



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 – Volume II

Organizadores

Cássia Maria Lie Ugaya
Marcell Mariano Corrêa Maceno
Yara de Souza Tadano

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 – Volume II

Organização

Cássia Maria Lie Ugaya
Marcell Mariano Corrêa Maceno
Yara de Souza Tadano

Autoria

Ana Paula Coelho Sampaio
Cássia Maria Lie Ugaya
Diogo Aparecido Lopes Silva
Edilene Pereira Andrade
Flávio José Simioni
Gabriela Giusti
Henrique Leonardo Maranduba
José Adolfo de Almeida Neto
José Paulo Pereira das Dores Savioli
Julianna Crippa
Kelly Félix Olegário
Luciano Brito Rodrigues
Edilene Pereira Andrade
Maíra Caetano de Andrade
Marcell Mariano Corrêa Maceno
Maria Cléa Brito de Figueirêdo
Kílvia de Freitas Alves
Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga
Sandy Bernardi Falcadi Tedesco Girotto
Tatiane Barreto de Carvalho
Thaís Lana Pilz
Yara de Souza Tadano



Brasília, DF
2023



PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA

Luiz Inácio Lula da Silva
Presidente da República

Geraldo José Rodrigues Alckmin Filho
Vice-Presidente da República

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO

Luciana Santos
Ministra da Ciência, Tecnologia e Inovação

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Diretor
Tiago Emmanuel Nunes Braga

Coordenador-Geral de Tecnologias de Informação e Informática
Alexandre Faria de Oliveira

Coordenador-Geral de Informação Científica e Técnica
Washington Luis R. de Carvalho Segundo

Coordenadora-Geral de Informação Tecnológica e Informação para a Sociedade
Cecília Leite

Coordenador de Tecnologias Aplicadas
Marcel Garcia de Souza

REDE DE PESQUISA DE AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA

Coordenação: Profa. Yara de Souza Tadano, PhD

Vice-coordenação: Prof. Marcell Mariano Corrêa Maceno, PhD

Integrantes:

Ana Laura Raymundo Pavan
Ana Paula Coelho Sampaio
Cássia Maria Lie Ugaya
Diogo Aparecido L. Silva
Edilene Pereira Andrade
Elaine Garcia de Lima
Gabriela Giusti
Henrique Leonardo Maranduba
José Adolfo de Almeida Neto
Kelly Félix Olegário

Leandro Andrade Pegoraro
Luciano Brito Rodrigues
Maíra Caetano de Andrader
Marcell Mariano C. Maceno
Maria Cléa Brito de Figueirêdo
Natalia Crespo Mendes
Sandy Bernardi F. Tedesco Girotto
Thaísa Lana Pilz
Yara de Souza Tadano



© 2023 Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia

Esta obra é autorizada por uma licença Creative Commons – Atribuição CC BY 4.0, sendo permitida a reprodução parcial ou total, desde que mencionada a fonte.

Produção Editorial

Janinne Barcelos

Revisores

Ana Laura Raymundo Pavan

Leandro Andrade Pegoraro

Natalia Crespo Mendes

Formatação

Sandy Bernardi Falcadi Tedesco Giroto (UDESC)

Revisão Gramatical e Normalização

Larissa Vieira Patrocínio de Araújo

Design Gráfico, Diagramação e Ilustrações

Renato Palet

Organizadores

Cássia Maria Lie Ugaya

Marcell Mariano Corrêa Maceno

Yara de Souza Tadano

Autores

Paula Coelho Sampaio

Cássia Maria Lie Ugaya

Diogo Aparecido Lopes Silva

Edilene Pereira Andrade

Flávio José Simioni

Gabriela Giusti

Henrique Leonardo Maranduba

José Adolfo de Almeida Neto

José Paulo Pereira das Dores Savioli

Julianna Crippa

Kelly Félix Olegário

Luciano Brito Rodrigues

Edilene Pereira Andrade

Maira Caetano de Andrade

Marcell Mariano Corrêa Maceno

Maria Cléa Brito de Figueirêdo

Kílvia de Freitas Alves

Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga

Sandy Bernardi Falcadi Tedesco Giroto

Tatiane Barreto de Carvalho

Thaísa Lana Pilz

Yara de Souza Tadano

Ficha catalográfica elaborada por Priscila Rodrigues dos Santos CRB1/3381

R311 Recomendação de Modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro – Volume II / organizadores: Cássia Maria Lie Ugaya; Marcell Mariano Corrêa Maceno; Yara de Souza Tadano; autores: Ana Paula Coelho Sampaio... [et al.]. – Brasília: Ibict, 2023.

Modo de acesso: World Web Wide.

Formato de arquivo: Portable Document File (PDF).

ISBN: 978-65-89167-88-4

1. Avaliação do Ciclo de Vida. 2. Desempenho socioambiental. 3. Meio ambiente. 4. Produtos e serviços. I. Ugaya, Cássia Maria Lie. II. Maceno, Marcell Mariano Corrêa. III. Tadano, Yara de Souza. IV. Tadano, Yara de Souza. V. Título

CDD 372.357

CDU 502/504

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é potencialmente a técnica mais robusta e transparente para avaliar o desempenho socioambiental de produtos, serviços, processos e organizações. A ACV vem sendo desenvolvida há quase 60 anos, sobretudo em países europeus e norte-americanos. No Brasil, a ferramenta tem sido empregada em diversos setores, desde a pesquisa acadêmica, passando pela aplicação na indústria até o suporte à elaboração de políticas públicas.

Apesar de o Brasil ser uma referência mundial na pesquisa e uso da ACV, há ainda alguns desafios regionais a serem vencidos. São poucos os Inventários do Ciclo de Vida (ICVs) representativos dos produtos nacionais, faltam profissionais dedicados e os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) são, em sua maioria, desenvolvidos em um contexto diferente das características das regiões tropicais, como é o caso do Brasil.

Essa situação geográfica pode levar ao enviesamento dos resultados dos estudos de ACV, requerendo sempre maior dedicação à compreensão das incertezas dos resultados. Por isso, esforços têm sido realizados por pesquisadores e profissionais brasileiros de ACV para a identificação e/ou customização de métodos de AICV para a realidade brasileira. Tais esforços culminaram na criação da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV). A rede atua desde 2014 e agrega profissionais de diversas instituições que se dedicam a desenvolver e aprimorar os métodos AICV para o contexto nacional.

A RAICV já lançou em 2019 uma publicação com recomendações de modelos AICV para sete categorias de impacto. A presente obra, também editada pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - Ibict - traz novas recomendações e análises de modelos e métodos, além de atualizações da primeira edição.

A RAICV é reconhecida pela comunidade ACV nacional e serve de modelo para outros países e regiões que passam pelos mesmos desafios aqui apresentados. Trata-se de um trabalho contínuo e necessário que aumenta a qualidade da ACV brasileira. O Ibict tem imensa satisfação em continuar essa parceria para viabilizar o acesso ao rico e relevante trabalho da RAICV. Que esta publicação sirva de apoio às pesquisas em curso e às futuras, aumentando a transparência e a confiança da ACV brasileira. Felicitações aos organizadores e aos autores dessa obra, gratidão pela generosidade em desenvolver e compartilhar informação e conhecimento de relevância para a P&D do país.

Thiago O. Rodrigues
Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict)

Rede de Pesquisa em 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 classificado 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.

Em 2014, a Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) foi criada 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).

Atualmente, a RAICV conta com 19 integrantes das mais diversas instituições, além das já citadas no parágrafo anterior, sendo elas: Universidade Federal do Paraná (UFPR), Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), Universidade Estadual do Ceará (UECE) e Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB)

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 foi 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. Como segundo produto, a RAICV está publicando o volume II do Relatório de Recomendações de Modelos de Avaliação de Impacto para o Contexto Brasileiro, com recomendações de modelos de AICV para as categorias de impacto de danos à saúde por formação de material particulado e smog fotoquímico. Além disso, tem-se a apresentação de um método para escolha de métodos de ponderação e, regionalização e análise de incertezas para escassez hídrica e regionalização de fatores de caracterização para eutrofização de água doce.

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. Em decorrência disso, 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 e que reflitam as vulnerabilidades das regiões brasileiras.

Nesse 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.

Em 2019, a RAICV publicou o primeiro relatório de recomendação de modelos de AICV para o contexto brasileiro (Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo, 2019), em que foram recomendados modelos de caracterização para uso no contexto brasileiro para sete categorias de impacto: acidificação, eutrofização de água doce; modelo de contabilização de recursos (RAM); depleção de recursos abióticos; escassez hídrica; depleção de recursos bióticos; e serviços ecossistêmicos decorrentes do uso do solo.

Em continuidade aos trabalhos da RAICV, este segundo relatório visa recomendar modelos de caracterização para uso no contexto brasileiro para mais duas categorias de impacto: smog fotoquímico e danos à saúde por formação de material particulado, seguindo a mesma sistemática utilizada no primeiro relatório. Além disso, será apresentado um método para escolha de métodos de ponderação, auxiliando usuários de ACV na

obtenção de resultados de pontuação única em seus estudos. Para as categorias de escassez hídrica e eutrofização de água doce, avanços importantes foram realizados e neste relatório será apresentada a regionalização e análise de incertezas para escassez hídrica e regionalização de fatores de caracterização de ponto médio e ponto final para eutrofização de água doce.

Uma vez que apenas um modelo de caracterização foi recomendado para a categoria de smog fotoquímico, três opções foram recomendadas para danos à saúde por formação de material particulado, a depender do escopo do estudo de caso de interesse.

O Método de Seleção de Métodos de Ponderação em ACV (MSP-ACV) foi proposto, contando com 5 critérios, 5 questões e 13 sub-questões que auxiliarão usuários de ACV na seleção do método de ponderação a ser utilizado em seu estudo.

Os métodos regionalizados para escassez hídrica e eutrofização de água doce mostram que o uso de fatores de caracterização não-regionalizados pode levar à subestimação ou superestimação dos impactos ambientais potenciais.

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

Lista de figuras

Figura 1 - Cadeia de causa e efeito para a categoria de danos à saúde por formação de material particulado.....	25
Figura 2 - Pontuação dos FI.....	34
Figura 3 - Pontuação dos FE	36
Figura 4 - Cadeia de impacto da formação de smog fotoquímico	53
Figura 5 - Pontuação final dos modelos de caracterização avaliados.....	60
Figura 6 - Etapas metodológicas para a construção do MSP-ACV.....	67
Figura 7 - Etapas metodológicas da Revisão Sistemática de Literatura	71
Figura 8 - Mapa de localização da região de estudo	92
Figura 9 - Rotas de impacto para a eutrofização de água doce	98
Figura 10 - Análise de sensibilidade para os fatores de efeito (FE) de acordo com os diferentes níveis de agregação de riqueza de espécies: Global, Brasil e Ecorregião	101
Figura 11 - Comparação das bacias da ANA (UHEs e RHs) com as bacias do AWARE	113
Figura 12 - Divisão hidrogeográfica brasileira em RHs (representadas pelas cores) e UHEs (representadas pelos polígonos)	116
Figura 13 - Bacias do AWARE x UHE da ANA.....	124
Figura 14 - Mapa com regionalização de FCs (agrícolas, não-agrícolas e genéricos) por estado brasileiro	126
Figura 15 - PEH do cacau irrigado nos municípios da Bahia.....	127
Figura 16 – Desvio padrão mensal e anual por UHE.....	122
Figura 17 – Desvio padrão mensal e anual por RH.....	122

Lista de quadros

Quadro 1 - Modelos de caracterização para a categoria de impacto de danos à saúde por formação de material particulado	27
Quadro 2 - Avaliação do critério escopo para o FI.....	28
Quadro 3 - Avaliação do critério escopo para o FE	29
Quadro 4 - Avaliação do critério robustez científica para FI e EF	30
Quadro 5 - Avaliação do critério FI para o Brasil	31
Quadro 6 - Avaliação do critério FE para o Brasil	32
Quadro 7 - Análise dos modelos de caracterização e recomendação de uso para diferentes escopos de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida	38
Quadro 8 - Modelos de caracterização de AICV para smog fotoquímico.....	49
Quadro 9 - Procedimento de pontuação utilizado para análise dos modelos....	50
Quadro 10 - Critérios para comparação e seleção dos modelos de caracterização.....	52
Quadro 11- Principais características dos modelos de caracterização de AICV selecionados	54
Quadro 12 - Critérios para modelos de caracterização em nível de ponto médio	55
Quadro 13 – Critérios para modelos de caracterização para danos aos ecossistemas	57
Quadro 14 - Critérios para modelos de caracterização para danos à saúde humana	58
Quadro 15 - Protocolo da Revisão Sistemática da Literatura (RSL)	69

Quadro 16 - Critérios, questões de pesquisa e sub-questões para seleção de métodos de ponderação em ACV	72
Quadro 17 - Subquestões excluídas do método MSP-ACV e seus respectivos critérios de correspondência	74
Quadro 18 - Escala Likert elaborada para utilização no MSP-ACV.....	75
Quadro 19 - Lista de métodos de ponderação em AICV, com descrição e referência.....	79
Quadro 20 - Critérios, questões e subquestões componentes do método MSP-ACV	81
Quadro 21 - MSP-ACV com critérios, questões e subquestões, e mecanismo de cálculo	83
Quadro 22 - Pesos de cada critério obtidos por intermédio do método AHP, considerando-se o número de respondentes especialistas de seis.....	84
Quadro 23 - Fatores de destino mensais para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)	93
Quadro 24 - Fatores de destino agregados (médio, período seco e período chuvoso) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs).....	94
Quadro 25 – Resumo das variáveis utilizadas na determinação dos fatores de efeito para cada unidade hidrográfica estadual (UHE)	97
Quadro 26 - Fatores de caracterização de ponto médio para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs).....	100
Quadro 27 - Fatores de efeito (FE) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)	100
Quadro 28 - Fatores de caracterização de ponto final (FCfinal) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs).....	102
Quadro 29 - Limites de bacias adotados na regionalização do AWARE para o Brasil	117

Quadro 30 - Divisão qualitativa dos FCs das UHEs brasileiras em relação à escassez hídrica.....	118
Quadro 31 - Fatores de caracterização regionalizados para as RHs de janeiro a agosto.....	121
Quadro 32 - Fatores de caracterização regionalizados para as RHs de setembro a dezembro, default, agrícola e não-agrícola	122
Quadro 33 - Análise estatística descritiva das UHEs distribuídas nas RHs brasileiras	122
Quadro 34 - Comparação qualitativa entre fatores originais (AWARE) e regionalizados (AWARE-BR)	123
Quadro 35 - Comparação dos FCs agrícolas, não-agrícolas e genéricos AWARE e AWARE-BR	125
Quadro 36 - Método de obtenção e descrição de incertezas de entrada.....	136
Quadro 37 - Critérios de qualidade de dados para avaliação	138
Quadro 38 – Comparação de incertezas de entrada, saída e FC.....	141
Quadro 39 - Pontuação dos indicadores para avaliação qualitativa.....	142
Quadro 40 - Definições para condução de avaliação e propagação de incertezas	144

Lista de abreviaturas

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AHP	Analytic Hierarchy Process
AICV	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida
ANA	Agência Nacional de Águas
AoP	Area of Protection (Áreas de Proteção)
ASCV	Avaliação Social do Ciclo de Vida
BNR	Biotic Natural Resource
BRACV	Fórum Brasileiro de ACV
BRD	Biotic Resource Depletion
CML	Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, Holanda
CONMETRO	Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
COS	Carbono Orgânico do Solo
Ct	Catches for year t
DRE	Densidade de Riqueza de Espécies
EDIP	Environmental Design of Industrial Products
EPS	Environmental Priority Strategies
FC	Fator de Caracterização
FD	Fator de Destino
FE	Fator de Efeito
FI	Fator de Inalação
GWP	Global Warming Potential

Ibict	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
IPCC	Intergovernmental Panel Climate Change
JRC	Joint Research Centre
LEF	Linear Effect Model (Modelo de efeito linear)
LPY	Lost Potential Yields
MACD	Método multicritério de apoio à decisão
MOS	Matéria Orgânica no Solo
MSP-ACV	Método de Seleção de Métodos de Ponderação em ACV
MSY	Maximum Sustainable Yields
PBACV	Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida
PDF	Potencial de Desaparecimento de Espécies
PEA	Potencial de Eutrofização Aquática
PPB	Potencial de Produção Biótica
RAICV	Rede de estudos em Avaliação do Impacto no Ciclo de Vida
RAM	Resource Accounting Methods
RE	Riqueza de Espécies
RSL	Revisão Sistemática da Literatura
SAR	Sistema Nacional de Acompanhamento de Reservatórios
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
UHE	Unidade Hidrográfica Estadual
UNEP	United Nations Environment Programme

Sumário

1. Introdução.....	20
2. Danos à saúde por formação de material particulado.....	24
2.1. Introdução	24
2.2. Método	26
2.3. Resultados	33
2.4. Considerações finais	40
3. Smog Fotoquímico	47
3.1. Introdução	47
3.2. Método	48
3.3. Resultados	53
3.4. Considerações finais	61
4. Seleção de métodos de ponderação em ACV	66
4.1. Introdução	66
4.2. Método	67
4.3. Resultados	76
4.4. Considerações finais	84
5. Eutrofização de água doce.....	89
5.1. Introdução	89

5.2. Método	91
5.3. Resultados	99
5.4. Considerações finais	102
6. Escassez hídrica	108
6.1. Introdução	108
6.2. Método	109
6.3. Resultados	121
6.4. Considerações finais	128
7. Incertezas de fatores de caracterização de escassez hídrica para o Brasil	134
7.1. Introdução	134
7.2 Método	134
7.3 Resultados	139
7.4 Considerações finais	143
8. Conclusões	148



Introdução

Autores

Cássia Maria Lie Ugaya
Marcell Mariano Corrêa Maceno
Yara de Souza Tadano

1. Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) corresponde a uma técnica para avaliar os impactos ambientais potenciais de um sistema de produto em análise, por meio do levantamento de entradas e saídas e avaliar os impactos ambientais potenciais de um sistema de produto em análise (ABNT, 2009).

A ACV possui quatro fases: Objetivo e escopo; Análise de Inventário (ICV); Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); e Interpretação (ABNT, 2009). A terceira fase, AICV, objetiva estudar os impactos ambientais potenciais de um sistema de produto, utilizando para isso, os resultados da fase de ICV (ABNT, 2009). Esta fase compreende as etapas obrigatórias de: a) Seleção de categorias de impacto, indicadores e modelos de caracterização; b) Correlação de resultados do ICV; e c) Cálculo dos resultados dos indicadores de categoria. Ainda possui as etapas opcionais de Normalização, Ponderação e Agregação (ABNT, 2009).

O mecanismo ambiental da AICV compreende os fluxos elementares do ICV, as categorias de impacto de ponto médio, as categorias de danos de ponto final, e a pontuação única (De Souza, Teixeira e Ostermann, 2015).

Para a conversão do ICV em resultados numéricos de indicadores de categoria, chamada de caracterização, utilizam-se fatores de caracterização, obtidos por meio do uso de modelos que estabelecem a relação de causa (fluxos elementares) e os efeitos de impacto e/ou dano ao ambiente (Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo, 2019). A razão para esta conversão é traduzir os resultados para informações mais compreensíveis sobre impactos ambientais potenciais, no sentido de auxiliar no apoio à decisão para a tomada de ação no ciclo de vida em estudo.

Para que esse processo de “tradução” do impacto ambiental potencial seja feito de forma mais próxima da realidade, deve-se realizar uma seleção criteriosa de métodos de caracterização e indicadores de categoria. Para isso, deve-se considerar as características aparentes do ciclo de vida em análise, como uso excessivo de água, alto consumo energético, emissões gasosas significativas, entre outros. Apesar disso, a escolha do conjunto de categorias de impacto é dificultada, dada a variedade de métodos de caracterização existentes e também as características geográficas do ciclo de vida em análise, pois existem métodos com abordagem globalizada e com abordagem regionalizada.

Assim, esforços têm sido feitos por diversos pesquisadores no Brasil, em especial pela Rede de pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), para analisar, discutir e recomendar categorias de impacto para ACVs realizadas no contexto brasileiro e ainda propor a regionalização de determinadas categorias, como por exemplo a categoria de escassez hídrica.

Neste sentido, em 2019, a RAICV lançou o primeiro relatório de recomendação

de modelos de AICV para o contexto brasileiro (Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo, 2019). Esse relatório teve por objetivo estudar e recomendar, para o contexto brasileiro, o uso de modelos de caracterização para as seguintes categorias: acidificação, eutrofização de água doce; modelo de contabilização de recursos (RAM); depleção de recursos abióticos; escassez hídrica; depleção de recursos bióticos; e serviços ecossistêmicos decorrentes do uso do solo.

Como forma de continuidade dos trabalhos realizados pela RAICV para apoiar o uso e disseminação da técnica de ACV em estudos de impactos ambientais potenciais de produtos e serviços no contexto brasileiro, foi desenvolvido este segundo relatório da RAICV, com o intuito de recomendar o uso de modelos de caracterização para as categorias de smog fotoquímico e material particulado, seguindo a mesma sistemática utilizada para as demais categorias do primeiro relatório da RAICV (Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo, 2019). Um método para escolha de métodos de ponderação foi apresentado, visando apoiar o usuário de ACV na obtenção dos resultados de pontuação única em seus estudos. Além disso, foi realizada a regionalização e análise de incertezas para a categoria de escassez hídrica e regionalização de fatores de caracterização de ponto médio e ponto final para a categoria de eutrofização de água doce.

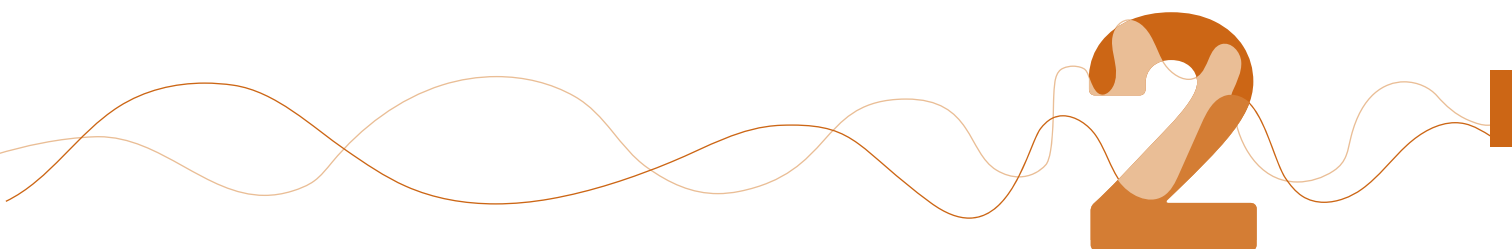
O capítulo 2 deste relatório foi apoiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo 2021/06685–1), pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) (Código Financeiro 001). Para os capítulos 4, 5 e 7, agradecimentos ao CNPq pela bolsa produtividade da autora Cássia Maria Lie Ugaya. O capítulo 6 foi apoiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB).

Referências bibliográficas

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). (2009). NBR ISO 14040. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro.

De Souza, D. M.; Teixeira, R. F. M.; Ostermann, O. P. (2015). Assessing biodiversity loss due to land use with Life Cycle Assessment: are we there yet? *Global Change Biology*, v. 21, n. 1, p. 32–47.

Ugaya, C.M.L., Almeida Neto, J.A., Figueirêdo, M.C.B. (2019). Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. 1. ed. Brasília: Ibict. 165p.



Danos à saúde por formação de material particulado

Autores

Gabriela Giusti
Yara de Souza Tadano
Diogo Aparecido Lopes Silva

2. Danos à saúde por formação de material particulado

2.1. Introdução

O Material Particulado (MP) é um poluente atmosférico formado por uma mistura de partículas sólidas e líquidas suspensas no ar (EPA, 2021). Essas partículas possuem dimensões micrométricas e podem ser classificadas de acordo com os diâmetros aerodinâmicos. O MP com menos de dez micrômetros (MP_{10}) é de maior interesse científico para monitoramento, pois abaixo desta faixa, as partículas podem ser inaladas pelos seres humanos e atingir diferentes níveis do sistema respiratório, com destaque para o $MP_{2,5}$ (Guarieiro e Guarieiro, 2013). Assim, este poluente pode causar efeitos adversos na saúde humana, de forma que a inalação do $MP_{2,5}$ foi considerada como o quinto maior fator de risco para mortalidade em humanos no ano de 2015 (Cohen et al., 2017). É estimado que o $MP_{2,5}$ tenha contribuído para cerca de 4,1 milhões de mortes no mundo em 2016, sendo que 39% foram por doenças isquêmicas do coração, 20% por acidente vascular cerebral, 19% por doença pulmonar obstrutiva crônica, 16% por infecções respiratórias inferiores e 7% por câncer de pulmão (Anenberg et al., 2019).

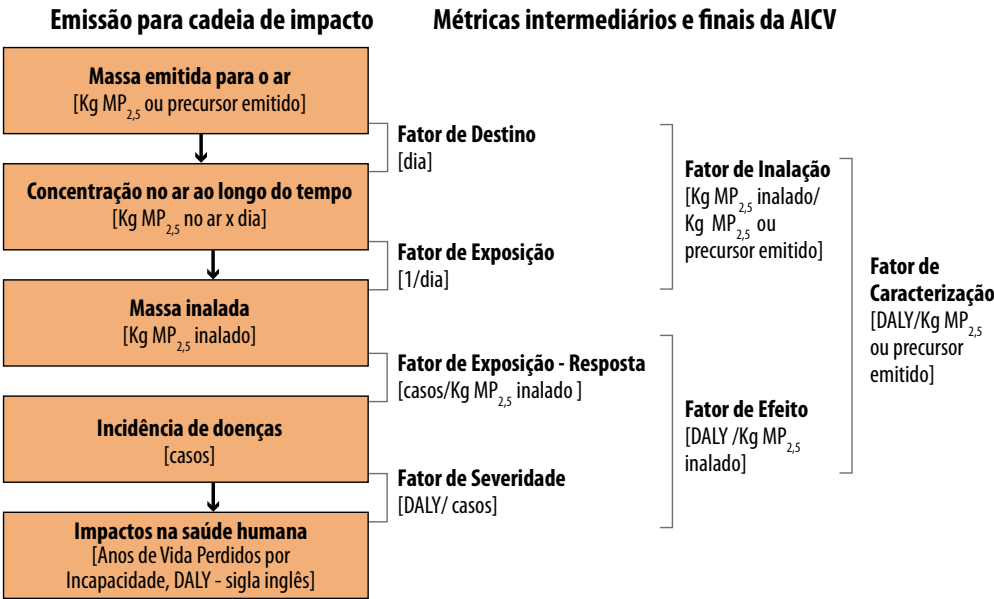
No Brasil, um estudo conduzido pelo Ministério da Saúde (Brasil, 2018) observou um aumento de 14% no número de óbitos por Doenças Crônicas não Transmissíveis associadas à poluição atmosférica ($MP_{2,5}$ e ozônio - O_3) entre os anos de 2006 e 2016. Andreão et al. (2018) concluíram que, entre 2378 e 6282 mortes prematuras poderiam ter sido evitadas em 15 cidades brasileiras entre os anos 2000 e 2017 se as diretrizes de $MP_{2,5}$ da Organização Mundial Saúde fossem cumpridas (limite máximo de $10 \mu g/m^3$), ressaltando a importância da gestão da qualidade do ar e do controle de emissões de MP no país.

Esse poluente pode ser emitido diretamente na forma de MP, sendo classificado como primário; ou na forma de precursores de MP (como dióxido de enxofre - SO_2 , óxidos de nitrogênio - NO_x e amônia - NH_3), que na atmosfera podem reagir quimicamente com outras partículas e se transformar em MP secundário. A origem das emissões pode ser natural, como erupções vulcânicas, incêndios florestais e pólenes; ou antrópica, como atividades de transporte, agrícolas, residenciais e industriais (Chlebowsha-Stys et al., 2017; Liu et al., 2020).

Por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), as emissões de MP de um sistema de produto podem ser inventariadas e convertidas em indicadores potenciais de impacto na saúde por unidade funcional. Os FCs para essa categoria são obtidos considerando-se a cadeia de causa e efeito ilustrada na Figura 1, que tem início

com a emissão do poluente no ar, e considera o transporte aéreo, a fração de inalação (do inglês intake fraction - para essa categoria de impacto, a única via de acesso ao corpo humano é a inalação, então será usado o termo fração de inalação) e o fator de efeito (Fantke et al., 2015). O indicador de impacto dessa categoria é o DALY (Anos de vida perdidos ajustado por incapacidade, do inglês Disability Adjusted Life Years).

Figura 1 - Cadeia de causa e efeito para a categoria de danos à saúde por formação de material particulado



Fonte: Traduzido de Fantke et al. (2015)

Apesar da cadeia de causa e efeito dessa categoria ser bem aceita pela comunidade da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), os fatores são altamente dependentes de variáveis locais, de tempo, clima, idade populacional e saúde da população (Mutel et al., 2019), tornando relevante o acesso a dados regionalizados. Devido a isso e também aos avanços das pesquisas na área, diversos modelos de caracterização surgiram para essa categoria, como o de Humbert et al. (2011) para o contexto da América do Norte, Van Zelm et al. (2008) para Europa, Itsubo e Inaba (2012) para o Japão e Oberschelp et al. (2020) para uma escala mundial. Porém, o uso de diferentes modelos e em diversas escalas pode

gerar alterações nos resultados de estudos de ACV que incluam essa categoria. Por exemplo, Giusti et al. (2021) avaliaram os impactos por formação de MP da produção de painéis de madeira do tipo MDP (Medium Density Particleboard) e na cadeia produtiva de leite bovino, variando os modelos de caracterização utilizados na AICV. Os autores identificaram variações de até 670% nos resultados de cada estudo de caso ao utilizar os FCs de Van Zelm et al. (2016) e de UNEP e SETAC (2016), dois modelos com disponibilidade de fatores médios para o mundo. Já Giusti et al. (2022) ressaltaram a importância da escolha do modelo ser condizente ao escopo do estudo de ACV.

Diante da necessidade de se produzir FCs regionalizados e da alta discrepância nos resultados de um estudo de ACV frente à escolha de um modelo de caracterização, neste capítulo são avaliados modelos disponíveis na literatura para a categoria de danos à saúde por formação de MP e identificados os mais adequados para aplicação no contexto brasileiro.

2.2. Método

A avaliação dos modelos de caracterização para esta categoria de danos à saúde por formação de MP foi desenvolvida a partir de 3 etapas metodológicas, seguindo o procedimento de Giusti et al. (2022), conforme descrito nas seções: (1.2.1) levantamento dos modelos de caracterização; (1.2.2) avaliação das frações de inalação (FI) e dos fatores de efeito (FE); (1.2.3) análise crítica para recomendação.

2.2.1. Levantamento dos modelos de caracterização

Os modelos de caracterização avaliados foram levantados em Giusti et al. (2022). Inicialmente, a busca foi feita em Humbert et al. (2015), no qual foram identificados 10 modelos distintos para a categoria. Em seguida, a lista foi atualizada com base na revisão bibliográfica sistemática de Giusti et al. (2020), a partir da qual foram incluídos os modelos de Notter et al. (2015), Van Zelm et al. (2016) e Wenger et al. (2012). Além desses, outros três modelos foram mapeados e incluídos na avaliação: Fantke et al. (2017, 2019) e Oberschelp et al. (2020). O quadro 1 apresenta a lista completa dos modelos levantados e a disponibilidade destes em métodos de AICV.

