Já Hanafiah et al. (2011) geram FC para 214 bacias mundiais, apesar de terem sido identificadas 326 bacias no total. Isso porque 83 bacias estão localizadas em latitudes maiores que 42°, tendo ainda baixa biodiversidade devido à recente cobertura de gelo, e as outras 29 não dispõem de dados suficientes para a geração de FC. Logo, esses modelos têm a escala geográfica de grandes bacias mundiais, mas apresentam apenas uma cobertura global parcial.

Quadro 32 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: escala geográfica dos FC gerados para o Brasil.

Escala geográfica dos FC gerados para o Brasil	Modelos de caracterização	
FC em escala de 0,5° x 0,5° e agregado para grandes bacias e país	Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Pfister e Bayer (2013)	Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
FC em escala de grandes bacias hidrográficas	WSI de Milà i Canals et al. (2009)	Hanafiah et al. (2011)
FC somente em escala de país	Motoshita et al. (2011)	Motoshita et al. (2014)
Não gera FC para o Brasil (modelo não operacional ou nacional)	Frischknecht et al. (2006) ADP de Milà i Canals et al. (2009) Van Zelm et al. (2011)	Hoekstra et al. (2011) Loubet et al. (2013) Bayart et al. (2014)
FC gerado sem diferenciação geográfica	Bösch et al. (2007)	

Considerando a escala temporal, observa-se que duas escalas são empregadas na geração de FC para o Brasil: (i) anual (MILÀ I CANALS et al., 2009; PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; HANAFIAH et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2011; BERGER et al., 2014;

MOTOSHITA et al., 2014) e (ii) mensal (PFISTER E BAYER, 2013; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016). Essa classificação está apresentada no Quadro 33.

A escala mensal é importante na avaliação da escassez hídrica de produtos agrícolas, por ser capaz de considerar as variações sazonais presentes nos corpos hídricos. Percebe-se, porém, que apenas os três modelos apresentados acima geram FC de forma global, evidenciando a dificuldade em se obter dados mundiais com esse nível de detalhamento temporal.

Vale ressaltar que alguns dos modelos com escala anual consideram variações sazonais de outras formas: utilizando o baixo fluxo estatístico (fluxo excedido em 9 de 10 meses) como variável para a disponibilidade hídrica (BOULAY et al., 2011), ou considerando fluxos fortemente regulados para criar um fator de variação a partir de dados médios mensais de precipitação (PFISTER et al., 2009).

Quadro 33 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: escala temporal dos FC gerados para o Brasil.

Escala temporal dos FC gerados para o Brasil	Modelos de caracterização	
Anual	WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Hanafiah et al. (2011)	Motoshita et al. (2011) Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014)
Mensal	Pfister e Bayer (2013) Motoshita et al. (2016)	Boulay et al. (2016)
Não gera FC para o Brasil (modelo não operacional ou nacional)	Frischknecht et al. (2006)	Hoekstra et al. (2011)
	ADP de Milà i Canals et al. (2009)	Loubet et al. (2013)
	Van Zelm et al. (2011)	Bayart et al. (2014)
FC gerado sem diferenciação temporal	Bösch et al. (2007)	

Com essas informações, deve-se estabelecer as condições geográficas e temporais consideradas ideais para a geração de FC para o Brasil, de forma que a realidade da escassez hídrica no país possa ser evidenciada da forma mais real e pertinente possível. Sabe-se que o Brasil tem dimensões continentais e grandes variações ambientais características do país, seja entre as diferentes regiões ou até mesmo entre os diferentes estados. Dessa forma, as escalas geográficas consideradas apropriadas para o Brasil são as mesmas adotadas pelo órgão nacional especializado na área, a Agência Nacional de

Águas (ANA), que divide os corpos hídricos brasileiros em 12 Regiões Hidrográficas (RH) e 450 Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) e, fornece informações sobre o balanço hídrico nesses níveis de detalhamento (Figura 5). A escala geográfica UHE é considerada a mais adequada, pois tem alta regionalização e possibilita que grandes variações entre diferentes áreas possam ser avaliadas de forma adequada em um estudo de ACV.

Figura 5 - Divisão das Regiões Hidrográficas e Unidades Hidrográficas Estaduais do Brasil



Fonte: metadados da ANA (2016)

Considerando os modelos de caracterização avaliados neste estudo, observa-se que nenhum deles utiliza as divisões hidrográficas propostas pela ANA, seja para RH ou para UHE. Os modelos mais próximos da escala utilizada para as UHE são os que possuem a especificação geográfica utilizada no modelo WaterGAP (células de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$): Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Berger et al. (2014), Motoshita et al. (2016) e Boulay et al. (2016). Entretanto, esses modelos agregam os valores de várias células para fornecer FC em uma escala menos específica. No caso do Brasil, essa escala é maior que das UHE e se assemelha às RHs em algumas regiões, como o Parnaíba e o São Francisco.

Além disso, de acordo com Gassert et al. (2015), o Brasil tem uma disponibilidade hídrica com alto nível de variação sazonal na maior parte do seu território, evidenciando que a escala temporal mensal seria a mais indicada para o país. Nesse sentido, apenas os modelos de Pfister e Bayer (2013), Boulay et al. (2016) e Motoshita et al. (2016) geram FC para o Brasil em escala mensal.

7.3.18. Pertinência dos FC para o Brasil

Neste subcritério, para avaliar se os FC disponíveis para o Brasil condizem com o debate atual sobre escassez hídrica das regiões brasileiras, deve-se primeiro analisar qual é a situação do país na questão da água. Para tanto, uma busca por informações na área foi feita em relatórios de órgãos governamentais e na imprensa nacional, de forma a se ter conhecimento sobre a real situação da escassez hídrica brasileira.

De acordo com relatório publicado na ANA (2015), sobre a conjuntura nacional dos recursos hídricos, os índices de balanço hídrico (razão entre demanda e disponibilidade) da maior parte da região nordeste, de parte do sudeste e do extremo sul do Brasil são considerados “muito críticos” (balanço maior que 40%), “críticos” (balanço entre 20% e 40%) ou “preocupantes” (balanço entre 10% e 20%), evidenciando uma situação de escassez hídrica em grande parte do território nacional. Neste estudo, a demanda se refere à vazão de retirada para usos consuntivos, enquanto a disponibilidade está relacionada à vazão dos corpos hídricos com permanência de 95%, obtida por meio de monitoramento.

Nesse sentido, percebe-se que o desabastecimento de água, problema crônico no nordeste brasileiro devido ao clima semiárido, vem se expandindo em outras regiões do país. A situação mais crítica, no início de 2014, pôde ser constatada na cidade de São Paulo, onde o volume da área de captação de água do sistema Cantareira chegou a menos de 15% do limite máximo, sendo necessária a utilização do seu volume morto para suprir a demanda hídrica dos usuários (CORONATO et al., 2014).

Com essa realidade, os FC gerados pelos modelos de caracterização deveriam indicar um alto grau de escassez hídrica em parte das bacias hidrográficas brasileiras, excetuando-

se as do norte do país. Entretanto, isso não acontece em nenhum dos modelos que apresentam as bacias hidrográficas do país como de média escassez (HANAFIAH et al., 2011; MOTOSHITA et al., 2011) ou baixa escassez (MILÀ I CANALS et al., 2009; PFISTER et al., 2009; BOULAY et al., 2011; PFISTER E BAYER, 2013; MOTOSHITA et al., 2014; BERGER et al., 2014; BOULAY et al., 2016; MOTOSHITA et al., 2016) comparada a outras regiões do mundo (Quadro 34).

Sabe-se que cada modelo de caracterização utiliza diferentes equações e variáveis hidrológicas, logo, os valores dos FC encontrados têm diferentes ordens de grandeza. Porém, cada modelo também divide esses valores em diferentes níveis de estresse hídrico e o Brasil normalmente aparece nos níveis mais baixos. Exemplificando, de acordo com o WSI de Pfister et al. (2009), o Brasil apresenta FC menores que $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ para todo o território nacional, com exceção de uma pequena parte do semiárido nordestino, onde esse valor chega a $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^3$. Como o WSI vai de $0,01$ a 1 , sendo o valor de 1 o de maior estresse hídrico, percebe-se que a maior parte do Brasil é classificada como de baixa escassez.

Considerando os fatores mensais dos modelos de ponto médio (PFISTER E BAYER, 2013; BOULAY et al., 2016), a classificação do Brasil também é de baixa escassez na maior parte do ano. A exceção também está relacionada a uma pequena parte do nordeste, entre Ceará e Rio Grande do Norte, onde se observa um nível de estresse hídrico maior entre os meses de outubro e janeiro, com valores próximos a $1 \text{ m}^3/\text{m}^3$ para o modelo de Pfister e Bayer (2013) e valores médios de $60 (\text{m}^3\text{região}/\text{m}^3\text{mundial})$ para o modelo de Boulay et al. (2016). Para bacias de outras regiões do país, como o sudeste, os níveis de estresse hídrico se mantêm próximos de zero durante todo o ano.

Vale ressaltar que esses resultados divergentes da realidade brasileira podem ser devido aos modelos hidrológicos e bases de dados acessórias utilizados para gerar os FC. O principal modelo hidrológico utilizado, o WaterGAP2 (ALCAMO et al., 2003), utiliza dados de disponibilidade anual baseados em precipitações médias do período de 1961 a 1990, fornecendo informações desatualizadas, se comparado ao WaterGAP3 (FLÖRKE et al., 2013), que utiliza médias do período de 1961 a 2010. Entretanto, no período de 1961 a 1990, a região semiárida do Brasil já deveria apresentar valores altos de escassez hídrica na maior parte da região, o que não é encontrado nos fatores gerados. Infere-se, então, que o problema provavelmente está relacionado com a forma como a disponibilidade e a demanda hídrica são calculadas nesse modelo. Estudos mais detalhados precisam ser realizados para confirmar essa hipótese.

Quadro 34 - Classificação dos modelos de escassez hídrica no subcritério: pertinência dos FC para o Brasil.

Pertinência dos FC para o Brasil	Modelos de caracterização	
FC gerados para o Brasil como de baixa ou nenhuma escassez	WSI de Milà i Canals et al. (2009) Pfister et al. (2009) Boulay et al. (2011) Pfister e Bayer (2013)	Motoshita et al. (2014) Berger et al. (2014) Motoshita et al. (2016) Boulay et al. (2016)
FC gerados para o Brasil como de média escassez	Hanafiah et al. (2011)	Motoshita et al. (2011)
FC gerados para o Brasil condizentes com a realidade		—

7.3.19. Análise de pontos fortes e fracos dos modelos mais indicados para o Brasil

O principal ponto forte dos modelos de ponto médio é a simplicidade desses modelos de caracterização. Os índices mais simples (FRISCHKNECHT et al., 2006; PFISTER et al., 2009; PFISTER E BAYER, 2013; BAYART et al., 2014; BERGER et al., 2014; BOULAY et al., 2016) são de fácil entendimento e obtenção, entretanto, apresentam desvantagens relacionadas às descon siderações da qualidade da água e do acesso à água pela população local. Já os índices mais completos, propostos por Milà i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2011), Hoekstra et al. (2011) e Loubet et al. (2013), se tornam mais complexos e acabam tendo mais problemas com falta ou baixa confiabilidade de dados.

Pfister et al. (2009) tem alta especificação geográfica, porém baixa especificação temporal (FC somente em escala anual). Esse problema foi remediado em Pfister e Bayer (2013), que apresenta fatores mensais de escassez por bacia hidrográfica. Porém, esses modelos desconsideram as necessidades hídricas dos ecossistemas aquáticos, o uso degradativo (relacionado à qualidade) da água e o acesso da população à água.

O modelo AWARE proposto por Boulay et al. (2016) é o resultado do trabalho desenvolvido pelo WULCA, o grupo de trabalho fundado pela iniciativa UNEP/SETAC e composto por diversos pesquisadores responsáveis pelo desenvolvimento de modelos de caracterização anteriores para escassez hídrica. Esse grupo, durante dez anos, uniu esforços para criar indicadores que fossem consenso no modelo de caracterização de AICV para a categoria de escassez hídrica, tanto para ponto médio (BOULAY et al., 2016) quanto para ponto final (MOTOSHITA et al., 2016).

O AWARE (BOULAY et al., 2016) é um índice simples e genérico que tenta quantificar a potencial privação hídrica mensal e anual do usuário, seja ele humano ou ecossistema. Logo, ele tem alta especificação geográfica e temporal, além de considerar as necessidades

dos ecossistemas. Apesar disso, ele não considera o nível de qualidade hídrica, nem o acesso da população à água (escassez econômica).

No que se refere aos modelos de ponto final, seu ponto forte é a exclusividade, pois muitos desses modelos são únicos na análise de uma via de impacto específica. Exemplificando, Hanafiah et al. (2011) é o único que analisa os impactos nos peixes, Motoshita et al. (2011) é o único que avalia especificamente os efeitos de doenças relacionadas à água em usuários domésticos, e Van Zelm et al. (2011), o único que mostra os danos às plantas terrestres devido à privação de água verde derivada somente das águas subterrâneas.

Com relação aos pontos fracos dos modelos de ponto final, a maioria tem baixa especificação geográfica, gerando FC somente em nível de grandes bacias hidrográficas ou países, e baixa especificação temporal, sendo a escala anual padrão na maioria dos estudos. Isso acontece devido à falta de dados mais específicos para as várias variáveis consideradas nesses modelos de caracterização. A limitação na especificação temporal começa a ser superada no modelo de ponto final de Motoshita et al. (2016), em que FC regionalizados e mensais já são gerados, mesmo que com maior nível de incerteza.