Quadro 1 - Modelos de caracterização para a categoria de impacto de danos à saúde por formação de material particulado

Modelo	Método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
Wenzel et al. (1997)	EDIP 1998
Hofstetter (1998)	Eco-Indicator 99 e Impact 2002+
Steen (1999)	EPS 2000
Huijbregts et al. (2000)	CML 2002
Potting e Hauschild (2006)	EDIP 2003
Van Zelm et al. (2008)	ReCiPe 2008
Bare (2011)	TRACI 2.0
Humbert et al. (2011)	Impact World+
Tang et al. (2018)	Lime 3
Wenger et al. (2012)	-
Gronlund et al. (2015)	Impact World+
Notter (2015)	-
Van Zelm et al. (2016)	ReCiPe 2016 e LC-Impact
Fantke et al. (2017)	-
Fantke et al. (2019)	-
Oberschelp et al. (2020)	-

Fonte: autoria própria (2023)

Esses modelos de caracterização levantados foram avaliados quanto aos seus FIs e FEs como descrito na seção 1.2.2. Vale ressaltar que pelo quadro 1, 11 dos 16 modelos já estão disponíveis em métodos de AICV comumente empregados por estudos de ACV.

2.2.2. Avaliação das Frações de Inalação (FI) e Fatores de Efeito (FE)

A avaliação dos modelos de caracterização foi feita individualmente para os FIs e FEs, uma vez que os desenvolvedores de modelos comumente trabalham esses dois principais fatores da cadeia causa e efeito de forma separada. A análise dos modelos foi feita com base nos critérios escopo, robustez científica e presença de fator para o Brasil, conforme método presente em Ugaya et al. (2016) e Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo (2019).

Os subcritérios de avaliação foram definidos em Giusti et al. (2022), especificamente para a realidade da categoria de impacto de danos à saúde por formação de MP, seguindo EC et al. (2011), Hauschild et al. (2013) e Mutel et al.

(2019). Os quadros 2 e 3 apresentam os subcritérios de avaliação do critério escopo para os FIs e FEs, respectivamente.

Quadro 2 - Avaliação do critério escopo para o FI

Subcritério	Baixo (1)	Moderado-baixo (2)	Moderado (3)	Moderado-alto (4)	Alto (5)
Cobertura de aplicação	Regional ou nacional (exceto Brasil)	Continental (exceto América Latina)	Nacional ou regional (Brasil); Global ou América Latina (médio)	América Latina com fator para o Brasil	Global com fator para o Brasil
Diferenciação espacial (geográfico)	>150×150 km	>100×100 e ≤150×150 km	>50×50 e ≤100×100 km	>10×10 e ≤50×50 km	≤10×10 km
Diferenciação espacial (arquétipo)	1 compartimento	-	Urbano e rural; ou interno e externo	Interno, externo, urbano e rural	Interno (com e sem combustão) e externo, urbano e rural
Resolução temporal	Antes de 1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015 ou posterior
Fluxos elementares	MP _{2,5} ou MP ₁₀	MP _{2,5} e MP ₁₀	MP _{2,5} e/ou MP ₁₀ e 1 precursor	MP _{2,5} e/ou MP ₁₀ e 2 precursores	MP _{2,5} e/ou MP ₁₀ e ≥3 precursores

Fonte: traduzido de Giusti et al. (2022)

Por se tratar de um poluente atmosférico, parte do MP pode ser transportada para fora dos limites territoriais do país e continente emissores, causando efeitos na população de outros locais do planeta (Tessum et al., 2017). Diante disso, um modelo global com disponibilidade de fator para o Brasil abrange mais significativamente o impacto do MP no país e, assim, recebe a maior pontuação.

Em relação à diferenciação espacial, os modelos trabalham com duas abordagens de cálculo dos FIs: a geográfica, na qual a região é dividida em grid-cells (células de grade); e por arquétipos, na qual os fatores são agrupados em compartimentos ambientais, como áreas urbanas vs. rurais ou ambientes internos vs. externos. Independentemente da abordagem utilizada, é importante que a divisão territorial do modelo seja capaz de captar a variabilidade existente. De acordo com Mutel et al. (2019), a variação entre áreas urbanas e rurais é mais significativa que a divisão em grid-cells com alta resolução, pois dentro de um mesmo grid podem haver diferentes densidades populacionais, o que afeta a intensidade do impacto que pode ser gerado pelo MP. Para ser capaz de captar essa variabilidade, Mutel et al. (2019) indicam que os modelos geográficos utilizem uma resolução de grid-cell de 10×10 km ou menor, e assim, esta foi a resolução de maior pontuação para o subcritério em questão. Para a abordagem por arquétipos,

considerou-se que ambas as divisões em interno vs. externo ou urbano vs. rural são relevantes para a categoria (Hauschild et al., 2013; Hodas et al., 2016), pontuando igualmente como moderado. A maior nota nesse caso foi atribuída aos modelos que consideram os quatro arquétipos, além de considerar ambientes internos com e sem combustão de combustível sólido.

Para o subcritério de resolução temporal, considerou-se que quanto mais recente os dados de entrada do modelo, mais próximos da realidade atual seriam os fatores. E para fluxos elementares, a maior pontuação foi atribuída aos modelos que abrangem um maior número de fluxos, incluindo MP primário e secundário, uma vez que a norma ISO (2006) recomenda que o modelo seja capaz de cobrir todos os impactos gerados por um inventário do ciclo de vida, e precursores de MP também têm o potencial de afetar a saúde humana (Lee et al., 2015).

Quadro 3 - Avaliação do critério escopo para o FE

Subcritério	Baixo (1)	Moderado-baixo (2)	Moderado (3)	Moderado-alto (4)	Alto (5)
Cobertura de aplicação	Apenas países de IDH ¹ baixo	Médio para países de IDH médio e muito alto	Médio para países de IDH médio alto e muito alto; ou médio global	Fator específico para países de alto IDH	Fator específico para o Brasil
Modelagem do Risco Relativo	Inclui estudos de coorte apenas de países externos à América Latina com TMIR ² associada ao MP <1,7 ou >4,9	Inclui estudos de coorte de países da América Latina com TMIR associada ao MP <1,7 ou >4,9	Inclui estudos de coorte apenas de países externos à América Latina com TMIR associada ao MP entre 1,7 e 4,9	Inclui estudos de coorte de países da América Latina com TMIR associadas ao MP entre 1,7 e 4,9	Inclui estudos de coorte para o Brasil
Resolução temporal	Antes de 1999	2000-2004	2005-2009	2010-2014	2015 posterior
Efeitos na saúde inclusos	Efeitos captam <10% do YLL ³ associado ao MP	Efeitos captam ≥10%, mas <40% do YLL associado ao MP	Efeitos captam ≥40%, mas <70% do YLL associado ao MP	Efeitos captam ≥70% do YLL associado ao MP	Efeitos captam 100% do YLL associado ao MP
Substância para Risco Relativo	MP ₁₀	MP _{2,5}	MP ₁₀ e MP _{2,5}	MP ₁₀ , MP _{2,5} e um precursor	MP ₁₀ , MP _{2,5} e todos os precursores relevantes
¹ IDH = Índice de Desenvolvimento Humano ² TMIR = Taxa de Mortalidade por Infecções Respiratórias ³ YLL = Anos de Vida Perdidos, sigla para <i>Years of Life Lost</i>					

Fonte: traduzido de Giusti et al. (2022)

Na avaliação do escopo do FE, a cobertura de aplicação considerou a relação que existe entre esses fatores e a infraestrutura de saúde do local de estudo. Assim, a avaliação atribuiu maior pontuação para modelos que disponibilizam fatores específicos para países com mesmo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do Brasil, ou seja, um alto IDH (variando de 0,7 a 0,8) de acordo com as Nações Unidas (2019).

O cálculo dos FEs considera uma variável chamada risco relativo, que estima o risco de uma população com base na concentração do ar ambiente à qual está exposta. O risco relativo é obtido com base em estudos epidemiológicos. Diante disso, este subcritério foi definido com base no local para o qual os estudos foram desenvolvidos. Aqueles que cobriam regiões com taxa de mortalidade por infecções respiratórias associadas ao MP similar à do Brasil receberam maior pontuação, que, de acordo com GBD (2019a), é de 3,1 mortes a cada 100 mil habitantes com mínimo de 1,7 e máximo de 4,9 mortes. A resolução temporal foi avaliada de forma semelhante à avaliação do escopo do FI.

Em relação ao subcritério de efeitos na saúde considerados, a pontuação foi dada com base no percentual de YLL (do inglês Years of Life Lost) coberto pelo modelo. Este indicador foi obtido em GBD (2019b), considerando a proporção de YLL dos efeitos considerados pelo modelo em relação ao YLL atribuído a todos os efeitos na saúde relacionados ao MP, considerando dados da realidade brasileira. Por fim, no último subcritério, uma maior nota foi dada para modelos que consideravam mais substâncias para o cálculo do risco relativo.

Para o critério de robustez científica, os FIs e FEs foram avaliados com base nos mesmos subcritérios, descritos no quadro 4.

Quadro 4 - Avaliação do critério robustez científica para FI e EF

Subcritério	Baixo (1)	Moderado-baixo (2)	Moderado (3)	Moderado-alto (4)	Alto (5)
Considerado por método de AICV	Não	-	Não (modelo recente)	-	Sim
Cadeia de causa e efeito	-	-	Não	-	Sim
Transparência e acessibilidade	Baixa descrição e acessibilidade (não reproduzível)	Descrição ou acessibilidade incompleta (não reproduzível)	Descrição ou acessibilidade incompleta (reproduzível, mas afetado por falta de clareza)	Descrição ou acessibilidade incompleta (reproduzível)	Alta descrição e acessibilidade (reproduzível)
Clareza das equações e descrição da modelagem matemática	Sem descrição do procedimento e das equações (não reproduzível)	Descrição de parte do procedimento sem as equações (não reproduzível)	Descrição do procedimento sem as equações (reproduzível em nível moderado)	Descrição do procedimento sem equações (Reproduzível)	Todas as equações são apresentadas e descritas (reproduzível)

Clareza das variáveis e parâmetros da modelagem	Descrição de parte das variáveis, baixa clareza das unidades e dos dados de entrada	Descrição de parte das variáveis, baixa clareza das unidades ou dos dados de entrada	Descrição de parte das variáveis, clareza moderada das unidades ou dos dados de entrada	Descrição de todas as variáveis, clareza moderada das unidades ou dos dados de entrada	Descrição de todas as variáveis e unidades e fácil identificação dos dados de entrada
---	---	--	---	--	---

Fonte: traduzido de Giusti et al. (2022)

A avaliação da robustez científica considerou a disponibilidade do modelo em métodos de AICV, uma vez que a integração em métodos facilita o uso do modelo por estudos de ACV, sendo que modelos recentes tiveram classificação moderada, por ainda não terem tempo hábil de serem incorporados em um método de AICV. Também foi avaliado se o modelo apresentava cadeia de causa e efeito, e o nível de transparência, clareza das equações e das variáveis. A maior pontuação foi atribuída para aqueles modelos que fornecem informações claras quanto ao procedimento de cálculo, permitindo a reprodutibilidade.

Por fim, as avaliações dos critérios de disponibilidade de FI e FE para o Brasil foram realizadas com base nos subcritérios descritos nos quadros 5 e 6, respectivamente. Os subcritérios considerados são, se tem fator para o Brasil; diferenciação espacial para o Brasil (geográfico); diferenciação espacial para o Brasil (arquétipos) e se o fator é adequado para o Brasil.

Quadro 5 - Avaliação do critério FI para o Brasil

Subcritério	Baixo (1)	Moderado-baixo (2)	Moderado (3)	Moderado-alto (4)	Alto (5)
Tem fração de inalação para o Brasil?	Não	-	-	-	Sim
Diferenciação espacial para o Brasil (geográfico)	>150×150 km	>100×100, mas ≤150×150 km	>50×50, mas ≤100×100 km	>10×10, mas ≤50×50 km	≤10×10 km
Diferenciação espacial para o Brasil (arquétipos)	1 compartimento	-	Urbano e rural; ou interno e externo	Interno, externo, urbano e rural	Interno (com e sem combustão) e externo, urbano e rural
Fração de inalação adequada para o Brasil?	Não	-	Moderado	-	Sim

Fonte: traduzido de Giusti et al. (2022)

Quadro 6 - Avaliação do critério FE para o Brasil

Subcritério	Baixo (1)	Moderado-baixo (2)	Moderado (3)	Moderado-alto (4)	Alto (5)
Tem fator de efeito para o Brasil?	Não	-	-	-	Sim
Diferenciação espacial para o Brasil (geográfico)	1 FE global (co-brindo o Brasil)	-	1 FE específico para o Brasil	-	Mais de 1 FE específico para o Brasil
Diferenciação espacial para o Brasil (arquétipos)	1 compartimento	-	Urbano e rural; ou interno e externo	Interno, externo, urbano e rural	Interno (com e sem combustão) e externo, urbano e rural
Fator de efeito adequado para o Brasil?	Não	-	Moderado	-	Sim

Fonte: traduzido de Giusti et al. (2022)

Em ambos os critérios apresentados nos quadros 5 e 6, foi considerada alta pontuação para modelos que disponibilizavam FI e FE para o Brasil, pois esses seriam os mais adequados para a aplicação no país. Para os modelos com disponibilidade de fator brasileiro, o nível de diferenciação espacial foi reavaliado considerando-se os valores atribuídos ao Brasil, pois é comum que sejam feitos agrupamentos de fatores, por exemplo de grid-cells para regiões geo-administrativas (países, estados, cidades), mudando-se a diferenciação espacial dos fatores finais disponibilizados. Por fim, foi avaliado se os fatores fornecidos ao país eram adequados ou não para o seu contexto geográfico.

A pontuação dos critérios de avaliação de cada fator (escopo, robustez científica e fator para o Brasil) foi calculada pela média da pontuação dos subcritérios. E a pontuação final dos modelos para os FIs e FEs foi obtida pelo cálculo da média dos três critérios de avaliação respectivos ao fator, conforme equação 1.

$$Pf = (SCescf + SCRCf + SCFBf)/3 \tag{1}$$

Na equação 1 tem-se que: Pf é a pontuação final do modelo para o fator f; SCescf é a média dos subcritérios do critério escopo (quadros 2 e 3, para FI e FE, respectivamente), e indica a pontuação do respectivo critério; SCRC é a média dos subcritérios do critério robustez científica (quadro 4), e; SCFB é a média dos

subcritérios do critério disponibilidade de fator para o Brasil (quadros 5 e 6, para FI e FE, respectivamente). A divisão por três indica que a pontuação final é dada pela média aritmética da pontuação dos critérios.

2.2.3. Análise crítica para recomendação

A escolha do modelo de caracterização deve ser coerente ao objetivo e escopo da ACV (Berger et al., 2020; Giusti et al., 2022; ISO 2006). Diante disso, doze questões foram elaboradas por Giusti et al. (2022) para identificar quais modelos de caracterização se conectam mais adequadamente a diferentes escopos, poluentes inventariados (fluxos elementares) e nível de conhecimento sobre os locais de emissão. São elas:

- O inventário apresenta emissões de MP em nível global?
- O inventário apresenta emissões de MP em nível de países?
- O inventário apresenta emissões de MP no Brasil com nível por cidade/estado especificado?
- O inventário apresenta emissões de MP em ambiente interno?
- O inventário apresenta emissões de MP especificado em ambiente urbano ou rural?
- O inventário apresenta emissões de MP com a altura de emissão especificada?
- O inventário apresenta emissões de MP com a altura de emissão não especificada?
- O inventário apresenta emissões de precursores de MP?
- O inventário apresenta emissões de MP primário?
- O estudo requer curva marginal para os FEs?
- O estudo requer curva média ou linear para os FEs?
- O inventário tem variações mensais e/ou de períodos do dia das emissões de MP?

Com base nas 12 perguntas, foi feita uma descrição de recomendação de uso dos modelos mais bem pontuados, conforme os critérios e subcritérios da seção 1.2.2 e a pontuação média dos critérios.

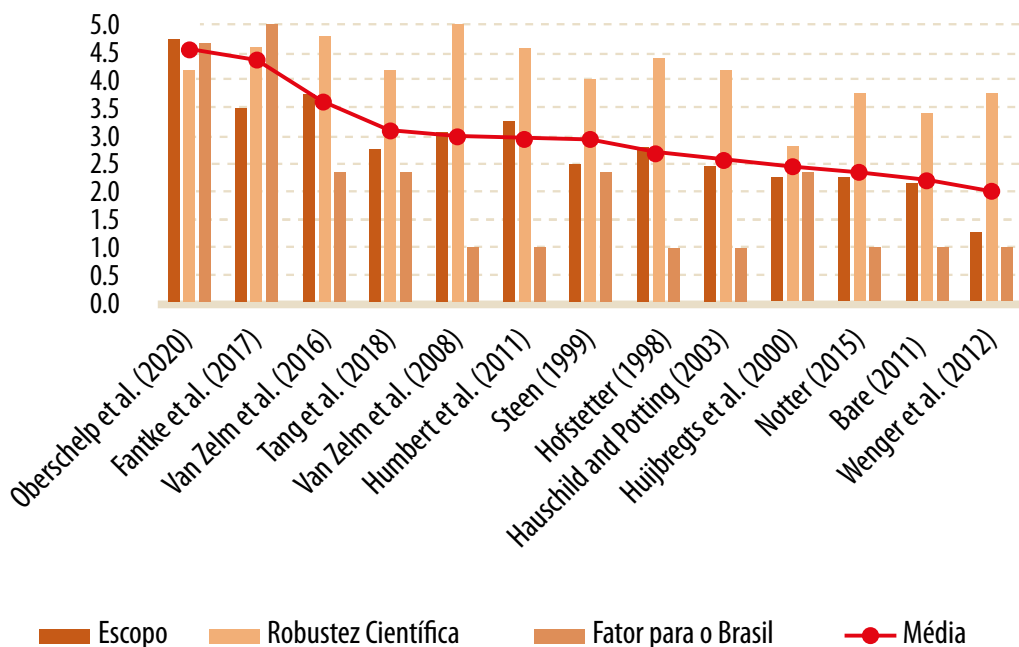
2.3. Resultados

Esta seção apresenta a pontuação final dos modelos de caracterização para os FIs e FEs (1.3.1) e a recomendação de aplicação dos modelos mais bem pontuados conforme diferentes características de objetivo, escopo e de aspectos de inventário em estudos de ACV (1.3.2).

2.3.1. Pontuação dos modelos de caracterização

A avaliação dos FIs (Figura 2) e FEs (Figura 3) evidenciou que os modelos globais com fatores específicos para o Brasil se destacaram com maiores pontuações, e foram identificados como mais adequados para o contexto do país. A nota de cada modelo desagregada por subcritérios de avaliação pode ser encontrada em Giusti et al. (2022).

Figura 2 - Pontuação dos FIs



Fonte: autoria própria (2023)

Em relação aos FIs (Figura 2), o modelo mais bem pontuado foi o de Oberschelp et al. (2020). Este foi desenvolvido utilizando-se a abordagem geográfica com uma escala espacial em grid-cells de $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ (aproximadamente 25×25 km na Linha do Equador). O modelo disponibiliza fatores para fluxos elementares de $MP_{2,5}$, SO_2 , NO_x e NH_3 , inclusive para o Brasil, com dados agregados por estados. Os parâmetros de entrada foram obtidos em diferentes escalas temporais, mas principalmente na faixa de 2015 a 2019. Com essas características, este foi o modelo mais bem pontuado no critério escopo (4,75), o que influenciou significativamente sua pontuação final. Na avaliação do critério robustez científica, foi observado que este modelo não é considerado por um método de AICV até o momento, porém é um modelo recém-

publicado na literatura. Os autores deixam claro qual foi a cadeia de causa e efeito empregada, as equações e as variáveis de cálculo. Porém, o modelo matemático desenvolvido é complexo e, de acordo com os autores, sua reprodutibilidade é afetada pelo número elevado de parâmetros de entrada e pela alta demanda computacional para rodar a modelagem desenvolvida no software estatístico R. Com base nessas informações, a pontuação do critério Robustez Científica foi de 4,2. Por fim, o modelo também apresenta elevada pontuação no critério FI para o Brasil (4,67), uma vez que tem fatores por estados do país, obtidos em uma fina escala espacial, sendo considerados adequados para o contexto brasileiro.

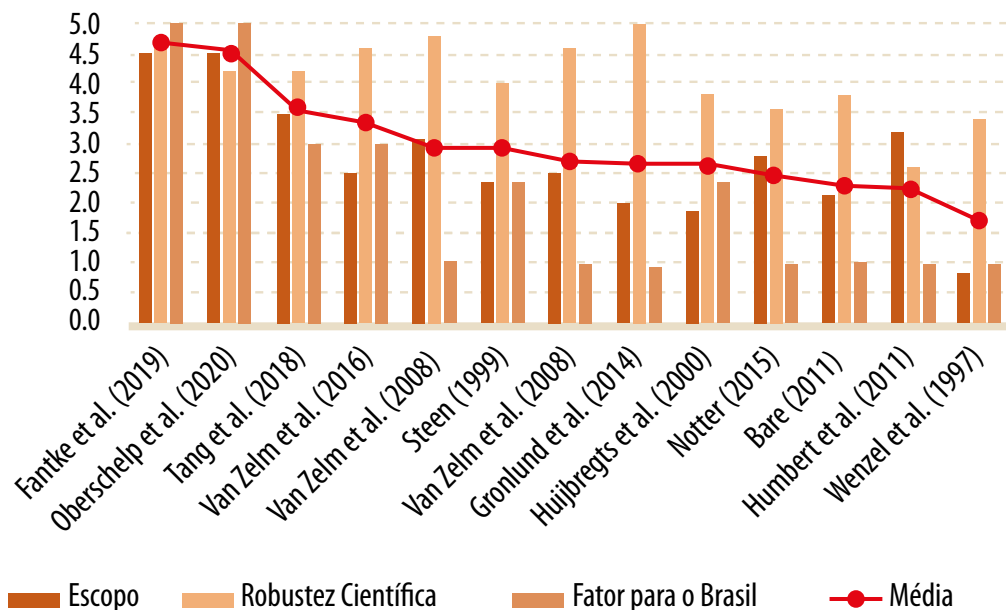
Com uma pontuação final de 4,37, o modelo de Fantke et al. (2017) foi o segundo mais bem pontuado da análise. Diferentemente de Oberschelp et al. (2020), este modelo foi desenvolvido em uma abordagem híbrida, disponibilizando-se fatores para os arquétipos interno urbano, interno rural, externo urbano e externo rural, para diferentes continentes, países e cidades do mundo. No entanto, a pontuação do critério escopo foi inferior à de Oberschelp et al. (2020), por terem sido utilizados dados de entrada na faixa temporal de 2005-2009 e, principalmente, por terem sido calculados fatores apenas para o MP_{2,5} primário. Para os critérios Robustez Científica e FI para o Brasil, o modelo de Fantke et al. (2019) teve pontuação superior à de Oberschelp et al. (2020), como pode ser observado pela Figura 2. Em relação à Robustez Científica, a nota superior é justificada principalmente pelo maior nível de reprodutibilidade do modelo, uma vez que os autores disponibilizaram planilhas do Excel com o cálculo dos fatores automatizados. Para este critério, apenas o subcritério de disponibilidade em métodos de AICV não recebeu pontuação 5 e sim 3 (moderado), pois não foi identificado um método que o utiliza. Por fim, para o critério FI para o Brasil, o modelo de Fantke et al. (2017) foi o único da análise a receber nota 5, que é justificada pelo fato de os autores disponibilizarem fatores para o país, além de fatores específicos por estados e para 127 grandes cidades brasileiras.

O terceiro modelo mais bem pontuado quanto aos FIs, também identificado como adequado para o Brasil, é o de Van Zelm et al. (2016). Assim como Oberschelp et al. (2020), este modelo foi desenvolvido em uma abordagem geográfica, porém sua diferenciação espacial é de maior resolução, $1^\circ \times 1^\circ$ (aproximadamente 100x100 km na Linha do Equador). Essa maior resolução em conjunto ao uso de dados de entrada na faixa temporal de 2000-2004 resultou em uma menor pontuação para o critério escopo (3,75). A pontuação do critério robustez científica de Van Zelm et al. (2016) foi de 4,8, sendo que apenas o subcritério de transparência e acessibilidade recebeu nota 4 ao invés de 5, uma vez que o agrupamento dos fatores das grid-cells para as 56 regiões estabelecidas no modelo não estava descrito claramente. O modelo disponibiliza um FI único para o Brasil, o que foi considerado como não

adequado para a realidade brasileira, visto que um fator único para um país de dimensões continentais não é capaz de descrever a variabilidade desta categoria e a heterogeneidade do Brasil.

Os modelos de Oberschelp et al. (2020), Fantke et al. (2019) e Van Zelm et al. (2016) também foram bem pontuados na avaliação dos FE, como mostra a Figura 3.

Figura 3 - Pontuação dos FEs



Fonte: autoria própria (2023)

O modelo de Fantke et al. (2019) ficou na primeira colocação, com nota final igual a 4,7. A principal diferença na pontuação final de Fantke et al. (2019) e Oberschelp et al. (2020) ocorreu no critério de robustez científica, no subcritério de transparência e acessibilidade. Assim como na avaliação dos FIs, foi observado maior grau de dificuldade na reprodutibilidade do modelo de Oberschelp et al. (2020), com maior número de parâmetros de entrada e maior requerimento computacional para reprodução dos cálculos, em relação ao modelo de Fantke et al. (2019), e também com maior facilidade de reprodução e acesso aos dados de entrada. É importante destacar que Oberschelp et al. (2020) baseou-se no cálculo dos FEs da modelagem de Fantke et al. (2019), e devido a isso, todos os demais subcritérios receberam pontuação igual. Assim, ressalta-se que ambos os modelos

fornece FEs adequados para o contexto brasileiro; utilizam dados recentes (na faixa de 2015-2019); trabalham com os 5 efeitos na saúde mais associados ao MP (cardiopatia isquêmica, acidente vascular cerebral, doença pulmonar obstrutiva crônica, câncer de pulmão e infecções respiratórias agudas inferiores), e; incluem apenas MP_{2,5} no cálculo do risco relativo.

Para a análise de FE, Tang et al. (2018) foi classificado na terceira colocação, com uma pontuação de 3,57, seguido de Van Zelm et al. (2016), com pontuação média de 3,37. O principal motivo da maior nota de Tang et al. (2018) em relação a Van Zelm et al. (2016) foi o alto desempenho no critério escopo, devido à inclusão de estudos epidemiológicos, cobrindo o contexto brasileiro, e o fato de considerarem todas as causas de mortalidade. O modelo de Van Zelm et al. (2016), por sua vez, extrapola dados de risco relativo dos Estados Unidos para o mundo todo, não sendo considerado representativo para o Brasil, e os efeitos na saúde inclusos na modelagem foram efeitos cardiopulmonares e câncer de pulmão, que juntos cobrem cerca de 60% dos anos de vida perdidos relacionados ao MP, de acordo com GBD (2019b).

Para os demais subcritérios do critério escopo, os dois modelos obtiveram a mesma pontuação. A resolução temporal dos dados de entrada de ambos é anterior às de Fantke et al. (2019) e Oberschelp et al. (2020), sendo na faixa de 2000-2004. Ambos os modelos são globais, e apresentam dados para o Brasil, apresentando a mesma pontuação no critério fator para o Brasil. Uma diferença significativa entre eles é que Van Zelm et al. (2016) apresentam um fator específico para o Brasil, enquanto Tang et al. (2018) apresentam um fator para a América Latina. Diante desta diferença, e da maior pontuação do modelo de Van Zelm no FI, este foi considerado como moderadamente mais recomendado para aplicação no Brasil.

Os demais modelos avaliados, tanto para o FI quanto para o FE, receberam pontuação final ≤ 3 , sendo menos qualificados para aplicação no contexto do Brasil. Destes, os modelos de Steen (1999) e Huijbregts et al. (2000) são de abrangência global, e, portanto, cobrem o território brasileiro na modelagem. No entanto, ambos são modelos que apresentam fatores médios para o globo, não sendo possível estratificar fatores locais, que são relevantes para a categoria de danos à saúde por formação de MP. Os outros modelos da lista foram desenvolvidos para contextos geográficos diferentes do brasileiro (como Europa e América do Norte), sendo os menos recomendados para o país.

Comparando-se os resultados desta análise com os resultados de Giusti et al. (2022), que classificaram os modelos mais recomendados para o Brasil utilizando uma Análise de Decisão Multicritério baseada no método Simple Multi-Attribute

Rating Technique (SMART) e na ponderação dos subcritérios de avaliação baseada na ordem de importância dos mesmos com base na opinião dos especialistas da RAICV, nota-se que a diferença na metodologia gerou alterações na classificação dos modelos com pontuação intermediária. Porém os modelos mais bem pontuados e os de menor pontuação foram análogos.

2.3.2. Análise crítica para recomendação

As recomendações metodológicas no campo de pesquisa da ACV convergem para o fato de que as tomadas de decisão na etapa de AICV devem ser condizentes com as definições de objetivo e escopo do estudo (Berger et al., 2020; Giusti et al, 2022; ISO 2006). Além disso, dentro da categoria de danos à saúde por formação de MP, a recomendação consensual na literatura é para o uso de fatores regionais, porém em determinados estudos de caso, pode-se não ter acesso à informação sobre o local exato de emissão do poluente (Mutel et al., 2019). Diante disso, o uso de fatores regionais pode não ser o ideal para todas as situações (Giusti et al., 2022).

Assim, o quadro 7 indica a conexão dos modelos de AICV mais bem pontuados na seção 1.3.1 com diferentes características que podem vir a ser observadas em um estudo de ACV com emissões de MP.

Quadro 7 - Análise dos modelos de caracterização e recomendação de uso para diferentes escopos de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida

Escopo do estudo de caso		Modelos recomendados para uso
1	O inventário apresenta emissões de MP em nível global?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020), Van Zelm et al. (2016)
2	O inventário apresenta emissões de MP em nível de países?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020), Van Zelm et al. (2016)
3	O inventário apresenta emissões de MP no Brasil por nível de cidade/estado especificado?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020)
4	O inventário apresenta emissões de MP em ambiente interno?	Fantke et al. (2019)
5	O inventário apresenta emissões de MP especificadas em ambiente urbano ou rural?	Fantke et al. (2019)
6	O inventário apresenta emissões de MP com a altura de emissão especificada?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020)
7	O inventário apresenta emissões de MP com a altura de emissão não especificada?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020), Van Zelm et al. (2016)
8	O inventário apresenta emissões de precursores de MP?	Oberschelp et al. (2020), Van Zelm et al. (2016)

9	O inventário apresenta emissões de MP primário?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020), Van Zelm et al. (2016)
10	O estudo requer curva marginal para os fatores de efeito?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020)
11	O estudo requer curva média ou linear para os fatores de efeito?	Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020), Van Zelm et al. (2016)
12	O inventário tem variações mensais e/ou de períodos do dia das emissões de MP?	Oberschelp et al. (2020)

Fonte: adaptado de Giusti et al. (2022)

Os modelos de Fantke et al. (2017, 2019), Oberschelp et al. (2020) e Van Zelm et al. (2016) disponibilizam fatores médios para o globo e para diferentes países ao redor do mundo. Diante disso, os três modelos podem ser aplicados em estudos de caso que indiquem no inventário as emissões de MP em local não especificado, ou especificado em nível global ou de países. No entanto, o modelo de Van Zelm et al. (2016) não faz a estratificação dos países em níveis regionais (como estados ou cidades). Como a recomendação para esta categoria de impacto, pode-se fazer uso de fatores regionais (Mutel et al., 2019), se a região de emissão for conhecida, e o ideal é priorizar o uso dos modelos de Fantke et al. (2017, 2019) ou Oberschelp et al. (2020).

Para estudos de caso que indiquem emissões de MP em ambientes internos, áreas rurais (com baixa densidade populacional) ou urbanas (com alta densidade populacional), o ideal é utilizar o modelo de Fantke et al. (2017, 2019), uma vez que dentre os mais bem pontuados ele é o único que permite trabalhar com essa variabilidade nos fatores, o que está associado ao uso da abordagem por arquétipos.

A altura das emissões do MP também é um parâmetro que pode afetar a intensidade do impacto do poluente na saúde humana. Emissões em chaminés elevadas podem se dispersar mais facilmente e reduzir o nível de exposição da população local. Por outro lado, emissões em nível do solo (como as veiculares), podem atingir mais facilmente a população, tendo potencial de causar mais impacto na saúde (Parvez et al., 2017). Assim, esse nível de detalhamento é relevante para sistemas emissores de MP, e os modelos de Fantke et al. (2017, 2019) e Oberschelp et al. (2020) disponibilizam fatores para diferentes alturas de emissão, permitindo acessar esse nível de detalhamento na ACV.

É importante que o modelo de AICV seja capaz de contabilizar todos os impactos significativos de uma determinada categoria (ISO, 2006). Para formação de MP, tanto emissões primárias quanto secundárias de MP podem afetar a saúde humana. Assim, estudos de caso com emissões significativas de precursores de MP

devem priorizar o uso dos modelos de Oberschelp et al. (2020) ou Van Zelm et al. (2016), visto que o modelo de Fantke et al. (2017, 2019) não disponibiliza fatores para o MP secundário, o que pode gerar uma subestimativa nos resultados finais dessa categoria (Giusti et al., 2021).

No cálculo dos FEs, o uso de curva marginal de exposição-resposta é requerido para contabilizar o impacto de pequenas mudanças nas emissões de MP, enquanto as curvas lineares são mais úteis para contabilizar o impacto de mudanças mais significativas nas emissões (mais detalhes em Oberschelp et al., 2020). Os modelos de Fantke et al. (2017, 2019) e de Oberschelp et al. (2020) trabalham com ambas as abordagens de cálculo do FE, enquanto o de Van Zelm et al. (2016) trabalha apenas com a abordagem linear.

Por fim, é importante destacar o modelo de Oberschelp et al. (2020) como o único, dentre todos os modelos avaliados, que permite acessar a variabilidade do impacto associado às emissões de MP em diferentes meses do ano e horários do dia. Esta é uma contribuição inovadora e significativa deste modelo para a categoria de AICV, uma vez que os impactos do MP são dependentes de condições meteorológicas, como condições de calmaria, inversões térmicas, e baixa umidade do ar, eventos comuns durante os períodos de inverno (CETESB, 2021).

Dessa forma, fica evidente que os três modelos mais bem pontuados na seção 1.3.1 podem ser utilizados em estudos de ACV no Brasil, cabendo ao desenvolvedor do estudo de ACV identificar os pontos de maior interesse no objetivo e escopo de seu sistema, para conectar o modelo de caracterização mais adequado. Vale salientar que os três modelos destacados nesta recomendação também são amplamente aceitos pela comunidade científica. O modelo de Van Zelm et al. (2016) é o modelo utilizado no método de AICV ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2017), um método recente e de abordagem global muito aplicado em estudos de caso de diversos setores (Ferrara et al., 2021; Payen e Ledgard, 2017). Fantke et al. (2017, 2019) são a base da recomendação de fatores de caracterização de UNEP e SETAC (2016). Oberschelp et al. (2020) é o modelo mais recente de todos, no entanto ele traz uma alta robustez na modelagem e a diferenciação temporal dos fatores de caracterização como uma novidade para essa categoria de impacto.

2.4. Considerações finais

Compreender os impactos na saúde associados à emissão de MPs por sistemas produtivos é relevante para melhorar a gestão ambiental e identificar formas de mitigar os impactos das atividades antrópicas. A inclusão desta categoria de impacto em estudos de ACV pode auxiliar na busca da sociedade pelo desenvolvimento sustentável. No entanto, o caminho ambiental percorrido pelo

poluente desde a sua emissão até sua chegada em um receptor e a ocorrência do impacto na saúde dependem de uma série de fatores como tempo, clima e infraestrutura de saúde. Assim, a escolha aleatória de um modelo de caracterização pode elevar significativamente as incertezas dos resultados de um estudo de ACV.

Após a análise de 16 modelos de caracterização diferentes para a categoria em questão, este capítulo identificou os três mais recomendados para uso no contexto do Brasil. No entanto, limitações também puderam ser identificadas nos modelos destacados, como falta de fatores para MP secundário (Fantke et al., 2019), ou falta de acesso a arquétipos relevantes, como ambientes internos (Oberschelp et al., 2020). Ainda assim, os modelos de Fantke et al. (2019), Oberschelp et al. (2020) e Van Zelm et al. (2016) devem ser priorizados para aplicação no contexto do país, uma vez que são modelos robustos, reconhecidos cientificamente e, principalmente, com disponibilidade de fatores para a realidade brasileira. A escolha final dentre os três modelos deve ser feita pelo praticante da ACV, com base nas características dos três modelos e no escopo do estudo de caso de interesse. Por fim, vale ressaltar que desses três modelos recomendados, apenas Van Zelm et al. (2016) atualmente encontra-se disponível em métodos de AICV utilizados por softwares de ACV comerciais, que é o método ReCiPe 2016.

Referências bibliográficas

Andreão, W. L. et al. (2018). Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. *Atmospheric Environment*, v. 194, p. 71-81. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>

Anenberg, S. C. et al. (2019). Particulate matter-attributable mortality and relationships with carbon dioxide in 250 urban areas worldwide. *Scientific Reports*, v. 9, n.11552. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48057-9>

Bare, J. C. (2011). TRACI 2.0: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. *Clean Techn. Environ. Policy*, v. 13, p. 687-696.

Berger, M., et al. (2020). Mineral resources in life cycle impact assessment: part II – recommendations on application-dependent use of existing methods and on future method development needs. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, v. 25, p. 798–813. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01737-5>

Brasil, Ministério do Meio Ambiente. (2018). Saúde Brasil 2018, uma análise de situação de saúde e das doenças e agravos crônicos: desafios e perspectivas. 1º ed. Brasília: Ministério da Saúde.

Chlebowsha-Stys, A. et al. (2017). Analysis of concentrations trends and origins of PM10 in selected European cities. *E3S Web of Conferences*, v. 7, n. 13. DOI: 10.1051/e3sconf/20171700013. CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2021). Qualidade do ar: Poluentes. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>. Acesso em novembro, 2021.

Cohen, A. J. et al. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, v. 10. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)

EC – European Commission et al. (2011). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. 1. ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

EPA - Environmental Protection Agency. (2021). Particulate Matter (PM) Basics. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>. Acesso em novembro, 2021.

Fantke, P. et al. (2015). Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20, p. 276-288. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0822-2>

Fantke, P. et al. (2017). Characterizing aggregated exposure to primary particulate matter: Recommended Intake Fractions for Indoor and Outdoor sources. *Environmental Science and Technology*, v. 51, n. 16, p. 9089-9100. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02589>

Fantke, P. et al. (2019). Global effect factors for exposure to fine particulate matter. *Environmental Science and Technology*, v. 53, n. 12, p.6855-6868. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01800>

Ferrara, C. et al. (2021). LCA of glass versus PET mineral water bottles: an Italian case study. *Recycling*, v. 6, n. 3. DOI: <https://doi.org/10.3390/recycling6030050>

Giusti, G. et al. (2020). Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para a categoria de formação de material particulado: Análise da produção científica e levantamento de modelos. In: Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida, 7, Anais...Gramado: UFRGS, p. 603-608.

Giusti, G. et al. (2021). Modelos de caracterização para a categoria de impacto de formação de material particulado no contexto brasileiro: uma análise de sensibilidade. In: 9th International conference on Life Cycle Assessment in Latin America, Anais...Buenos Aires: edUTecNe, p. 65-69.

Giusti, G. et al. (2022). Health effects of particulate matter formation in Life Cycle Impact Assessment: critical review and recommendation of models for Brazil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. <https://doi.org/10.1007/s11367-022-02068-3>

GBD – Global Burden of Disease. (2019a). GBD Result Toll: mortality per country due to respiratory infections associated to particulate matter. Disponível em: <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>

GBD – Global Burden of Disease. (2019b). GBD Result Toll: Years of Life Lost in Brazil per disease associated to particulate matter. Disponível em: <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>

Gronlund, C. J. et al. (2015). Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. *Air Quality, Atmosphere and Health*, v. 8, p. 29-46. DOI: 10.1007/s11869-014-0283-6

Guarieiro, L.L.N., Guarieiro, A.L.N. (2013). Vehicle Emissions: What Will Change with Use of Biofuel? *Biofuels - Economy, Environment and Sustainability*, p.357-378. DOI: <http://dx.doi.org/10.5772/52513>

Hauschild, M. Z. et al. (2013). Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, p. 683-697. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0489-5>

Hodas, N. et al. (2016).Indoor inhalation intake fractions of fine particulate matter: review of influencing factors. *Indoor Air*, v. 26, p. 836–856. DOI: <https://doi.org/10.1111/ina.12268>

Hofstetter, P. (1998) Perspectives in life cycle impact assessment a structured approach to combine models of the technosphere ecosphere valuesphere. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) – Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich.

Huijbregts, M. A. J. et al. (2017) ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, n. 2, p. 138-147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

Huijbregts, M. J. A. et al. (2000). Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*, v. 41, p. 541-573. DOI: 10.1016/s0045-6535(00)00030-8

Humbert, S. et al. (2011). Intake fraction for particulate matter: recommendations for Life Cycle Impact Assessment. *Environmental, Science and Technology*, v. 42, p. 4808-4816, 2011.

Humbert, S. et al. (2015). Particulate Matter Formation. In: Hauschild, M. Z., Huijbregts, M. A. J. *Life Cycle Assessment: LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*. 1. ed. New York: Springer, 2015. p. 97 – 114.

ISO - International Organization for Standardization (2006). ISO 14040: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.

Itsubo, N., Inaba, A. (2012). Lime 2: Life-cycle impact assessment method based on endpoint modeling. N° 12. Japão: Life-Cycle Assessment Society of Japan, 21.

Lee, C. J. et al. (2015). Response of global particulate-matter-related mortality to changes in local precursor emissions. *Environmental Science and Technology*, v. 49, p. 4335–4344. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00873>

Liu, X. et al. (2020). Fine particulate matter pollution in north China: Seasonal-spatial variations, source apportionment, sector and regional transport contributions. *Environmental Research*, v. 184, p. 1-13. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109368>

Mutel, C. et al. (2019). Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 24, p. 856-865. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1539-4>

Nações Unidas. (2019). Human Development Index and its components. Disponível em: <http://hdr.undp.org/en/composite/HDI>. Acesso em novembro 2011

Notter, D. A. (2015). Life cycle impact assessment modeling for particulate matter: A new approach based on physico-chemical particle properties. *Environment International*, v. 82, p. 10-20. DOI: 10.1016/j.envint.2015.05.002

Oberschelp, C. et al. (2020). Globally regionalized monthly life cycle impact assessment of particulate matter. *Environmental Science and Technology*, v. 54, n. 24. DOI: 10.1021/acs.est.0c05691

Parvez, F. et al. (2017). Primary and secondary particulate matter intake fraction from different height emission sources. *Atmospheric Environment*, v. 165, p. 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.011>

Payen, S., Ledgard, S. (2017). Aquatic eutrophication indicators in LCA: Methodological challenges illustrated using a case study in New Zealand. *Journal of Cleaner Production*, v. 168, p. 1463-1472. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.064>

Potting, J., Hauschild, M. Z. (2006) Spatial differentiation in life cycle impact assessment: a decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, special issue 1, p. 11-13. DOI: <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.005>

Steen, B. A. (1999). Systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 – Models and data of the default method. Report 5. ed. [s. l.]: CPM.

Tang, L. et al. (2018) Development of human health damage factors for PM2.5 based on a global chemical transport model. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, v. 23, p. 2300-2310. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0837-8>

Tessum, C.W. et al. (2017). InMAP: A model for air pollution interventions. *PLoS*, v. 12, n. 4, p.1-26. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176131>

Ugaya, C.M.L.; Alvarenga, R.; Pavan, A.L.R.; Ometto, A.R.; Lima, E.G.; Oliveira, J.M.; Almeida Neto, J.A.; Pegoraro, L.A.; Barrantes, L.S.; Mendes, N.C.; Tadano, Y.; Figueiredo, M.C. (2016) Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: critérios para recomendação de métodos e modelos de caracterização para o Brasil. In: V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV), 5, 2016, Fortaleza/CE, Anais... Fortaleza/CE, 19 a 22 de setembro de 2016.

Ugaya, C.M.L.; Almeida Neto, J.A.; Figueiredo, M.C. (2019) Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV). Brasília, DF: Ibict. 165 p.

UNEP – United Nations Environmental Programme, SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry. (2016). *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicator*. 1 ed. 164p. Van Zelm, R. et al. (2008). European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 3, p. 441-453, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>

Van Zelm, R. et al. (2016). Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment*, v. 134, p. 129-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.044>

Wenger, Y. et al. (2012). Indoor intake fraction considering surface sorption of air organic compounds for life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 17, n. 7, p. 919-931. DOI: [10.1007/s11367-012-0420-0](https://doi.org/10.1007/s11367-012-0420-0)

Wenzel, H. et al. (1997). *Environmental Assessment of Products*. 1 ed. Norwell: Chapman & Hall.



SMOG FOTOQUÍMICO

Autores

Sandy Bernardi Falcadi Tedesco Girotto

Yara de Souza Tadano

Flávio José Simioni

Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga

3. SMOG FOTOQUÍMICO

3.1. Introdução

O smog fotoquímico, ou ozônio fotoquímico, caracteriza-se pela formação de uma névoa seca, rica em oxidantes fotoquímicos (compostos orgânicos oxigenados) e radicais livres, isto é, espécies químicas altamente reativas (Santos, 2006). Os oxidantes fotoquímicos são poluentes secundários, produtos de uma sequência de diversas reações não-lineares na troposfera. Reações que ocorrem na presença de radiação ultravioleta e poluentes atmosféricos precursores como: radicais $\bullet\text{OH}$ - hidroxila, óxidos de nitrogênio (NO_x), compostos orgânicos voláteis (COVs) e monóxido de carbono (CO) (Preiss, 2015).

O fenômeno, em suma, é um problema local, mas pode se estender para um problema regional, e até mesmo continental, quando o ozônio (O_3), principal e mais reativo gás, e demais oxidantes fotoquímicos são transportados pelo vento ou quando as emissões dos precursores são muito difundidas (Baumann e Tillmann, 2004). O tempo de residência dos oxidantes fotoquímicos na atmosfera é de aproximadamente dois dias, quando podem ser transportados e entrar em contato com muitos indivíduos e diversos ecossistemas (Fiore et al., 2002).

Os oxidantes fotoquímicos são capazes de oxidar moléculas orgânicas, devido à capacidade reativa, causando diversos impactos negativos. Assim, quando inalados, entram em contato com a superfície do trato respiratório, danificando o tecido e causando doenças respiratórias. Quando em contato com a vegetação, podem entrar pelos estômatos das plantas, causando danos oxidativos em organelas fotossintéticas (EC-JRC, 2010).

O Brasil apresenta diversos centros urbanos com potencial em emitir gases precursores de smog fotoquímico, principalmente de origem veicular, como a cidade de Curitiba/PR, a região metropolitana de São Paulo/SP, Rio de Janeiro/RJ, Porto Alegre/RS etc. (CETESB, 2015). Apesar da exigência de órgãos ambientais pelo uso de tecnologias limpas, relatórios dos órgãos ambientais estaduais, como CETESB (2015) e FEPAM (2015), relatam um aumento contínuo de ozônio troposférico (smog fotoquímico).

O smog fotoquímico é uma das categorias de impacto presente nos métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), em que os fluxos elementares precursores do fenômeno são emitidos ao longo do ciclo de vida de produtos e serviços. Assim, os modelos de caracterização consideram que os impactos resultantes (danos à vegetação, aos materiais e à saúde humana) são dependentes da exposição e/ou inalação dos gases formados. No geral, os modelos de

caracterização calculam a quantidade estimada de oxidantes fotoquímicos formados pelas substâncias emitidas, mas de diferentes formas (fórmulas matemáticas, modelos de transporte químico, experimentos em câmaras de smog fotoquímico etc.) (Baumann e Tillmann, 2004).

Para que o modelo de caracterização utilizado pelo método de AICV seja considerado eficaz, este precisa ser composto por um modelo de transporte químico aprimorado, que seja capaz de suportar a diferenciação espacial (diferença na densidade populacional em um continente/região) (EC-JRC, 2011); a não-linearidade na formação dos oxidantes fotoquímicos, em especial o ozônio; bem como a reatividade, o tempo de reação, a emissão e a concentração dos compostos precursores no ar; e as condições meteorológicas (Preiss, 2015). Como estes são fatores variáveis, os impactos modelados estão sujeitos à grande variabilidade e incertezas, o que faz parte da modelagem (Van Zelm, 2010).

Os métodos de AICV adotam diferentes modelos de caracterização para a categoria de impacto de smog fotoquímico. Dessa forma, os modelos de caracterização disponíveis foram identificados e analisados, conforme método presente em Ugaya et al. (2016) e Ugaya, Ameid Neto e Figueiredo (2019), a fim de recomendar os mais adequados para serem utilizados interinamente no Brasil.

3.2. Método

O procedimento adotado para as avaliações dos modelos de caracterização para a categoria de impacto ambiental smog fotoquímico, contemplou duas etapas: seleção e descrição dos modelos; e critérios para análise comparativa dos modelos.

3.2.1. Seleção e descrição dos modelos

A seleção dos modelos foi baseada em uma busca na literatura por palavras-chaves: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), métodos de AICV, modelos de caracterização, ozônio troposférico, smog fotoquímico, oxidantes fotoquímicos e fator de caracterização (FC). Esta busca foi realizada em diferentes documentos online, encontrados principalmente em bibliotecas virtuais: Google acadêmico, Scopus, ScienceDirect, portal CAPES, sites de métodos de AICV, etc., sem restrição de período de análise. As principais fontes de informações foram obtidas em: Mendes (2013), International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook (EC-JRC, 2011), e por meio dos métodos presentes no software SimaPro, versão 8.3.0.0.

Como resultado, doze modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto smog fotoquímico foram encontrados, sendo que cinco foram selecionados para a descrição, comparação e análise para futuros estudos de

regionalização. Os demais foram descartados devido à dificuldade de acesso e clareza das referências de base, dificultando as descrições e análises (Giroto, 2018). O quadro 8 apresenta um resumo dos doze modelos encontrados na literatura e indica o método em que está inserido, o nível de avaliação (ponto médio e ponto final) e a abrangência geográfica considerada.

Quadro 8 - Modelos de caracterização de AICV para smog fotoquímico

Modelo de caracterização	Método(s) de AICV	Nível de avaliação do impacto	Abrangência
Van Zelm et al. (2008; 2013)	ReCiPe 2008	M ^a - F ^b	Europa
Derwent et al. (1998); Jenkin e Hayman (1999)	CML-IA <i>baseline</i>	M	Noroeste da Europa
Van Zelm et al. (2016)	ReCiPe 2016	M - F	Global - 56 regiões do mundo
Van Goethem et al. (2013a,b)	-	F	65 regiões da Europa
Krewitt et al. (2001)	EcoSense	F	14 países da Europa
Goedkoop e Spriensma (2001)	Impact 2002+ Eco-Indicator 99	M - F	Europa
Itsubo et al. (2008)	LIME	M - F	Japão
Carter (1998)	TRACI e LUCAS	M	América do Norte
RAINS model - Hauschild et al. (2006)	EDIP 2003	M	Europa
Steen (1999)	EPS 2000	F	Europa
Kemna et al. (2005)	MEEuP	M	Europa
- ^d	Impact World+	M - F	Global

^aM: Ponto Médio; ^bF: Ponto Final; ^cModelo que não faz parte de um método de AICV; ^dMétodo descrito no site <http://www.impactworldplus.org/en/publications.php>, porém não apresenta referência sobre o modelo para *smog* fotoquímico.

Fonte: adaptado de Girotto (2018)

Os modelos de caracterização selecionados foram descritos conforme as principais características: método(s) de AICV que faz(em) uso do modelo em destaque; nível de avaliação do impacto (ponto médio e/ou ponto final); impacto ambiental avaliado dentro da cadeia de causa e efeito do smog fotoquímico; unidade de referência final de cada FC calculado pelo modelo e; abrangência/escala, ou seja, região para a qual o modelo calcula os FCs (Giroto et al., 2019).

3.2.2. Critérios para análise comparativa dos modelos

Para a comparação e avaliação da conformidade dos modelos de caracterização estudados, foram estabelecidos três critérios principais e subcritérios. Esses

critérios foram adaptados dos critérios gerais elaborados pela Rede de Pesquisa em AICV – Brasil, presentes em Ugaya et al. (2016) e Ugaya et al. (2019), levando em consideração a descrição e análise dos modelos de caracterização selecionados para este estudo.

Para a avaliação da conformidade dos modelos de caracterização, os critérios (escopo, robustez científica e FC nacional) foram classificados conforme o procedimento de pontuação adaptado de EC-JRC (2011), presente no quadro 9.

Quadro 9 - Procedimento de pontuação utilizado para análise dos modelos

Conformidade	Descrição	Pontuação
Alta	Todos os subcritérios apresentam conformidade	3 pontos
Moderada/Alta	Apenas um subcritério não apresenta conformidade	2,5 pontos
Moderada	Alguns subcritérios não apresentam conformidade, no entanto, há conformidade nos critérios mais importantes	2 pontos
Moderada/Baixa	Apenas um ou dois subcritérios apresentam conformidade	1,5 pontos
Baixa	Todos os subcritérios não apresentam conformidade, ou seja, o modelo apresenta ausência de informações essenciais	1 ponto
NA	Não se aplica	0 pontos

Fonte: Giroto et al. (2019) adaptado de EC-JRC (2011)

A pontuação obtida foi baseada em uma avaliação qualitativa ampla, considerando o valor obtido para cada subcritério, e também os aspectos gerais do modelo (grau de precisão do modelo de dispersão utilizado, grau de detalhamento do critério, etc.). A pontuação foi brevemente explicada no espaço para observações da tabela de critérios e, posteriormente, detalhada em uma comparação entre os modelos de caracterização (Giroto, 2018).

Segundo Giroto et al. (2019), a descrição e o objetivo dos três critérios principais (Escopo, Robustez Científica e FC nacional) e seus respectivos subcritérios foram os seguintes.

Critério 1 - Escopo

Este critério foi avaliado de forma qualitativa, considerando a qualidade do escopo de cada modelo de caracterização.

1.1. Abrangência do escopo de aplicação: abrangência/escala do modelo: global, continental, nacional, regional ou local.

1.1.1. Nível de diferenciação espacial (grid-cell): indicar a resolução (km × km - ° × °) considerada no modelo de transporte de poluentes.

1.1.1.1. Resolução espacial representa formação e dispersão do smog fotoquímico: indicar se a diferenciação espacial do item 1.1.1 representa a formação do fenômeno de forma adequada.

1.1.2. Fluxos elementares considerados: quantidade de fluxos elementares considerados pelo modelo e quais são considerados de maior potencial de formação de smog fotoquímico. Este item foi dividido em duas etapas: a) Nível de fluxos elementares na fonte (artigo); b) Nível de fluxos elementares no software. Esta divisão foi necessária, pois observou-se que o número de fluxos elementares é ampliado para uso no software.

Critério 2 - Robustez Científica

Neste critério foi considerada a transparência e clareza dos dados, com o objetivo de facilitar a indicação do modelo que apresenta melhores condições de ser reproduzido.

2.1. Faz parte de algum método de AICV? É reconhecido pela comunidade científica?

2.2. Cadeia de causa e efeito: nível de avaliação do impacto (ponto médio (M) e/ou ponto final (F)).

2.3. Transparência e acessibilidade: a descrição das equações do modelo de transporte químico e dos dados secundários utilizados pelo modelo é adequada.

2.3.1. Clareza das equações: o modelo descreve de forma clara as equações utilizadas e a fonte dos dados secundários.

2.3.2. Clareza das variáveis: o modelo descreve como as variáveis para calcular o FC foram obtidas e se tais informações estão disponíveis na literatura.

2.3.3. Modelo matemático de transporte: apresenta o modelo de transporte químico utilizado e se sua descrição está disponível na literatura.

2.3.3.1. Representa as reações não-lineares da formação do smog fotoquímico: o modelo matemático de transporte químico utilizado descreve as reações de formação do fenômeno.

Critério 3 - FC Nacional

Este critério tem como objetivo diferenciar os modelos de caracterização que apresentam FC adequado para a realidade do Brasil.

3.1. Possui FC para o Brasil.

3.1.1. Diferenciação espacial: resolução (km × km) utilizada nos cálculos dos FC do Brasil.

3.1.2. FC apropriado para o contexto nacional: o modelo consegue representar a formação de smog fotoquímico no Brasil.

Sintetizando este procedimento, o quadro 10 apresenta os critérios e subcritérios de comparação e seleção dos modelos de caracterização descritos.

Quadro 10 - Critérios para comparação e seleção dos modelos de caracterização

Critérios		Níveis de classificação			
		Modelo de Caracterização			
Critério 1 - Escopo		Alta	Moderada	Baixa	NA
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Global/ Continental/ Regional			
1.1.1	Nível de diferenciação espacial	km × km - ° × °			
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do smog	Alta	Moderada	Baixa	
1.1.2a	Nível de fluxos elementares na fonte (artigo)			Número de fluxos	
1.1.2b	Nível de fluxos elementares no software			Número de fluxos	
Critério 2 - Robustez Científica		Alta	Moderada	Baixa	NA
2.1	Faz parte de um método de AICV e é reconhecido pela comunidade científica?	Sim		Não	
2.2	Cadeia de causa e efeito	Ponto Médio / Ponto Final			
2.3	Transparência e acessibilidade	Alta	Moderada	Baixa	NA
2.3.1	Clareza das equações	Sim		Não	
2.3.2	Clareza das variáveis	Sim		Não	
2.3.3	Modelo matemático de transporte	Sim		Não	
2.3.3.1	Representa as reações não-lineares da formação do smog fotoquímico	Sim		Não	
Critério 3 - FC nacional		Alta	Moderada	Baixa	NA
3.1	Possui FC para o Brasil	Sim		Não	
3.1.1	Diferenciação espacial	km × km - ° × °			
3.1.2	FC apropriado para o contexto nacional	Sim		Não	

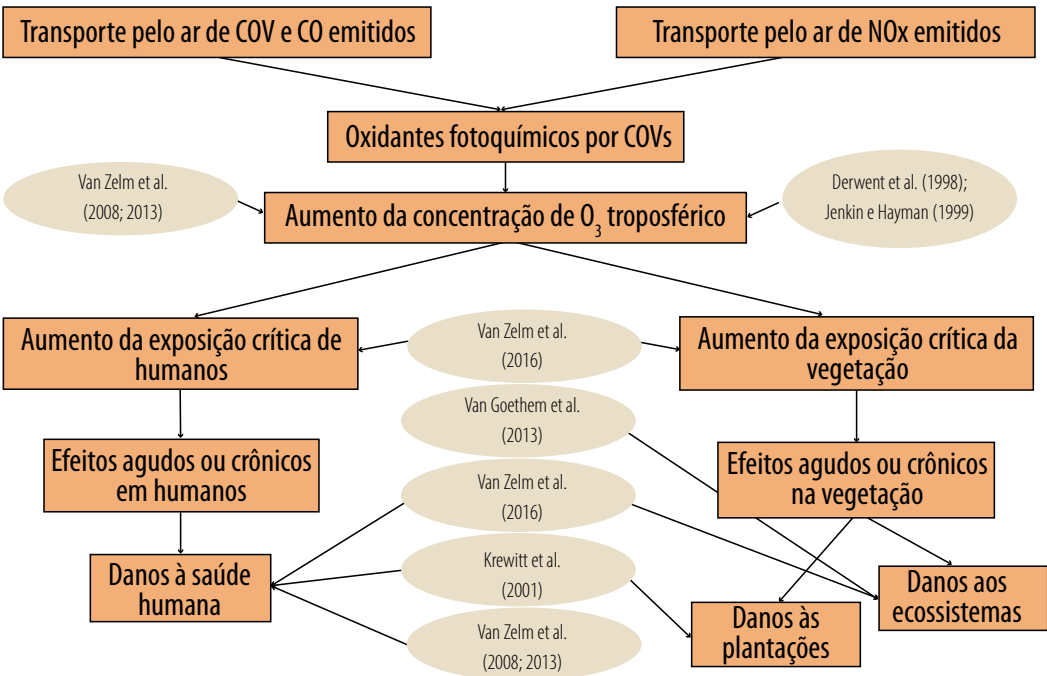
Fonte: Giroto et al. (2019) adaptado de Ugaya et al. (2016; 2019).

3.3. Resultados

3.3.1. Seleção e descrição dos modelos

Os cinco modelos de caracterização de AICV selecionados foram analisados, descritos e organizados na cadeia de causa e efeito da formação de smog fotoquímico. A cadeia de causa e efeito, adaptada de ILCD Handbook (EC-JRC, 2011), representa os impactos em nível de ponto final, impactos de final de cadeia (danos à saúde humana, danos às plantações e danos aos ecossistemas). Já os danos em nível de ponto médio são todos os impactos que os antecedem, desde transporte pelo ar de COV, CO e NO_x (poluentes primários) até efeitos agudos ou crônicos em humanos e na vegetação (Figura 4).

Figura 4 - Cadeia de impacto da formação de smog fotoquímico



Fonte: Girotto et al. (2019) adaptada de EC-JRC (2011)

Observa-se na Figura 4, que três modelos apresentam FC em nível de ponto médio: (1) Van Zelm et al. (2008; 2013) - Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFO); (2) Derwent et al. (1998); Jenkin e Hayman (1999) - Potencial de Criação de Oxidantes Fotoquímicos (PCOFs); e (3) Van Zelm et al. (2016) - Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos: Humanos (PFOH) e o Potencial de Formação de Oxidantes

Fotoquímicos: Ecossistemas (PFOE), os quais levam em consideração o aumento da exposição da população e da vegetação aos oxidantes fotoquímicos.

Com relação aos FCs de ponto final, três modelos apresentam FC para danos à saúde humana (Krewitt et al., 2001; Van Zelm et al., 2008; e Van Zelm et al., 2016), dois para danos aos ecossistemas (Van Goethem et al., 2013a,b; e Van Zelm et al., 2016) e um para danos às plantações (Krewitt et al., 2001).

O quadro 11 apresenta uma descrição contendo as principais características dos modelos avaliados.