O modelo de Pfister et al. (2009) é o mais abrangente de ponto final, pois contempla três índices diferentes, um para cada AoP diferente, avaliando: dano à saúde humana causados pela desnutrição, dano à qualidade do ecossistema devido à diminuição de espécies terrestres, e depleção dos recursos hídricos renováveis. Enquanto Pfister et al. (2009) pode ser utilizado para avaliar três vias de impacto diferentes, três outros modelos de caracterização precisam ser agregados para ter a mesma abrangência: Hanafiah et al. (2011), Motoshita et al. (2011) e Motoshita et al. (2014), por exemplo.

O modelo de caracterização proposto por Boulay et al. (2011) analisa duas vias de impacto relacionadas à saúde humana (doenças relacionadas à escassez para uso doméstico, e desnutrição pela escassez de água para irrigação e aquicultura). Esse estudo é um dos mais completos, pois considera vários parâmetros, como fonte hídrica (superficial ou subterrânea), funcionalidade da água para os diferentes usos humanos (qualidade) da água e aspectos socioeconômicos (PIB, distribuição de usuários domésticos e etc.). Entretanto, Boulay et al. (2011) tem uma baixa especificidade temporal (FC somente em escala anual), não considera as interações entre água superficiais e subterrâneas ou entre bacias hidrográficas, e não avalia os impactos decorrentes dos possíveis mecanismos de compensação hídrica. Além disso, devido à complexidade desse modelo, a falta de dados é comum na geração de fatores, principalmente relacionados à qualidade da água para muitas bacias hidrográficas em países em desenvolvimento, acarretando baixa diferenciação entre bacias.

O indicador de ponto final de Motoshita et al. (2016) foi adaptado de Motoshita et al. (2014) e está relacionado ao dano à saúde humana, devido à desnutrição por privação de água na agricultura. Três indicadores principais são contemplados no modelo de

Motoshita et al. (2016): i) escassez física mensal de água para uso humano; ii) potenciais perdas na produção agrícola, considerando o comércio internacional de alimentos e a capacidade de adaptação da região; e iii) os danos à saúde humana devido à desnutrição. Esse indicador tem alta especificação geográfica e temporal, além de ser um dos únicos a considerar aspectos comerciais e de capacidade adaptativa. Apesar disso, esse modelo não considera o dano à saúde humana devido à possível ocorrência de doenças infecciosas, nem avalia o dano aos ecossistemas e aos recursos naturais.

7.4. Considerações finais

7.4.1. Modelos de caracterização de ponto médio

Os modelos de ponto médio com melhores classificações e recomendados para avaliação de produtos brasileiros, em especial agrícolas, foram Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013) e Boulay et al. (2016).

O modelo de Boulay et al. (2011) é mais completo com relação ao escopo de aplicação, por considerar, além da quantidade da água, o aspecto qualitativo relacionado ao nível de funcionalidade da água para diversos usuários humanos. Apesar disso, ele se torna específico para a área de proteção de saúde humana, por não considerar a qualidade hídrica necessária aos ecossistemas, nem incluí-los na demanda quantitativa de água.

Já os modelos de Pfister e Bayer (2013) e Boulay et al. (2016) só consideram o conceito quantitativo de água, não havendo nenhuma análise com relação ao nível de degradação hídrica ou à escassez econômica de água. Apesar disso, os FC são gerados em nível mensal e regionalizados, mais apropriados às grandes diferenças regionais e sazonais encontradas no Brasil.

O modelo AWARE (BOULAY et al., 2016) apresenta algumas vantagens com relação aos modelos de Boulay et al. (2011) e Pfister e Bayer (2013): tem uma modelagem mais simples, sendo de mais fácil compreensão, considera as necessidades hídricas dos ecossistemas, e é a recomendação da iniciativa UNEP/SETAC para indicador de AICV na categoria de escassez hídrica.

Assim, conforme mencionado anteriormente, dependendo do objetivo principal do estudo de ACV que se deseja realizar, um desses modelos pode ser mais apropriado ou não. Os principais pontos que precisam ser analisados antes de se selecionar o modelo de caracterização de ponto médio adequado para um determinado estudo de ACV são: se o índice precisa ser genérico ou se ele precisa visar a uma AoP específica; quais parâmetros são essenciais na análise e, se os dados necessários para o modelo estão disponíveis para

a região estudada. Vale ressaltar que, no caso do Brasil, a disponibilidade de dados de qualidade da água é escassa, sendo difícil a obtenção das informações necessárias para a geração de FC no modelo de Boulay et al. (2011).

7.4.2. Modelos de caracterização de ponto final

Os modelos de ponto final com melhores classificações foram Boulay et al. (2011) e Motoshita et al. (2016), obtendo pontuação final 4 de 5, sendo as recomendações finais de modelo de AICV de ponto final para a categoria de escassez hídrica. Nos dois casos, a via de impacto analisada está relacionada ao dano à saúde humana causado pela privação de água para a agricultura e consequente desnutrição da população.

O modelo mais atual de Motoshita et al. (2016) é a recomendação da iniciativa UNEP/SETAC. Esse modelo inclui variáveis relacionadas ao comércio internacional de alimentos e à capacidade de adaptação comercial e local, e disponibiliza fatores com diferenciação geográfica e temporal, porém não considera o nível de degradação hídrica nem o acesso da população às reservas hídricas.

Vale ressaltar que a comparação de modelos que geram FC para AoP diferentes não é interessante, principalmente porque eles consideram vias de impacto diferentes. Devido à grande especificidade dos modelos de ponto final, eles acabam sendo complementares no sentido de poderem ser utilizados em conjunto para avaliar os impactos em todas as três AoP. Logo, a identificação do modelo de caracterização mais apropriado para um estudo de ACV, principalmente no caso de avaliações de ponto final, depende de alguns pontos principais: qual via de impacto se deseja analisar; quais parâmetros são essenciais nessa análise e, se os dados necessários para o modelo estão disponíveis para a região.

Apesar disso, uma análise qualitativa entre as duas recomendações apresentadas anteriormente pode ser feita. Nesse caso, se a questão da degradação da água não for essencial no estudo de ACV pretendido, Motoshita et al. (2016) é apropriado para o caso do Brasil, por gerar FC mais regionalizados e mensais, tendo valores mais consistentes com as grandes diferenças regionais e sazonais no país.

Referências bibliográficas

2030 WATER RESEARCH GROUP (2030 WRG). Charting Our Water Future: Economic frameworks to inform decision-making. Water Research Group, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, DF, 2015. Disponível em: <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_2015.pdf> Acesso em: 20 set. 2016.

ALCAMO, Joseph et al. Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal*, v. 48, n. 3, p. 317-337, 2003.

BAYART, Jean-Baptiste et al. The Water Impact Index: a simplified single-indicator approach for water footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 6, p. 1336-1344, 2014.

BERGER, Markus et al. Water accounting and vulnerability evaluation (WAVE): considering atmospheric evaporation recycling and the risk of freshwater depletion in water footprinting. *Environmental science & technology*, v. 48, n. 8, p. 4521-4528, 2014.

BÖSCH, Michael E. et al. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to theecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 12, n. 3, p. 181, 2007.

BOULAY, Anne-Marie et al. Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 20, p. 8948-8957, 2011.

BOULAY, Anne-Marie et al. Analysis of water use impact assessment methods (part A): evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, n. 1, p. 139-160, 2015.

BOULAY, Anne-Marie et al. Water use related impacts: Part 1: Water Scarcity. In: *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. cap. 5, p. 100-115. v. 1.

Boulay, A.M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M.J., Manzardo, A., Margni, M., Motoshita, M., Núñez, M., Pastor, A.V., Ridoutt, B., Oki, T., Worbe, S., Pfister, S. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int J Life Cycle Assess*, DOI 10.1007/s11367-017-1333-8, 2017.

FAO. *Coping with water scarcity: an action framework for agriculture and food security*. Rome: FAO, 2012. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2015.

Frischknecht, R., Jolliet, O. *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. Disponível em: <<http://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/>>. Acesso em: 03 mai. 2017.

FRISCHKNECHT, Rolf et al. Swiss ecological scarcity method: the new version 2006. Berne, Switzerland, 2006.

GASSERT, Francis et al. Aqueduct global maps 2.1: Constructing decision-relevant global water risk indicators. Washington, DC: World Resources Institute. Disponível em: <<http://www.wri.org/publication/aqueduct-global-maps-21-indicators>> Acesso em: 04 dez. 2015.

HANAFIAH, Marlia M. et al. Characterization factors for water consumption and greenhouse gas emissions based on freshwater fish species extinction. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 12, p. 5272-5278, 2011.

HOEKSTRA, Arjen Y. et al. Manual de avaliação da pegada hídrica: estabelecendo o padrão global. São Paulo: Instituto de Conservação Ambiental, 2011.

ISO. International Organization for Standardization. ISO 14046 - Environmental Management – Water Footprint – Principles, Requirements and Guidelines. Geneva, Switzerland, 2014.

KOUNINA, Anna et al. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 3, p. 707-721, 2013.

LOUBET, Philippe et al. Assessing water deprivation at the sub-river basin scale in LCA integrating downstream cascade effects. *Environmental science & technology*, v. 47, n. 24, p. 14242-14249, 2013.

MILÀ I CANALS, Llorenç et al. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, n. 1, p. 28-42, 2009.

MOTOSHITA, Masaharu; ITSUBO, Norihiro; INABA, Atsushi. Development of impact factors on damage to health by infectious diseases caused by domestic water scarcity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 1, p. 65-73, 2011.

MOTOSHITA, Masaharu et al. Consistent characterisation factors at midpoint and endpoint relevant to agricultural water scarcity arising from freshwater consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-12, 2014.

MOTOSHITA, Masaharu et al. Water use related impacts: Part 2: Human Health Effects. In: *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016. cap. 5, p. 116-124. v. 1.

PASTOR, A. V. et al. Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, v. 10, p. 14987-15032, 2013.

PFISTER, Stephan; KOEHLER, Annette; HELLWEG, Stefanie. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental science & technology*, v. 43, n. 11, p. 4098-4104, 2009.

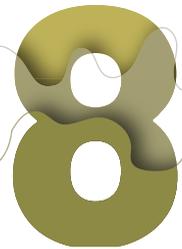
PFISTER, Stephan; BAYER, Peter. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 52-62, 2014.

PFISTER, Stephan et al. Ecoinvent 3: assessing water use in LCA and facilitating water footprinting. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 9, p. 1349-1360, 2016.

SMAKHTIN, Vladimir et al.. Taking into account environmental water requirements in global-scale water resources assessments. IWMI, 2004.

VAN ZELM, Rosalie et al. Implementing groundwater extraction in life cycle impact assessment: characterization factors based on plant species richness for the Netherlands. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 2, p. 629-635, 2011.

WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (WWAP). The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. Paris, UNESCO, 2015.



Depleção de Recursos Bióticos

Autores

Leandro Andrade Pegoraro

Elaine Garcia de Lima

Leticia De Santi Barrantes

Cássia Maria Lie Ugaya

8. Depleção de recursos bióticos

8.1. Introdução

Um dos desafios atuais para uma sociedade sustentável ou de economia verde é a geração de dados confiáveis que permitam avaliar a depleção de recursos naturais frente a sua possibilidade de degradação e escassez (SONNEMANN et al., 2011). Borba et al. (2007) afirmam que, desde os anos 80, a utilização desses recursos é maior do que a sua capacidade de renovação. Além disso, apresentam dados mais recentes que apontam uma utilização dos recursos naturais 25% maior que a sua disponibilidade.

O impacto da depleção de recursos pode ser avaliado e quantificado a partir de modelos de caracterização na AICV, dentro da técnica de ACV, que encontram-se em constante desenvolvimento. Como precursores da inclusão da categoria de impacto “recursos” na ACV, Heijungs et al. (1992) diferenciaram os recursos renováveis dos não renováveis. Com a evolução da técnica da ACV, ocorreu uma predominância no uso da classificação: bióticos e abióticos (HEIJUNGS et al., 1992; LINDEIJER, MÜLLER-WENK e STEEN, 2002; STEWART e WEIDEMA, 2005; FINNVEDEN et al., 2009; KLINGLMAIR, SALA e BRANDÃO, 2014).

De acordo com Klinglmair, Sala e Brandão (2014), os recursos bióticos se diferenciam dos abióticos por serem vivos, pelo menos até o momento da extração (p.ex. madeira e peixe). Portanto, são parte da biosfera e sua remoção reduz a sua população na natureza (LINDEIJER, MÜLLER-WENK e STEEN, 2002).

Stewart e Weidema (2005) apresentam que os recursos bióticos são caracterizados como as plantas e os animais selvagens, os quais devem ser distinguidos das plantas e dos animais cultivados em ambientes controlados pelo homem, haja vista que os impactos causados são diferentes (LINDEIJER, MÜLLER-WENK e STEEN, 2002). Igualmente, Klinglmair, Sala e Brandão (2014) citam que a categoria de recursos bióticos não inclui aqueles produzidos por um processo de produção antrópico (p. ex. gado, peixes de aquicultura, colheitas agrícolas e madeira proveniente de uma plantação), mas sim aqueles extraídos do seu ambiente natural. Por outro lado, Bringezu (2015) afirma que não deve existir distinção entre os recursos bióticos produzidos de forma antrópica e natural dentro da avaliação da sustentabilidade dos recursos.

O impacto resultante do consumo de tais recursos bióticos pode ser avaliado por meio de duas abordagens, conforme a classificação desenvolvida por JRC (2010). A primeira está relacionada a quantidade de recurso renovável utilizado, sendo que essa quantidade é expressa em massa, volume ou exergia. A segunda abordagem é relativa à quantidade do

recurso renovável utilizado, considerando a sua taxa de regeneração.

Os modelos que se encaixam na primeira abordagem são aqueles muito próximos do ICV e, por isso, são classificados como RAM, os quais são abordados em Alvarenga et al. (2016).

Além dos impactos referentes à depleção de recursos, Lindeijer, Müller-Wenk e Steen (2002) lembram que existem também os impactos resultantes da extração desses recursos como os resultados das emissões para o solo, ar e água. Contudo, esses impactos são tratados em outras categorias de impacto na AICV, como a toxicidade, a ecotoxicidade e a eutrofização.