Quadro 11- Principais características dos modelos de caracterização de AICV selecionados

Modelo de caracterização	Método de AICV	Nível de avaliação do impacto	Impacto ambiental avaliado	Unidade de referência final	Abrangência
Van Zelm et al. (2008; 2013)	ReCiPe 2008	F ^a	Danos à saúde humana (NO _x e COVNM)	DALY ^c (ano.kg ⁻¹)	Europa
		F	Danos à saúde humana (hidrocarbonetos individuais)	DALY (ano.kg ⁻¹)	
		M ^b	Aumento da concentração de O ₃ troposférico	COVNM-eq.	
Derwent et al. (1998); Jenkin e Hayman (1999)	CML-IA <i>base-line</i>	M	Aumento da concentração de O ₃ troposférico	kg C ₂ H ₄ eq.kg ⁻¹ – etileno	Noroeste da Europa
Van Zelm et al. (2016)	ReCiPe 2016	F	Danos à saúde humana	ano.kton ⁻¹	Global - 56 regiões do mundo
		M	Potencial de Formação de Oxi-dantes Fotoquímicos: Humanos (PFOH)	kgNO _x -eq no ar	
		F	Danos aos ecossistemas	km ² .ano.kton ⁻¹	
		M	Potencial de Formação de Oxidan-tes Fotoquímicos: Ecossistemas (PFOE)	kgNO _x -eq no ar	
Van Goethem et al. (2013a,b)	-	F	Danos na vegetação natural	m ² .ano.kg ⁻¹	65 regiões da Europa
Krewitt et al. (2001)	EcoSense	F	Danos à saúde humana	YOLL ^d .kton ⁻¹ de COVNM	14 países da Europa
		F	Danos às plantações	Euro.kton ⁻¹ de COVNM	

^aF: Ponto Final; ^bM: Ponto Médio; ^cDALY: Anos de Vida Perdidos Ajustados por Incapacidade: medida de carga global da doença, expressa como o número de anos perdidos devido a problemas de saúde, incapacidade ou morte precoce (WHO, 2017). ^dYOLL: *Years of Life Lost* - anos de vida perdidos.

Fonte: adaptado de Girotto et al. (2019)

Pode-se observar, no quadro 11, que quatro modelos são baseados em dados do continente europeu ou para regiões desse continente e um modelo apresenta resultados em escala global, além de 56 regiões do mundo, sendo uma dessas o Brasil. Cada modelo de caracterização apresenta uma unidade de referência final diferente, uma vez que cada modelo calcula o nível de impacto ambiental de uma forma específica, seja por meio de fórmulas, modelos de transporte químico, experimentos em câmeras de smog fotoquímico, etc. Observa-se também que o modelo Van Goethem et al. (2013a,b) ainda não faz parte de nenhum método de AICV, apesar de ser reconhecido pela comunidade científica e apresentar bons resultados (Giroto et al., 2019).

3.3.2. Critérios para análise comparativa dos modelos

Os resultados da revisão de critérios (quadro 10) e dos estudos dos modelos deram suporte à análise comparativa que permitiram detectar os prós e contras de cada modelo de caracterização estudado. Sendo assim, os modelos foram divididos em três grupos de comparação: (1) aqueles com FC para o nível de ponto médio (quadro 12); (2) aqueles com FC para o nível de ponto final para danos aos ecossistemas (quadro 13); (3) aqueles com FC para o nível de ponto final para danos à saúde humana (quadro 14) (Giroto et al., 2019).

O quadro 12 apresenta a análise dos três modelos que calculam FC para o nível de ponto médio - PCOF ou PFO com base nos critérios escopo, robustez científica e FC nacionais.

Quadro 12 - Critérios para modelos de caracterização em nível de ponto médio

Critérios		Níveis de classificação		
		Van Zelm et al. (2008; 2013)	Derwent et al. (1998); Jenkin e Hayman (1999)	Van Zelm et al. (2016)
Critério 1 - Escopo		Alta	Alta	Moderada
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Europa	Noroeste da Europa	Global
1.1.1	Nível de diferenciação espacial	0,25° × 0,25°	0,5° × 0,5°; 0,1° × 0,1°	1° × 1°
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do <i>smog</i>	Alta	Alta	Moderada
1.1.2a	Fluxos elementares na fonte (artigo)	2	120	2
1.1.2b	Fluxos elementares no <i>software</i>	137	131	167

Critério 2 - Robustez científica		Alta	Moderada	Alta
2.1	Faz parte de um método de AICV? É reconhecido pela comunidade científica?	Sim	Sim	Sim
2.2	Cadeia de causa e efeito	Ponto Médio	Ponto Médio	Ponto Médio
2.3	Transparência e acessibilidade	Alta	Moderada	Alta
2.3.1	Clareza das equações	Sim	Não	Sim
2.3.2	Clareza das variáveis	Sim	Sim	Sim
2.3.3	Modelo matemático de transporte	Sim	Não	Sim
2.3.3.1	Representa as reações não-lineares	Sim	Sim	Sim
Critério 3 - FC nacionais		NA	NA	Baixa/Moderada
3.1	Possui FC para o Brasil	Não	Não	Sim
3.1.1	Diferenciação espacial	-	-	1° × 1°
3.1.2	FC adequado	-	-	Não

Fonte: adaptado de Girotto (2018)

Com base nas análises e nas informações do quadro 12, pode-se destacar algumas particularidades dos modelos. O modelo Van Zelm et al. (2008; 2013) calcula o PFO para os principais fluxos elementares precursores do smog fotoquímico e representa de forma adequada a formação e dispersão dos oxidantes fotoquímicos sobre a Europa. O modelo Derwent et al. (1996; 1998); Jenkin e Hayman (1999) (único modelo explicado em diferentes fontes) é empregado no método de AICV CML-IA baseline, o qual não inclui em seu inventário os fluxos elementares NO_x e COVNM.

O modelo Van Zelm et al. (2016) apresenta PFOH e do PFOE (saúde humana e ecossistemas) para os principais fluxos elementares (NO_x e COVNM), mas com uma resolução considerada moderada, que pode subestimar a formação do fenômeno. O modelo também apresenta PFOH e PFOE para o Brasil, com FC para os fluxos elementares NO_x e COVNM. A resolução foi identificada como baixa por considerar o Brasil como uma única região, bem como desconsiderar as diferenças dos arquétipos (áreas urbanas, rurais ou remotas) no cálculo do Fator de Inalação (FI).

O quadro 13 apresenta a tabela de critérios com a análise dos dois modelos que calculam FC para o nível de ponto final - danos aos ecossistemas naturais.

Quadro 13 – Critérios para modelos de caracterização para danos aos ecossistemas

Critérios		Níveis de classificação	
		Van Zelm et al. (2016)	Van Goethem et al. (2013a,b)
Critério 1 – Escopo		Moderada	Alta
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Global	Europa
1.1.1	Nível de diferenciação espacial	1° × 1°	0,5° × 0,5°
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do <i>smog</i>	Moderada	Alta
1.1.2a	Fluxos elementares na fonte (artigo)	2	2 ^a
1.1.2b	Fluxos elementares no <i>software</i>	167	0 ^b
Critério 2 - Robustez Científica		Alta	Alta
2.1	Faz parte de um método de AICV; é reconhecido pela comunidade científica?	Sim	Sim
2.2	Cadeia de causa e efeito	Ponto Final	Ponto Final
2.3	Transparência e acessibilidade	Alta	Alta
2.3.1	Clareza das equações	Sim	Sim
2.3.2	Clareza das variáveis	Sim	Sim
2.3.3	Modelo matemático de transporte	Sim	Sim
2.3.3.1	Representa as reações não-lineares	Sim	Sim
Critério 3 - FC nacionais		Baixa/Moderada	NA
3.1	Possui FC para o Brasil	Sim	Não
3.1.1	Diferenciação espacial	1° × 1°	-
3.1.2	FC adequado	Não	-
^a O nível de fluxos elementares não interferiu diretamente no cálculo da nota do critério 1, pois apesar do modelo apresentar 2 FC, este número pode ser extrapolado, como em Van Zelm et al. (2008; 2013) e Van Zelm et al. (2016). ^b O modelo não está disponível em <i>softwares</i> de ACV, como SimaPro e OpenLCA.			

Fonte: adaptado de Giroto (2018)

Com base nas análises e nas informações do quadro 13, pode-se destacar que o modelo Van Zelm et al. (2016) apresenta FC para NO_x , COVNM e para 165 substâncias individuais para 56 regiões do mundo. Para os FCs (NO_x e COVNM) do Brasil, o modelo considera os meses de produção vegetal do hemisfério sul, e os valores correspondentes da “concentração limiar de AOT40 por unidade de emissão anual” por região, os quais foram multiplicados pela correspondente área natural de pastagem ou floresta por região, com base no banco de dados Global Land Cover 2000 (Bartholomé e Belward, 2005). O modelo Van Goethem et al. (2013a,b) apresenta um FC para danos ao ecossistema devido à emissão de NO_x e COVNM para 65 regiões da Europa. O modelo não se apresenta em nenhum método de AICV.

O modelo de Van Zelm et al. (2016) para danos aos ecossistemas foi baseado em Van Goethem et al. (2013a,b). Os cálculos utilizados por ambos são semelhantes, porém Van Zelm et al. (2016) fizeram uma adaptação do modelo, substituindo o modelo de transporte químico europeu (EMEP) pelo modelo de transporte químico mundial (TM5-FASST), e os parâmetros europeus (AOT40, FPA e Área), por parâmetros mais representativos de 56 regiões do mundo. Isso indica que os modelos de caracterização podem ser regionalizados, desde que exista um modelo de transporte químico e parâmetros secundários regionais que represente a formação e dispersão do smog fotoquímico na região de interesse.

O quadro 14 apresenta a tabela de critérios com a análise dos três modelos que calculam FC para o nível de ponto final - danos à saúde humana.

Quadro 14 - Critérios para modelos de caracterização para danos à saúde humana

Critérios		Níveis de classificação		
		Van Zelm et al. (2008; 2013)	Van Zelm et al. (2016)	Krewitt et al. (2001)
Critério 1 - Escopo		Alta	Moderada	Alta
1.1	Abrangência do escopo de aplicação	Europa	Global	EU-15
1.1.1	Nível de diferenciação espacial	0,25° × 0,25°	1° × 1°	0,5° × 0,5°
1.1.1.1	Resolução espacial representa formação e dispersão do <i>smog</i>	Alta	Moderada	Alta
1.1.2a	Fluxos elementares na fonte (artigo)	2	2	2
1.1.2b	Fluxos elementares no <i>software</i>	137	167	^a

Critério 2 - Robustez Científica		Alta	Alta	Baixa/Moderada
2.1	Faz parte de um método de AICV; é reconhecido pela comunidade científica?	Sim	Sim	Sim
2.2	Cadeia de causa e efeito	Ponto Final	Ponto Final	Ponto Final
2.3	Transparência e acessibilidade	Alta	Alta	Baixa
2.3.1	Clareza das equações	Sim	Sim	Não
2.3.2	Clareza das variáveis	Sim	Sim	Não
2.3.3	Modelo matemático de transporte	Sim	Sim	Sim
2.3.3.1	Representa as reações não-lineares	Sim	Sim	Sim
Critério 3 - FC nacionais		NA	Baixa/Moderada	NA
3.1	Possui FC para o Brasil	Não	Sim	Não
3.1.1	Diferenciação espacial	-	1° × 1°	-
3.1.2	FC adequado	-	Não	-

^aO modelo não está disponível em *softwares* de ACV, como SimaPro e OpenLCA.

Fonte: adaptado de Girotto (2018)

Com base nas análises e nas informações do quadro 14, pode-se destacar que o modelo Van Zelm et al. (2008; 2013) apresenta FC de ponto final (danos à saúde humana) para os principais fluxos elementares e representa de forma adequada a formação e dispersão dos oxidantes fotoquímicos sobre a Europa.

O modelo Van Zelm et al. (2016) também apresenta FC (ponto final) para os principais fluxos elementares, contudo a resolução pode subestimar a formação do fenômeno em algumas regiões, porém com relação à escala global, esta resolução pode ser considerada boa, segundo Van Zelm et al. (2016). Para o Brasil, seguem as mesmas considerações que a versão ponto médio deste modelo.

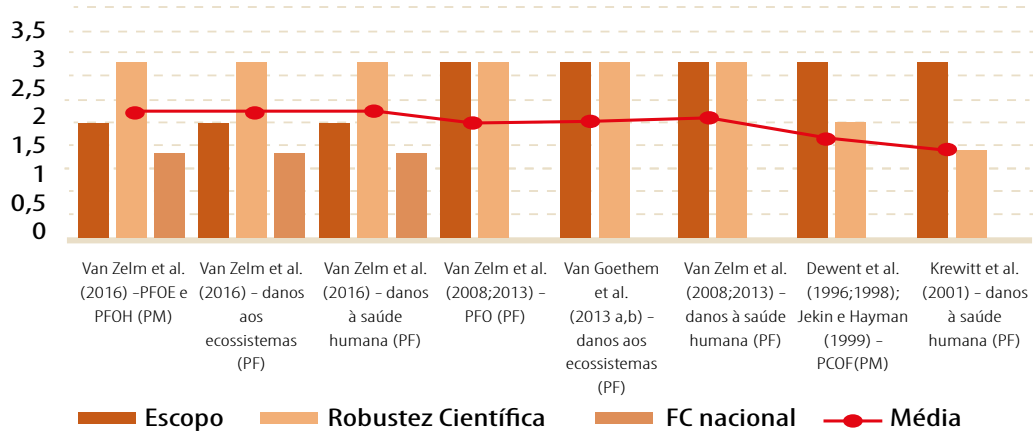
O modelo Krewitt et al. (2001) apresenta FC de ponto final (danos à saúde humana e ambientes artificiais) para os fluxos elementares NO_x e COVNM, no continente europeu. Apesar de possuir uma base científica confiável, não apresenta transparência e acessibilidade das equações e das variáveis, dificultando a modificação de parâmetros de entrada.

3.3.3. Pontuação dos modelos de caracterização

A partir dos resultados da quadro 10 e das análises comparativas dos modelos

de caracterização, a pontuação final foi obtida para cada modelo de caracterização (Figura 5).

Figura 5 - Pontuação final dos modelos de caracterização avaliados



Fonte: adaptado de Girotto et al. (2019)

Nota: PF: modelos de ponto final; PM: modelos de ponto médio

Os resultados da Figura 5 sugerem o modelo de caracterização de Van Zelm et al. (2016), como uma boa opção para ser utilizado em estudos de ACV no Brasil, pois apresentou maior nota (6,5) referente aos critérios analisados. Além disso, entre os modelos presentes neste estudo, ele é o único que apresenta FC (ponto médio e ponto final) em nível global (para 167 fluxos elementares), como também FC para o Brasil (para 2 fluxos elementares) (Girotto et al., 2019).

Os resultados não descartam a necessidade de estudos de regionalização direcionados à realidade brasileira, com objetivo de desenvolver um modelo de caracterização de AICV para a categoria de impacto smog fotoquímico. Dentre as razões para isso, o modelo Van Zelm et al. (2016) apresenta algumas desvantagens como: considerar o Brasil como um todo, o que não representa a realidade da formação do fenômeno no país; a resolução do modelo ($1^\circ \times 1^\circ$) pode subestimar a formação do smog fotoquímico; o modelo considera que apenas pessoas com idade ≥ 30 anos sofrem influências negativas da ação do ozônio, assumindo que não há efeitos em pessoas mais jovens; o modelo de transporte químico utilizado (TM5-FASST) não leva em consideração a diferença entre os arquétipos (áreas urbanas, rurais ou remotas) no cálculo do Fator de Inalação (FI); e apresenta FC somente para NO_x e COVNM. Em contrapartida, o modelo considera os parâmetros nacionais: taxa de mortalidade; concentração background de poluentes; número da população; e os anos de vida perdidos por caso (Girotto et al., 2019).

3.4. Considerações finais

Todos os modelos de caracterização analisados representam a formação do smog fotoquímico e, nesse contexto, podem ser utilizados com confiabilidade por praticantes de ACV. No entanto, alguns deles foram elaborados com o propósito de uso na ACV (Krewitt et al., 2001; Van Goethem et al., 2013; Van Zelm et al., 2008; 2013; 2016), em que o interesse principal é a avaliação da influência de pequenas mudanças na emissão dos precursores na formação do fenômeno. Há também outros modelos que foram elaborados com propósitos diferentes (Derwent et al., 1996; 1998; Jenkin e Hayman, 1999), como modelar, determinar e/ou estudar a formação do smog fotoquímico em uma determinada região, e que são utilizados em métodos de AICV reconhecidos pela comunidade científica.

Por meio da análise dos modelos de caracterização, observa-se que a maioria dos modelos foi elaborada para o ambiente europeu, sendo que apenas o modelo de Van Zelm et al. (2016) apresenta FC para o Brasil.

O estudo baseado na tabela de critérios sugere o modelo de Van Zelm et al. (2016) – PFOE, PFOH, danos aos ecossistemas e danos à saúde humana, ou seja, todas as categorias de impacto consideradas em Van Zelm et al. (2016) – como uma boa opção para ser utilizado em estudos de ACV no Brasil. Os resultados da pesquisa demonstram a necessidade de estudos de regionalização de modelos de caracterização, para a categoria de impacto smog fotoquímico. Assim, outra possibilidade apontada é a ampliação e ajuste dos FCs voltados para o Brasil, presentes no modelo Van Zelm et al. (2016).

Com o objetivo de enriquecer, aprimorar e atualizar o modelo, pesquisas futuras podem focar em ajustar determinados parâmetros. A primeira ação poderia focar na obtenção de um modelo de transporte químico para o cálculo do FI, que represente a formação e dispersão do fenômeno no Brasil. O modelo de transporte químico deve possibilitar a relação entre a emissão de um poluente precursor e a inalação por uma população, como também diferenciar os arquétipos (áreas urbanas, rurais ou remotas) do Brasil. Há também a necessidade de buscar parâmetros secundários nacionais e/ou mundiais para os cálculos dos fatores (Fator de Inalação - FI, Fator de Efeito - FE, Fator de Dano - FD), considerando os efeitos dos oxidantes em toda a população. Outra necessidade de estudo é sobre o potencial de criação de oxidantes fotoquímicos (PCOF) de substâncias precursoras de smog fotoquímico no Brasil, para possibilitar o cálculo dos FC para os COVNM's individuais.

Referências bibliográficas

Bartholomé, E.; Belward, A.S. (2005). GLC2000: a new approach to global land cover mapping from Earth observation data. *International Journal of Remote Sensing*. n. 26, v.9, p. 1959-1977. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01431160412331291297>

Baumann, H.; Tillmann, A.M. (2004), *The hitch hiker's guide to LCA: an orientation in Life Cycle Assessment methodology and application*. Lund. Editora: Student litteratur AB, pp. 543.

Carter, W. P. L. (1998) *Updated maximum incremental reactivity scale for regulatory applications*. University of California, Riverside, p 73.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2015). *Qualidade do ar no estado de São Paulo: série relatórios – 2015*. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo/SP, 165 p.

Derwent, R. G.; Jenkin, M. E.; Saunders, S. M. (1996). Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions. *Atmospheric Environment*, v.30, p.181-199.

Derwent, R.G.; Jenkin, M.E.; Saunders, S.M.; Pilling, M.J. (1998). Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric Environment*, v. 32, n.14/15, p. 2429-2441. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00053-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00053-3)

EC-JRC - European Commission Joint Research Centre. (2010). *Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators*. ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union EUR 24586 EN.

EC-JRC - European Commission Joint Research Centre. (2011). *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context: based on existing environmental impact assessment models and factors*. ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union EUR24571EN.

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. (2015). *Rede estadual de monitoramento automático da qualidade do ar: Relatório 2013 e 2014*. Secretaria do Meio Ambiente. Porto Alegre - RS.

Fiore, A.M.; Jacob, D.J.; Bey, I.; Yantosca, R.M.; Field, B.D.; Fusco, A.C. (2002). Background ozone over the United States in summer: Origin, trend, and contribution to pollution episodes. *J. of geophysical research*, v.107, n. d15, 4275, p 1-11. DOI: 10.1029/2001JD000982.

Giroto, S.B.F.T. *Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria smog fotoquímico considerando o contexto brasileiro*. (2018). Dissertação (Mestre em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages-SC, 126f.

Giroto, S.B.F.T.; Simioni, F.J.; Tadano, Y.S.; Costa, V.J.; Alvarenga, R.A.F.(2019). Evaluation of characterization models for the photochemical smog impact category focused on the Brazilian reality. LALCA – Rev. Latino-americana em ACV (online). v.3. DOI: <https://doi.org/10.18225/lalca.v3i0.4263>

Goedkoop, M. J.; Spriensma, R. (2001).The eco-indicator99: a damage oriented method for life-cycle impact assessment. PRé consultants B.V., Plotterweg12, 3821BB Amersfoort.

Hauschild, M. Z.; Potting, J.; Hertel, O.; Schöpp, W.; Bastrup-Birk, A. (2006). Spatial differentiation in the characterization of photochemical ozone formation, the EDIP2003 methodology. International Journal of Life Cycle Assessment, 11 (Special (1)), p. 72-80.

IRCEL - CELINE: Belgian Interregional Environment Agency. (2017). AOT40 vegetation. Disponível em: <<http://www.irceline.be/en/air-quality/measurements/ozone/history/trends/aot40-vegetation>> Itsubo, N. et al. (2008). LIME documentation. Photochemical oxidants. Chapter 2.5 of draft English translation of LIME documentation (figures and tables in Japanese).

Jenkin, M.E.; Hayman, G.D. (1999). Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. Atmospheric Environment, v.33, p.1275-1293. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00261-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00261-1)
Kemna, R.; Van Elburg, M.; Li, W.; Van Holsteijn, R. (2005). MEEuP methodology report, final, 28.11.05. VHK for European Commission, Brussels.

Klepper, O.; Bakker, J.; Traas, T. P.; Van De Meent, D. (1998). Mapping the potentially affected fraction (PAF) of species as a basis for comparison of ecotoxicological risks between substances and regions. Journal of Hazardous Materials, v.61, (1–3), p.337–344. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00141-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00141-1)

Krewitt, W.; Trukenmüller, A.; Bachmann, T. M.; Heck, T. (2001). Country-specific damage factors for air pollutants: a step towards site dependent Life Cycle Impact Assessment. Int. J. of Life Cycle Assessment. 6(4), p.199-210.

Mendes, N. C. (2013). Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídio para a aplicação no Brasil. 2013. 149f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Departamento de Engenharia de Produção, Universidade de São Paulo – USP, São Carlos – SP.

Preiss, P. (2015). Chapter 7: Photochemical ozone formation. p. 115-138. In: Hauschild, M.Z.; Huijbregts, M.A.J. Life Cycle Impact Assessment. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. New York: Springer, 339 p.

Santos, L.M.M. dos. (2006). Avaliação ambiental de processos industriais. 2. Ed, São Paulo - SP: Signus editora, 130 p.

Steen, B. (1999). A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS) Version 2000: models and data of the default method. Chalmers University of Technology, Go.

Ugaya, C.M.L.; Alvarenga, R.; Pavan, A.L.R.; Ometto, A.R.; Lima, E.G.; Oliveira, J.M.; Almeida Neto, J.A.; Pegoraro, L.A.; Barrantes, L.S.; Mendes, N.C.; Tadano, Y.; Figueiredo, M.C. (2016). Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: critérios para recomendação de métodos e modelos de caracterização para o Brasil. In: V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV), 5, Fortaleza/CE, Anais... Fortaleza/CE, 19 a 22 de setembro de 2016.

Ugaya, C.M.L.; Almeida Neto, J.A.; Figueiredo, M.C. (2019). Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV). Brasília, DF: Ibict, 165 p.

Van Goethem, T.M. W. J.; Preiss, P.; Azevedo, L.B.; Friedrich, R.; Huijbregts, M.A.J.; Van Zelm, R. (2013). European characterization factors for damage to natural vegetation by ozone in life cycle impact assessment. *Journal Atmospheric Environment*, n.77, p.318-324, 2013a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.009>

Van Goethem, T.M.W.J.; Azevedo, L.B.; Van Zelm, R.; Hayes, F.; Ashmore, M.R.; Huijbregts, M.A.J. (2013). Plant species sensitivity distributions for ozone exposure. *Environmental Pollution*, n.178, p.1-6, 2013b. DOI: doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.023

Van Zelm, R. (2010). Damage modeling in life cycle impact assessment. PhD-thesis (Radboud University, Nijmegen) Radboud University, Nijmegen, 2010, 250 p..

Van Zelm, R.; Huijbregts M.A.J.; Den Hollander, H.A.; Van Jaarsveld, H.A.; Sauter, F.J.; Struijs, J.; Van Wijnen, H.J.; Van De Meent, D. (2008). European characterization factors for human health damage of PM₁₀ and ozone in life cycle impact assessment. *Journal Atmospheric Environment*, v. 42, p.441-453. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>

Van Zelm, R.; Huijbregts, M.A.J.; Hollander, H.A. Den; Jaarsveld, H.A. Van; Sauter, F.J.; Struijs, J.; Wijnen, H.J. Van; Meent, D.; Van De. (2013). Human health damage due to PM₁₀ and ozone²⁰. Chapter 8. In: Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Huijbregts, M.; Schryver, An De; 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. Report I: Characterisation, first edition (version 1.08), 2013, 126 p. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>

Van Zelm, R.; Preiss, P.; Van Goethem, T. M. W. J.; Van Dingenen, R.; Huijbregts, M. (2016). Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: damage to human health and vegetation. *Journal Atmospheric Environment*, v. 134, p. 129-137. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.044>

WHO - World Health Organization. (2017). Health statistics and information systems: Metrics: Disability-Adjusted Life Year (DALY). From: [<who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/>](http://who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/)



Seleção de métodos de ponderação em ACV

Autores

Marcell Mariano Corrêa Maceno
Cássia Maria Lie Ugaya
Julianna Crippa
Thaísa Lana Pilz
Luciano Brito Rodrigues
Henrique Leonardo Maranduba

4. Seleção de métodos de ponderação em ACV

4.1. Introdução

A ponderação é um elemento opcional da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), de acordo com a ISO 14040/44, devendo ser utilizada com cautela por ser baseada em escolhas de valores que necessitam de revisão de painel de especialistas, no caso de comparações afirmativas disponibilizadas ao público, além da disponibilização dos resultados anteriores à aplicação dos pesos. Conforme Verones et al. (2019), a ponderação visa facilitar a agregação de indicadores, refletindo as preferências dos tomadores de decisão e das partes interessadas.

A ponderação em ACV comumente busca responder à seguinte questão: quais categorias de impacto são as mais relevantes, considerando a empresa ou o produto avaliado? (Vargas-Gonzalez et al., 2019). Na prática, os usuários de ACV muitas vezes optam pelo uso da ponderação, por reduzir o número de variáveis a serem avaliadas em um estudo e, com isto, facilitar a interpretação dos resultados. Assim, essa redução de variáveis ajuda na identificação de prioridades e na definição de estratégias ambientais (Vargas-Gonzalez et al., 2019).

De fato, no Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (BRACV), organizado em 2019 pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict) e pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), o subgrupo de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida definiu uma meta relacionada à necessidade de identificar métodos para reduzir a subjetividade na ponderação em ACV (Ugaya et al., 2021).

Existem diversos métodos para determinar os pesos das categorias de impactos e/ou de categorias de danos, como por exemplo a ponderação monetária, ponderação binária, métodos distância-alvo, painel de especialistas, painel de stakeholders, e métodos multicritérios de apoio a decisão (MCAD) (Wenzel et al., 1997, Pizzol et al. 2017).

Pizzol et al. (2017) realizaram uma análise de abordagens de ponderação e mostraram a relevância delas para a tomada de decisão, necessitando desenvolvimento para melhorar a incerteza e a robustez. Entretanto, algumas questões não foram respondidas por esses autores: como selecionar o método de ponderação? É possível determinar pesos com objetividade? O método de ponderação depende do objetivo do estudo?

Como decorrência, o objetivo deste estudo consistiu em propor um método para seleção de métodos de ponderação para aplicação em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. Esta ferramenta/método foi intitulada MSP-ACV (Método de Seleção

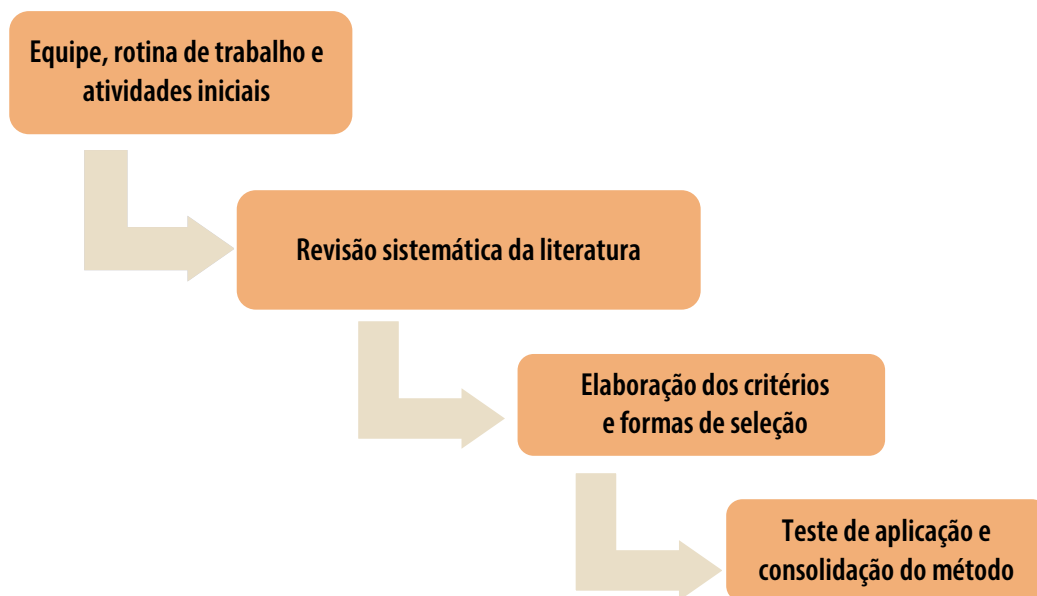
de Métodos de Ponderação para ACV). Para tanto, os objetivos específicos foram: identificar métodos de ponderação, definir critérios para análise dos métodos e recomendar um procedimento para a seleção do método de ponderação.

4.2. Método

Para o desenvolvimento do Método de Seleção de Métodos de Ponderação em ACV (MSP-ACV), foi estruturada uma metodologia composta de 4 passos, conforme Figura 6.

Estes passos são detalhados nos tópicos 4.2.1 a 4.2.4.

Figura 6 - Etapas metodológicas para a construção do MSP-ACV



Fonte: autoria própria (2023)

4.2.1. Equipe, rotina de trabalho e atividades iniciais

O primeiro passo para o desenvolvimento do MSP-ACV foi dado por meio da organização de equipe e da rotina de trabalho. Este processo visou criar um grupo de especialistas no Brasil focado no tema de Ponderação em ACV, de modo a discutir e decidir sobre formas de seleção de métodos de ponderação para aplicação na fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV).

A equipe foi formada por oito especialistas membros da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) e atuantes em diferentes

universidades brasileiras: UFPR, UTFPR-Curitiba, UTFPR-Ponta Grossa, IFBA, UESB e UFERSA.

A rotina de trabalho ocorreu por meio de reuniões mensais no formato online para discussão e desenvolvimento do tema. O período de trabalho iniciou-se em março de 2019 e durou cerca de 30 meses.

Após a organização da equipe e o estabelecimento da rotina de trabalho, iniciaram-se as primeiras discussões, no formato de brainstorming, para direcionar as atividades do grupo.

A primeira ação envolveu a busca na literatura, dividida em duas partes: exploratória e sistemática.

A busca exploratória visou encontrar documentos-chave para orientar as discussões do grupo. Para isso, foram pesquisados métodos e abordagens de ponderação e seleção de métodos de ponderação existentes, utilizados em ACV (ambiental). A pesquisa foi realizada nas bases de dados Web of Science e Google Scholar, utilizando as palavras-chave LCA e “weighting approaches”. O operador booleano AND e as palavras entre “” (aspas) foram utilizados para encontrar os termos com exatidão nos documentos. Com a busca realizada, o grupo selecionou dois documentos, denominados documentos-chave, com abordagem de interesse para discussão: Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? (PIZZOL et al., 2017); e Development of a weighting approach for the environmental footprint (SALA et al., 2018). A partir destes dois documentos, foi então iniciado o entendimento dos métodos de ponderação e das formas de seleção desses métodos.

Como sequência das atividades, foi realizada uma revisão sistemática da literatura, visando dois objetivos: identificação de critérios complementares de seleção de métodos de ponderação; e identificação de métodos de ponderação já aplicados em ACV. Em paralelo, iniciaram-se o entendimento dos documentos-chave e a organização do MSP-ACV em critérios, questões e sub-questões cuja sequência está detalhada nos tópicos 4.2.2 e 4.2.3.

4.2.2. Revisão sistemática da literatura

Elaborar uma revisão de literatura é um requisito essencial para desenvolver um método científico de qualidade. Dessa forma, optou-se por seguir o protocolo proposto por Dresch, Lacerda e Antunes Júnior (2015), para o desenvolvimento da Revisão Sistemática da Literatura (RSL), conforme apresentado no quadro 15.

Quadro 15 - Protocolo da revisão sistemática da literatura (RSL)

Framework conceitual	Framework conceitual Seleção de métodos de ponderação	
Contexto	Mundial	
Horizonte	Todos os anos até 22 de abril de 2020	
Idiomas	Inglês	
Questões de revisão	<p>i) Quais são os métodos de seleção de métodos de ponderação em ACV, de acordo com estudos existentes na literatura?</p> <p>ii) Existem critérios e sub-questões complementares de seleção de métodos de ponderação, os quais não foram abordados por Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018)? Se sim, quais são eles?</p>	
Estratégia de revisão	Configurativa	
Critérios de busca	Inclusão	<ul style="list-style-type: none"> • Publicações que <u>discutiram</u> sobre critérios de seleção de métodos de ponderação em ACV (ambiental); • publicações que <u>aplicaram</u> critérios de seleção de métodos de ponderação em ACV (ambiental); • publicações que desenvolveram revisão de literatura sobre critérios de seleção de métodos de ponderação em ACV (ambiental); • publicações que trataram de proposta de método de ponderação, mas que também discutiram sobre os critérios utilizados para definir o método; • publicações que aplicaram mais de um método de ponderação; • publicações que compararam métodos de ponderação; • publicações que propuseram adaptações ou novos métodos de ponderação, os quais não foram citados no Pizzol et al. (2017).
	Exclusão	<ul style="list-style-type: none"> • Publicações que tratavam de ponderação na Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), incluindo as três dimensões: ambiental, social e econômica; publicações que incluíam, também, ACV Social ou cCusteio; publicações cujo objetivo abordava apenas o desenvolvimento de uma ACV específica de um produto - estudos de caso; • publicações que fizeram apenas análises comparativas e/ou estudo de caso comparando produtos; • publicações que não abordavam a ponderação; • publicações que não tratavam de ACV (ponderação de outro tipo de <i>environmental assessment</i>); • publicações que tratavam só de um método de ponderação; publicações que tratavam apenas de uma proposta de método de ponderação e que NÃO discutiram sobre os critérios utilizados para definir o método; publicações que somente adaptaram os fatores de ponderação já existentes na literatura para a aplicação em um estudo de caso; • publicações que apenas citaram aplicar ponderação e que não demonstraram analisar o tema com a necessária profundidade.

Termos de busca	"weighting factors" AND lca; "weighting factors" AND life AND cycle AND assessment; "weighting methods" AND life AND cycle AND assessment; "weighting approach" AND life AND cycle AND assessment.
Fontes de busca	Base de dados: <i>Science Direct</i> , <i>Web of Science</i> e <i>Scopus</i>
	Internet: Google Scholar

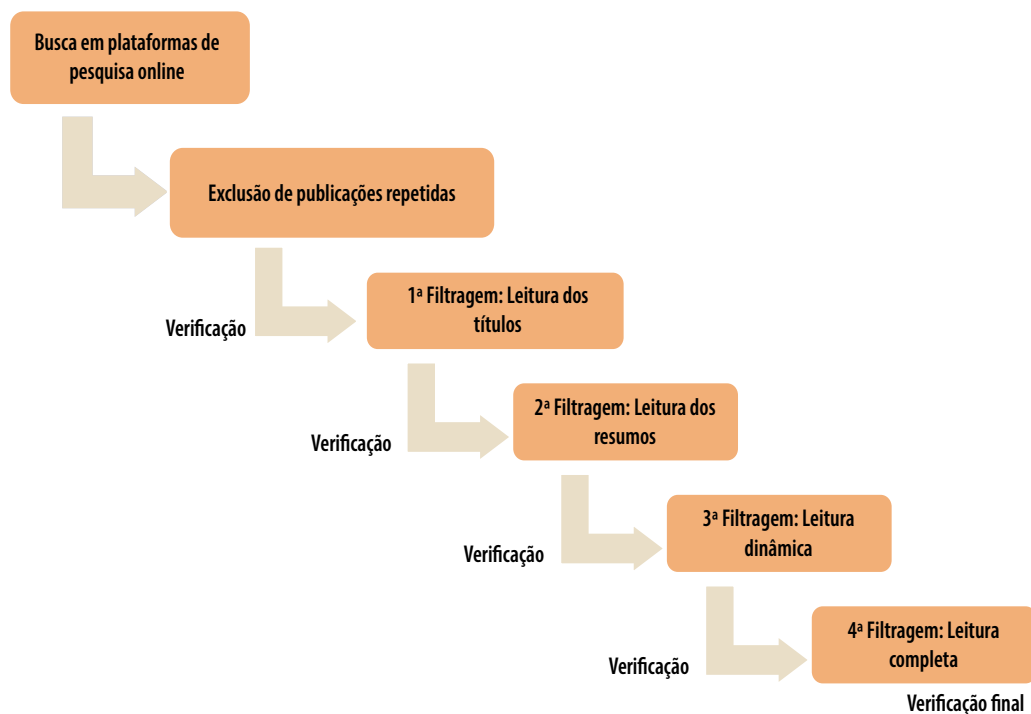
Fonte: elaborado pelos autores, a partir de Dresch, Lacerda e Antunes Júnior (2015)

Dessa forma, a elaboração desta RSL visou responder o seguinte problema de pesquisa: "existem critérios e sub-questões complementares de seleção de métodos de ponderação, os quais não foram abordados por Pizzo et al. (2017) e Sala et al. (2018)? Se sim, quais são eles?" Além disso, buscou-se levantar quais são os métodos de ponderação em ACV de acordo com estudos existentes na literatura.

A pesquisa nas plataformas e bases de dados online foi realizada no dia 22 de abril de 2020, buscando os termos de pesquisa no título, resumo (abstract) e palavras-chaves, exceto no Google Scholar que foi utilizado apenas em busca por títulos. O período temporal definido foi "todos os anos até o presente momento". Além disso, a pesquisa abrange os mais diversos tipos de publicações, como artigos de periódicos, publicações em congressos e relatórios até o presente momento.

A Figura 7 mostra a estrutura metodológica da RSL aplicada neste estudo. Após a busca nas plataformas de pesquisa online, todas as publicações encontradas foram compiladas com o apoio da ferramenta Zotero para a exclusão dos documentos duplicados. Nesse momento, por uma questão de organização e preferência dos autores, os dados foram extraídos do Zotero e inseridos em um arquivo de planilha do Google. Ressalta-se que ambas as ferramentas possibilitaram acesso online na nuvem de qualquer computador e permitiram o trabalho colaborativo entre os autores, gratuitamente. Em seguida, iniciou-se a filtragem das publicações, dividida em quatro etapas: i) leitura dos títulos; ii) leitura dos resumos; iii) leitura dinâmica; e, iv) leitura completa. Dessa forma, a cada etapa, o número de artigos a serem filtrados diminuiu em relação à filtragem anterior.

Figura 7 - Etapas metodológicas da revisão sistemática de literatura



Fonte: autoria própria (2023)

Ao final de cada filtragem, também é importante fazer verificações, a fim de confirmar se nenhum artigo foi excluído indevidamente, analisando os critérios de inclusão e exclusão pré-definidos. Recomenda-se que cada etapa seja realizada em uma planilha diferente - pode-se utilizar o mesmo arquivo, apenas criando abas diferentes - para que o acesso às cópias de segurança (backup) seja fácil e rápido, sem grandes esforços. Além disso, deve-se sempre anotar o motivo pelo qual cada artigo foi rejeitado ou selecionado em todas as etapas de filtragem. Por exemplo, neste trabalho foi realizada uma primeira verificação na leitura dos títulos de 221 publicações, a fim de confirmar se nenhum artigo foi excluído indevidamente e, adicionar novamente na lista todos que apresentavam as palavras-chave no título e que não contradizem os critérios de exclusão ou que o título demonstra abordar o tema claramente, como por exemplo, utilizando a palavra-chave “valuation methods” ou “evaluation”.

Outro ponto a destacar é que, a partir da terceira filtragem (leitura dinâmica), o critério de inclusão acaba sendo mais específico. Verificou-se diretamente se a publicação aplica e/ou discute critérios de seleção de métodos de ponderação.

Se sim, o artigo é selecionado e questiona-se se os 5 critérios (robustez científica, documentação, cobertura, incerteza e complexidade) e as sub-questões apresentadas no texto de Sala et al. (2018) - baseado em Pizzol et al. (2017) - estão adequados e completos, ou se então deve-se incluir algum outro critério no método. Vale destacar que os 5 critérios são detalhados no item 1.2.3. Por fim, na quarta filtragem, segue-se o mesmo raciocínio e é realizada uma última verificação dos resultados, que são apresentados no item 4.3.1 deste capítulo.

4.2.3. Elaboração dos critérios e forma de seleção

A etapa de elaboração de critérios focou na seleção de critérios para a escolha dos métodos de ponderação, com base nos dois documentos citados na seção 1.2.1, (PIZZOL et al., 2017; SALA et al., 2018). Além disso, foi realizada uma RSL, conforme seção 4.2.2, de modo a buscar possíveis complementações a serem adicionadas aos critérios, questões e sub-questões de seleção de métodos de ponderação.

Nesse sentido, primeiramente os critérios identificados nos documentos-base foram tabulados em planilha. Em seguida, foram organizados na forma de: nome do critério de seleção; questão principal relacionada ao critério; sub-questões de aplicação prática para seleção de métodos de ponderação, conforme quadro 16.

Quadro 16 - Critérios, questões de pesquisa e sub-questões para seleção de métodos de ponderação em ACV

Critérios principais	Questão de pesquisa	Sub-questões de pesquisa
Robustez científica	Qual é a ciência por trás do método?	a) Há evidências de que a reaplicação do método fornece resultados semelhantes?
		b) Há revisão do método publicada em um periódico reconhecido na área?
		c) Os objetivos do método, hipóteses e princípios são claros e adequados?
		d) Até que ponto o método pode ser melhorado, refinado e desenvolvido?
Documentação	Os documentos permitem entender e reproduzir o método?	a) O método está acessível gratuitamente e online?
		b) O método possui transparência quanto aos algoritmos, dados, fatores, escolhas de valor, incertezas?
		c) O método é amplamente utilizado por terceiros?
Cobertura	Qual é o escopo do método?	a) Há evidência de que o método considera impactos biofísicos e / ou sociais?
		b) O método possui cobertura extensiva por fatores de normalização / ponderação de categorias de impacto?
		c) O método possui cobertura extensiva por fatores de normalização / ponderação de categorias de danos?
		d) O método inclui diferenciações geográficas e temporais?

Incerteza	Quais as incertezas do método?	a) Existem incertezas importantes na estrutura teórica do método e das principais premissas e escolhas?
		b) Existem incertezas importantes nos parâmetros do método?
		c) Há uma declaração explícita da incerteza nos resultados finais (ex. desvio padrão, etc.)?
		d) Há identificação de parâmetros do modelo com maior influência nos resultados finais (sensibilidade)?
		e) O método fornece resultados acurados/exatos?
		f) O método fornece resultados precisos?
		g) O método permite contabilizar a variabilidade natural além da incerteza?
Complexidade	Qual o conhecimento necessário para aplicar o método?	a) Há necessidade de conhecimento prévio para aplicação do método?
		b) Há suporte técnico?
		c) O método foi testado em estudos de casos reais?
		d) Existe complexidade importante na quantidade geral e o tipo de dados / informações necessárias (quantitativo x qualitativo)?

Fonte: Baseado em Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018)

Com base no esboço inicial do método de seleção, obtido de Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018), iniciou-se o período de discussões, focadas na evolução do método, de modo a desenvolver o MSP-ACV.

As discussões foram feitas em três frentes: a primeira relacionada à importância ou não dos critérios, questões e sub-questões oriundas do quadro 16; a segunda relacionada à necessidade/possibilidade de inclusão de critérios, questões e/ou sub-questões adicionais oriundas da RSL; e a terceira relacionada ao mecanismo de cálculo. Estas três frentes são detalhadas nas sub-seções 4.2.3.1 a 4.2.3.2, respectivamente.

4.2.3.1. Análise de importância de critérios, questões e subquestões

A discussão de importância dos critérios, questões e sub-questões foi realizada pela análise de inclusão ou exclusão dos critérios, questões e subquestões ao MSP-ACV e, posteriormente, pela análise e realização de ajuste de redação das subquestões, visando a clareza da redação.

A análise de inclusão ou exclusão dos critérios, questões e subquestões ao MSP-ACV considerou três pontos: importância do item em análise, completude da abordagem do critério e somreamento de cobertura pelas subquestões. Nesse sentido, o grupo de especialistas do estudo entendeu que os critérios e questões oriundas do método de Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018) deveriam

ser incluídas no MSP-ACV, e que algumas subquestões deveriam ser excluídas, por apresentarem características de sobreposição de abordagem. Essas subquestões são citadas no quadro 17.

Quadro 17 - Subquestões excluídas do método MSP-ACV e seus respectivos critérios de correspondência

Crítérios principais	Subquestões de pesquisa excluídas
Robustez científica	c) Os objetivos do método, hipóteses e princípios são claros e adequados?
	d) Até que ponto o método pode ser melhorado, refinado e desenvolvido?
Documentação	Não houve exclusão
Cobertura	c) O método possui cobertura extensiva por fatores de normalização/ponderação de categorias de danos?
Incerteza	b) Existem incertezas importantes nos parâmetros do método?
	c) Há uma declaração explícita da incerteza nos resultados finais (ex. desvio padrão, etc.)?
	e) O método fornece resultados acurados/exatos?
	f) O método fornece resultados precisos?
	g) O método permite contabilizar a variabilidade natural além da incerteza?
Complexidade	a) Há necessidade de conhecimento prévio para aplicação do método?

Fonte: autoria própria (2023)

Na sequência, foi realizada a análise e ajuste de redação das subquestões. A discussão desse momento foi com o intuito de tornar mais clara e objetiva a interpretação das subquestões, de modo a se reduzir ou mesmo evitar interpretações dúbias quanto à utilização do MSP-ACV pelos usuários. O quadro 17 definido para o MSP-ACV é apresentado na seção de resultados.

Vale ressaltar que esse processo de análise e ajuste das sub-questões, bem como a análise de inclusão e exclusão, foi realizado por meio de testes preliminares de aplicação do método MSP-ACV. Esses testes foram realizados pelos próprios integrantes do grupo de estudos, simulando a aplicação do MSP-ACV em dois casos: análise do método Painel de Especialistas; e análise comparativa para seleção entre os métodos Painel de Especialistas e Alvos Normativos.

4.2.3.2. Análise de inclusão de critérios, questões e subquestões da RSL

A análise de inclusão de critérios, questões e subquestões foi realizada por meio da leitura completa dos documentos selecionados na RSL, após a aplicação dos filtros de exclusão de documentos.

Nessa leitura, buscou-se identificar o que os autores de cada documento consideraram para a seleção de um método de ponderação. Após essa

identificação, os itens levantados foram classificados como critérios, questões ou subquestões, considerando como base a organização já elaborada por Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018).

Ao final dessa organização, todos os itens levantados foram discutidos entre os especialistas do grupo, de modo a se obter um consenso sobre a inclusão ou não de cada um deles.

4.2.3.2. Mecanismo de cálculo para seleção de método de ponderação

A definição do mecanismo de cálculo passou pela análise da forma de pontuação das subquestões e pela forma de agrupamento das pontuações, de modo a se obter um resultado final após a aplicação do MSP-ACV.

A proposta inicial de pontuação das subquestões foi a classificação de resposta binária, utilizando-se da relação: Sim = 1 e Não = 0. Esta proposta apresentou dois problemas. Primeiro, a dificuldade de resposta em determinadas subquestões, pois elas necessitavam de respostas intermediárias/parciais. Segundo, pois algumas subquestões necessitavam de resposta invertida, ou seja, Sim = 0 e Não = 1. Este segundo problema era de fácil resolução, pois aplicando a relação matemática “Sub-questão = 1 - Resposta” resolveria o problema. Entretanto, o primeiro problema destacava a necessidade de melhoria da pontuação das sub-questões.

Nesse sentido, partiu-se para uma segunda proposta de pontuação, baseada em uma escala Likert, considerando até cinco níveis de resposta. Esta proposta é apresentada no quadro 18.

Quadro 18 - Escala Likert elaborada para utilização no MSP-ACV

Peso aplicado	Descrição
1	Discordo totalmente
2	Discordo parcialmente
3	Não concordo nem discordo
4	Concordo parcialmente
5	Concordo totalmente

Fonte: autoria própria (2023)

Mesmo com a adoção de uma escala de pontuações para as respostas das sub-questões, o grupo de especialistas do estudo entendeu que a soma das sub-questões em cada critério deveria ter resultado igual, quando de classificações iguais. Como existem critérios com 3 subquestões e outros com 2 subquestões, automaticamente, o resultado deles poderia diferir para iguais classificações,

caracterizando consequentemente em importâncias diferentes entre critérios (critérios com maior número de questões podem ser mais importantes que aqueles com menor número de questões). Nesse sentido, optou-se pela utilização de normalização interna a cada critério, de modo a solucionar essa inconsistência. Com estas proposições, foi possível obter o mecanismo de cálculo do método MSP-ACV.

Por fim, considerando ainda a possibilidade de existirem pesos distintos entre os critérios, foi realizada a aplicação do método AHP (Analytic Hierarchy Process) (SAATY, 1977), para comparação entre critérios, considerando o objetivo de identificar os níveis de importância de cada um desses critérios. O método AHP foi aplicado junto aos especialistas do grupo, por meio de um formulário eletrônico. Com isso, foram obtidos pesos para cada critério, considerando a visão geral dos especialistas.

4.3. Resultados

Os resultados estão apresentados na seguinte ordem: Resultados da RSL, métodos de ponderação de AICV, definição de critérios, questões e subquestões, e mecanismo de cálculo.

4.3.1. Resultados da RSL

Com base nas filtragens realizadas e já detalhadas no item 4.2.2, de 221 documentos, analisou-se o conteúdo de 10 artigos e relatórios considerados relevantes para as discussões sobre os critérios de seleção de métodos de ponderação para a ACV ambiental: Finnveden (1997); Finnveden (1999); Bengtsson e Steen (2000); Bengtsson e Tillman (2005); Johnsen e Løkke (2013); Ahlroth (2014); Pizzol et al. (2017); Sala et al. (2018); Muhl et al. (2019); Su et al. (2019).

Diversos debates sobre como se usar a ponderação e considerações críticas sobre a sua subjetividade durante a interpretação de resultados têm sido evidenciados na literatura e em fóruns da SETAC (do inglês - Society of Environmental Toxicology and Chemistry) desde a década de 1990 (BENGTSSON E STEEN, 2000).

Nesse sentido, várias tentativas foram feitas para formular critérios para a seleção de bons métodos de ponderação. Mesmo que essas listas de critérios não sejam totalmente correspondentes entre si, algumas características gerais podem ser discernidas, como a transparência, simplicidade na aplicação, comunicabilidade dos resultados e abrangência ou capacidade de avaliar todos os problemas ambientais atuais.

Por outro lado, a busca por um método de ponderação que seja capaz de lidar com todos os diferentes parâmetros da tabela de inventário nem sempre é

bem-sucedida (BENGTTSSON e STEEN, 2000), pois os passos da ponderação são baseados em escolhas de valores, sendo possível chegar a diferentes resultados de ponderação, dependendo da preferência de indivíduos, organizações e sociedades. Como consequência disso, embora existam iniciativas de tornar os métodos de ponderação mais robustos e abrangentes, os resultados da ponderação não devem ser usados para afirmações comparativas a serem divulgadas publicamente (ABNT, 2009).

Apesar das limitações da etapa de ponderação, tornou-se um compromisso entre os especialistas ampliar as discussões sobre a ponderação e minimizar a subjetividade desta etapa da ACV, uma vez que outras etapas, como o inventário do ciclo de vida e caracterização, são etapas objetivas e minuciosamente detalhadas.

Uma forma de melhorar a assertividade da ponderação é com a determinação de critérios abrangentes para a escolha dos métodos de ponderação adequados ao objetivo da ACV. Desse modo, entre documentos selecionados para a análise de conteúdo, destacaram-se os artigos que poderiam contribuir com um maior detalhamento das questões e sub-questões já criadas para o método MSP-ACV, baseadas previamente nos trabalhos de Pizzol et al. (2017).

Pizzol et al. (2017) determinaram como critérios para a ponderação; a robustez científica, transparência do método, incertezas dos fatores de ponderação, relevância do impacto ponderado para a tomada de decisão e validade (quão bem a ponderação captura os valores do grupo envolvido). O detalhamento desses critérios foi apresentado por Sala et al. (2018), no relatório técnico do JRC (do inglês - Joint Research Centre), o qual reorganiza os critérios previamente apresentados por Pizzol et al. (2017) e adiciona critérios relativos à documentação, cobertura e complexidade do método.

Além dos critérios apresentados por Pizzol et al. (2017) e detalhados por Sala et al. (2018), Su et al. (2019) propõe-se um sistema de ponderação dinâmica considerando como base o método distância-alvo. Os critérios de escolha aplicados pelos autores foram a quantificabilidade, predictibilidade e viabilidade, ou seja, o quão objetivo, previsíveis e viáveis são os métodos. Desse modo, embora os autores não apresentem informações sobre como os três critérios foram aplicados, entre as três opções de métodos definidas – painel de especialistas, monetários e distância-alvo, o método que atendeu a todos os critérios para o objetivo proposto pelo estudo foi o método distância-alvo.

De forma complementar, Bengtsson e Tillman (2005) delimitaram o método de ponderação com o uso de três critérios – relevância, credibilidade e legitimidade – e conduziram entrevistas por meio de sessões de grupos focais de especialistas, nas quais observaram o risco de vácuo de valor, ou seja, situações em que não fica claro quem deve definir as prioridades ambientais.

Os critérios no trabalho de Bengtsson e Tillman (2005) foram selecionados no documento publicado pela European Environmental Agency (EEA, 2001), que, análogos aos critérios indicados por Pizzol et al. (2017) e Sala et al (2018), salientam que a relevância reflete a capacidade de uma avaliação de abordar as preocupações específicas de um usuário, a credibilidade reflete a credibilidade científica e técnica da avaliação e a legitimidade reflete a aceitabilidade política ou “justiça percebida” de uma avaliação para um usuário definido.

Diferente dos critérios já comentados, Finnveden (1997), Finnveden (1999), Johnsen e Løkke (2013) e Muhl et al. (2019), discutem outros fatores que podem ser relevantes, ao considerar os critérios de escolha para os métodos de ponderação.

Finnveden (1997) e Finnveden (1999) traz em seus dois estudos uma reflexão direcionada à influência dos valores políticos, ideológicos e éticos durante a escolha do método de ponderação. De acordo com o autor, as valorações éticas e ideológicas muitas vezes são feitas de forma implícita na escolha do método de ponderação e dos dados, dificultando a discussão dos valores e as implicações de diferentes pontos de vista.

Sob outra perspectiva, Johnsen e Løkke (2013) consideram como premissa que, qualquer critério fornecido pela literatura é válido e deve ser considerado. Desse modo, os autores se concentraram em identificar listas de critérios na literatura, que são apresentados em duas categorias gerais: critérios gerais e critérios ambientais.

Os critérios gerais estabelecem que os métodos de ponderação devem possuir um escopo amplo, sejam práticos para usuários e cientistas, sejam científicos e tenham objetivos éticos (JOHNSEN E LØKKE, 2013). Por outro lado, os critérios ambientais refletem as características dos danos ambientais concretos que devem ser tidos em conta por meio de um método de ponderação, como por exemplo, o potencial de ameaça ecológica, irreversibilidade, escala de efeito (global-local), substituíbilidade do item danificado, probabilidade de ocorrência, preferências da população, entre outros (JOHNSEN E LØKKE, 2013).

Outra abordagem interessante para a ponderação foi aplicada no estudo de Ahlroth (2014), que teve como objetivo mapear técnicas de avaliação e ponderação e indicar os métodos adequados para uso, dependendo do objetivo da análise. Além disso, o autor fornece uma visão geral sobre conjuntos de valores genéricos ou pesos e suas propriedades, e ilustra como diferentes conjuntos podem influenciar os resultados. Assim, para a seleção do método, o autor considera os tipos de pesos e a influência dos interessados que delimitam os pesos.

Por fim, Muhl et al. (2019), destacaram que os critérios de seleção dos métodos de ponderação devem considerar e extrapolar as metas políticas da União Europeia, para que a quantidade de critérios ambientais, diferentes horizontes de tempo e

abrangência do método englobe de forma confiável a realidade do cenário local (estudo considera a política ambiental alemã).

Em síntese, um dos dilemas de escolher um método de ponderação adequado ao objetivo do estudo está relacionado ao viés dos especialistas envolvidos e suas cargas morais. Por isso, é fundamental que ocorra o agrupamento de critérios para a seleção de métodos, com base em diferentes pontos de vista, para tornar a etapa de ponderação cientificamente mais objetiva e coerente com o cenário em análise.

Em conclusão, a análise de conteúdo dos dez documentos selecionados possibilitou a reflexão sobre diferentes abordagens e critérios para a escolha dos métodos de ponderação e deu subsídio aos autores deste capítulo para a criação das questões e subquestões do método MSP-ACV.

4.3.2. Métodos de ponderação de AICV

Os métodos de ponderação em AICV obtidos da literatura foram: alvos normativos, painel de partes interessadas, painel de especialistas, preferências observadas, preferências reveladas, preferências declaradas, ponderação binária, pegadas, fatores de ponto médio a ponto final, contribuição de ponto médio a ponto final, e Meta-modelagem.

Nesse contexto, de modo a dar embasamento ao usuário de ACV para a escolha de um método de ponderação por meio da utilização do MSP-ACV, foi elaborado o quadro 19, no qual consta a identificação do método de ponderação, a descrição geral do método e os documentos de referência para a utilização de cada método.

Quadro 19 - Lista de métodos de ponderação em AICV, com descrição e referência

Método de ponderação	Descrição	Referência
Alvos normativos	Corresponde à utilização de valores obtidos de legislação vigente, a qual indica alvos/metastas que devem ser atendidos para cada indicador de categoria. As legislações podem ser locais, regionais, nacionais ou mesmo internacionais.	Weiss <i>et al.</i> (2007), Sala <i>et al.</i> (2018), Su <i>et al.</i> (2019)
Painel de partes interessadas	Refere-se à consulta a partes interessadas em relação à importância de categorias de impacto ou de danos. Normalmente, utiliza-se uma escala de importância, em que as partes interessadas devem opinar de forma comparativa entre as diferentes categorias.	Gloria <i>et al.</i> (2007)
Painel de especialistas	Abordagem semelhante ao do Painel de partes interessadas, entretanto consultando especialistas no assunto. Refere-se à consulta a especialistas em relação à importância de categorias de impacto ou de danos. Normalmente, utiliza-se uma escala de importância, em que os especialistas devem opinar de forma comparativa entre as diferentes categorias.	Sala <i>et al.</i> (2018), Su <i>et al.</i> (2019)

Preferências observadas	A abordagem monetária mede a importância de cada categoria de impacto em termos do dinheiro necessário para se pagarem os impactos gerados. Os métodos de preferências observadas obtêm o preço dos impactos por meio do preço do bem/produto em análise. Um método comum é o de restrição orçamentária (<i>budget constraint</i>).	Weidema (2009)
Preferências reveladas	A abordagem monetária mede a importância de cada categoria de impacto em termos do dinheiro necessário para se pagarem os impactos gerados. Os métodos de preferências reveladas obtêm o preço dos impactos, não somente baseado no preço do produto, mas também sobre os valores indiretos ao produto, como os custos de produção e de viagem. Os métodos comumente utilizados com esta abordagem são o método do custo de viagem e o método de preços hedônicos.	Finnveden et al. (2006)
Preferências declaradas	A abordagem monetária mede a importância de cada categoria de impacto em termos do dinheiro necessário para se pagarem os impactos gerados. Os métodos de preferências declaradas obtêm o preço dos impactos baseado na opinião das pessoas de uma região delimitada em relação ao quanto elas estão dispostas a pagar para ter acesso a bens ambientais. Os bens ambientais são valorados com o uso de valores econômicos. O método do valor contingente é o mais comumente utilizado para esta abordagem.	Ahlroth e Finnveden (2011)
Ponderação binária	Corresponde a um método que envolve inclusão ou exclusão de categorias de impacto. Utilizam-se os números “0” ou “1” como pesos, sendo que as categorias que se deseja excluir devem possuir peso “0”. Já para as categorias que se deseja considerar na AICV, adota-se peso “1”.	Sala et al. (2018)
Pegada	Corresponde a um método em que todas as categorias consideradas na AICV do estudo, sejam elas categorias de impacto ou de danos, apresentam peso “1”, entendendo que existe uma igualdade de importância entre as categorias.	Sala et al. (2018)
Fatores de ponto médio a ponto final	Esta abordagem utiliza fatores de caracterização de pontos médios para tradução de resultados de ponto médio para ponto final. São obtidos fatores de caracterização de danos aplicados às categorias de impacto, possibilitando a agregação para <i>single-score</i> .	Weidema (2009)
Contribuição de ponto médio a ponto final	Esta abordagem é similar à de fatores de ponto médio a ponto final. Entretanto, os valores obtidos para os fatores de caracterização são normalizados para uma referência específica e as contribuições relativas de cada categoria, em relação ao total, torna-se um peso.	Sala et al. (2018)
Meta-modelagem	Corresponde a uma abordagem em que vários métodos de ponderação são usados e os pesos médios obtidos são consequentemente utilizados.	Sala et al. (2018)

Fonte: autoria própria (2023)

4.3.3. Definição de critérios, questões e subquestões

Por meio da realização da análise de importância de critérios, questões e subquestões, foi possível definir um conjunto base para composição do método MSP-ACV. Esta análise ocorreu pela discussão da estrutura base do MSP-ACV, apresentada no quadro 16, e os resultados obtidos da RSL.

Em relação à RSL, foi verificado que os dez documentos selecionados e analisados apresentaram semelhanças em relação aos critérios, questões e subquestões já levantados e organizados no quadro 16 deste estudo. Além disso, o estudo de Johnsen e Løkke (2013) foi o que mais contribuiu com uma abordagem ampliada de critérios.

Dessa forma, foi elaborado e definido o conjunto de critérios, questões e subquestões do MSP-ACV, conforme quadro 20.