Logo, o presente capítulo focou na análise dos modelos de caracterização dos impactos relativos à depleção dos recursos bióticos, dentro da segunda abordagem de JRC (2010).

Os resultados do estudo para recomendação de modelos de AICV para recursos, desenvolvido e apresentado por JRC (2011), mostram que não houve qualquer recomendação para a categoria de recursos bióticos, indicando a necessidade de novos desenvolvimentos que contemplem esta categoria. Em função disto, o presente capítulo tem como objetivo principal realizar uma nova análise considerando desenvolvimentos mais recentes acerca deste tema, visando recomendar o modelo mais adequado para a avaliação da depleção de recursos bióticos e com maiores possibilidades de regionalização para o Brasil.

8.1.1. Classificação dos modelos com foco na categoria de recursos bióticos

JRC (2011) classificou os modelos de AICV que consideram a categoria de recursos já existentes e consolidados até o momento da publicação a partir de uma avaliação detalhada dos mesmos. Assim, os modelos foram divididos em quatro categorias. Além disso, a avaliação detalhada permitiu recomendar ou não, modelos que tratam de recursos bióticos, como pode ser observado a seguir.

a) Categoria 1: Possui modelos que estão no primeiro passo do mecanismo ambiental, abordando apenas a extração do recurso, não se referindo a sua depleção, como por exemplo, o modelo exergia, que avalia o consumo de exergia do produto. Este modelo é considerado o mais maduro sob esta abordagem;

b) Categoria 2: Engloba modelos com uma maior relevância ambiental, no entanto, com um maior grau de incerteza. Estão direcionados à avaliação da redução da disponibilidade do recurso, contudo não avaliam necessariamente a extração dos recursos como os modelos da categoria 1. Dentre os modelos desta categoria, se encontra o modelo de Hauschild e Wenzel (1998) do método EDIP 1997, que demanda uma reavaliação, pelo motivo de sua não recomendação não ter sido clara;

c) Categoria 3: Abrange apenas modelos específicos para água, não se relacionando a recursos bióticos;

d) Categoria 4: Compreende modelos que estão relacionados ao ponto final, cobrindo todo o mecanismo ambiental, ou seja, avaliam além da depleção do recurso, a extração, assim como a disponibilidade do recurso. Nesta categoria encontra-se o modelo de Steen (1999a,b) do método EPS 2000 (A systematic approach to environmental priority strategies in product development - EPS), que considera madeira e peixes, contudo, não é recomendado por possuir altas incertezas relacionadas ao período de tempo considerado.

Vale ressaltar ainda, que a última recomendação de modelos mais indicados para cada categoria de impacto (JRC, 2011) não engloba os modelos desenvolvidos e/ou publicados após 2011.

8.2. Metodologia

A fim de indicar o modelo de AICV mais adequado para a avaliação da depleção de recursos bióticos no Brasil, a pesquisa deu-se início com o conhecimento do estado da arte.

Buscou-se primeiramente o entendimento das possibilidades de aplicação dos modelos de AICV consolidados pela comunidade científica na avaliação da categoria de impacto “recursos bióticos”. Conforme a classificação dos modelos realizada por JRC (2011), foi possível delinear os primeiros passos para a presente avaliação, como explicado a seguir:

a. Modelos da categoria 1: não entraram nesta avaliação já que se encaixam na classificação RAM (próximos ao inventário);

b. Modelo da categoria 2: Hauschild e Wenzel (1998) (método EDIP 1997) - apesar deste modelo não ser recomendado, foi submetido a uma reavaliação neste trabalho, já que o motivo de não ser recomendado por JRC (2011) não está explícito;

c. Modelos da categoria 3: não fazem parte do escopo deste trabalho por considerarem o recurso água, logo foram descartados da presente análise;

d. Modelo da categoria 4: Steen (1999a,b) (método EPS 2000) - apesar deste modelo não ser recomendado em JRC (2011) em função da sua grande incerteza, uma análise foi realizada para melhor compreensão das aplicações do modelo.

A seguir, uma pesquisa nas bases Scopus, Google Scholar e Capes foi então feita em busca de modelos de AICV desenvolvidos e publicados até 2015, não contemplados pelas análises do ILCD (JRC, 2011). Para tanto, as palavras chaves life cycle assessment methods, life cycle assessment models e biotic resource e suas variações foram utilizadas, sendo combinadas de diversas maneiras.

Os modelos apresentados em JRC (2011), considerados pertinentes ao escopo do presente estudo, assim como os modelos encontrados na busca da literatura, foram então submetidos à avaliação. Tal avaliação foi realizada seguindo os critérios estabelecidos pela RAICV, conforme descrito em Ugraya et al. (2016).

Com base na pontuação atribuída aos critérios gerais e específicos (explicados nos itens a seguir), foram recomendados os modelos, e indicada a possibilidade de regionalização para o Brasil.

8.2.1. Definição dos critérios específicos de avaliação

A avaliação tem como base três critérios gerais: escopo, robustez científica e FC nacionais, para os quais foram determinados critérios específicos, detalhadamente descritos a seguir.

Para que os modelos pudessem ser avaliados quantitativamente, foram atribuídas pontuações para cada critério (média da pontuação dos subcritérios) e subcritério, que variam de 1 (um) a 5 (cinco), sendo 5 o melhor caso e 1 o pior.

8.2.2. Avaliação do escopo

a. Abrangência geográfica:

- Alto (5) – quanto mais específica a abrangência geográfica de aplicação do modelo, maior a nota atribuída. Assim, a situação ideal seria por país, bioma ou província marítima;
- Médio (3) – caso não seja tão específica nem tão genérica, tendo abrangência regional ou continental;
- Baixo (1) – quanto mais genérica a área de aplicação, ou seja, abrangência global, menor a pontuação atribuída ao modelo.

b. Fluxos elementares: Este critério foi dividido em dois subcritérios (quantidade e variedade). Além da quantidade dos fatores de fluxos elementares abrangidos, considerou-se importante avaliar também a variedade dos recursos bióticos abrangidos. Assim, quanto maior o número de fluxos elementares que apresentaram FC, melhor a classificação do modelo. Além disso, quanto maior a variedade dos recursos abrangidos

nestes fluxos, melhor será a classificação.

- Alto (5) – condição em que mais de um fluxo elementar é considerado (quantidade), assim como mais de uma espécie ou tipo de recurso (variedade);
- Médio (3) – condição em que pelo menos um fluxo elementar é considerado (quantidade), assim como pelo menos uma espécie ou tipo de recurso (variedade);
- Baixo (1) – condição em que o modelo não apresenta fluxo elementar.

c. Localização no mecanismo ambiental: Este critério serve apenas para identificar se o modelo adota a abordagem de ponto médio ou ponto final, e não interfere na pontuação final do modelo.

8.2.3. Avaliação da robustez científica

A etapa de avaliação da robustez científica seguiu os moldes padrões definidos pela planilha da RAICV (Ugaya et al., 2016). Assim, para todas as categorias de impacto, a interpretação deste critério foi semelhante, as melhores classificações dos modelos se encaixam nas seguintes situações:

a. Modelo de AICV reconhecido - existe uma peculiaridade da categoria de recursos, considerando o seu recente desenvolvimento dentro dos estudos de ACV. Em função disso, o fato do modelo não fazer parte de um estudo reconhecido pela comunidade científica, não necessariamente é ruim, já que os avanços acerca deste tema são recentes.

- Alto (5) - modelo de AICV já reconhecido;
- Médio (3) - modelo de AICV ainda não reconhecido, por se tratar de um modelo novo com recente desenvolvimento;
- Baixo (1) - modelo de AICV não reconhecido.

b. Cadeia de causa-efeito:

- Alto (5) - o modelo apresenta cadeia de causa-efeito;
- Baixo (1) - o modelo não apresenta cadeia de causa-efeito.

c. Equações e variáveis claras:

- Alto (5) - o modelo apresenta transparência e acessibilidade nas equações do modelo de caracterização, bem como das variáveis envolvidas;
- Baixo (1) - o modelo não apresenta transparência e acessibilidade nas equações do modelo de caracterização, bem como das variáveis envolvidas.

8.2.4. Avaliação dos fatores de caracterização

a. Neste critério, um subcritério foi adicionado para a avaliação dos FC: “Possui FC?”. Isso porque podem existir métodos que não desenvolveram os FC, contudo possuem um modelo que permite o desenvolvimento desses fatores para diferentes regiões e escopos.

- Alto (5) - apresenta FC;
- Baixo (1) - não apresenta FC.

b. Quanto ao subcritério relacionado a FC para o Brasil, para a categoria de recursos bióticos, não necessariamente a melhor localização dos FC seria a divisão regional brasileira. Foi assumido então, para a análise de recursos terrestres, que a melhor localização dos fatores seria por biomas brasileiros, e para os recursos bióticos marinhos, o melhor caso seriam províncias marítimas brasileiras. Desta forma, os FC estariam apropriados espacialmente ao contexto nacional.

- Alto (5) – o modelo apresenta FC para biomas ou províncias marítimas brasileiras;
- Baixo (1) – o modelo não apresenta FC para biomas ou províncias marítimas brasileiras;

c. O subcritério regionalização: indica a possibilidade de o modelo analisado possuir variáveis passíveis de serem alimentadas com dados nacionais, que representem a realidade dos biomas e das províncias marítimas brasileiras. Desta forma, o modelo pode ser considerado como regionalizável. Contudo, seria necessário identificar nas bases de dados nacionais, a disponibilidade de dados para todas as variáveis do modelo de caracterização.

- Alto (5) – o modelo é regionalizável;
- Baixo (1) – o modelo não é regionalizável.

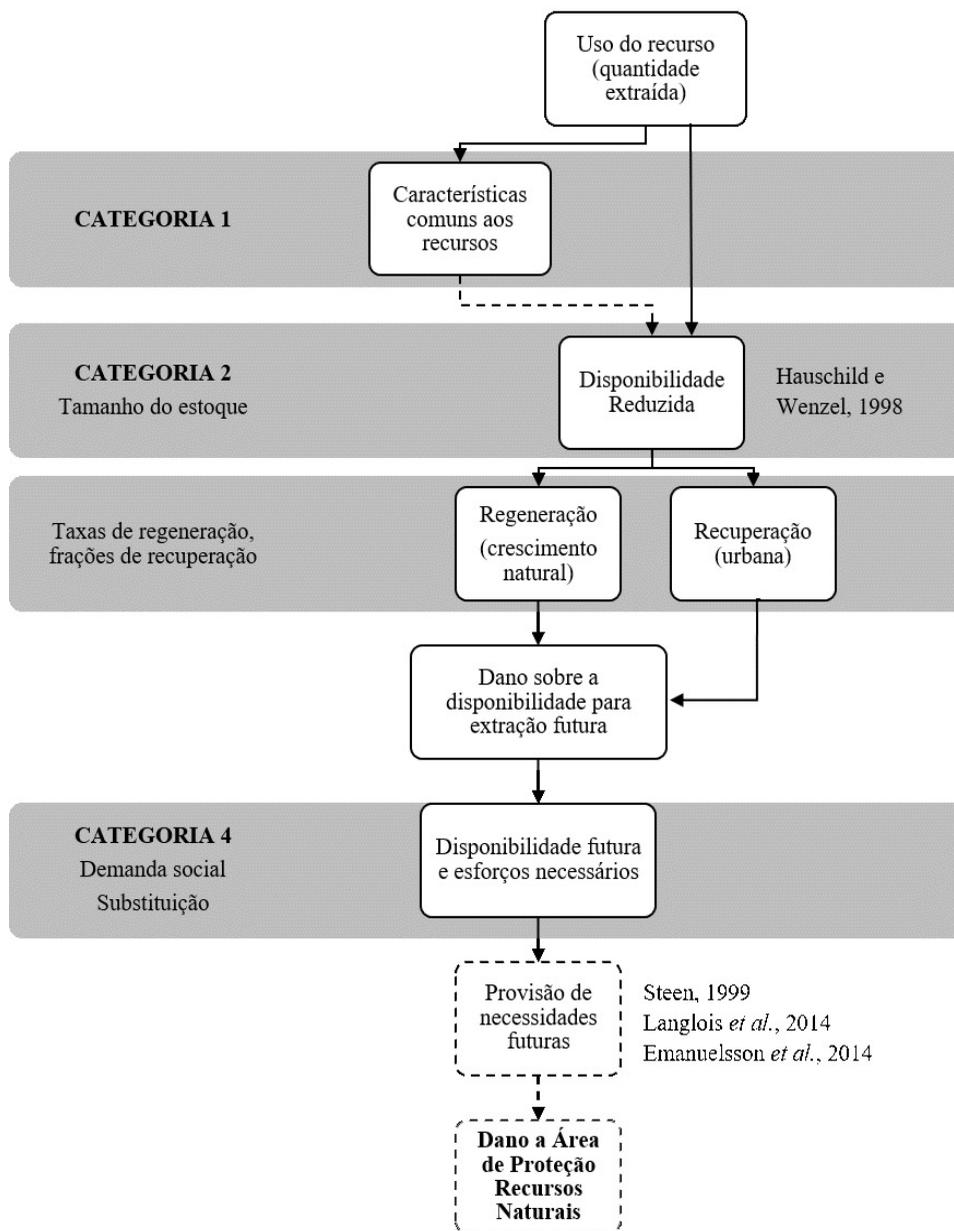
8.3. Resultados

8.3.1. Cadeia de causa-efeito para recursos bióticos

O entendimento e a compreensão da cadeia de causa-efeito (mecanismo ambiental) fundamentam o desenvolvimento de FC para uma determinada categoria de impacto.

A definição de mecanismo ambiental compreende o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, vinculando os resultados da análise do ICV aos indicadores de categoria e aos pontos finais da categoria de impacto (ABNT, 2009).