Quadro 20 - Critérios, questões e subquestões componentes do método MSP-ACV

Critérios principais	Questões de pesquisa	Subquestões de pesquisa
Robustez científica	Qual é a ciência por trás do método?	Você concorda que existe clareza na descrição da aplicação do método (o método apresenta o passo-a-passo de aplicação de forma clara e detalhada)?
		Você concorda que o método é embasado cientificamente (que existem princípios/leis/bases científicas por trás dele)? (OBS: embasado cientificamente = o método compreende observação, mensuração e repetição)
Documentação	Os documentos permitem entender e reproduzir o método?	O detalhamento do método possui fácil acesso?
		A descrição do método é transparente?
		O método é reprodutível? (OBS: reprodutível significa que ele se adapta a aplicação em outros estudos de caso)
Cobertura	Qual é o escopo do método?	O método considera/pode considerar impactos biofísicos e / ou sociais?
		O método possui algum limite (número) para geração de fatores de ponderação para categorias de impacto/danos?
		O método permite incluir diferenciações geográficas em alguma de suas variáveis?
Incerteza	Quais as incertezas do método?	O método considera medidas de incerteza (ex. desvio padrão, etc.) nos seus parâmetros e no modelo?
		Existe algum indício científico de associação de análise de sensibilidade na estrutura do método?

Complexidade	Qual o conhecimento necessário para aplicar o método?	É requerido suporte técnico para a utilização do método, tal como consulta a especialistas, treinamento, software dedicado, modelo matemático e/ou base de dados?
		Há estudos que utilizaram o método para casos reais ou apenas há estudos teóricos?
		Há quantidade mínima de dados/informações requeridas para a aplicação do método?

Fonte: autoria própria (2023)

O grupo de especialistas entendeu que este conjunto apresentado no quadro 20 é adequado para a utilização como mecanismo de seleção de métodos de ponderação. Isto porque os critérios corroboram com estudos já desenvolvidos e relevantes na área, como o de Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018).

Além disso, as sub-questões definidas como instrumento de seleção conseguem abordar de forma direta e de fácil compreensão, o significado de cada um dos critérios, ou seja, o que esses critérios devem considerar para possibilitar uma seleção de métodos de ponderação.

4.3.4. Apresentação do mecanismo de cálculo

O modelo de respostas definido para utilização no MSP-ACV foi baseado na escala de Likert, considerando níveis de concordância e discordância, conforme o quadro 18.

De modo a tornar equilibrada a importância dos critérios, optou-se pela utilização de normalização interna em cada critério. Nesse sentido, os critérios podem ter resultado mínimo de 0,2 e máximo de 1, considerando que o conjunto mínimo de respostas seria: discordo totalmente (nota=1); e o conjunto máximo de respostas seria concordo totalmente (nota=5). Assim, a soma dos resultados das respostas dividido pelo valor da soma das respostas, considerando máxima classificação (concordo totalmente=5), fornece o resultado normalizado.

Para obtenção do resultado final do método MSP-ACV, realiza-se a soma dos resultados obtidos de cada critério, sendo que a resposta final pode variar de 1 a 5.

Um exemplo do MSP-ACV completo pode ser visto no quadro 21.

Quadro 21 - MSP-ACV com critérios, questões e subquestões, e mecanismo de cálculo

Critérios principais	Questão de pesquisa	Subquestões de pesquisa (+ objetivas)	Respostas	Valor
Robustez científica	Qual é a ciência por trás do método?	Você concorda que existe clareza na descrição da aplicação do método (o método apresenta o passo-a-passo de aplicação de forma clara e detalhada)?	Concordo totalmente	0,50
		Você concorda que o método é embasado cientificamente (que existem princípios/leis/bases científicas por trás dele)? (OBS: embasado cientificamente = o método compreende observação, mensuração e repetição (mesmos resultados))	Concordo totalmente	0,50
Documentação	Os documentos permitem entender e reproduzir o método?	O detalhamento do método possui fácil acesso?	Concordo totalmente	0,33
		A descrição do método é transparente?	Concordo totalmente	0,33
		O método é reproduzível? (Obs.: reproduzível significa que ele se adapta a aplicação em outros estudos de caso)	Concordo totalmente	0,33
Cobertura	Qual é o escopo do método?	O método considera/pode considerar impactos biofísicos e / ou sociais?	Concordo totalmente	0,33
		O método possui algum limite (número) para geração de fatores de ponderação para categorias de impacto/danos?	Concordo totalmente	0,33
		O método permite incluir diferenciações geográficas em alguma de suas variáveis?	Concordo totalmente	0,33
Incerteza	Quais as incertezas do método?	O método considera medidas de incerteza nos seus parâmetros (ex. desvio padrão, etc.) e no modelo?	Concordo totalmente	0,50
		Existe algum indício científico de associação de análise de sensibilidade na estrutura do método?	Concordo totalmente	0,50
Complexidade	Qual o conhecimento para aplicar o método?	É requerido suporte técnico para a utilização do método, tal como consulta a especialistas, treinamento, <i>software</i> dedicado, modelo matemático e/ou base de dados?	Concordo totalmente	0,33
		Há estudos que utilizaram o método para casos reais ou apenas há estudos teóricos?	Concordo totalmente	0,33
		Há quantidade mínima de dados/informações requeridas		
para a aplicação do método?	Concordo totalmente	0,33	RESULTADO	5,00

Fonte: autoria própria (2023)

Por fim, uma variação do método MSP-ACV considera a existência de pesos para cada critério. Estes pesos foram obtidos por intermédio da aplicação do método AHP junto aos especialistas do grupo. Os pesos definidos seguem no quadro 22.

Quadro 22 - Pesos de cada critério obtidos por intermédio do método AHP, considerando-se o número de respondentes especialistas de seis

Critério	Peso pela AHP
Robustez científica	36,70
Documentação	29,50
Cobertura	11,50
Incerteza	13,70
Complexidade	8,60

Fonte: autoria própria (2023)

Com a aplicação destes pesos, a resposta final do MSP-ACV pode variar de 20 a 100 pontos. Vale ressaltar que o método MSP-ACV pode ser utilizado por meio do acesso à planilha programada:

[Método de seleção de métodos de ponderação](#)

4.4. Considerações finais

O desenvolvimento deste estudo possibilitou a identificação dos métodos de ponderação utilizados na AICV para obtenção de single score, e principalmente, a construção de uma contribuição significativa para apoio ao usuário de ACV na seleção do método de ponderação a ser utilizado em seu estudo.

Os métodos de ponderação identificados estão divididos em: métodos distância-alvo, ponderação por painéis, métodos monetários, ponderação binária, métodos de ponto médio a ponto final e meta-modelagem.

Entretanto, dada esta variedade de métodos, foi proposto o MSP-ACV (Método de Seleção de Métodos de Ponderação em ACV) para dar suporte na seleção de método de ponderação em estudos de ACV.

O MSP-ACV proposto é composto de 5 critérios, 5 questões e 13 sub-questões, estas últimas direcionando mais claramente à seleção do método de ponderação. O método possui um mecanismo de cálculo estruturado por meio de normalização interna para cada critério de análise, e ainda, o uso de pesos para cada critério, obtidos pelo uso da AHP entre os especialistas do grupo de estudos.

No levantamento realizado na literatura para a obtenção de complementações aos critérios, questões e subquestões obtidos dos documentos-base dos autores Pizzol et al. (2017) e Sala et al. (2018), foram encontrados outros dez artigos, porém com abordagens relativamente similares aos documentos-base. Vale ressaltar os trabalhos de Johnsen e Lokke (2013), que trazem uma abordagem mais amplificada de critérios, porém não foram abordados neste estudo.

Vale ressaltar que o método aqui proposto (MSP-ACV) foi elaborado conforme o entendimento dos autores deste capítulo em relação a quais critérios, questões e subquestões deveriam ser abordados para análise e seleção de método de ponderação, caracterizando a subjetividade na construção do MSP-ACV.

Nesse sentido, percebe-se a necessidade de futuros estudos considerando uma possível ampliação dos critérios, questões e subquestões do método MSP-ACV, e ainda a inclusão de características de regionalização para a escolha do método de ponderação.

Referências bibliográficas

Ahlroth, S. (2014). The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 85, 34–41. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.11.012>

Ahlroth, S.; Finnveden, G. (2011). Ecovalue08 - A new valuation set for environmental systems analysis tools. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, p. 1994–2003.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR ISO 14044. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

Bengtsson, M., Steen, B. (2000). Weighting in LCA - Approaches and Applications. *Environmental Progress*, v. 19, n. 2, p. 101–109.

Bengtsson, M., Tillman, A.M. (2005). Handling environmental values in product assessments: voices from practice. *Progress in Industrial Ecology-An International Journal*, v. 2, n. 2, p. 200–222.
Dresch, A.; Lacerda, D.P.; Júnior, J.A.V.A. (2015) Design science research: método de pesquisa para avanço da ciência e tecnologia. Bookman Editora.

European Environmental Agency (EEA) (2001) 'Designing effective assessments: the role of participation, science and governance, and focus', Environmental Issue Report, Copenhagen, n. 26.

Finnveden, G. (1997). LCA Methodology Where are the Values? LCA Methodology Valuation Methods Within LCA-Where are the Values? *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 2, n. 3, p. 163–169.

Finnveden, G. (1999). A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, ISSN 1102-6944.
Finnveden, G.; Eldh, P.; Johansson, J. (2006). Weighting in LCA based on ecotaxes: development of a mid-point method and experiences from case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 11, p. 81–88.

Gloria, T.P.; Lippiatt, B.C.; Cooper, J. (2007) Life Cycle Impact Assessment Weights to Support Environmentally Preferable Purchasing in the United States. *Environmental Science and Technology*, v. 41, p. 7551–7557.

Johnsen, F.M., Løkke, S. (2013). Review of criteria for evaluating LCA weighting methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 4, p. 840–849. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0491-y>

Muhl, M., Berger, M., Finkbeiner, M. (2019). Development of Eco-factors for the European Union based on the Ecological Scarcity Method. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 24, n. 9, p. 1701–1714. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1577-y>

Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B., Verones, F., Koffler, C. (2017). Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, n. 6, p. 853–866. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1199-1>

Saaty, T.L. (1977). A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of mathematical psychology*, v. 15, n. 3, p. 234–281.

Sala, S., Cerutti, A.K., Pant, R. (2018). Development of a weighting approach for the Environmental Footprint. Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-68042-7. DOI: <https://doi.org/10.2760/945290>

Su, S., Zhu, C., Li, X. (2019). A dynamic weighting system considering temporal variations using the DTT approach in LCA of buildings. *Journal of Cleaner Production*, v. 220, p. 398–407. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.140>

Ugaya, Cássia Maria Lie; Loreto, Adrison Carvalho de; Rodrigues, Thiago; Gerhardt, Juliana; Oliveira, Souza, Adriana de; Braga, Tiago e Souza, Marcel Garcia de (2021). Relatório do evento III Fórum Brasileiro de ACV.

Verones, Francesca ; Bare, Jane ; Bulle, Cécile ; Frischknecht, Rolf ; Hauschild, Michael ; Hellweg, Stefanie ; Henderson, Andrew ; Joliet, Olivier ; Laurent, Alexis ; Liao, Xun ; Lindner, Jan Paul ; Maia De Souza, Danielle ; Michelsen, Ottar ; Patouillard, Laure ; Pfister, Stephan ; Posthuma, Leo ; Prado, Valentina ; Ridoutt, Brad ; Rosenbaum, Ralph K. ; Sala, Serenella ; Ugaya, Cassia ; Vieira, Marisa ; Fantke, Peter (2017) . LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production*, v. 161, p. 957–967.

Weidema, B.P. (2009). Using the budget constraint to monetarise impact assessment results. *Ecological Economics*, v. 68, p. 1591–1598.

Weiss, M.; Patel, M.; Heilmeier, H.; Bringezu, S. (2007). Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Journal of Resources, Conservation and Recycling*, v. 50, p. 260–281.

Wenzel, H.; Hauschild, M.Z.; Alting, L. (1997) Environmental assessment of products. Volume 1—methodology, tools and case studies in product development. Chapman & Hall, Thomson Science, London, UK.



Eutrofização de água doce

Autores

Maíra Caetano de Andrade

Cássia Maria Lie Ugaya

José Adolfo de Almeida Neto

Luciano Brito Rodrigues

5. Eutrofização de água doce

5.1. Introdução

A eutrofização de água doce ocorre por meio da entrada de nutrientes, tanto de fontes difusas como pontuais, em corpos hídricos e/ou no solo. O aumento da absorção desses nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, por organismos autotróficos (ex: cianobactérias e algas) acarreta uma sequência de impactos ecológicos, como a depleção de oxigênio no corpo hídrico e uma eventual perda de biodiversidade (Azevedo et al., 2016; Glibert et al., 2017).

Na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), os impactos potenciais da eutrofização de água doce são contabilizados desde o seu primeiro framework, proposto por Heijungs et al. (1992). Neste framework, a eutrofização é representada como 'potenciais de nutrição', calculados com base na razão de Redfield (Redfield et al., 1963).

Como apontado por Andrade (2020), os métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para eutrofização de água doce podem ser agregados em três fases principais. A primeira fase é representada pelos métodos: EDIP 97 (Wenzel et al., 1997), CML 2002 (Guinée et al., 2002), TRACI (Norris, 2003) e Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003). Como fator comum, todos esses métodos de AICV calculam o potencial de eutrofização por meio da razão de Redfield, em que o crescimento de biomassa aquática é mensurado por meio da razão estequiométrica entre carbono, nitrogênio e fósforo.

Nessa primeira fase, os métodos são mais simplificados e não contabilizam o destino do nutriente limitante nos diferentes compartimentos aquáticos (água doce e mar) e suas eventuais rotas de atenuação. No intuito de sanar essas limitações, surgem os métodos da segunda fase: EDIP 2003 (Potting e Hauschild, 2006), ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2013) e LUCAS (Toffoletto et al., 2007). Todos esses métodos são baseados no modelo CARMEN, proposto por Haan et al. (1995) para o contexto europeu. Este modelo contabiliza as fontes difusas de nitrogênio, por meio do uso de adubos e fertilizantes, e fontes pontuais de nitrogênio, considerando a proporção entre número de habitantes e a carga de nutrientes dos efluentes domésticos e industriais.

Como mostrado por Andrade (2020), a terceira fase agrega os métodos: ReCiPe 2016 (Huijbregts et al., 2017), LC-Impact (Verones et al., 2016) e IMPACT World+ (Bulle et al., 2019). Diferentemente da fase anterior, na qual os métodos foram desenvolvidos para o contexto europeu ou norte-americano, esta nova fase traz métodos com abrangência global. Nesta terceira fase, o destino do nutriente

limitante é calculado pelo modelo proposto por Helmes et al. (2012), em que a remoção de fósforo no compartimento ambiental é modelada por meio dos processos de advecção, retenção e uso da água.

Os métodos da terceira fase contabilizam os impactos potenciais da eutrofização de água doce por toda a cadeia de causa-efeito, incluindo assim, a modelagem dos fatores de efeito. Para o ReCiPe 2016 e LC-Impact, a modelagem de efeito é baseada no modelo proposto por Azevedo et al. (2013b), enquanto o IMPACT World+ baseia-se em Tirad0-Seco (2005).

Diante desse cenário, em que diversos métodos de AICV são propostos para estimar os potenciais impactos da eutrofização de água doce, o primeiro volume do relatório da Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) (Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo, 2019) visou recomendar métodos/modelos de AICV que mais se ajustam ao contexto brasileiro. No capítulo de eutrofização de água doce, Oliveira e Ugaya (2019) recomendam para o contexto brasileiro, os modelos de Helmes et al. (2012) para a modelagem de destino e, Azevedo et al. (2013b) para a modelagem de efeito. Esses modelos integram os métodos ReCiPe 2016 e LC-Impact que, por sua vez, fazem parte da então chamada “terceira fase”.

Com base nessa recomendação, Oliveira e Ugaya (2020) regionalizaram fatores de caracterização de ponto final, para a eutrofização de água doce, em cinco bacias hidrográficas brasileiras. Neste estudo, os autores expandiram o modelo de Helmes et al. (2012) incluindo a modelagem do setor doméstico, além de usarem dados de escala nacional e regional para os cálculos de disponibilidade hídrica e volume de água doce.

Seguindo a mesma linha, Andrade et al. (2021) efetuaram a regionalização de fatores de destino para três unidades hidrográficas estaduais (UHEs) no estado da Bahia, Brasil. Diferentemente de Oliveira e Ugaya (2020), os autores focaram na variabilidade espaço-temporal da eutrofização aquática e desenvolveram fatores de destino mensais. Ainda neste estudo, os autores propuseram uma padronização de coleta de dados em bases nacionais da Agência Nacional de Águas (ANA), assim como uma padronização da escala nativa. No caso da escala nativa, foi utilizada a divisão de unidades hidrográficas estaduais (UHEs) da ANA, como também proposto por Andrade et al. (2019) para a regionalização da pegada de escassez hídrica no Brasil.

Oliveira e Ugaya (2020) e Andrade et al. (2021) representam os esforços de regionalização dos impactos potenciais da eutrofização de água doce para o Brasil. Dentro desse contexto, este capítulo visa estimar fatores de caracterização (FCs) de ponto médio e ponto final, com base nos fatores de destino estimados por Andrade et al. (2021), e discutir as vantagens e limitações da expansão da regionalização dos FCs para todo o território brasileiro.

5.2. Método

Os FCs são usados para traduzir uma emissão ou consumo, quantificados na fase de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), em um impacto ambiental potencial na fase da AICV (Hauschild e Huijbregts, 2015). Esses impactos potenciais podem ser “traduzidos” ao nível de ponto médio (ex: potencial de eutrofização de água doce) ou ao nível de ponto final (ex: qualidade do ecossistema) de acordo com a cadeia de causa-efeito. Para a modelagem dos FCs, são utilizados os fatores de destino (FDs) e os fatores de efeito (FEs).

5.2.1. Fatores de Destino (FDs)

A modelagem de destino consiste na definição das rotas de transporte e atenuação do nutriente limitante (fósforo e nitrogênio, no caso da eutrofização de água doce), desde o seu ponto de emissão até o compartimento ambiental final (Payen et al., 2021). De acordo com o modelo de Helmes et al. (2012), os fatores de destino (FDs) para a eutrofização de água doce podem ser modelados como a persistência do fósforo no compartimento ambiental. Desta forma, o fator de destino é calculado como o inverso das taxas de remoção de fósforo, no compartimento ambiental, por meio de processos de advecção, retenção e uso da água (equação 2).

$$FD_i = \frac{1}{K_{adv,i} + K_{ret,i} + K_{uso,i}}, \quad (2)$$

em que:

FD_i é o fator de destino (dias) na UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo);

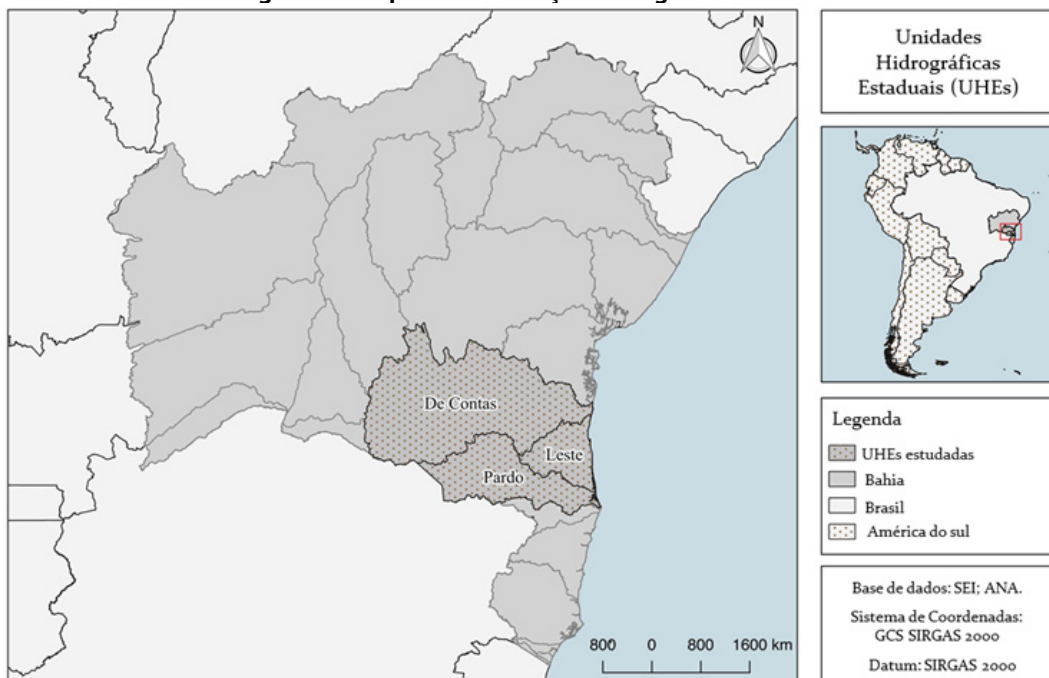
$K_{adv,i}$ é a remoção de fósforo na UHE por advecção (dias⁻¹);

$K_{ret,i}$ é a remoção de fósforo na UHE por retenção (dias⁻¹);

$K_{uso,i}$ é a remoção de fósforo na UHE pelo uso da água (dias⁻¹) pelos setores doméstico e agrícola.

A partir do modelo de Helmes et al. (2012) e da estratégia de regionalização definida por Oliveira e Ugaya (2020), Andrade et al. (2021) regionalizaram fatores de destino para três unidades hidrográficas estaduais (UHEs) no estado da Bahia, Brasil (Figura 8).

Figura 8 - Mapa de localização da região de estudo



Fonte: adaptado de Andrade et al. (2021)

A regionalização proposta por Andrade et al. (2021) foca: na mudança da escala nativa de $0,5^\circ \times 0,5^\circ$ para UHEs; na inclusão de dados primários extraídos de base de dados nacionais (Geonetwork, HidroWeb, Sistema Nacional de Acompanhamento de Reservatórios - SAR e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS); na inclusão da variabilidade temporal da eutrofização de água doce a partir da definição de FDs mensais; e por fim, na inclusão de uma nova rota de atenuação a partir da modelagem da remoção de fósforo pelo uso da água no setor doméstico.

Para a modelagem da remoção de fósforo pelo uso da água no setor doméstico, Andrade et al. (2021) propuseram um modelo baseado na razão entre o fósforo total removido por estações de tratamento de efluentes e o fósforo total produzido nas UHEs. O fósforo total removido pode ser definido pela eficiência média de remoção de fósforo total em estações de tratamento de efluentes no Brasil, o número de habitantes conectados a um sistema de tratamento de efluentes e o número total de habitantes em cada UHE (Equações 3 e 4).

$$K_{dom,i} = \frac{DH_{dom,i}}{V_{tot,i}} \times \gamma_{dom,i} \tag{3}$$

em que:

$K_{dom,i}$ é a remoção de fósforo pelo uso da água pelo setor doméstico (dias⁻¹) na UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo);

$DH_{dom,i}$ é a demanda hídrica pelo setor doméstico (km³ . dias⁻¹) na UHE;

$V_{tot,i}$ é o volume total de água doce (km³) na UHE;

$\gamma_{dom,i}$ é a razão entre fósforo total removido por estações de tratamento de efluentes e fósforo total produzido (adimensional) na UHE.

$$\gamma_{dom,i} = \frac{Pop_{conectada,i}}{Pop_{tot,i}} \times \eta, \tag{4}$$

em que:

$Pop_{conectada,i}$ é o número de habitantes conectados a um sistema de tratamento de efluentes na UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo);

$Pop_{tot,i}$ é o número total de habitantes na UHE;

η é a eficiência média de remoção de fósforo em estações de tratamento de efluentes no Brasil (adimensional) determinado por Von Sperling (2007).

Os FDs mensais estimados por Andrade et al. (2021) podem ser vistos no quadro 23. Os autores relataram que, apesar de sua dependência temporal, os fatores de destino não variaram substancialmente todos os meses, mas sim de acordo com os períodos de maior e menor disponibilidade hídrica nas unidades hidrográficas. Assim, os autores propuseram a agregação dos FDs em três categorias (médio, período seco e período chuvoso) mostrados no quadro 24.

Quadro 23 - Fatores de destino mensais para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)

Fator de Destino Mensal (dias)												
UHE	jan	Fev	mar	Abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
De Contas	56	37	53	56	60	56	55	51	52	55	56	38
Leste	51	44	44	62	90	86	99	92	99	96	51	44
Pardo	24	23	12	19	18	18	18	9	15	16	12	25

Fonte: adaptado de Andrade et al. (2021).

Quadro 24 - Fatores de destino agregados (médio, período seco e período chuvoso) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)

Fator de Destino Agregado (dias)			
UHE	Médio	Período seco	Período chuvoso
De Contas	52	55	49
Leste	72	94	49
Pardo	17	19	16

Fonte: adaptado de Andrade et al. (2021).

5.2.2. Fatores de caracterização de ponto médio (FC_{med})

O fator de caracterização de ponto médio (FC_{med}) é essencialmente determinado pelo fator de destino na unidade hidrográfica; portanto, também possui dependência temporal (equação 5).

$$FC_{med,i,j} = \frac{FD_{i,j} \times PEA_f}{FD_{RE}}, \quad (5)$$

em que:

$FC_{med,i,j}$ é o fator de caracterização de ponto médio ($kg\ P_{eq}/kg$) para cada UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo) de acordo com as diferentes agregações temporais (j : médio, período seco ou período chuvoso);

FD é o fator de destino (dias) na UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo) de acordo com as diferentes agregações temporais (j : médio, período seco ou período chuvoso);

FD_{RE} é o fator de destino (dias) médio para toda a região de estudo (RE: De Contas, Leste e Pardo);

PEA é o potencial de eutrofização aquática ($kg\ P_{eq}/kg$) de acordo com cada substância (f : fósforo total, fosfato, ácido fosfórico ou pentóxido de fósforo).

Desta forma, os FDs agregados (mostrados anteriormente no quadro 24) foram utilizados na estimativa dos FC_{med} em cada unidade hidrográfica estadual (i : De Contas, Leste e Pardo) de acordo com as diferentes agregações temporais (j : médio, período seco e período chuvoso).

A estimativa do FC_{med} regionalizado seguiu a mesma estrutura proposta por Huijbregts et al. (2017), em que o FD da unidade hidrográfica de interesse é dividido pelo FD médio de toda a região de estudo (neste caso, a média das três UHEs) e, posteriormente, multiplicado pelo potencial de eutrofização aquática (PEA). De acordo com Huijbregts et al. (2017), o PEA é baseado na massa molar

das substâncias de interesse (fósforo total, fosfato, ácido fosfórico e pentóxido de fósforo) e no compartimento ambiental em que são emitidas (água doce e solo agrícola). Neste capítulo, os FC_{med} regionalizados foram determinados apenas para o compartimento de água doce considerando o potencial de eutrofização do fósforo total.

5.2.3. Fatores de efeito (EF)

A modelagem de efeito para a eutrofização de água doce estima a relação entre o aumento da concentração do nutriente limitante no compartimento ambiental e o seu eventual dano na qualidade do ecossistema, mensurado por meio do potencial desaparecimento de espécies (PDF).

Azevedo et al. (2013a) estimaram, em quatro zonas climáticas (temperada, fria, xérica e sub-tropical), a maior concentração de fósforo total em que espécies heterotróficas e autotróficas foram encontradas. Assim, os autores estabeleceram uma relação log-logística entre o nível de fósforo e o PDF de espécies heterotróficas e autotróficas em diferentes compartimentos de água doce (lagos e rios). Posteriormente, Azevedo et al. (2013b) investigaram como a seleção de diferentes modelos de efeito (linear, marginal e médio) e de compartimentos de água doce influenciam o impacto da emissão de fósforo em espécies heterotróficas.

Assim como em Azevedo et al. (2016), este estudo adotou o modelo de efeito linear (LEF - do inglês Linear Effect Model) na determinação dos fatores de efeito (FEs) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs). Como mostrado na equação 6, o LEF descreve o aumento linear do potencial de desaparecimento (PDF) de espécies heterotróficas no tipo de água doce w (rios e lagos) devido ao aumento na concentração de fósforo total. Neste capítulo, o LEF foi calculado com base nos $\alpha_{w=lago}$ e $\alpha_{w=rio}$ gerados por Azevedo et al. (2013a) para a região (sub)-tropical. Além disso, assumiu-se que lagos e reservatórios possuem o mesmo efeito linear.

$$LEF_w = \frac{0,5}{10^{\alpha_w}}, \quad (6)$$

em que:

LEF_w é o fator de efeito linear (PDF.m3.kg-1) no compartimento de água doce (w : rios ou lagos/reservatórios);

α_w é o nível de fósforo total (log m3.kg-1) no compartimento de água doce w no qual o potencial desaparecimento (PDF) de espécies heterotróficas é igual a 50% ($\alpha_{lago} = -1,430$ e $\alpha_{rios} = -0,192$).

Uma outra variável importante na determinação do fator de efeito é a densidade de riqueza de espécies (DRE). Para tanto, como mostrado na equação 7, utilizou-se a riqueza de espécies (RE) estimada por Abell et al. (2008) e o volume de água doce nas UHEs estimado por Andrade et al. (2021). No estudo realizado por Abell et al. (2008), peixes de água doce foram utilizados como um proxy para a distinção de conjuntos bióticos na estimativa de riqueza de espécies para as diferentes ecorregiões de água doce do mundo. As três unidades hidrográficas aqui estudadas fazem parte da ecorregião definida como Northeastern Mata Atlântica. Nesta ecorregião, foi estimada uma riqueza de três espécies para cada 104 km² (total de 215 espécies). Assim como em Azevedo et al. (2016), assumiu-se que não há diferença de riqueza de espécies entre rios e lagos.

$$DRE_i = \frac{RE_i}{V_i}, \quad (7)$$

em que:

DRE_i é a densidade de riqueza de espécies (espécies.m⁻³) para cada UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo);

RE_i é a riqueza de espécies (n° de espécies) para cada UHE;

V_i é o volume de água doce (m³) para cada UHE.

Finalmente, o fator de efeito (FE) é calculado para cada UHE de acordo com os diferentes compartimentos de água doce (rios e lagos/reservatórios) (equação 8). O resumo das variáveis utilizadas na determinação dos fatores de efeito para cada UHE pode ser encontrado no quadro 25.

$$FE_i = \sum_w f_{w,i} \times \left(\frac{DRE_i \times LEF_w}{RE_r} \right), \quad (8)$$

em que:

FE_i é o fator de efeito (PDF.kg⁻¹) para cada UHE (i: De Contas, Leste ou Pardo);

LEF_w é o fator de efeito linear (PDF.m³.kg⁻¹) no compartimento de água doce (w: rios ou lagos/reservatórios);

DRE_i é a densidade de riqueza de espécies (espécies.m⁻³) para cada UHE (i : De Contas, Leste ou Pardo);

RE_r é a riqueza de espécies (n° de espécies) para a ecorregião (r: Northeastern Mata Atlântica);

$f_{w,i}$ é a fração de volume por tipo de água doce (w: rios ou lagos/reservatórios) para cada UHE.