Figura 6 - Cadeia de causa-efeito relacionada aos recursos bióticos



Fonte: Adaptado de JRC (2011)

Nota: A categoria 3 não está representada na figura, pois se refere exclusivamente aos modelos que consideram o recurso água

A Figura 6 apresenta a cadeia de causa-efeito para a categoria de impacto de recursos bióticos com base no JRC (2011). Nesta ilustração da cadeia de causa-efeito, também é possível visualizar a indicação dos modelos avaliados para recursos bióticos, dentro das quatro categorias de modelos pertinentes e sugeridas pelo JRC (2011), além dos modelos mais novos inseridos nesta avaliação.

8.3.2. Seleção preliminar dos modelos

A avaliação do modelo de Steen (1999a,b) (no método EPS 2000) revelou que apesar de apresentar altas incertezas por ter o foco em um período de tempo muito longo, é o único que considera os recursos bióticos: culturas agrícolas, madeira e, carnes e peixes. De acordo com o JRC (2010), este é um modelo que usa a abordagem de ponto final e expressa seus resultados em valores monetários, sendo que os recursos bióticos são medidos com base na capacidade de produção do ecossistema. Desse modo, os FC não avaliam diretamente o consumo dos recursos, mas sim, como outras interferências (p.ex., emissão de amônia) no meio ambiente impactam na capacidade de produção de recursos. Além disso, considera a extinção de espécies como uma categoria de impacto com indicadores para biodiversidade, não estando relacionado à categoria de recursos bióticos.

Desta forma, o modelo Steen (1999a,b) foi descartado da análise dos modelos que avaliam a depleção de recursos bióticos, já que ele se encaixa melhor nos modelos de AICV relacionados à categoria de impacto de serviços ecossistêmicos, no quesito de provisão de recursos pelo ecossistema.

De acordo com o JRC (2010), o modelo de Hauschild e Wenzel (1998) (no método EDIP 1997) utiliza uma abordagem de ponto médio e possui categorias de impacto relacionadas com emissões no ambiente de trabalho e consumo de recursos, com base em políticas ambientais. Os recursos bióticos são considerados em Hauschild e Wenzel (1998) de acordo com a sua exploração excessiva (quando a taxa de extração excede a de regeneração), e são ponderados utilizando a depleção. Dentre os modelos consolidados e avaliados por JRC (2011), que consideram os recursos bióticos, apenas o modelo de Hauschild e Wenzel (1998) foi submetido às análises do presente trabalho.

A pesquisa da literatura que buscou publicações adicionais resultou na indicação de três modelos aplicáveis a recursos bióticos na abordagem de ponto médio e ponto final. Esses foram avaliados por meio do uso da planilha de critérios específicos de avaliação de modelos. São eles:

- a. Emanuelsson et al. (2014);
- b. Langlois et al. (2014);
- c. Guiné e Heijungs (1995).

O Quadro 35 apresenta os modelos de caracterização selecionados, os respectivos métodos associados, os indicadores de categoria e a referência.

Quadro 35 - Modelos de caracterização selecionados para recursos bióticos.

Modelo de caracterização	Método	Indicador de categoria	Referência
LPY - Lost Potential Yields	Não se aplica	Perda de Produtividade Potencial (LPY - Lost Potential Yields)	Emanuelsson et al. (2014)
BRD (fish) - Biotic Resource Depletion (fish)	Não se aplica	Produtividade Máxima Sustentável (MSY - Maximum Sustainable Yield) Ct - captura atual de peixe (aplicado no caso de sobrexploração)	Langlois et al. (2014)
Guiné e Heijungs (1995)	CML (somente para categoria de recursos abióticos)	Potencial de depleção biótica	Guiné e Heijungs (1995)
Hauschild e Wenzel (1998)	EDIP 1997	Consumo de recurso	Hauschild e Wenzel (1998)

8.3.3. Aplicação dos critérios específicos para avaliação dos modelos

A partir dos sub-critérios estabelecidos para os critérios gerais, foi possível avaliar os modelos selecionados. Os resultados das pontuações da avaliação, assim como sua classificação, são apresentados nos Quadros 36, 37 e 38.

Quadro 36 - Classificação quanto ao critério escopo para recursos bióticos.

Modelo	Abrangência do escopo de aplicação			Mecanismo ambiental	Pontuação
	Geográfico	Fluxos elementares	Compartimentos		
Emanuelsson et al. (2014)	Continental (Europa)	31 espécies comerciais de peixes	Não possui	Ponto Final (BNR* depletion)	3.7
Langlois et al. (2014)	Continental	127 espécies de peixes	Não possui	Ponto Final (BNR* depletion)	3.7
Guiné e Heijungs (1995)	Indefinido	Não desenvolvido	Não possui	Ponto Final (depleção de recursos)	1.0
Hauschild e Wenzel (1998)	Global (genérico e Dinamarca)	Uma espécie de madeira	Não possui	Ponto Médio	2.3

Nota: *BNR - Biotic Natural Resource (Recurso Natural Biótico)

Quadro 37 - Classificação quanto ao critério robustez científica para recursos bióticos.

Modelo	Reconhecimento pela comunidade científica	Cadeia de causa-efeito	Transparência e acessibilidade		Pontuação
			Transparente	Acessível	
Emanuelsson et al. (2014)	Não - modelo recente	Sim	Transparente	Acessível	4.5
Langlois et al. (2014)	Não - modelo recente	Sim	Transparente	Acessível	4.5
Guineé e Heijungs (1995)	Sim - mas desenvolvido somente para recursos abióticos	Não	Transparente	Acessível	3.0
Hauschild e Wenzel (1998)	Sim - Reconhecido	Não	Transparente	Acessível	4.0

Quadro 38 - Classificação quanto ao critério disponibilidade de FC para recursos bióticos para o Brasil.

Modelo	Disponibilidade de FC para o Brasil	Espacialmente apropriado	Regionalizável	Pontuação
Emanuelsson et al. (2014)	Não	Não	Sim	3.7
Langlois et al. (2014)	Sim	Sim	Sim	4.4
Guineé e Heijungs (1995)	Não	Não	Não	1.7
Hauschild e Wenzel (1998)	Não	Não	Sim	3.1

A seguir é apresentado um detalhamento a respeito dos modelos selecionados e avaliados.

Langlois et al. (2014)

O modelo proposto por Langlois et al. (2014) é um modelo de ponto final que considera a capacidade de produtividade de biomassa, assim como a depleção de recursos naturais bióticos para a AoP recursos naturais. Este modelo avalia a depleção de recursos (peixes) no nível de ecossistema bem como no nível de espécies, tendo um modelo de caracterização com ênfase na captura anual no tempo e indicador de categoria relacionado com o tempo de regeneração potencial, o que determina ser uma avaliação temporal. Mesmo assim, os autores ressaltam que se deve ter cautela no uso de dados com baixa precisão, pelo fato do modelo ter sido desenvolvido com base no conceito de produtividade máxima sustentável, que apresenta dados estimados.

Trata-se de um modelo novo e ainda não difundido na comunidade de AICV. No entanto, este modelo foi considerado com alta robustez científica por apresentar

claramente a cadeia de causa-efeito para depleção de recurso natural biótico, assim como possuir transparência e clareza nas equações e variáveis do modelo de caracterização.

Este modelo possui uma abrangência geográfica continental e cobre uma quantidade razoável de espécies de peixes, para a categoria de impacto recursos naturais bióticos, o que resultou em uma avaliação média no critério escopo.

Quanto ao critério FC para o Brasil, atingiu uma pontuação alta por ser o único modelo avaliado que apresenta um FC que pode representar a realidade brasileira já que a sua escala geográfica de província marítima abrange a costa do Brasil.

Emanuelsson et al. (2014)

O modelo desenvolvido por Emanuelsson et al. (2014) trabalha com uma métrica de perda de recursos que pode ser comparável entre estoques relativo à AoP depleção de recursos, todavia não relacionada a danos ao ecossistema.

Este modelo, assim como o anterior, é um modelo novo e, portanto, ainda não difundido na comunidade de AICV. Por apresentar equações e variáveis com acessibilidade, o que possibilita a sua reprodução, teve uma avaliação alta no critério robustez científica. O modelo apresentado está na abordagem de ponto final, avalia a depleção de recursos e possui a categoria de impacto produtividade potencial perdida, uma categoria de ponto médio e mais duas categorias complementares: sobrepesca (mortalidade do pescado) e sobrepesca de biomassa.

Assim como o modelo desenvolvido por Langlois et al. (2014), este modelo também utiliza o conceito de produtividade máxima sustentável.

A abrangência do modelo é somente para o continente Europeu e considera apenas 31 espécies comerciais de peixes, o que resultou em uma pontuação média no critério escopo.

Como o modelo só desenvolveu FC para a Europa, o critério de FC nacional teve uma pontuação média.

Guinée e Heijungs (1995)

O modelo de AICV apresentado por Guinée e Heijungs (1995) é relativamente antigo, aplicado a recursos bióticos e abióticos e, por esse motivo, foi incluído na avaliação deste estudo. Originalmente era bastante genérico, tendo passado por ajustes, o que fez com que ele passasse a ser utilizado no método CML, porém estes avanços foram focados somente na categoria de recursos abióticos.

A abordagem do modelo de Guinée e Heijungs (1995) é de ponto médio. Avalia a depleção de recursos utilizando os conceitos de extração e desacumulação (produção menos a regeneração) no ano. Ele apresenta equações e variáveis claras, no entanto não apresenta uma cadeia de causa-efeito e também não menciona para qual abrangência geográfica se aplica, por isso teve uma pontuação baixa nos critérios escopo e robustez científica.

Por se tratar de um modelo com formulações gerais, ele trabalha com outras terminologias, como fator de equivalência referente ao FC, e além disso, não apresenta resultados para estes fatores, o que faz com que a pontuação seja baixa na avaliação do critério FC nacionais.

Hauschild e Wenzel (1998)

O modelo de Hauschild e Wenzel (1998) foi atualizado em 2004 e é baseado em uma abordagem de ponto médio, considera o consumo de recurso como uma categoria de impacto na AICV levando em conta a madeira.

Para o recurso madeira, o modelo utiliza dado de produção global anual de 1990, em m³, sem considerar a taxa de regeneração da madeira, e apenas uma taxa de desmatamento fixo de 0,3%, o que determina um horizonte de abastecimento do recurso madeira de 333 anos. Na atualização em 2004 (na versão EDIP 2003), a quantidade do recurso extraído é dividida pela produção global de 2004 e ponderada de acordo com as reservas economicamente exploráveis (JRC, 2011). Contudo, tal atualização só foi operacionalizada para recursos não renováveis, de modo que para os recursos renováveis, foram mantidos os fatores da versão inicial. O modelo de Hauschild e Wenzel (1998) obteve uma pontuação baixa no critério escopo por apresentar um único fluxo elementar (madeira) relacionado a recursos bióticos e também por ser um método de abrangência geográfica global, mesmo que em alguns casos forneça FC para a Dinamarca, onde foi desenvolvido.

O modelo de Hauschild e Wenzel (1998) apresenta elevada credibilidade junto à comunidade científica por ser consolidado na ACV e possuir equações e variáveis claras, o que resulta em um alto valor na avaliação do critério robustez científica. Por outro lado, não apresenta uma cadeia de causa-efeito.

A regionalização dos FC se mostrou possível, pelo fato do modelo ter FC global, assim como todos os outros modelos. No critério FC nacionais, o modelo obteve uma pontuação média, por não possuir FC para o Brasil e por não estar espacialmente apropriado para o contexto nacional.

8.3.4. Indicação de modelo para regionalização

Após realizar a avaliação proposta neste trabalho, optou-se por recomendar o modelo de Langlois et al. (2014) já que este obteve a maior pontuação final, principalmente por possuir altos valores nos subcritérios correspondentes ao critério geral FC nacionais.

Apesar de Langlois et al. (2014) ser o modelo mais indicado para a avaliação da depleção de recursos bióticos, ele se aplica apenas ao recurso peixe, da mesma forma que o modelo de Emanuelsson et al. (2014) e o modelo Hauschild e Wenzel (1998) consideram apenas

um tipo específico de recurso, peixe e madeira, respectivamente. Isso caracteriza uma limitação dos modelos, já que não é garantida a inclusão de outros recursos ao modelo.

8.4. Considerações finais

Foi possível concluir que a recomendação de modelos que avaliam impactos acerca da depleção de recursos bióticos na AICV, bem como a avaliação da capacidade de regionalização não são tarefas simples, haja vista as diversas abordagens que os modelos utilizam, tais como: caminhos ambientais na cadeia de causa-efeito, tipo de recurso considerado e nível de desenvolvimento dos FC. Contudo, a proposta de sistematização para a avaliação dos modelos foi possível de ser aplicada possibilitando a recomendação daquele mais adequado para avaliar a depleção de recursos bióticos e para ser regionalizado para o Brasil.

Na etapa de pesquisa e seleção dos modelos, foi possível perceber que a categoria de impacto em questão ainda é pouco explorada dentro da AICV. Por outro lado, foi observada uma evolução no desenvolvimento de modelos que consideram recursos bióticos específicos, em especial as espécies comerciais de peixes, o que não aconteceu para outros tipos de recursos bióticos no geral.

A avaliação quantitativa dos critérios pré-estabelecidos permitiu a recomendação do modelo de Langlois et al. (2014), que tem aplicação na depleção de recursos (peixes) e que foi desenvolvido com base no conceito de produtividade máxima sustentável. Este modelo tem potencial para a adaptação dos FC para o Brasil, além de apresentar escopo e robustez científica satisfatórios.

Em trabalhos futuros, é necessário avaliar o potencial de inclusão de outros recursos bióticos ao modelo selecionado por meio da mesma abordagem.

Referências bibliográficas

ALVARENGA, Rodrigo A.F. et al. (2016). Recomendação de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) para o Brasil: depleção de recursos abióticos. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ABNT NBR ISO 14044:2009. Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. 46 p. 2009.

BORBA, Mônica Pilz et al. Pegada Ecológica: Que marcas queremos deixar no planeta. Brasília: DF, 2007.

BRINGEZU, Stefan. Possible target corridor for sustainable use of global material resources. *Resources*, v. 4, n. 1, p. 25-54, 2015.

EMANUELSSON, Andreas et al. Accounting for overfishing in life cycle assessment: new impact categories for biotic resource use. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 5, p. 1156-1168, 2014.

FINNVEDEN, Göran et al. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of environmental management*, v. 91, n. 1, p. 1-21, 2009.

GUINÉE, Jeroen B.; HEIJUNGS, Reinout. A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. *Environmental toxicology and chemistry*, v. 14, n. 5, p. 917-925, 1995.

HAUSCHILD, Michael Zwicky; WENZEL, Henrik. Environmental assessment of products, Volume 2: Scientific background. 1998.

HEIJUNGS, Reinout. et al. Environmental life cycle assessment of products: Guide and backgrounds. Leiden, NL: Leiden Univ Centre of Environmental Science (CML). 1992.

JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2010. 105 p.

JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2011. 145 p.

KLINGLMAIR, Manfred; SALA, Serenella; BRANDÃO, Miguel. Assessing resource depletion in LCA: a review of methods and methodological issues. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 3, p. 580-592, 2014.

LANGLOIS, Juliette et al. New methods for impact assessment of biotic-resource depletion in life cycle assessment of fisheries: theory and application. *Journal of cleaner production*, v. 73, p. 63-71, 2014.

LINDEIJER, Erwin et al. Impact assessment of resources and land use. Udo de Haes et al. Life cycle impact assessment: Striving towards best practice. SETAC, Pensacola, Florida, 2002.

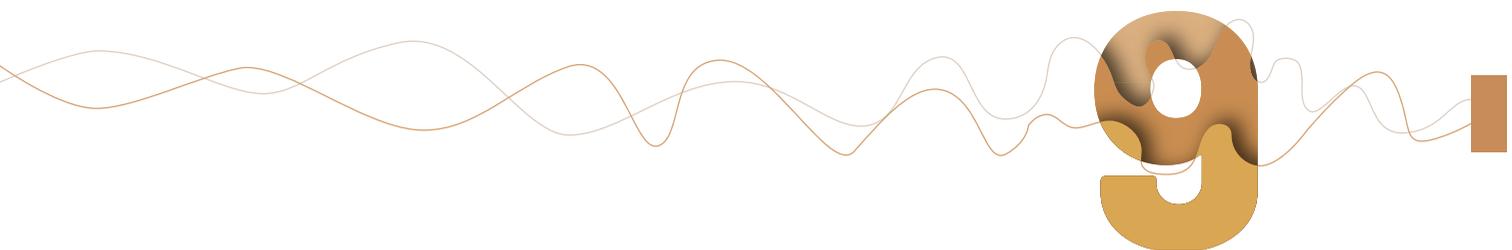
STEEN, Bengt. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS): version 2000-general system characteristics. Gothenburg: Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, 1999.

STEEN, Bengt. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS): version 2000-Models and data of the default method. Chalmers tekniska högsk., 1999.

STEWART, Mary; WEIDEMA, Bo Pedersen. A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use-A focus on resource functionality (8 pp). The international journal of life cycle assessment, v. 10, n. 4, p. 240-247, 2005.

SONNEMANN, Guido et al. Global guidance principles for Life Cycle Assessment (LCA) databases: a basis for greener processes and products. 2011.

UGAYA, C.M.L et al. (2016). Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: método para análise da regionalização de fatores de caracterização. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.



Serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra

Autores

Ana Laura R. Pavan

Aldo R. Ometto

Rodrigo A. F. Alvarenga

José Adolfo de Almeida Neto

Maria Cléa Brito de Figueiredo

9. Serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra

9.1. Introdução

O termo “uso da terra”, segundo Choudhury e Jansen (1999), consiste principalmente nas intervenções humanas em um determinado tipo de cobertura vegetal, para nele realizar modificações, produzir ou manter seu estado. No âmbito da ACV, Milà i Canals (2003) define o termo como “um tipo específico de intervenção ambiental, definido nos resultados do inventário do ciclo de vida, o qual ocasionará modificações na habilidade da terra em realizar suas funções”.

Desta forma, é importante distinguir: a) uso da terra nas formas de ocupação e transformação, de maneira análoga a uma emissão ou a extração de recursos naturais, ou seja, quando são itens que aparecem na análise de inventário; b) impactos do uso da terra quando se trata dos impactos ambientais potenciais (GOEDKOOOP et al., 2013).

Impactos do uso da terra vêm sendo discutidos na ACV ao longo dos anos, mas somente a partir de 2010, modelos de caracterização operacionais começaram a ser publicados na área (MILÀ i CANALS; de BAAN, 2015). Segundo a estrutura conceitual para avaliação destes impactos, definido pelo grupo de trabalho em avaliações de impacto da SETAC (LINDEIJER et al., 2002), posteriormente refinado pela Iniciativa do Ciclo de Vida do UNEP/SETAC (MILÀ I CANALS; ROMANYA; COWELL, 2007a; KOELLNER et al., 2013a), as intervenções humanas geram impactos ambientais ligados à ocupação e à transformação da terra.

Os impactos do uso da terra podem ser medidos com diferentes indicadores, que expressam o valor intrínseco da biodiversidade ou o valor funcional dos ecossistemas em termos de seus bens (recursos naturais, como madeira ou alimentos) e serviços (funções de suporte à vida, como regulação do clima ou da erosão) (KOELLNER et al., 2013b).

Este relatório trata da recomendação de modelos de AICV para uso em estudos de ACV conduzidos no Brasil, que considerem os impactos em serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra; tendo como objetivo fazer uma análise crítica dos modelos de caracterização existentes na literatura e propor o(s) que seja(m) mais adequado(s) para aplicação no contexto brasileiro.

9.1.1. Serviços ecossistêmicos

Embora o conceito de serviços ecossistêmicos tenha se consolidado somente em 2005, com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), o termo já era utilizado desde

o final da década de 1970, como uma forma de aumentar o interesse público sobre a conservação da biodiversidade (EHRlich; MOONEY, 1983).

De acordo com as definições de Costanza et al. (1997) e da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos derivam de funções do ecossistema. Logo, o conceito implica em uma ideia de valor econômico ou valor de uso, e dos benefícios ambientais resultantes das intervenções do homem na dinâmica dos ecossistemas (ANDRADE; ROMEIRO, 2009).

Por sua vez, as funções do ecossistema referem-se à capacidade de componentes e processos naturais de fornecer produtos e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente (DE GROOT; WILSON; BOUMAN, 2002). Para Daly e Farley (2004), são constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, o que inclui transferências de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gás, regulação climática e do ciclo da água.

Ressalta-se que as funções ecossistêmicas e serviços ecossistêmicos não representam resultados de uma única relação. Em outras palavras, um único serviço ecossistêmico pode ser resultado de duas ou mais funções ecossistêmicas, ou uma única função pode produzir mais que um serviço ecossistêmico (DALY; FARLEY, 2004).

Existem vários tipos de classificação que organizam os serviços ecossistêmicos. A mais utilizada e adotada neste estudo é dada pela Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005) em quatro categorias:

- **Serviços de provisão:** são os bens ou produtos obtidos dos ecossistemas e que são utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização como alimentos e fibras naturais, água, madeira para combustível, entre outros.

- **Serviços de suporte:** relacionados às funções que mantêm o habitat dos seres vivos e sua diversidade genética, tais como a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, produção primária, polinização e a dispersão de sementes. Propiciam as condições necessárias para que os demais serviços possam ser disponibilizados à sociedade e seus benefícios ocorrem, em geral, de maneira indireta.

- **Serviços de regulação:** são relacionados às características regulatórias dos processos ecossistêmicos, como a manutenção dos processos ecológicos essenciais e dos sistemas de suporte à vida, tais como a regulação da composição dos gases atmosféricos, mantendo a qualidade do ar, regulação do clima, regulação dos fluxos de água (ciclo hidrológico), contribuindo para a recarga dos aquíferos e controle da erosão.

- **Serviços culturais:** são os benefícios não materiais que a sociedade obtém dos ecossistemas, que contribuem para o bem-estar, como enriquecimento espiritual e cultural, desenvolvimento cognitivo, lazer e recreação.

9.2. Metodologia

A primeira etapa do estudo consistiu em um levantamento bibliográfico de documentos disponíveis na base de dados Web of Knowledge, publicados até dezembro de 2014, a fim de buscar compreender como se dá a inserção da categoria de serviços ecossistêmicos na ACV e identificar os principais modelos de caracterização disponíveis. Nas buscas foram utilizadas palavras-chave como Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assessment, Land use, Ecosystem services e Characterization model.

Os modelos de caracterização foram analisados de acordo com a matriz de critério definida pelos especialistas que compõem a RAICV. Tais critérios representam requisitos para uma boa modelagem em termos de sua base científica e foram baseados em JRC (2011), complementados com critérios que avaliam o potencial de regionalização para o contexto brasileiro. Assim, os critérios escopo, robustez científica e regionalização foram utilizados. Os seguintes subcritérios foram adicionados nesta análise, referente a particularidades do tema serviços ecossistêmicos: itens “a”, e “b” do critério escopo, descritos a seguir:

a. Indicação se o modelo é operacional ou não, ou seja, se existem FC já calculados, disponíveis para serem aplicados, e não só as equações matemáticas para o cálculo desses FC;

b. Abrangência do escopo de aplicação em termos de diferenciação espacial, podendo ser global ou continental/ país/ região (neste caso o nome da região abordada é indicado);

c. Abrangência do escopo de aplicação em termos de tipos de uso da terra, podendo ser baixa, média ou alta, levando-se em consideração o sistema de classificação da cobertura e do uso da terra proposto por Koellner et al (2013). Esta classificação consiste em diferentes níveis de detalhe, desde um primeiro nível de classes mais gerais, seguido de um refinamento no sentido de prover maiores informações sobre o manejo (práticas agrícolas), até um nível mais específico da intensidade do uso da terra (e.g. extensivo ou intensivo). Destaca-se porém, de que não existe na literatura uma recomendação ou consenso sobre quais são as principais classes de uso da terra, como requisitos mínimos para modelagem. Portanto, para a avaliação deste critério foi adotado um processo de comparação entre os modelos estudados.

d. Classificação, de maneira qualitativa, frente ao mecanismo ambiental, sendo ponto médio ou ponto final.

O critério de robustez científica compreendeu os seguintes subcritérios:

a. Fazer parte ou não de método de AICV reconhecido pela comunidade científica;

b. Apresentar ou não a cadeia de causa-efeito da categoria de impacto;

c. Acessibilidade e transparência das equações do modelo, podendo ser classificados como transparente ou não transparente;

d. Acessibilidade e transparência das variáveis, podendo ser classificados como acessíveis ou não acessíveis.

Por fim, o critério regionalização avaliou:

a. se são fornecidos FC para o Brasil;

b. a escala geográfica adotada, indicando a resolução como, por exemplo, biomas, ecorregiões ou regiões climáticas;

c. se o modelo pode ou não ser regionalizado para o contexto brasileiro, de modo que tenha dados de entrada espacialmente diferenciados para regiões brasileiras. Como se sabe, para as categorias de impacto não globais, as diferenças regionais nas características da fonte e do receptor podem influenciar fortemente o impacto de uma emissão (Hauschild; Potting 2005). No caso de impactos resultados do uso ou transformação da terra tais diferenças regionais estão relacionadas às características do local e do tipo de intervenção humana. Logo, na sua modelagem se faz necessário considerar muitos fatores biogeográficos, como paisagem, padrões climáticos, vegetação e uma variedade de propriedades do solo. Ao serem utilizadas estes tipos de informação na modelagem, pode-se afirmar que se trata de um processo de regionalização. Em contrapartida, modelos que, por exemplo, utilizam apenas a quantificação da área utilizada no sistema de estudo podem ser considerados genéricos.

Para aplicação desses critérios, foi elaborada uma planilha contendo os critérios e as respostas finais de avaliação.

Para a pontuação do critério escopo foram consideradas as seguintes variações:

- 1 - modelos não operacionais ou específicos para outro continente/ país/ região; além de apresentar muitas limitações quanto aos fluxos elementares (ou seja, somente um tipo de intervenção (i.e. ocupação ou transformação) e poucos tipos de uso da terra);
- 2 - modelos não operacionais ou específicos para outro continente/ país/ região; além de limitada representatividade quanto aos fluxos elementares (ou seja, duas intervenções avaliadas, mas poucos tipos de uso da terra);
- 3 - modelos globais e que avaliam uma intervenção, porém com poucas classes de tipo de uso da terra (sem diferenciar níveis de manejo, por exemplo, terra arável irrigada versus não-irrigada; uso extensivo versus uso intensivo da terra);

- 4 - modelos globais e que avaliam um tipo de intervenção, mas de ampla diferenciação entre classes de uso da terra; ou que avaliam dois tipos de intervenções, mas de pouca diferenciação entre classes de uso da terra tomando como base a classificação de Koellner et al. (2013);
- 5 – modelos de aplicação global e que avaliam dois tipos de intervenções e com ampla diferenciação entre classes, incluindo níveis de manejo.

Para a pontuação do critério robustez científica, as seguintes condições foram observadas:

- 1 - modelos que não atendem todos subcritérios;
- 2 - modelos que não fazem parte de métodos AICV reconhecidos, não apresentam cadeia de causa-efeito, mas são transparentes e acessíveis;
- 3 - modelos que não fazem parte de métodos de AICV reconhecidos, apresentam cadeia de causa-efeito, mas que não atendem a um dos subcritérios transparência e acessibilidade;
- 4 - modelos que não fazem parte de métodos de AICV reconhecidos, mas que atendem todos os subcritérios restantes;
- 5 - modelos que atendem todos os subcritérios estabelecidos.