Quadro 25 – Resumo das variáveis utilizadas na determinação dos fatores de efeito para cada unidade hidrográfica estadual (UHE)

UHE	Modelo de Efeito Linear (LEF)		Densidade de riqueza de espécies (DRE)	Riqueza de espécies para a ecorregião (RE)	Fração de volume por tipo de água doce (f)	
	Rios	Lagos/ Reservatórios			Rios	Lagos/Reservatórios
	(PDF.m ³)/kg		(espécies/m ³)	(espécies)	(adimensional)	
De Contas	777,98	13457,67	$2,27 \times 10^{-8}$	215	0,09	0,91
Leste			$5,41 \times 10^{-8}$		0,07	0,93
Pardo			$6,49 \times 10^{-8}$		0,86	0,14

Fonte: autoria própria (2023)

5.2.4. Fatores de caracterização de ponto final (FC_{final})

O fator de caracterização de ponto final (FC_{final}), para a eutrofização de água doce, estima o impacto potencial na qualidade do ecossistema a partir do aumento do nível do nutriente limitante (fósforo e nitrogênio). Em outras palavras, é estabelecida uma relação entre o tempo de residência do nutriente limitante no compartimento ambiental (FD) e a sensibilidade do ecossistema aos níveis deste mesmo nutriente limitante (FE) (equação 9).

$$FC_{final,i,p} = FD_{i,j} \times FE_i, \tag{9}$$

em que:

- FC_{final,i,p} é o fator de caracterização de ponto final (PDF.ano.kg⁻¹) para cada UHE (i: De Contas, Leste ou Pardo) de acordo com as rotas de impacto (p : água doce, solo ou erosão);
- FD_{i,j} é o fator de destino (anos) para cada UHE (j :médio);
- FE_i é o fator de efeito (PDF.kg⁻¹) para cada UHE;

Para o cálculo do FC_{final}, deve-se levar em consideração as diferentes rotas de impacto do nutriente limitante no compartimento ambiental, como mostrado na

Figura 9. Três principais rotas de impacto podem ser definidas: (i) fração de fósforo que é transferida diretamente ao corpo hídrico (ex: efluentes domésticos), (ii) a fração de fósforo que é transferida ao corpo hídrico por meio do escoamento, drenagem e lixiviação de águas subterrâneas como resultado da aplicação de fertilizantes e (iii) a fração de fósforo transferida ao corpo hídrico por meio de processos de erosão decorrentes do uso da terra. Seguindo essa abordagem, Azevedo et al. (2016) geraram três tipos de FC_{final} (água doce, solo e erosão), considerando as diferentes rotas de impacto para o fósforo. No entanto, por motivos de simplificação, neste capítulo, foi considerada apenas a rota de emissão direta do fósforo total para a água doce, representado em cinza escuro na figura 9.

Figura 9 - Rotas de impacto para a eutrofização de água doce

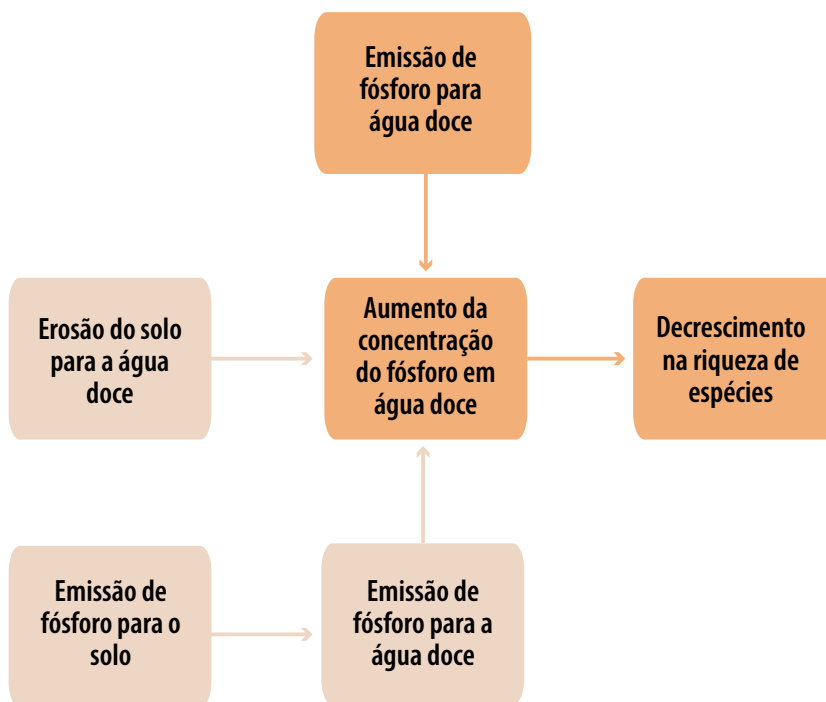


Figura 9 - Rotas de impacto para a eutrofização de água doce

Fonte: adaptado de Azevedo et al. (2016)

5.3. Resultados

5.3.1. Potencial de eutrofização de água doce em unidades hidrográficas estaduais da Bahia

Os fatores de caracterização de ponto médio (FC_{med}) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs) estudadas estão representados no quadro 26. Assim como os fatores de destino, os FC_{med} foram agregados de acordo com as diferentes disponibilidades hídricas nas UHEs: médio, período seco e período chuvoso.

As três UHEs estudadas possuem condições climáticas distintas e biomas contrastantes, como o bioma Caatinga na UHE Pardo e o bioma Mata Atlântica na UHE Leste. Sendo assim, as bacias apresentaram distintos potenciais de eutrofização, confirmando a dependência espacial dos fatores de caracterização de ponto médio. A unidade hidrográfica Leste, por exemplo, apresentou um FC_{med} quatro vezes maior quando comparado à unidade hidrográfica Pardo (1,52 kg P_{eq} /kg e 0,37 kg P_{eq} /kg, respectivamente).

Com relação à variabilidade temporal, a unidade hidrográfica Leste apresentou um potencial de eutrofização de água doce duas vezes maior para o período seco (2,00 kg P_{eq} /kg) quando comparado ao período chuvoso (1,05 kg P_{eq} /kg). De Contas e Pardo, por sua vez, não apresentaram uma variabilidade temporal tão acentuada entre os períodos seco e chuvoso.

Como discutido por Andrade et al. (2021), os FCs de ponto médio são diretamente proporcionais ao tempo de residência do fósforo na UHE, e este, por sua vez, mostrou-se ser altamente correlacionado aos processos de remoção de fósforo por advecção no compartimento ambiental. Em outras palavras, o potencial de eutrofização na UHE é determinado essencialmente por duas variáveis hidrológicas: disponibilidade hídrica e volume de água doce. Assim, UHEs com maior variabilidade, ao longo dos meses, na sua disponibilidade hídrica apresentaram também uma maior variabilidade temporal dos seus FC_{med} . Além disso, a proporção de volume dos diferentes compartimentos de água doce (rios, lagos e reservatórios) também foi um fator determinante na variabilidade espacial dos FC_{med} . As unidades hidrográficas com maior potencial de eutrofização, Leste e De Contas, possuem mais de 90% do seu volume total de água doce composto por lagos e reservatórios. Pardo, por sua vez, tem seu volume de água doce composto em 86% por rios e apenas 14% por reservatórios.

Quadro 26 - Fatores de caracterização de ponto médio para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)

UHE	Substância	Compartimento de emissão	FC _{med} (kg P _{eq} /kg)		
			Médio	Período seco	Período chuvoso
De Contas	Fósforo Total	Água doce	1,11	1,17	1,05
Leste			1,52	2,00	1,05
Pardo			0,37	0,40	0,34

Fonte: autoria própria (2023)

5.3.2. Potencial de desaparecimento de espécies em unidades hidrográficas estaduais da Bahia

Os fatores de efeito (FEs) para as UHEs estudadas estão representados no quadro 27. Assim como os fatores de destino, os FEs também se mostraram ser espacialmente dependentes. Neste sentido, a unidade hidrográfica Leste apresentou um FE também quatro vezes maior quando comparado à unidade hidrográfica Pardo ($3,15 \times 10^{-6}$ PDF/kg e $7,65 \times 10^{-7}$ PDF/kg, respectivamente). Em outras palavras, Leste possui um PDF quatro vezes maior do que Pardo quando submetidas a um mesmo aumento da concentração de fósforo nos seus respectivos compartimentos ambientais.

A variabilidade espacial dos fatores de efeito foi determinada principalmente pela proporção dos diferentes compartimentos de água doce nas UHEs. Unidades hidrográficas com maior proporção de lagos (e reservatórios) no seu volume total de água doce apresentaram um maior potencial de desaparecimento de espécies. Deste modo, apesar de Pardo apresentar a maior densidade de riqueza de espécies entre as três unidades hidrográficas, o seu volume total de água doce, essencialmente composto por rios, faz com que a UHE seja menos sensível a um potencial aumento do nível de fósforo. No entanto, é importante enfatizar que nesta modelagem foi assumido não haver diferença na densidade de riqueza de espécies entre lagos, reservatórios e rios. Assim, apenas o modelo de efeito linear muda entre os diferentes compartimentos de água doce.

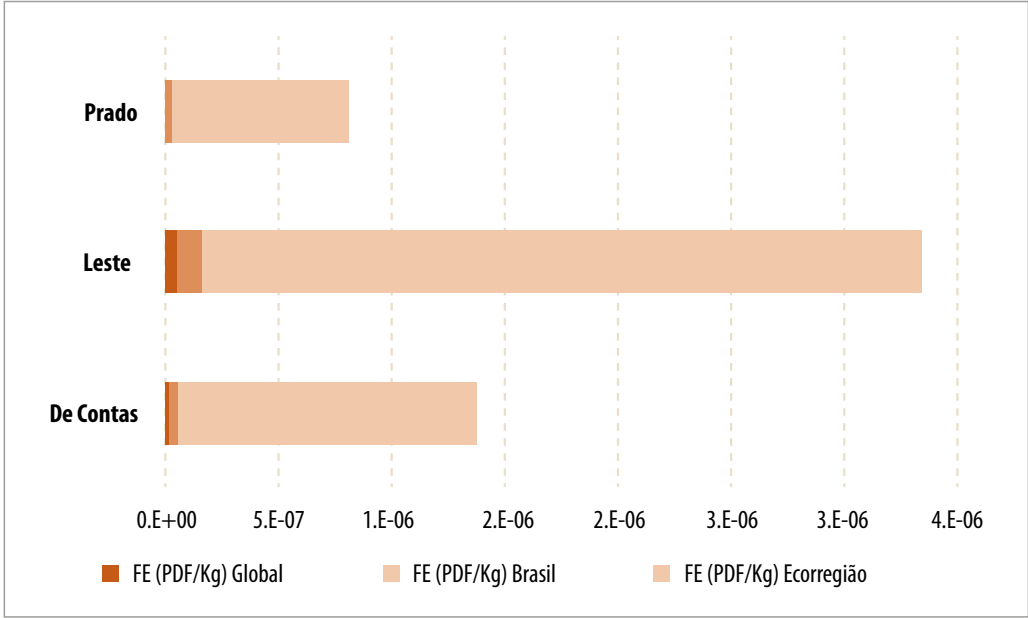
Quadro 27 - Fatores de efeito (FE) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)

UHE	Compartimento de emissão	Fator de Efeito -FE (PDF/kg)
De Contas	Água doce	$1,30 \times 10^{-6}$
Leste		$3,15 \times 10^{-6}$
Pardo		$7,65 \times 10^{-7}$

Fonte: autoria própria (2023)

Uma outra variável que determina a magnitude final dos FEs é a riqueza de espécies. Em Azevedo et al. (2016), a densidade de riqueza de espécies (DRE) da região de interesse é dividida por uma riqueza de espécies (RE) global. No caso da regionalização efetuada neste capítulo, a DRE da região de interesse (ou seja, a DRE de cada UHE) foi dividida pela RE da ecorregião em que se enquadram (neste caso, a ecorregião Northeastern Mata Atlântica definida por Abell et al. (2018)). A figura 10 mostra o resultado de uma análise de sensibilidade dos FEs gerados a partir dos diferentes níveis de agregação da riqueza de espécies: global (15.000 espécies), Brasil (5.222 espécies) e ecorregião (215 espécies). Essa análise de sensibilidade mostra que, quanto maior o nível de agregação utilizado para a riqueza de espécies, menor é a magnitude do fator de efeito nas UHEs.

Figura 10 - Análise de sensibilidade para os fatores de efeito (FE) de acordo com os diferentes níveis de agregação de riqueza de espécies: Global, Brasil e Ecorregião



Fonte: autoria própria (2023)

5.3.3. Dano potencial na qualidade do ecossistema nas unidades hidrográficas estaduais da Bahia

O tempo de residência do fósforo total na água doce e a sensibilidade do ecossistema ao aumento do nível deste nutriente limitante são representados pelos FCs de ponto final (FC_{final}) no quadro 28. A variabilidade espacial do FC_{final}

seguiu o mesmo padrão apresentado pelos fatores de destino e de efeito. Assim sendo, as três UHEs estudadas apresentaram distintos danos potenciais à qualidade do ecossistema decorrentes de um aumento no nível do fósforo no compartimento ambiental, sendo Leste a unidade hidrográfica com o maior dano potencial à qualidade do ecossistema.

Neste estudo, não foi possível analisar a variabilidade temporal dos fatores de caracterização de ponto final, uma vez que a variação sazonal na resposta de espécies heterotróficas a um aumento de fósforo no compartimento ambiental não foi contabilizada na modelagem de efeito.

Quadro 28 - Fatores de caracterização de ponto final (FC_{final}) para as unidades hidrográficas estaduais (UHEs)

UHE	Compartimento de emissão	FC_{final} (PDF.ano/kg)
De Contas	água doce	$1,85 \times 10^{-7}$
Leste		$6,18 \times 10^{-7}$
Pardo		$3,64 \times 10^{-8}$

Fonte: autoria própria (2023)

Azevedo et al. (2016) estimaram um FC_{final} para a eutrofização de água doce, de $3,18 \times 10^{-12}$ PDF.ano/kg para o Brasil. Assim sendo, a abordagem de regionalização implementada neste capítulo sugere que um maior dano potencial ao ecossistema pode ser estimado por meio do uso dos FCs regionalizados. Mesmo considerando diferentes níveis de agregação de riqueza de espécies (os mesmos usados na análise de sensibilidade da seção 1.3.2), os FCs regionalizados demonstraram um maior dano potencial na qualidade do ecossistema das UHEs em todos os cenários. Tal fato sugere que o uso de dados primários de volume de água doce foi a variável mais determinante na regionalização dos FC_{final} .

5.4. Considerações finais

Os mais recentes métodos de AICV para a eutrofização de água doce, pertencentes à “terceira fase”, são focados na determinação de fatores de caracterização de abrangência global. Apesar de representarem um importante progresso para a modelagem de impactos ambientais potenciais, especialmente em países não pertencentes ao território europeu e norte-americano, esses métodos são baseados em modelos mais simplificados, nem sempre consistentes com dados primários de bases de dados nacionais.

Sendo assim, a regionalização de métodos de AICV para categorias de impacto espacialmente dependentes, como a eutrofização de água doce, é essencial na

ACV. Como mostrado neste estudo, os fatores de caracterização regionalizados, tanto em nível de ponto médio quanto ponto final, possuem magnitudes diferentes dos atuais valores encontrados na literatura para o Brasil. Tal fato aponta que o uso de fatores de caracterização não-regionalizados pode levar à subestimação ou superestimação dos impactos ambientais potenciais da eutrofização de água doce em unidades hidrográficas brasileiras.

Oliveira e Ugaya (2020), Andrade et al. (2021) e o presente estudo, representam o progresso na regionalização dos impactos potenciais da eutrofização de água doce para o Brasil. No entanto, esforços para a ampliação da área de abrangência desses estudos ainda são necessários.

Nesse contexto, uma das grandes limitações para a expansão da regionalização de fatores de caracterização para todo o território brasileiro está na coleta de dados. O uso de base de dados nacionais, especialmente para dados hidrológicos, é um processo não-automatizado que requer grandes esforços para a seleção de dados consistentes e representativos. No estudo realizado por Andrade et al. (2021), por exemplo, foi identificado que um número elevado de unidades hidrográficas no estado da Bahia possui pouca ou até mesmo nenhuma informação sobre seus parâmetros hidrológicos.

Como discutido ao longo deste capítulo, o volume de água doce nas unidades hidrográficas estudadas mostrou ser uma variável determinante na estimativa dos fatores de caracterização (de ponto médio e ponto final) e, ao mesmo tempo, também é a variável com o maior grau de dificuldade de ser obtida nas bases de dados nacionais. Poucas estações de monitoramento no Brasil trazem a informação de 'área molhada' (ou seja, área da seção transversal do rio ocupada por água) utilizada na determinação do volume de água doce em rios. Sendo assim, a maior limitação encontrada para a expansão da regionalização dos fatores de caracterização está na disponibilidade e consistência de dados.

É importante ressaltar que os estudos de regionalização mencionados neste capítulo são baseados na modelagem de destino proposta por Helmes et al. (2012) e atualmente aplicada nos métodos ReCiPe 2016 e LC-Impact. No entanto, novos modelos, como Payen et al. (2021), trazem importantes progressos na determinação de fatores de destino para a eutrofização de água doce, como a contabilização do nitrogênio (orgânico e inorgânico dissolvidos) como nutriente limitante. Assim sendo, a expansão da regionalização dos fatores de caracterização para o Brasil também requer que os modelos aplicados estejam de acordo com os mais recentes progressos realizados para a eutrofização de água doce no contexto mundial.

Referências bibliográficas

Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., et al. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*. v. 58, n. 5, p. 403-414.

Andrade, E.P., Nunes, A.B.A., Alves, K.F., Ugaya, C.M.L., Alencar, M.C., Santos, T.L., Barros, V.S., Pastor, A.V., Figueirêdo, M.C.B. (2019). Water scarcity in Brazil: part 1 - regionalization of the AWARE model characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.25, n. 12, p. 2342-2358. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-019-01643-5>

Andrade, M. C. (2020). Regionalized phosphorus fate factors for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. *Dissertação*. Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Ilhéus, Bahia.

Andrade, M. C., Ugaya, C. M. L., de Almeida Neto, J. A., Rodrigues, L. B. (2021). Regionalized phosphorus fate factor for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 26, p. 879-898. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01912-2>.

Azevedo, L. B., Zelm, R. Van; Elshout, P. M. F., Hendriks, A. J., Leuven, R. S. E. W., Struijs, J., Zwart, D. De, Huijbregts, M. A. J. (2013a). Species richness – phosphorus relationships for lakes and streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, p. 1304–1314.

Azevedo, L.B., Henderson, A.D., Zelm, R. Van, et al. (2013b). Assessing the Importance of Spatial Variability versus Model Choices in Life Cycle Impact Assessment: The Case of Freshwater Eutrophication in Europe. *Environ Sci Technol* 1–6.

Azevedo, L.B., Verones, F., Henderson, A. D., Zelm, R. Van, Jolliet, O., Scherer, L., Huijbregts, M. A. (2016). Freshwater eutrophication. In: Verones, F., Hellweg, S., Azevedo, L. B., et al (2016) LC-Impact version 0.5. Disponível em: https://lc-impact.eu/doc/LC-Impact_report_SEPT2016_20160927.pdf.

Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., et al. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *Int J Life Cycle Assess* 24:1653–1674. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>

Glibert, P., Burford, M. (2017). Globally Changing Nutrient Loads and Harmful Algal Blooms: Recent Advances, New Paradigms, and Continuing Challenges. *Oceanography*, n. 30, p. 58–69. DOI: <https://doi.org/10.5670/oceanog.2017.110>

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., et al. (2013). ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and at the endpoint level. 1ª edição, versão 1.08.

Guinée, J. B., Gorée, M., Heijungs, R., et al. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers.

Haan, B. J.; Klepper, O.; Sauter, F. J.; Heuberger, P. S. C.; Rietveld, A. J. (1995). The Carmen status Report 1995.

Hauschild, M. Z., Huijbregts, M. A. J. (2015). Introducing Life Cycle Impact Assessment. In:

Hauschild, M. Z., Huijbregts, M. A. J. (eds) Life cycle impact assessment, LCA compendium - the complete world of life cycle assessment. Springer Science+Business Media, Dordrecht, p. 1–16.

Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppes, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Weneger, A. (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products - Guide.

Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., Jolliet, O. (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *Int J Life Cycle Assess* n. 17, p. 646–654. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>

Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., et al. (2017). ReCiPe2016: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int J Life Cycle Assess* n. 22, p. 138–147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., et al. (2003). Impact 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *Int J Life Cycle Assess*. DOI: <https://doi.org/10.5479/si.00963801.32-1531.411>

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*, v. 6, n.3, p. 79–101.

Oliveira, J. M., Ugaya, C. M. L. (2020). Regionalization of characterization factor in Brazil: freshwater eutrophication category. *LALCA Rev Latino-Americana em Avaliação do Ciclo Vida* 4:e44488. DOI: <https://doi.org/10.18225/lalca.v4i0.4488>

Oliveira, J. M., Ugaya, C.M.L. (2019). Eutrofização em água doce. In: Ugaya, C. M. L., de Almeida Neto, J. A., Figueiredo, M. C. B. (ed) *Recomendações de modelos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida para o contexto Brasileiro*. Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de vida. Ibict, Brasília.

Payen, S., Cosme, N., Elliot, A. H. (2021). Freshwater eutrophication: spatially explicit fate factors for nitrogen and phosphorus emissions at the global scale. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, n. 26, p. 388-401. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01847-0>

Potting, J., Hauschild, M. Z. (2006). Spatial differentiation in life cycle impact assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *Int J Life Cycle Assess*, n. 11, p. 11–13. DOI: <https://doi.org/10.1065/lca2006.04.005>

Redfield, A.C., Ketchum, B. H., Richards, F. A. (1963). The influence of organisms on the composition of seawater. *Interscience*, n. 2, p. 26-77.

Tirado-Seco, P. (2005). Development of damage functions for aquatic eutrophication in Life Cycle Assessment. Tese. Université de Genève.

Toffoletto, L., Bulle, C., Godin, J., Reid, C., Deschênes, L. (2007). 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.

Ugaya, C. M. L., Almeida Neto, J. A., Figueirêdo, M. C. B. (2019). Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro. 1. ed. Brasília: Ibict. 165p.

Verones, F., Hellweg, S., Azevedo, L. B., et al. (2016). LC-Impact version 0.5. Disponível em: https://lc-impact.eu/doc/LC-Impact_report_SEPT2016_20160927.pdf.

Von Sperling, M. (2007). Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. UFMG Press, Belo Horizonte.

Wenzel, H.; Hauschild, M. Z., Alting, L. (1997). Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies. Hingham, MA. USA: Kluwer Academic Publishers.



Escassez hídrica

Autores

Edilene Pereira Andrade

Kelly Félix Olegário

Ana Paula Coelho Sampaio

Maria Cléa Brito de Figueirêdo

6. Escassez hídrica

6.1. Introdução

O termo ‘escassez hídrica’ foi definido, pela ISO 14046 (2014), como a comparação entre a demanda por água e a reposição dela em uma determinada área ou bacia hidrográfica. Inicialmente, os indicadores de escassez hídrica contabilizavam somente o volume de água retirado da natureza, no entanto, no estudo de Boulay et al. (2018) foi observada a necessidade de se considerar a disponibilidade deste recurso também na área de estudo. Sendo o termo ‘disponibilidade de água’ definido como a quantidade de água necessária para suprir as necessidades dos seres humanos e ecossistemas (ISO 14046, 2014).

No Relatório I de “Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro” (Ugaya, Almeida Neto e Figueiredo, 2019) foram selecionados os modelos de ponto médio Pfister e Bayer (2014) e Boulay et al. (2016), como os mais adequados ao contexto brasileiro para se avaliar a escassez hídrica. Ainda no Relatório I, De Almeida Castro et al. (2018), após análise da cadeia de causa e efeito e definição de critérios classificatórios, também se recomendaram esses modelos para aplicação em estudos de produtos brasileiros, assim como para uma futura regionalização de seus fatores de caracterização (FCs).

Nesse Relatório II, optou-se por abordar a regionalização do modelo Available Water Remaining (AWARE) (Boulay et al., 2018) realizada por Andrade et al. (2019), que adotou como limites de bacias as Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) e Regiões Hidrográficas (RH), e utilizou bases de dados nacionais, ambas definidas e disponibilizadas pela Agência Nacional de Águas (ANA), por meio do portal Hidroweb (ver Apêndice, Link 1) e seu Catálogo de Metadados (ver Apêndice, Link 2). A adoção do modelo AWARE para a regionalização, inicialmente, se deu porque esse é o modelo recomendado pela UNEP/SETAC para a categoria de impacto de escassez hídrica (Frischknecht et al., 2016). Isto porque o AWARE avalia a potencial privação de água para seres humanos e ecossistemas, supondo que quanto menor a disponibilidade de água, maior será a probabilidade de escassez deste recurso na região estudada. A regionalização do modelo de Pfister e Bayer (2014) está em andamento e seus resultados serão utilizados para possibilitar uma análise de sensibilidade dos resultados obtidos nos estudos de ACV e de pegada hídrica.

A regionalização é de extrema importância quando se deseja obter inventários ou, no caso desse capítulo, FCs mais adequados à realidade da região de estudo, e, conseqüentemente, estudos mais assertivos e menos incertos na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Em Andrade (2018), os FCs do modelo AWARE (Boulay et al.,

2016) foram regionalizados para a RH do São Francisco, no Semiárido e em Andrade et al. (2019), para todas as UHEs e RHs do Brasil e para o país como um todo. Esses trabalhos obtiveram FCs mais ajustados à realidade do país, especialmente, na região do Semiárido, em que secas históricas e recorrentes implicam diretamente em zonas com elevada escassez de água.

Uma nova abordagem para apresentar os FCs do modelo AWARE (Boulay et al., 2018) é mostrada neste capítulo. Os FCs no presente trabalho também foram regionalizados por estado ou bacias subnacionais, assim como foi feito por Boulay e Lenoir (2020), resultando em fatores AWARE-BR para os estados brasileiros. Além disso, um estudo de caso utilizando fatores AWARE e AWARE-BR é apresentado para a produção do cacau na Bahia, dando ênfase ao consumo hídrico e à expansão da fronteira agrícola para o cultivo do fruto. A regionalização dos FCs se faz necessária pois os FCs originais tendem a subestimar o possível impacto na escassez hídrica em algumas regiões, como por exemplo, no Nordeste brasileiro. No capítulo “Cálculo de incerteza de fatores de caracterização: proposição de metodologia para escassez hídrica”, são apresentadas as análises de incerteza e sensibilidade para os FCs do Semiárido brasileiro, calculadas por Alves et al. (2020).

6.2. Método

6.2.1. Modelo AWARE – Available Water Remaining

O modelo AWARE (Boulay et al., 2016) expressa o potencial de escassez hídrica calculado em um indicador, $1/AMD_i$, que representa o inverso da diferença entre disponibilidade e demanda de água. Disponibilidade menos demanda (em inglês, Availability Minus Demand (AMD)) retrata o volume restante de água disponível para uso em uma bacia i por unidade de área por mês ($m^3/m^2.mês$), após terem sido supridas as demandas humanas e do ecossistema. O volume restante é calculado pela diferença entre a disponibilidade de água e as demandas de água na bacia (equação 10).

$$AMD_i = \frac{\text{Disponibilidade} - \text{Demanda Humana} - \text{Demanda do Ecossistema}}{\text{Área da bacia } i}, \quad (10)$$

O FC final é obtido por meio de uma normalização usada para representar a escassez de uma bacia em relação à escassez média do mundo e é obtido pela relação entre a escassez da bacia (AMD_i) e a escassez média no mundo (AMD_{mundo}).

= 0,0136 m³/m².mês) (equação 11).

$$FC = \frac{AMD_i}{AMD_{\text{mundo}}}, \quad (11)$$

O AWARE aplica regras de corte para definição de limites inferior e superior, após normalização dos FCs calculados. Assim, quando a demanda da bacia for maior que a disponibilidade de água, o limite superior equivale a 100 (valor máximo). Enquanto o AMD_i for menor que dez vezes o valor da AMD_{mundo} , o valor mínimo de 0,1 é aplicado ao FC.

Os FCs do AWARE podem ser calculados em diferentes resoluções espaciais e temporais. A resolução mais detalhada é por mês e por bacia hidrográfica. Os FCs do modelo AWARE variam entre 0.1 (mínima escassez) a 100 (máxima escassez). O FC igual a 1 significa que a escassez hídrica nessa bacia é igual à escassez hídrica média considerando todas as bacias do mundo.

O modelo AWARE utiliza fatores anuais e mensais, divididos nas categorias agrícola, não-agrícola e default. A seguir, tem-se a definição para o uso dos fatores de caracterização nesse trabalho:

- O FC Default (FC_DEF): para o cálculo de impacto quando os valores de demandas agrícolas e não-agrícolas forem disponibilizados como um só valor, ou seja, quando não for possível saber o que é demanda agrícola e o que é demanda não-agrícola. Outra situação é quando, apesar de se conhecerem os valores de demanda em separado para as demandas agrícolas e não-agrícolas, pretende-se trabalhar como se fosse uma demanda única;
- O FC Agrícola (FC_AGRI): para avaliar o impacto causado somente pela irrigação. Em outros usos da água na agricultura, exceto irrigação, utiliza-se o FC_DEF;
- O FC Não-Agrícola (FC_Non_AGRI) deve ser utilizado para avaliar o impacto de produtos cuja demanda não é de natureza agrícola.

Os fatores mensais podem ser agregados em fatores anuais (equação 12), e os fatores por bacia (UHs) podem ser agregados em bacias de escala menor (RHs), ou seja, com menos detalhe na informação e maior tamanho (equação 13). Os FCs também podem ser calculados conforme os consumos na bacia: considerando as atividades agrícolas (FC_{Agri}) (equação 14), as atividades não-agrícolas ($FC_{\text{Non-Agri}}$) (equação 15) e considerando todas as atividades em um só fator (FC_{Default} ou somente FC).

$$FC_{bacia,ano} = \frac{1}{C_{tot_{bacia,ano}}} \times \sum_{m=1}^{12} FC_{bacia,m\grave{e}s} \times C_{tot_{bacia,m\grave{e}s}}, \quad (12)$$

em que:

$FC_{bacia,ano}$ é o Fator de caracterização anual da bacia;
 $C_{tot_{bacia,ano}}$ é o Consumo hídrico anual na bacia;
 m é o mês (de janeiro a dezembro);
 $FC_{bacia,m\grave{e}s}$ é o Fator de caracterização mensal da bacia;
 $C_{tot_{bacia,m\grave{e}s}}$ é o Consumo hídrico anual na bacia.

$$FC_{baciamaior,m\grave{e}s} = \frac{1}{C_{tot_{baciamaior,m\grave{e}s}}} \times \sum_{baciamenor=1}^n FC_{baciamenor,m\grave{e}s} \times C_{tot_{baciamenor,m\grave{e}s}}, \quad (13)$$

em que:

$FC_{baciamaior,m\grave{e}s}$ é o Fator de caracterização mensal da bacia de maior tamanho, portanto, menor escala;
 $C_{tot_{baciamaior,m\grave{e}s}}$ é o Consumo hídrico anual na bacia de maior tamanho, portanto, menor escala;
 $Baciamenor$ é a Bacia de menor tamanho, portanto, maior escala;
 $FC_{baciamenor,m\grave{e}s}$ é o Fator de caracterização mensal da bacia de menor tamanho, portanto, maior escala;
 $C_{tot_{baciamenor,m\grave{e}s}}$ é o Consumo hídrico anual na bacia de menor tamanho, portanto, maior escala.

$$FC_{agri_{bacia,ano}} = \frac{1}{C_{agri_{bacia,ano}}} \times \sum_{m=1}^{12} FC_{bacia,m\grave{e}s} \times C_{agri_{bacia,m\grave{e}s}}, \quad (14)$$

em que:

$FC_{agri_{bacia,ano}}$ é o Fator de caracterização agrícola anual da bacia;
 $C_{agri_{bacia,ano}}$ é o Consumo hídrico agrícola anual na bacia;
 $FC_{agri_{bacia,m\grave{e}s}}$ é o Fator de caracterização agrícola mensal da bacia;
 m é o mês (de janeiro a dezembro);
 $C_{agri_{bacia,m\grave{e}s}}$ é o Consumo hídrico agrícola mensal na bacia.

$$FC_{nonagri_{UHE,ano}} = \frac{1}{C_{nonagri_{UHE,ano}}} \times \sum_{m=1}^{12} FC_{UHE,m\grave{e}s} \times C_{nonagri_{UHE,m\grave{e}s}}, \quad (15)$$

em que:

$FC_{nonagri_{bacia,ano}}$ é o Fator de caracterização não-agrícola anual da bacia;

$C_{nonagri_{bacia,ano}}$ é o Consumo hídrico não-agrícola anual na bacia;

$FC_{nonagri_{bacia,mensal}}$ é o Fator de caracterização não-agrícola mensal da bacia;

m é o mês (de janeiro a dezembro);

$C_{nonagri_{bacia,mês}}$ é o Consumo hídrico não-agrícola mensal na bacia.