Para a classificação do critério regionalização, as pontuações variam da seguinte forma:

- 1- modelos que não possuem FC para o Brasil e são regionalizáveis;
- 5 - modelos que apresentam FC para o Brasil e são regionalizáveis;

A partir da avaliação quali-quantitativa dos modelos de caracterização, segundo os critérios pré-estabelecidos, foi possível fazer recomendações de modelos de caracterização para aplicação em estudos de ACV no Brasil, baseado nos que obtiveram as notas mais elevadas.

9.3. Resultados e discussão

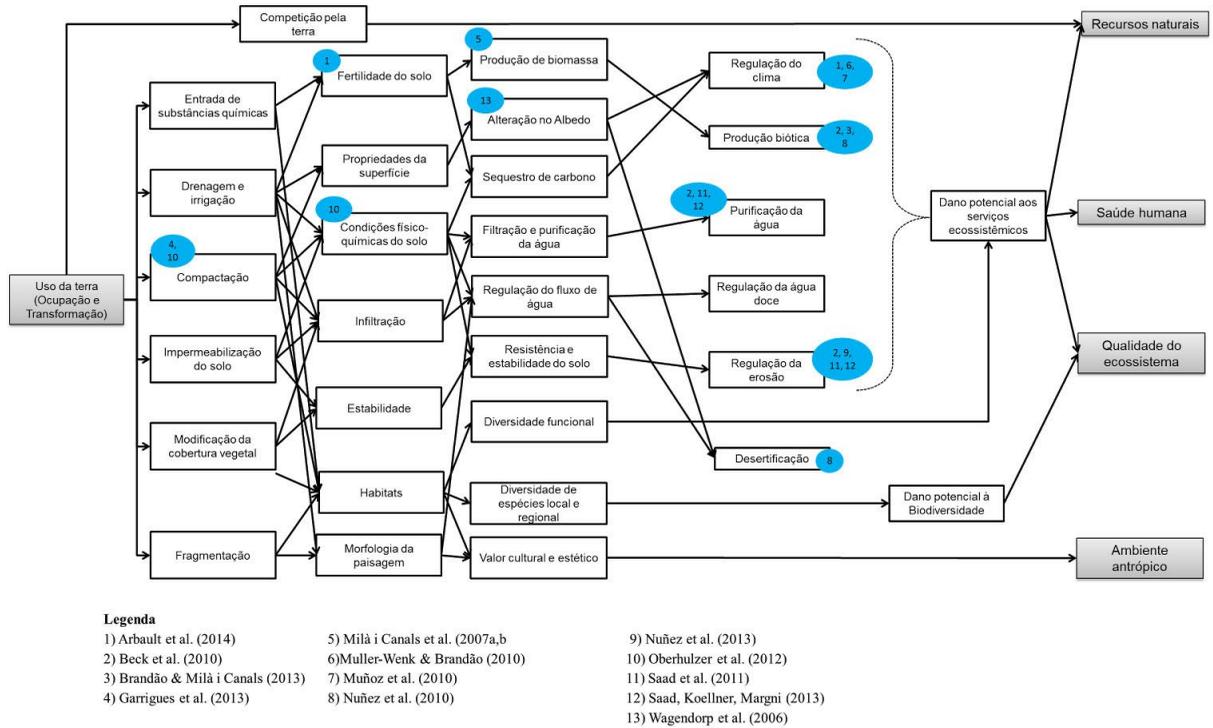
Foram analisados 13 modelos de caracterização publicados nos últimos 10 anos, abordando diferentes mecanismos ambientais e indicadores relacionados a serviços ecossistêmicos (Quadro 40).

Quadro 40 - Modelos de caracterização para recursos bióticos analisados e seus indicadores.

Modelo de caracterização	Indicador
Arbault et al. (2014)	Impactos das perturbações nos SE (incluindo extração de combustível fóssil (Gt), produção de minério (Gt), uso de água superficial (TI), uso de água subterrânea (TI), mudança do uso da terra (Mha)), capital humano, produto mundial bruto e bem-estar
Beck et al. (2010)	Resistência à erosão hídrica (kg/m^2 ano); capacidade de filtração mecânica (m^3/m^2 ano); capacidade de filtração físico-química (mol/m^2); produção primária líquida (kg/m^2 ano); e Capacidade de recarga de águas subterrâneas (m^3/m^2 ano)
Brandão e Milà i Canals (2013)	Carbono orgânico no solo como indicador de potencial de produção biótica ($\text{tC}^*\text{ano}/(\text{há}^*\text{ano})$)
Garrigues et al. (2013)	Compactação do solo - área total compactada (m^2/ha , m^2/t) e perda de volume dos poros (m^3/ha , m^3/t)
Milà i Canals et al. (2007a,b)	Matéria orgânica no solo (Mg C ha^{-1})
Muller-Wenk e Brandão (2010)	Carbono equivalente fóssil transferido para o ar (Ceq)
Muñoz; Campra; Fernandez-Alba (2010)	Massa de dióxido de carbono equivalente ($\text{kg CO}_2\text{eq}$)
Nuñez et al. (2010)	Índices de desertificação (adimensional)
Nuñez et al. (2013)	Carbono orgânico no solo, perda do solo e produção potencial primária líquida (m^2 ano) Emergia (MJse g^{-1} perda de solo)
Oberhulzer et al. (2012)	Nove indicadores de qualidade do solo para criar um índice, denominado SALCA-SQ. Os indicadores de qualidade do solo são: (1) profundidade de raízes no solo, (2) volume de macroporos, (3) estabilidade do agregado, (4) teor de carbono orgânico, (5) teor de metais pesados, (6) poluentes orgânicos, (7) biomassa de minhocas, (8) biomassa de microorganismos e (9) atividade de microorganismos.
Saad et al. (2011)	Resistência à erosão hídrica ($\text{t}/(\text{ha ano})$); capacidade de filtração mecânica (cm/dia); capacidade de filtração físico-química ($\text{cmolc}/\text{kg solo}$); e capacidade de recarga de águas subterrâneas (mm/ano)
Saad, Koellner, Margni (2013)	Resistência à erosão hídrica ($\text{t}/(\text{ha ano})$); capacidade de filtração mecânica (cm/dia); capacidade de filtração físico-química ($\text{cmolc}/\text{kg solo}$); e capacidade de recarga de águas subterrâneas (mm/ano)
Wagendorp et al. (2006)	Temperatura da superfície ($^{\circ}\text{C}$); número de resposta térmica ($\text{kJ m}^{-2} \text{C}^{-1}$); dissipação exergética solar (%).

A Figura 7 apresenta a cadeia de causa-efeito dos impactos do uso da terra, seus indicadores de ponto médio e ponto final.

Figura 7 - Cadeia de causa-efeito para os impactos do uso da terra.



Fonte: Adaptado de Koellner et al. (2013b)

O Quadro 41 apresenta os resultados obtidos na análise dos modelos de caracterização frente aos subcritérios relacionados ao escopo.

Quadro 41 - Classificação de modelos de serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra quanto ao critério escopo

Modelo de caracterização	Abrangência do escopo de aplicação			Mecanismo ambiental	Pontuação
	Operacionalidade	Geográfico	Fluxos elementares		
Wagendorp et al. (2006)	Apresenta FC apenas para uma região dos EUA e duas regiões da Bélgica	Regional	Limitados para regiões específicas e poucos tipos de intervenções ambientais	Ponto Médio	1
Milà i Canals et al. (2007a,b)	Sim	Nacional	Representativo	Ponto Médio	4
Beck et al. (2010)	Não	Não se aplica	Representatividade média	Ponto Médio	2
Muller-Wenk e Brandão (2010)	Sim	Global	Representatividade média	Ponto Médio	4
Muñoz; Campra; Fernandez-Alba (2010)	Não, apresenta FC apenas para estudo de caso específico	Não se aplica	Não se aplica	Ponto Médio	2
Núñez et al. (2010)	Sim	Global	Baixa representatividade	Ponto Médio	2
Saad et al. (2011)	Sim	Nacional	Alta representatividade	Ponto Médio	2
Oberholzer et al. (2012)	Não	Local	Não se aplica	Ponto Médio	1
Brandão e Milà i Canals (2013)	Sim	Global	Alta representatividade	Ponto Médio	5
Garrigues et al. (2013)	Não	Não se aplica	Não se aplica	Ponto Médio	1
Núñez et al. (2013)	Sim	Global	Baixa representatividade	Ponto final	3
Saad, Koellner, Margni (2013)	Sim	Global	Alta representatividade	Ponto Médio	4
Arbault et al. (2014)	Não	Não se aplica	Média representatividade	Ponto médio / ponto final	1

O Quadro 42 mostra a classificação atribuída a cada modelo de caracterização de acordo com o critério robustez científica.

Quadro 42 - Classificação de modelos de serviços ecossistêmicos decorrentes do uso da terra quanto ao critério Robustez científica

Modelo de caracterização	Reconhecimento pela comunidade científica (implementação em métodos de AICV)	Cadeia de causa-efeito	Transparência e acessibilidade		Pontuação
Wagendorp et al. (2006)	Não	Sim	Transparente	Acessível	4
Milà i Canals et al. (2007a,b)	Não, contudo trata-se do modelo recomendado pelo ILCD	Sim	Transparente	Acessível	4
Beck et al. (2010)	Sim (LANCA®)	Sim	Transparente	Limitada acessibilidade	4
Muller-Wenk & Brandão (2010)	Não	Sim	Transparente	Limitada acessibilidade	3
Muñoz; Campra; Fernandez-Alba (2010)	Não	Sim	Transparente	Acessível	4
Núñez et al. (2010)	Não	Não	Transparente	Acessível	3
Saad et al. (2011)	Não, contudo está relacionado ao projeto IMPACT World+	Sim	Transparente	Acessível	5
Oberholzer et al. (2012)	Sim (SALCA)	Sim	Não transparente	Não acessível	3
Brandão & Milà i Canals (2013)	Não	Sim	Transparente	Acessível	5
Garrigues et al. (2013)	Não	Sim	Transparente	Acessível	4
Núñez et al. (2013)	Não	Sim	Transparente	Acessível	3
Saad, Koellner, Margni (2013)	Não, contudo está relacionado ao projeto IMPACT World+	Sim	Transparente	Acessível	5
Arbault et al. (2014)	Não, contudo utiliza o modelo GUMBO reconhecido na área de serviços ecossistêmicos	Não	Transparente	Limitada acessibilidade	1

Por fim, o Quadro 43 apresenta a classificação atribuída a cada modelo de caracterização de acordo com a Disponibilidade de fatores de caracterização para o Brasil.

Quadro 43 - Classificação quanto ao critério disponibilidade de FC para o Brasil.

Modelo de caracterização	Disponibilidade de FC para o Brasil	Pontuação
Wagendorp et al. (2006)	Não	1
Milà i Canals et al. (2007a,b)	Não	1
Beck et al. (2010)	Não	1
Muller-Wenk & Brandão (2010)	Sim, para biomas	5
Muñoz; Campra; Fernandez-Alba (2010)	Não	1
Nuñez et al. (2010)	Sim, para ecorregiões	5
Saad et al. (2011)	Não	1
Oberholzer et al. (2012)	Não	1
Brandão & Milà i Canals (2013)	Sim, para regiões climáticas	5
Garrigues et al. (2013)	Não	1
Nuñez et al. (2013)	Sim, para grids (5 arcmin = aproximadamente 10 x10 km ²)	5
Saad, Koellner, Margni (2013)	Sim, para biomas e classificação de Holdridge	5
Arbault et al. (2014)	Não	1

As informações sobre cada modelo de caracterização bem como considerações pertinentes às pontuações apresentadas nos Quadros 41, 42 e 43, são apresentadas a seguir.

9.3.1. Wagendorp et al. (2006)

O modelo de Wagendorp et al. (2006) apresenta uma proposta de avaliação de impactos do uso da terra através de termodinâmica (exergia). Dentro desta teoria, o modelo

tem, de certa forma, uma alta robustez científica porém, a teoria por trás do modelo (termodinâmica de ecossistemas) ainda é nova e não totalmente aceita na comunidade científica. Desta forma, este modelo apresentou nota média-alta (4) para o critério robustez científica.

O modelo apresenta FC apenas para uma região dos EUA e duas regiões da Bélgica, e os fluxos elementares são limitados e não seguem um padrão de nomenclatura. Assim, pontuou baixo (1) no critério escopo.

Finalmente, não são fornecidos FC globais e, apesar de ser um modelo que pode ser regionalizado, é possível que a regionalização global (e/ou para o Brasil) seja inconsistente, como mencionado pelos próprios autores no artigo. Desta forma, este modelo apresentou notas baixa (1), média-alta (4) e baixa (1) para os critérios escopo, robustez científica e regionalização, respectivamente. Desta forma, a pontuação final foi 2,0.

9.3.2. Milà i Canals et al. (2007a,b)

O modelo de Milà i Canals et al. (2007a,b) é um dos pioneiros na avaliação de impactos do uso da terra, em que se propõe o uso de um indicador único, que seria baseado no teor de MOS. Apesar de possuir FC para ocupação e transformação da terra, seguindo a nomenclatura para usos da terra, de acordo com a base de dados ecoinvent, os FC não possuem diferenciação espacial, sendo que foram criados FC genéricos, com base em alguns dados do Reino Unido, França e Espanha. Desta forma, o modelo recebeu nota média-alta (4) para escopo e nota baixa (1) para regionalização.

Por outro lado, o modelo possui elevada robustez científica, sendo ainda o recomendado para impactos do uso da terra no contexto europeu (ILCD, 2011), mas como está dividido em duas publicações (Milà i Canals et al., 2007a e 2007b), sendo que uma não é revisada por pares, o modelo recebeu nota média-alta (4) para robustez científica. Desta forma, o modelo apresentou nota final igual a 3,0.

9.3.3. Beck et al. (2010)

Beck et al. (2010) desenvolveram a ferramenta de cálculo operacional LANCA® (Land Use Indicator Calculation Tool), a partir do método desenvolvido por Baitz (2002), que permite a avaliação das mudanças na qualidade do solo devido a intervenções de ocupação e transformação. Envolvendo os serviços de provisão e regulação, os indicadores de ponto médio sugeridos por Beck et al. (2010) são: resistência à erosão, filtração mecânica, filtração físico-química, reposição de águas subterrâneas e produção biótica.

Apesar de ter um escopo amplo no que se refere aos diferentes impactos causados,

tanto pela ocupação quanto pela transformação em diferentes classes de uso da terra, os autores não fornecem FC para aplicação, não sendo, portanto, operacional. Logo, o critério escopo foi classificado como Médio-Baixo (2).

De maneira geral, o modelo de caracterização e suas equações têm embasamento científico na área correlata, sendo transparente e acessível. No entanto, são solicitados ao usuário dados de entrada relativos às condições específicas do solo e clima do local. Além disso, apesar de algumas informações estarem disponíveis a partir de bancos de dados públicos, existem variáveis, como os fatores de correção utilizados pelos autores, que não são claros e transparentes. Assim o critério de robustez científica recebeu nota Média-Alta (4).

Quanto ao critério regionalização, o modelo recebeu nota baixa (1) devido à falta de FC que incluam o Brasil. Assim, o modelo proposto por Beck et al. (2010) teve nota final 2,3.

9.3.4. Muller-Wenk e Brandão (2010)

O estudo lida com a liberação e armazenamento de carbono na vegetação e no solo e seu impacto climático. O foco principal do estudo é a influência do uso da terra sobre as transferências de CO₂ entre atmosfera e terra (incluindo solo e vegetação). Assim, o indicador do impacto (ponto médio) é expresso em tonelada de CO₂, o que significa que o indicador de impacto tradicionalmente utilizado na ACV para as emissões fósseis (potencial de aquecimento global), também é aplicável para os impactos climáticos do uso da terra.

Trata-se de um modelo operacional, de abrangência global, que trata de uma importante via de impacto. No entanto, abrange um número limitado de tipos de uso da terra (pasto, áreas artificiais e culturas de modo genérico), o que implicou em uma classificação Médio-Alto (4) para o critério escopo.

Apesar do seu embasamento científico, baseado principalmente em estudos do IPCC, ainda existem limitações quanto aos dados disponíveis sobre o teor de carbono na vegetação e no solo, e dados sobre as transferências de carbono para a atmosfera, devido a determinados tipos de uso da terra. O processo para estimar o carbono emitido devido ao uso da terra é apresentado ao longo do texto, porém, não são apresentadas as equações matemáticas usadas na modelagem. Ademais, os autores se baseiam no IPCC, mas fazem uso de hipóteses simplificadas. Assim, devidos às limitações quanto à transparência e acessibilidade das variáveis, o critério de robustez científica recebeu uma classificação Média (3). No que se refere ao último critério, regionalização, os autores desenvolveram FC para biomas globais, podendo ser aplicado em alguns biomas brasileiros, obtendo classificação alta (5). A pontuação final do modelo foi 4,0.

9.3.5. Muñoz et al. (2010)

O modelo proposto por Muñoz et al. (2010) traz uma abordagem inovadora e interessante, na qual considera alterações no albedo devido a transformações no uso da terra. De maneira geral, estas alterações trazem um benefício ambiental para a categoria de impacto de mudanças climáticas, que pode ser relevante em alguns casos específicos. A aplicação deste modelo pode ter maior relevância para países/regiões em que a produção agrícola em estufas seja significativa uma vez que as alterações em albedo são mais significativas nesta tecnologia de produção agrícola.

A abordagem trazida pelos autores possui robustez científica, sendo suas equações e variáveis acessíveis, além de demonstrar a necessidade de mais estudo (para criação de FC) para a avaliação do potencial de aquecimento global nos sistemas de produtos. Porém, os autores criam FC apenas para o seu estudo de caso na Espanha, e não para outros fluxos elementares e/ou regiões do planeta; portanto, o modelo não é aplicável no Brasil além de ainda não ser completamente operacional para ACV. Devido a esses motivos, o modelo recebeu notas média-baixa (2), média-alta (4) e baixa (1) para escopo, robustez científica e regionalização, respectivamente. Desta forma, sua pontuação final foi 2,3.

9.3.6. Nuñez et al. (2010)

Nuñez et al. (2010) desenvolveram uma metodologia de AICV para avaliar o impacto ambiental local de desertificação. Os autores selecionaram quatro variáveis físicas para indicar o impacto da desertificação (ponto médio), devido às diferentes atividades humanas durante certo período de tempo: índice de aridez, erosão, superexploração de aquíferos e risco de incêndio.

O modelo tem abrangência de aplicação global. No entanto, não são calculados FC para os diferentes tipos de uso da terra, mas sim para as ecorregiões de modo geral. Desta forma, o critério escopo recebeu pontuação médio-baixo (2).

Quanto à robustez científica, o modelo não faz parte de um método de AICV reconhecido e não apresenta uma cadeia de causa-efeito que explique a relação das variáveis estudadas. Contudo, as equações e variáveis são acessíveis e transparentes, justificando a classificação média (3) recebida.

Por fim, o critério regionalização recebeu classificação alta (5), visto que Nuñez et al. (2010) disponibilizam FC aplicáveis ao Brasil, sendo ecorregiões adotadas como unidades espaciais. A pontuação final conforme os critérios avaliados foi de 3,3.

9.3.7. Saad et al. (2011)

Saad et al. (2011) desenvolveram o modelo e FC espacialmente diferenciados para o Canadá, em diferentes escalas regionais e avaliaram a extensão de sua variabilidade espacial. Para tanto, selecionaram quatro indicadores de impacto potencial para descrever os serviços ambientais, definidos no âmbito do uso da terra: resistência à erosão; filtração físico-química; filtração mecânica; e recarga de águas subterrâneas.

Para o cálculo dos FC, Saad et al. (2011) utilizaram o modelo de cálculo LANCA®, de maneira que os parâmetros da qualidade do solo foram calculados para sete tipos de uso da terra e para cada unidade das três escalas de resolução (genérico do Canadá, 15 eozonas e 193 ecorregiões canadenses).

Considerando que os autores apresentaram um modelo operacional, de alta diferenciação entre os tipos de uso da terra, contudo, com a abrangência de aplicação focada no Canadá, o critério escopo recebeu pontuação Médio-Baixo (2).

No que diz respeito à robustez científica, Saad et al. (2011) apresentam a cadeia de causa-efeito, as equações e as variáveis. Além disso, o modelo foi desenvolvido a partir da ferramenta LANCA® e faz parte do projeto Impact World+, reconhecido pela comunidade científica de ACV. Desta forma, o critério recebeu classificação Alta (5).

Já na análise do critério regionalização, observa-se que não existem fatores de caracterização aplicáveis no país, visto que os autores tiveram como foco parâmetros específicos e ecorregiões do Canadá, o que levou a uma classificação baixa (1). Logo, a pontuação final do modelo foi de 2,6.

9.3.8. Oberholzer et al. (2012)

Oberholzer et al. (2012) desenvolveram um modelo multi-indicador focando em propriedades do solo, a saber: profundidade de enraizamento; volume dos macroporos; estabilidade de agregados; carbono orgânico; metais pesados; poluentes orgânicos; biomassa; biomassa microbiana e atividade microbiana. Os autores também utilizaram indicadores como risco de erosão e risco de compactação.

Esse modelo foi desenvolvido para sistemas de produção agrícola (não incluindo outros tipos de uso da terra). Apesar de abordar diferentes indicadores de qualidade do solo, não são desenvolvidos FC para as diferentes regiões do mundo. Desta forma, o critério escopo recebeu nota baixa (1).

O modelo recebeu nota média (3) para o critério robustez científica visto que trata-se de um modelo que pertence a um método de AICV reconhecido, principalmente na Suíça, denominado SALCA-SQ (Oberholzer et al., 2012). Entretanto, existe limitações quanto

à transparência das equações utilizadas na modelagem e ao método de obtenção das variáveis que compõem o modelo.

O critério regionalização recebeu nota baixa (1) devido a ausência de FC para o Brasil. Embora o modelo possa ser aplicado em nível de propriedade agrícola, o modelo requer a realização de diversas análises de qualidade do solo que impossibilita a geração de fatores e sua disponibilização à comunidade de ACV. Entretanto, o modelo pode ser utilizado em estudos de caso específicos de culturas agrícolas requerendo o levantamento de dados em campo.

A pontuação final atribuída ao modelo de Oberholzer et al. (2012) foi de 1,6.

9.3.9. Brandão e Milà i Canals (2013)

Neste modelo, os autores sugerem o uso das mudanças no teor de matéria orgânica no solo (MOS), expresso pelo carbono orgânico do solo (COS) como um indicador para o Potencial de Produção Biótica (PPB). Em suma, o impacto do uso da terra no PPB é dado em função de três parâmetros: alteração no teor de matéria orgânica, área e tempo. O impacto é medido como um déficit de carbono (ou crédito, expresso por valores negativos) com a unidade [kg.C.ano], referindo-se à quantidade de carbono adicional, temporariamente presente ou ausente do solo devido à ocupação, em relação a um sistema de referência.

O modelo recebeu avaliação alta (5) nos três critérios de avaliação. Para escopo, possui FC para impactos de ocupação e transformação da terra e, ainda, é diferenciado para diferentes usos para agricultura, além de outros usos da terra (p.ex., pastagem). O modelo foi desenvolvido com base em Milà i Canals et al. (2007a,b), que é o recomendado por ILCD (2011) para impactos do uso da terra e, portanto evidencia-se a qualidade do trabalho. Ainda, é baseado em dados do IPCC e as equações e variáveis utilizadas são bem descritas no trabalho. Finalmente, para o critério regionalização, o modelo possui FC em nível global, sendo que para o território brasileiro, os FC são regionalizados em nível de bioma, apresentando quatro valores diferentes. Desta forma, a pontuação final obtida foi 5,0.

9.3.10. Garrigues et al. (2013)

Garrigues et al. (2013) abordam uma via de impacto até então não incluída nos estudos de ACV, de compactação do solo, relacionada aos serviços de regulação. No entanto, trata-se de um modelo desenvolvido para sistemas de produção agrícola (não incluindo outros tipos de uso da terra). Não é operacional, ou seja, não são fornecidos FC, apenas um caso com exemplificação. Assim sendo, o modelo recebeu pontuação baixa (1) no critério escopo.

Quanto ao critério robustez científica, foi pontuado como média-alta (4), visto que as premissas do modelo estão bem documentadas e, apesar de não fazer parte de uma metodologia de AICV reconhecida, os autores utilizam métodos já empregados na temática de qualidade do solo. Apesar disso, são necessários outros modelos para dar suporte ao estudo, citados ao longo do texto, mas que não estão referenciados. Outras limitações quanto à transparência foram identificadas, incluindo dados referenciados como comunicação pessoal, impossibilitando o acesso por terceiros.

De modo geral, o modelo é regionalizável pois permite a coleta de informações detalhadas sobre o sistema de produção, como o tipo de cultura, dados das operações com maquinário, tipo de solo e clima local ou regional. Entretanto, esses fatores devem ser coletados caso a caso não sendo viável seu cálculo a priori para disponibilização à comunidade de ACV. Os autores não desenvolveram FC para o Brasil, de forma que o critério regionalização recebeu nota baixa (1). Logo, a pontuação final do modelo de Garrigues et al. (2013) foi 2,0.

9.3.11. Nuñez et al. (2013)

Este modelo trata de impactos relacionados à erosão devido ao uso da terra. Ele se utiliza da equação universal de perda de solo para avaliar as consequências destes impactos em duas AoP, recursos e qualidade de ecossistemas, sendo que os impactos na saúde humana, apesar de consideradas na relação causa-efeito, não foram modelados. Desta forma, este modelo utiliza uma abordagem em ponto final para gerar os FC, através da quantidade de energia (MJ de energia solar) necessária para formação de solo (AoP recursos) e através da alteração na produção primária líquida, que tem relação direta com a perda de biodiversidade (AoP qualidade de ecossistemas).

O modelo possui FC apenas para ocupação da terra, e não para transformação. Assim, o critério escopo recebeu nota média (3). Os autores consideram que os diferentes tipos de uso da terra devem ser levados em consideração na etapa de ICV, para calcular a quantidade de solo erodida e de SOC perdido. Portanto, essa informação deverá estar no ICV, que irá ser usada para multiplicar pelos FC regionalizados do modelo. Este processo dificulta a operacionalização do modelo de AICV.

Ainda, o modelo apresenta dois pontos críticos: (1) ao utilizar indicadores não tradicionais para ponto final em ACV, dificulta o seu uso em conjunto com outros modelos (p.ex., Brandão e Milà i Canals (2013)); e (2) os FC estão disponíveis em uma baixa resolução espacial (aproximadamente 10 x 10 km²) e não estão (ainda) agrupados por regiões, biomas, países, etc. (escalas maiores), podendo comprometer a aplicabilidade do modelo. Por estas razões, o modelo recebeu nota média (3) para robustez científica e alta (5) para regionalização. Assim, sua pontuação final foi de 3,6.

9.3.12. Saad et al. (2013)

Saad et al. (2013) apresentam uma abordagem ampliada do método proposto por Beck et al. (2010) e Saad et al. (2011), de maneira a fornecer FC globais, abordando os impactos do uso da terra sobre os mesmos indicadores de serviços ecossistêmicos (resistência a erosão, recarga de águas subterrâneas, filtração físico-química e mecânica).

Os autores apresentam um modelo operacional, com indicadores de ponto médio, mas com FC com abrangência de aplicação global. Contudo, verifica-se que o número de tipos de uso da terra ainda é limitado, o que justifica a pontuação do critério escopo como média-alta (4).

Semelhante ao verificado em Saad et al. (2011), o critério robustez científica recebeu pontuação alta (5), visto a transparência do modelo e suas variáveis, seu embasamento científico e reconhecimento na comunidade científica.

Por fim, o critério de regionalização também recebeu pontuação alta (5), uma vez que os autores disponibilizam FC espacialmente diferenciados para todo o globo, envolvendo biomas terrestres encontrados no Brasil. Assim, a pontuação final do modelo foi 4,6.

9.3.13. Arbault et al. (2014)

Arbault et al. (2014) reconhecem a necessidade de modelos integrados para serviços ecossistêmicos, considerando as interações dinâmicas entre a tecnosfera e a biosfera. Assim, o estudo é um avanço metodológico na área, demonstrando a viabilidade do uso da perspectiva de modelagem dinâmica de sistemas terrestres, a fim de obter FC para cenários específicos e temporalmente dependentes.

Ao analisar o critério escopo, observa-se que apesar da relevância da adoção de uma avaliação dinâmica e integrada, trata-se de uma nova abordagem conceitual, não havendo FC disponíveis para uso. Assim, o modelo recebeu uma nota baixa (1).

Quanto ao critério robustez científica, o modelo de Arbault et al. (2014) não faz parte de um método de AICV reconhecido, embora os autores tenham adotado o modelo GUMBO, já utilizado na área de serviços ecossistêmicos. Contudo, ao analisar a transparência e acessibilidade dos dados dos modelos, verificou-se limitações quanto ao acesso a informações sobre as variáveis do modelo, o que levou a uma nota baixa (1).

Por fim, o critério regionalização também obteve pontuação baixa, uma vez que o modelo não tem FC para o Brasil, sendo uma abordagem conceitual. Desta maneira, a nota final do modelo foi 1.

9.4. Recomendações

O Quadro 43 apresenta a pontuação final de cada modelo de caracterização, obtido por média simples das pontuações para cada critério.

Quadro 44 - Pontuação final de cada modelo de caracterização para impactos aos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra.

Modelo de caracterização	Pontuação final
Arbault et al. (2014)	1,0
Beck et al. (2010)	2,3
Brandão e Milà i Canals (2013)	5,0
Garrigues et al. (2013)	2,0
Milà i Canals et al. (2007a,b)	3,0
Muller-Wenk e Brandão (2010)	4,0
Muñoz; Campra; Fernandez-Alba (2010)	2,3
Nuñez et al. (2010)	3,3
Nuñez et al. (2013)	3,6
Oberhulzer et al. (2012)	1,6
Saad et al. (2011)	2,6
Saad, Koellner, Margni (2013)	4,6
Wagendorp et al. (2006)	2,0

A partir dos resultados obtidos, apresentados no Quadro 43 e discutidos na seção anterior, pode-se observar que os modelos de Brandão e Milà i Canals (2013) e Saad, Koellner, Margni (2013) obtiveram as maiores pontuações, sendo dentre os avaliados, os mais recomendados para o uso em estudos de ACV conduzidos no Brasil.

É importante salientar que a diversidade de consequências ambientais decorrentes de atividades do uso da terra e, portanto, a existência de diferentes vias de impacto relacionadas aos serviços ecossistêmicos, justifica a recomendação de mais de um modelo de caracterização de ponto médio para tal categoria. Desta forma, o modelo de Brandão e Milà i Canals (2013) foi o mais recomendado para a avaliação de impactos sobre a produção biótica, enquanto o modelo de Saad, Koellner, Margni (2013) para a avaliação de impactos sobre as funções ecológicas do solo (resistência à erosão, regulação e purificação da água).

9.5. Perspectivas futuras

Durante a análise foi observado que, em seis publicações foram apresentados avanços metodológicos conceituais, mas sem a disponibilização de FC para uso na ACV. Dentre eles, vale destacar alguns modelos, como de Muñoz; Campra; Fernandez-Alba (2010), Garrigues et al. (2013) e Wagendorp et al. (2006), os quais demonstraram grande potencial para serem aprimorados e aplicados para obtenção de FC. Neste sentido, estudos futuros devem ser conduzidos, não só com o objetivo de obter os dados necessários para aplicação regionalizada de tais modelos, mas também para analisar a aceitação destes novos indicadores por parte dos usuários da ACV.

Além disso, verifica-se que, apesar do grande avanço no tema e das diversas publicações relacionadas aos impactos do uso da terra, até o momento não existe um consenso na comunidade científica sobre a avaliação dos impactos nos serviços ecossistêmicos na ACV. Reconhecendo tal lacuna, a Iniciativa do Ciclo de Vida da UNEP/SETAC terá como um dos objetos de pesquisa, os danos aos serviços ecossistêmicos na segunda etapa do projeto intitulado “*Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators and Methods*”. Tal iniciativa prova que a integração do conceito de serviços ecossistêmicos na ACV é um tema em evolução e de grande interesse das partes interessadas.

9.6. Considerações finais

Observa-se que os modelos de caracterização analisados pela RAICV são altamente heterogêneos, abrangendo diferentes indicadores e vias de impacto. Desta forma, estudos futuros devem ser direcionados a avaliação da dupla contagem de informações, bem como propor metodologias para agregação dos indicadores.

A aplicabilidade dos modelos requer FC associados a fluxos de inventário de uso da terra (ocupação e, ou transformação). Neste sentido, foi verificado que dos 13 modelos analisados, apenas sete já são operacionais e dispõem FC para aplicação em estudos de ACV.

Destes modelos operacionais, considerando o contexto brasileiro, recomendou-se os modelos de Brandão e Milà i Canals (2013) e Saad, Koellner, Margni (2013) para avaliação de impactos do uso da terra relacionados aos serviços ecossistêmicos de provisão e regulação, respectivamente.

Por fim, considerando que a avaliação de impactos do uso da terra encontra-se em amplo debate, existindo ainda muitos modelos conceituais de grande potencial de aplicabilidade na ACV, sugere-se também realizar novamente esta análise no futuro, acompanhando o desenvolvimento metodológico nesta área do conhecimento nos próximos anos.

Referências bibliográficas

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Texto para Discussão. IE/UNICAMP: Campinas, n. 155, fev. 2009.

ARBAULT, D.; RIVIÈRE, M.; RUGANI, B.; TIRUTA-BARNA, L. Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. *Science of the Total Environment*, v. 472, p. 262–272, 2014.

BECK, T.; BOS, U.; WITTSTOCK, B.; BAITZ, M.; FISCHER, M.; SEDLBAUER, K. LANCA—land use indicator value calculation in life cycle assessment. Fraunhofer, Stuttgart, 2010.

BRANDÃO, M.; MILÀ I CANALS, L. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 6, p. 1243-1252, 2013.

CHOUDHURY, K.; JANSEN, L. J. M. Terminology for Integrated Resources Planning and Management. Rome: Food and Agriculture Organization of the United States; Land and Water Development Division, 1999.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R. de; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.;

LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, PAUL; VAN DER BEL, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.

DALY, H.E.; FARLEY, J. *Ecological Economics: principles and applications*. Island Press, Washington, DC, 2004.

DE GROOT, R.S.; WILSON, M.A.; BOUMAN, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem services, goods and services. *Ecological Economics* 41,393-408, 2002.

EHRLICH, P.R.; MOONEY, H. A. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *Bio-Science* 33 (4): 248-254, 1983.

GARRIGUES, E.; CORSON, M. S.; ANGERS, D. A.; van de Werf, H. M.G.; WALTER, C. Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 7, p. 1316-1324, 2013.

GOEDKOOP, M. J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; De SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; Van ZELM, R. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition (revised). Report I: Characterisation. Ruimte em Milieu Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. 2013.

HAUSCHILD, M.; POTTING, J. Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. Copenhagen, 2005.

INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM (ILCD). European Commission Joint Research Centre (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD). Handbook-Recommendations for Life Cycle Assessment in the European context. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2011.

KOELLNER, T.; de BAAN, L.; BECK, T.; BRANDÃO, M.; CIVIT, B.; GOEDKOOP, M.; WITTSTOCK, B. (2013). Principles for life cycle inventories of land use on a global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1203-1215.

LINDEIJER, E. et al. Impact assessment of resources and land use. Udo de Haes et al. *Life cycle impact assessment: Striving towards best practice*. SETAC, Pensacola, Florida, 2002.

MEA. Millennium ecosystem assessment. (2005) Ecosystems and human well-being: current state and trends. Island Press, Washington.

MILÀ I CANALS, L. Contributions to LCA methodology for agricultural systems: Site dependency and soil degradation impact assessment. 250p. Tese (Doutorado em Ciències Ambientais) Universidad Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003.

MILÀ I CANALS, L.; BAUER, C.; DEPESTELE, J.; DUBREUIL, A.; GAILLARD, G.; MICHELSEN, O.; MÜLLER-WENK, R.; RYDGREN, B. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 12, n. 1, p. 5-15, 2007.

MILÀ I CANALS, L.; ROMANYA, J.; COWELL, S. J. Method for assessing impacts on life cycle support functions (LSF) related to the use of fertile land in life cycle assessment *J. Clean. Prod.*, 15 (15), p. 1426–1440, 2007a.

MILÀ I CANALS, L.; MUNOZ, I.; McLAREN, S.J. LCA methodology and modelling considerations for vegetable production and consumption. Center for Environmental Strategy (CES), University of Surrey. Guildford, UK, 2007b.

MÜLLER-WENK, R.; BRANDÃO, M. Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation soil and air. *Int J Life Cycle Assess* 15:172–182, 2010.

MUNOZ, I.; CAMPRA, P.; FERNANDEZ-ALBA, A. R. Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 7, p. 672–681, 2010.

NUNEZ, M., CIVIT, B.; MUÑOZ, P.; ARENA, A. P.; RIERADEVALL, J.; ANTÓN, A. Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 1, p. 67-78, 2010.

NUNEZ, M.; ANTÓN, A.; MUÑOZ, P.; RIERADEVALL, J. Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops in Spain. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 4, p. 755–767, 2013.

OBERHOLZER, H.-R.; KNUCHEL, R. F.; WEISSKOPF, P.; GAILLARD, G. A novel method for soil quality in life cycle assessment using several soil indicators. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 32, n. 3, p. 639–649, 2012.

SAAD, R.; MARGNI, M.; KOELLNER, T.; WITTSTOCK, B.; DESCHÊNES, L. Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(3), 198-211. 2011.

SAAD, R.; KOELLNER, T.; MARGNI, M. Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 6, p. 1253-1264, 2013.

WAGENDORP, T.; GULINCK, H.; COPPIN, P.; MUYS, B. Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. *Energy*, v. 31, n. 1 SPEC. ISS, p. 112-125, 2006.

A decorative horizontal wavy line in a light gray color spans across the middle of the page, passing behind the large number '10'.

10

Conclusões

Autores

Cássia Maria Lie Ugaya

José Adolfo de Almeida Neto

Rodrigo A. F. Alvarenga

Maria Cléa Brito de Figueiredo

Natalia Crespo Mendes

Jéssyca Mariana de Oliveira

Ana Laura Raymundo Pavan

Leandro Andrade Pegoraro

10. Conclusões

A pesquisa realizada pela RAICV avaliou oitenta modelos de caracterização, acarretando na recomendação para as categorias de impacto de acidificação, eutrofização, RAM, recursos abióticos, escassez hídrica, recursos bióticos e serviços ecossistêmicos a serem utilizados em estudos de ACV no Brasil.

Os estudos mostraram que os níveis de desenvolvimento dos modelos são diferentes em virtude da característica específica de cada categoria de impacto. Por exemplo, enquanto a categoria de escassez hídrica apresenta modelos com diferenciação espacial e temporal, na categoria depleção de recursos, por se tratar de uma categoria de âmbito global, não se considerou necessária a regionalização dos modelos de avaliação de impacto.

Para a categoria de acidificação terrestre, apesar da maioria dos modelos de caracterização disponíveis terem sido desenvolvidos para aplicação em regiões específicas da Europa, América do Norte e Japão, já existem métodos de AICV que adotam modelos com fatores de caracterização desenvolvidos para a aplicação global.

No caso da categoria de serviços ecossistêmicos, a diversidade de efeitos decorrentes do uso da terra resultou em uma grande variedade de modelos de caracterização, não havendo consenso científico para recomendação de apenas um, mas o uso de um conjunto de indicadores.

Para a categoria de recursos bióticos, os modelos são restritos a recursos pesqueiros e madeireiros, o que implica na necessidade de pesquisas futuras.

Cabe ainda destacar que as recomendações foram realizadas para cada categoria de impacto e não indicam, obrigatoriamente, que as categorias de impacto estejam totalmente alinhadas entre si. Sendo assim, especial atenção deve ser dada ao usuário que utilizar os modelos indicados, e seus respectivos fatores de caracterização, conjuntamente.

Apesar de terem sido realizadas recomendações sobre os modelos mais apropriados para o contexto brasileiro, notou-se, em muitos casos, a necessidade do aumento de estabilidade dos modelos, por exemplo, com a obtenção de fatores de caracterização regionalizados e a inclusão de informações acerca das incertezas.

Além disso, em virtude do surgimento de novos modelos ou da alteração dos existentes, é necessário que as recomendações sejam revisadas periodicamente..

Referências bibliográficas

RAICV (2017). Rede de Pesquisa em AICV. Disponível em: <http://raicvbrasil.wixsite.com/raicv/temas-de-trabalho>



A Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) é uma rede de pesquisadores de diferentes instituições engajados no desenvolvimento e aprimoramento dos modelos de AICV no Brasil. A RAICV foi fundada em 2014 por membros da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Universidade de São Paulo (USP-São Carlos), Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE), Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e Instituto Federal Sul Riograndense (IFSUL).

<https://raicvbrasil.wixsite.com/raicv>