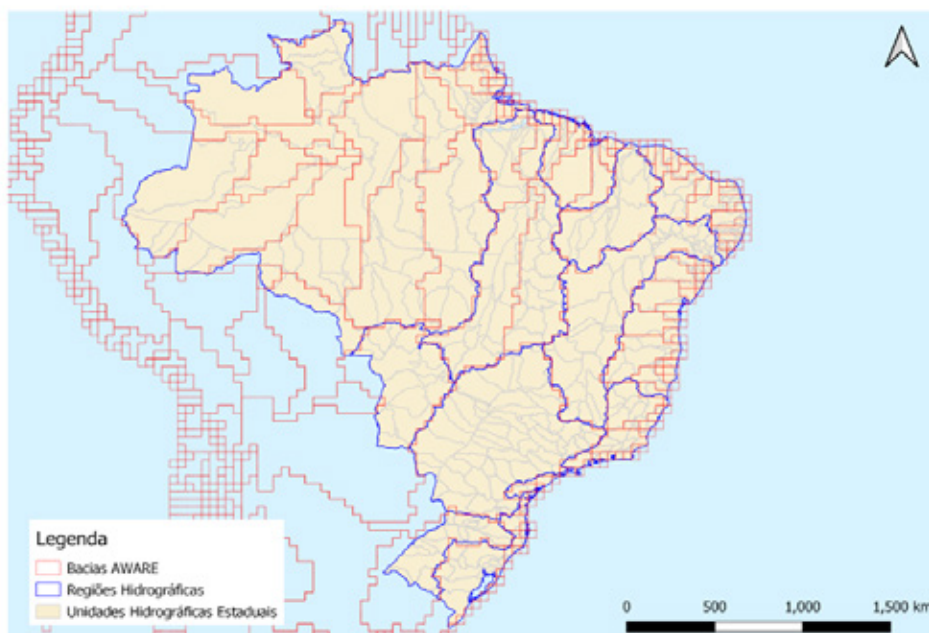
6.2.1.1. Modelo WaterGAP utilizado no AWARE

O AWARE utiliza como fonte de dados o modelo WaterGAP (Alcamo et al. 2003). Com o WaterGAP é possível fazer uma comparação entre a “situação da água doce” em diferentes partes do mundo, considerando demanda e disponibilidade em face às necessidades da população e ecossistemas aquáticos. Com isso, é possível fornecer uma perspectiva a longo prazo (décadas) de mudanças em recursos hídricos globais. O WaterGAP está dividido em duas partes:

- Modelo global de uso da água que considera fatores socioeconômicos básicos (p.e. consumo médio de água da população e dos animais) para calcular demandas de uso doméstico, industrial e agropecuário.
- Modelo global hidrológico que considera fatores físicos e climáticos (p.e. precipitação, temperatura, irradiação solar) para calcular o balanço hídrico diário de solo e de águas superficiais e subterrâneas.

As escalas espaciais utilizadas para os cálculos do modelo incluem o país, a bacia hidrográfica e escalas de grade ($0,5^\circ$ longitude \times $0,5^\circ$ latitude). Para algumas bacias, como a Região Hidrográfica do São Francisco, a bacia do WaterGAP coincide quase que completamente com a bacia delimitada pela Agência Nacional de Águas (Figura 11). Para outras regiões e bacias hidrográficas, os limites espaciais podem diferir. As vazões utilizadas no cálculo do fator são apresentadas em $m^3/mês$ e a área, calculada em m^2 .

Figura 11 - Comparação das bacias da ANA (UHEs e RHs) com as bacias do AWARE



Fonte: autoria própria (2023)

6.2.1.2. Dados de demanda do ecossistema do AWARE

De acordo com o modelo AWARE, a necessidade do ecossistema (quantidade de água que deve ser mantida no corpo hídrico para que ele não perca função) é de extrema importância para o cálculo dos FCs de escassez hídrica. Para o cálculo da demanda do ecossistema foi adotado um modelo hidrológico de vazão ecológica mensal, disponibilizado por Pastor et al. (2014), que quantifica a necessidade do ecossistema como uma fração da vazão total disponível do corpo hídrico. Pastor et al. (2014) validaram o modelo por meio de estudos de caso em 5 diferentes habitats e ecossistemas, e consideraram que há uma vazão mínima necessária para manter os ecossistemas aquáticos em uma condição justa, que seria um estado mediano entre o bom e o ruim de um corpo hídrico (Boulay et al., 2018). O modelo é utilizado como parâmetro para a determinação da demanda do ecossistema nos cálculos do AWARE e adota uma faixa entre 30 e 60% da disponibilidade total do rio, seguindo as variabilidades sazonais das vazões, conforme segue: 60% para períodos de baixa disponibilidade; 45% para períodos de vazão intermediária; e 30% aplicados para períodos de altas vazões (Boulay et al., 2017).

6.2.2. Cálculo dos fatores de caracterização regionalizados AWARE-BR

Para o cálculo dos FCs regionalizados para o Brasil foram utilizadas as bases de dados Geonetwork (ver Apêndice, Link 3) e Hidroweb da ANA (ver Apêndice, Link 4). O texto a seguir traz de maneira resumida como foram calculados os dados de disponibilidade e demanda hídrica humana, considerando as seguintes notas técnicas da ANA: Nota Técnica nº 16/2016/SPR - Cálculo de Disponibilidade Hídrica (ANA, 2016) e Nota Técnica nº 006/2005/SPR/ANA - Memorial descritivo da revisão da demanda de água calculada para o documento “Base de Referência do Plano Nacional de Recursos Hídricos” (ANA, 2005).

Os dados de demanda do ecossistema foram obtidos de Pastor et al. (2014), e as áreas foram obtidas a partir de arquivos georreferenciados disponíveis no Catálogo de metadados da ANA (ver Apêndice, Link 2).

6.2.2.1. Disponibilidade hídrica

A disponibilidade hídrica superficial foi definida como uma vazão mínima de referência associada aos trechos de rio em geral. A ANA adota como disponibilidade a vazão de referência Q_{95} , que é a vazão com 95% de permanência em um tempo determinado. O cálculo de disponibilidade hídrica foi baseado nas séries de vazões naturais das principais bacias do Sistema Interligado Nacional e nos dados pluviométricos e fluviométricos do Sistema de Informações Hidrológicas da ANA.

Os dados de disponibilidade hídrica foram obtidos a partir de arquivos georreferenciados disponibilizados pela ANA, e de dados das estações fluviométricas brasileiras, obtidos pelo banco de dados Hidroweb da ANA.

Para determinar os valores das vazões de disponibilidade hídrica, três procedimentos foram realizados:

- o primeiro foi utilizando-se a base de dados nacionais da ANA. Essa base foi escolhida por ser a base oficial do país sobre recursos hídricos. Para essa base georreferenciada, selecionou-se o trecho do exutório - ponto de um curso d'água em que se dá todo o escoamento superficial gerado no interior da bacia hidrográfica - que continha valor de vazão mensal, adotado como vazão da UHE;
- após essa primeira identificação das vazões de disponibilidade hídrica, algumas UHEs ficaram sem valores de disponibilidade, sendo necessário utilizar os dados das estações fluviométricas brasileiras. Para isso, selecionou-se a estação mais próxima ao exutório da UHE que continha pelo menos 10 anos de dados fluviométricos, transformando os dados brutos em vazões de disponibilidade hídrica;
- por último, para as UHEs nas quais não foi possível determinar as vazões

usando os procedimentos anteriores, foi necessário utilizar a vazão anual disponível em arquivo shape da ANA. Para 10% das estações foi necessário usar a vazão mensal, por falta de dados anuais.

Como na equação do AMD, a disponibilidade hídrica se refere à disponibilidade hídrica natural, sendo que as vazões Q_{95} (vazão ocorrendo em 95% do tempo em um ano) da base da ANA foram somadas aos consumos totais de cada UHE, obtendo-se a vazão natural de cada UHE.

É importante destacar que todos os procedimentos adotados em relação aos dados de disponibilidade hídrica foram feitos segundo recomendações da ANA, garantindo que não houvesse uma manipulação equivocada dos dados.

6.2.2.2. Demanda hídrica

A demanda hídrica foi determinada pelo cálculo da “vazão de consumo”, representando o volume de água de um corpo hídrico por um intervalo de tempo a fim de atender a um uso específico. A demanda hídrica pode ser consuntiva ou não-consuntiva, sendo esse trabalho focado no uso consuntivo, uma vez que demanda não-consumo não gera consumo, portanto, não gera impacto na escassez hídrica.

Para os usos consuntivos, uma parte da vazão de retirada retorna ao ambiente após o uso sendo denominada “vazão de retorno”, que pode ser obtida pela multiplicação da vazão de retirada por coeficientes de retorno que vão depender de cada uso. A água que não é devolvida para o meio, ou seja, a diferença entre a vazão de retirada e a vazão de retorno é o que se denomina de “vazão de consumo”.

Os dados de demandas agrícolas (irrigação) e não-agrícolas (animal, industrial, rural e urbano) foram obtidos da base de dados da ANA. Somente a irrigação apresentou dados mensais. Para as demais demandas repetiu-se a média anual de janeiro a dezembro.

6.2.2.3. Limites hidrogeográficos adotados

Em Andrade et al. (2019), os FCs foram calculados para três regionalizações diferentes: 449 UHEs, 12 RHs e para o Brasil (Figura 12).

Figura 12 - Divisão hidrogeográfica brasileira em RHs (representadas pelas cores) e UHEs (representadas pelos polígonos)



Fonte: Andrade et al. (2019)

As 12 RHs brasileiras, pelo fato de terem sido constituídas por legislação nacional, estão limitadas ao espaço territorial das 27 unidades federativas brasileiras, ou seja,

com foco nos recursos hídricos e baseando-se nas bacias hidrográficas (Andrade, 2018). As RHs, no entanto, apresentam regionalizações com pouco detalhe interior, visto que elas foram definidas para serem uma alternativa para o gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos do Brasil.

Portanto, essas 12 RHs foram subdivididas em 449 UHEs, estabelecidas considerando-se aspectos geopolíticos como divisas estaduais, que muitas vezes se sobrepõem ao critério estritamente hidrográfico. Essa divisão visa auxiliar na gestão dos recursos hídricos em bacias de domínio da União e dos estados (Andrade, 2018) (quadro 29).

Quadro 29 - Limites de bacias adotados na regionalização do AWARE para o Brasil

RH	UHE
Amazônica	89
Atlântico Leste	34
Atlântico Nordeste Ocidental	11
Atlântico Nordeste Oriental	66
Atlântico Sudeste	29
Atlântico Sul	29
Paraná	57
Paraguai	13
Parnaíba	15
São Francisco	45
Tocantins-Araguaia	40
Uruguai	19
TOTAL	449

Fonte: Andrade et al. (2018)

Desta forma, foram calculados os FCs para as UHEs. Posteriormente, foram feitas agregações para as RHs (UH → RH) e para o Brasil (UHE → Brasil), utilizando uma média ponderada do consumo dos fatores dentro de seus limites.

Além disso, realizou-se também a agregação das UHEs em estados, visando comparar os fatores AWARE-BR por estado com os calculados por Boulay e Lenoir (2020). Estes fatores foram gerados para se adequar à necessidade de profissionais que não podiam identificar a partir de qual bacia hidrográfica está o consumo de água em avaliação.

Apesar de ainda ser uma regionalização com menor escala que a aplicada em Andrade et al. (2019), a regionalização proposta por Boulay e Lenoir (2020) trouxe

maior detalhamento em relação aos fatores AWARE calculados em Boulay et al. (2018). Nos fatores gerados por Boulay e Lenoir (2020) foram utilizados os valores dos fatores de células de resolução de 5 graus. Neste capítulo, foram utilizados valores de escassez das UHEs definidas pela ANA que respeitam os limites estaduais do país.

Para facilitar a interpretação dos fatores AWARE-BR, os FCs AWARE e AWARE-BR foram classificados, seguindo uma divisão qualitativa em categorias, conforme o quadro 30.

Quadro 30 - Divisão qualitativa dos FCs das UHEs brasileiras em relação à escassez hídrica

Limites	Classificação
FC = 0,1	Muito baixa
0,1 > FC ≥ 33,3	Baixa
33,3 > FC ≥ 66,6	Média
66,6 > FC ≥ 99,9	Alta
FC = 100	Muito alta

Fonte: autoria própria (2023)

6.2.3. Estudo de caso da pegada de escassez hídrica da produção de cacau irrigado

O cacau (*Theobroma cacao* L.) foi historicamente cultivado nas regiões tropicais úmidas da África, Ásia, América Central e do Sul, sendo considerado uma das culturas perenes mais importantes do mundo, pois é a matéria-prima do chocolate. A produção do sul da Bahia é histórica para o país, tendo colocado o Brasil entre os maiores produtores de cacau do mundo (AIPC, 2021). A região é considerada uma área tradicional de cultivo de cacau devido às boas condições edafoclimáticas para a cultura, contribuindo fortemente para o desenvolvimento socioeconômico da região (Piasentin e Saito, 2014).

Desse modo, esta seção apresenta um estudo de caso em que se simula a Pegada de Escassez Hídrica (PEH) da produção de cacau irrigado nos municípios considerados aptos para o cultivo de cacau no estado da Bahia, de acordo com o zoneamento agroclimático. Este estudo prospectivo identifica bacias críticas em termos de escassez, subsidiando a tomada de decisão sobre a expansão do cacau nessa região.

O cálculo da demanda de irrigação foi realizado a partir do modelo proposto pela FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (Allen et al., 1998). Para suprir condições ideais para o pleno desenvolvimento do cultivo em termos de quantidade de água, a demanda de irrigação foi calculada pela

diferença entre a evapotranspiração real (ETc_{aj}) e a precipitação efetiva (P_{ef}), que é a parcela da precipitação que infiltra no solo e permanece para a planta. Assim, essa demanda é igual à evapotranspiração da cultura, quando a precipitação efetiva for zero, e igual à diferença entre a evapotranspiração da cultura e a precipitação efetiva, quando esta for diferente de zero. A fim de obter a demanda hídrica por irrigação (equação 16). A diferença é então dividida pela eficiência do sistema de irrigação por gotejamento, que é de 95% de acordo com o atlas de irrigação da ANA (ANA, 2019), sendo este sistema o recomendado por especialistas para o cultivo do cacau.

$$\text{Demanda hídrica por irrigação} = \frac{ETc_{aj} - P_{ef}}{\text{Eficiência}}, \quad (16)$$

A precipitação efetiva mensal de cada região foi obtida segundo o método do Serviço de Conservação do Solo do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA Soil Conservation Service), de acordo com a FAO (Allen et al., 1998), conforme Equações 17 e 18:

$$P_{ef} = \frac{P_{total} \times (125 - 0,2)}{125}, \text{ quando } P_{total} < 250\text{mm} \quad (17)$$

$$P_{ef} = 125 + 0,1 \times P_{total}, \text{ quando } P_{total} \geq 250\text{mm} \quad (18)$$

em que:

P_{ef} é a Precipitação efetiva;

P_{total} é a Precipitação total.

A evapotranspiração real da cultura (ETc_{aj}) é obtida pelo produto entre a evapotranspiração de referência (ET_o), o coeficiente de cultivo (k_c), e o coeficiente de umidade do solo (k_s), de acordo com o Boletim 56 da FAO (Allen et al., 1998), conforme equação 19:

$$ETc_{aj} = ET_o \times k_c \times k_s \quad (19)$$

A evapotranspiração de referência (ET_o), indica a necessidade de água, em milímetros, para uma cultura de referência. Os dados de ET_o foram obtidos pela equação de Penman-Monteith (Allen et al., 1998), sendo coletados no banco de dados do WorldClim (Fick e Hijmans, 2017).

O fator *k_c* (coeficiente de cultura) está relacionado às características das culturas, sendo pouco afetado pelas mudanças do clima. As principais características utilizadas para a estimativa deste fator são: altura da planta, albedo e encobrimento. Características estas que variam ao longo do tempo, sendo assim, o fator *k_c* varia ao longo do período de cultivo (Allen et al., 1998). De acordo com o boletim, os coeficientes da cultura do cacau (*k_c*) são: 1 para a fase inicial de crescimento vegetativo, fase de formação de novos brotos e folhas nas plantas; e 1,05 no segundo ano, fase em que acontece o desenvolvimento vegetativo da planta. A partir do terceiro ano em diante, em que há o florescimento e desenvolvimento dos frutos nas plantas o valor de *k_c* também é 1,05 (Allen et al., 1998).

Já o coeficiente *k_s* depende da umidade do solo (adimensional) e tem a finalidade de corrigir o *k_c* para situações de restrições hídricas existentes no solo. De acordo com Allen et al. (1998), o coeficiente de estresse hídrico é menor que 1 em condições de estresse hídrico (produção em sequeiro ou com déficit de irrigação) e igual a 1 no caso oposto. Para as condições de suprimento hídrico ideal o valor de *k_s* é igual a 1.

Neste estudo de caso, foi considerado o seguinte cenário para todas as UHEs do Nordeste: estágio de plena produção (*k_c* = 1,05), espaçamento da cultura 3m x 3m, densidade de cultivo 1.111 plantas, sistema de irrigação por gotejamento (95%), e *k_s* = 1, considerando que não há estresse hídrico para a planta.

Por fim, o impacto da produção irrigada de cacau na escassez hídrica foi realizado utilizando a equação 20, calculado em m³-eq./kg de cacau:

$$PHE\ total = \frac{\text{demanda hídrica por irrigação} \left(\frac{m^3}{kg\ de\ cacau} \right) \times FC \left(\frac{m^3}{m^3} \right)}{\text{produtividade} \left(\frac{kg}{ha} \right)} \quad (20)$$

Assumiu-se uma produtividade média esperada de 2500 kg/ha e foram utilizados os FCs mensais do AWARE-BR (Andrade et al., 2019) em nível de UHE. Primeiro calculou-se a PEH mensal e depois foi realizado o somatório dessas pegadas para obter a PEH total.

O resultado da PEH da produção de cacau também foi classificado qualitativamente, adotando-se uma escala de ‘muito baixa’ a ‘muito alta’, levando em consideração uma divisão linear dos valores da PEH dos municípios da

Bahia. Deste modo, considerou-se a seguinte escala: PEH (m³/kg) entre 0 e 300 considerada ‘muito baixa’; entre 300,1 e 600, ‘baixa’; entre 600,1 e 900 ‘média’; entre 900,1 e 1200 ‘alta’ e entre 1200,1 e 1500 ‘muito alta’. A escala adotada considerou apenas as PEHs calculadas neste trabalho, portanto, deve ser redefinida caso outros estados e/ou UHEs sejam incluídas.

6.3. Resultados

6.3.1. Fatores AWARE-BR

De maneira geral, a RH com maior escassez no Brasil foi a Atlântico Nordeste Oriental, com FC = 86,6, e com FCs mensais variando entre 46,4 em maio e 97,2 em outubro (quadros 31 e 32). Já a RH que apresentou menor escassez foi a RH Paraguai, com FC = 2,0, e com FCs mensais variando entre 0,8 em abril e 3,7 em setembro (quadros 31 e 32). O maior desvio padrão mensal foi de 23,1 na RH Atlântico Sul e o menor desvio padrão, 1,1 na RH Paraguai. Das 449 UHEs, 48 delas (11%) apresentaram escassez mínima (FC = 0,1) em todos os meses do ano. Já em 53 UHEs (12%), houve FCs de impacto com escassez máxima (FC = 100) durante todo o ano.

Quadro 31 - Fatores de caracterização regionalizados para as RHs de janeiro a agosto

RH	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
At. Nordeste Oriental	91,7	79,7	63,0	48,9	46,4	56,6	69,5	72,2
At. Nordeste Ocidental	25,7	21,2	20,0	19,6	18,8	24,5	50,2	57,4
Parnaíba	38,2	13,8	12,2	12,9	29,4	46,1	49,8	50,8
At. Leste	30,1	19,6	20,9	23,2	27,7	28,7	28,6	41,5
São Francisco	23,5	22,8	16,0	21,7	22,7	25,8	30,4	37,9
Paraná	16,0	15,6	13,4	8,5	8,6	8,6	10,3	15,2
At. Sul	48,0	60,1	46,9	2,0	1,2	0,8	0,5	0,6
At. Sudeste	10,4	18,6	20,6	18,4	20,3	27,3	32,0	30,6
Amazônica	3,4	2,1	1,5	1,1	1,2	2,0	3,5	4,8
Tocantins- Araguaia	2,4	0,9	0,8	0,5	0,6	1,0	11,6	13,9
Paraguai	1,1	0,9	0,9	0,8	1,0	1,6	2,4	3,2
Uruguai	19,3	19,3	1,4	0,6	0,5	0,5	0,5	0,6

Fonte: autoria própria (2023)

Quadro 32 - Fatores de caracterização regionalizados para as RHs de setembro a dezembro, default, agrícola e não-agrícola

RH	Set	Out	Nov	Dez	Gen	Agri	Não-Agri
At. Nordeste Oriental	82,2	97,2	99,5	97,0	81,3	86,6	74,3
At. Nordeste Ocidental	57,9	68,8	69,2	45,1	42,9	54,0	40,4
Parnaíba	52,0	54,0	53,2	47,9	42,9	51,5	34,0
At. Leste	50,3	32,6	23,6	25,5	30,4	35,3	27,2
São Francisco	47,9	37,7	46,9	37,7	32,2	38,9	18,7
Paraná	13,3	9,4	12,2	15,9	11,8	4,4	17,6
At. Sul	0,5	0,6	1,8	27,4	39,2	46,3	6,7
At. Sudeste	30,5	26,7	26,1	23,5	24,1	29,5	5,6
Amazônica	6,1	6,1	5,6	4,9	3,6	4,7	3,3
Tocantins- Araguaia	8,0	9,0	6,4	5,2	5,7	8,6	3,1
Paraguai	3,7	3,5	2,5	1,7	2,1	2,0	2,2
Uruguai	0,5	0,4	0,5	1,4	12,3	14,0	1,5

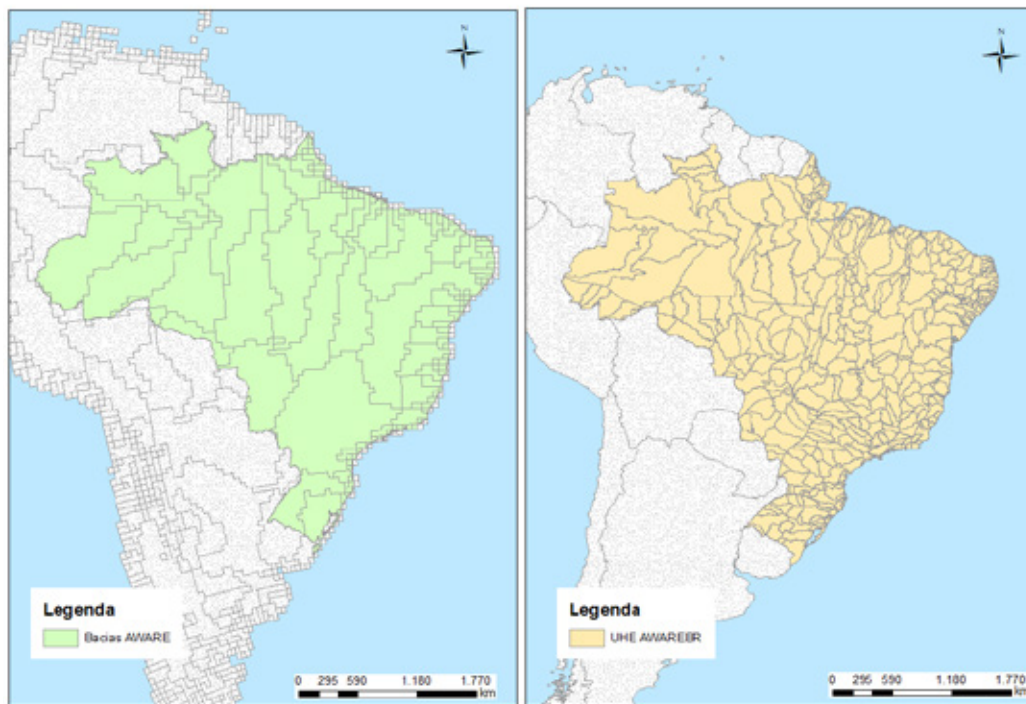
Fonte: autoria própria (2023)

Uma análise estatística descritiva das UHEs divididas por RH é mostrada no quadro 33. Os resultados em detalhes por UHE e para o Brasil podem ser encontrados no Material Suplementar de Andrade et al. (2019). A análise estatística descritiva para as RHs Amazônica, Paraguai e Tocantins-Araguaia mostram não haver problemas de escassez nessas bacias, seja avaliando a média, ou valores máximos ou mínimos. Já para as RHs Atlântico Sudeste, Atlântico Sul, Paraná e Uruguai, embora no geral não houvesse escassez, foram encontradas exceções na UHE Baía de Guanabara (FC = 93,9) da RH Atlântico Sudeste; UHEs Mirim-São Gonçalo (FC = 86,6) e Litoral (FC = 94,4) da RH Atlântico Sul; UHE Alto Tietê (FC = 100) da RH Paraná; e UHE Negro RS da RH Atlântico Sul, que precisam de mais atenção para as situações de escassez identificadas. Já as RHs Atlântico Nordeste Oriental, Atlântico Leste, Atlântico Nordeste Ocidental, Parnaíba e São Francisco, por terem partes ou sua totalidade no Semiárido brasileiro, apresentam situação geral como crítica, principalmente a RH Atlântico Nordeste Oriental, com média de FCs de 83,6 e mediana 99,8.

Quadro 33 - Análise estatística descritiva das UHEs distribuídas nas RHs brasileiras

RH	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Contagem
Amazônica	3,0	0,8	4,1	0,1	17,2	89
A. Leste	40,2	24,7	37,4	0,11	100	34
A. Nordeste Ocidental	41,8	26,2	40,4	0,70	100	12

Figura 13 - Bacias do AWARE x UHE da ANA



Fonte: autoria própria (2023)

Comparando os fatores AWARE com AWARE-BR em nível de estados brasileiros, percebe-se que uma vantagem dessa regionalização é que ela permite a comparação pareada entre todas as 27 bacias subnacionais e os estados brasileiros (quadro 35) utilizando os FCs proporcionados por Boulay and Lenoir (2020). Dentre todos os FCs comparados, o FC_{Agri} no estado do Paraná foi menor no AWARE-BR ($FC = 0,50$) em comparação ao do AWARE ($FC = 0,60$), mostrando que ao se utilizar a base de dados nacional, a regionalização traz fatores mais condizentes com a realidade local. Comparando os FCs genéricos, a maior diferença encontrada foi no FC do Rio Grande do Sul que passou de 0,56 para 33,98. Já a menor diferença foi de 10% no Mato Grosso do Sul, no qual o FC passou de 1,04 para 1,16. A variação dos FCs se deu tanto pela diferença na disponibilidade hídrica, como nos dados de demanda agrícola, sendo necessário avaliar caso a caso qual foi o mais evidente.

Em média, a variação foi de 84%. Destacaram-se os FCs regionalizados para os estados de Alagoas, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte, que estão no Semiárido brasileiro. Com a regionalização, os fatores passaram de uma escassez considerada

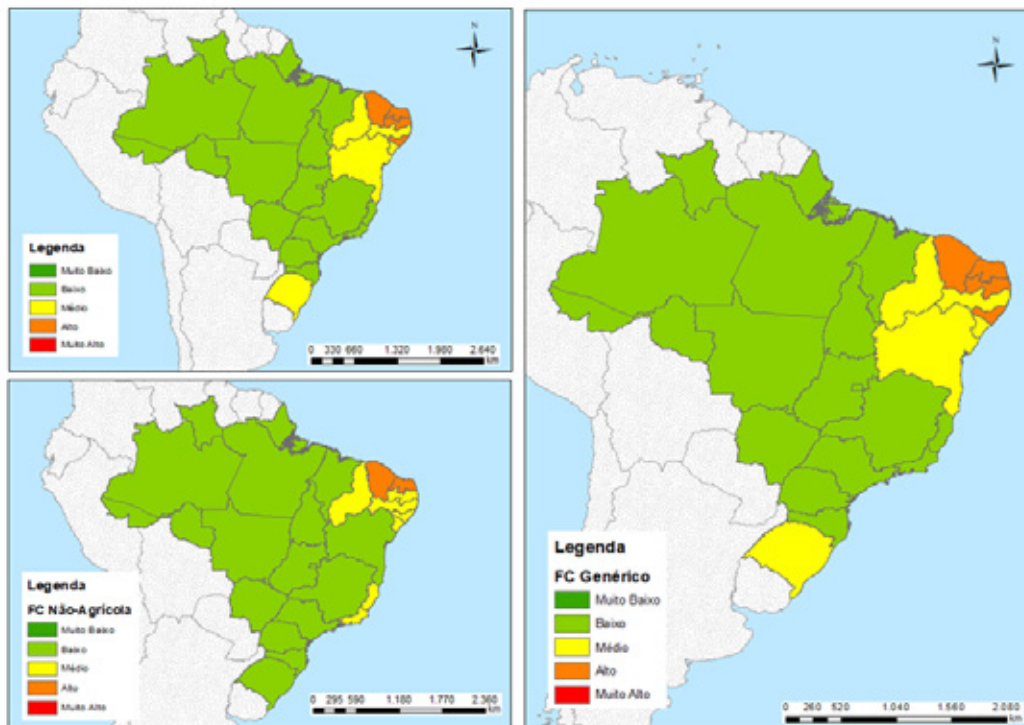
baixa ($0,1 < FC \leq 33,3$) para uma escassez considerada alta ($66,6 < FC \leq 99,9$). Ou seja, os fatores originais não mostravam a escassez historicamente reconhecida nesses estados (Figura 14).

Quadro 35 - Comparação dos FCs agrícolas, não-agrícolas e genéricos AWARE e AWARE-BR

ESTADO	AWARE			AWARE-BR		
	Agri	Não-Agri	Genérico	Agri	Não-Agri	Genérico
Acre	0,90	0,59	0,60	3,42	3,40	3,36
Alagoas	2,49	2,45	2,50	84,29	63,87	78,90
Amapá	0,37	0,21	0,22	0,66	2,21	2,17
Amazonas	0,19	0,15	0,15	1,03	1,06	1,06
Bahia	2,78	3,15	2,90	42,14	27,97	37,04
Ceará	11,25	9,62	10,73	93,27	85,81	90,06
Distrito Federal	1,05	0,74	0,78	12,05	12,68	12,47
Espírito Santo	0,94	1,63	1,28	14,50	35,12	23,65
Goiás	0,78	0,83	0,81	9,54	6,51	8,75
Maranhão	3,67	2,23	2,62	28,08	23,48	24,36
Mato Grosso	1,02	1,19	1,11	2,87	2,83	2,85
Mato Grosso do Sul	0,86	1,15	1,04	1,06	1,19	1,16
Minas Gerais	1,83	2,31	1,98	14,15	8,78	11,32
Pará	0,85	0,63	0,64	6,47	4,47	4,74
Paraíba	7,22	7,59	7,31	80,68	58,17	69,74
Paraná	0,60	0,66	0,64	0,50	0,89	0,84
Pernambuco	2,84	2,99	2,91	59,82	63,23	61,17
Piauí	7,33	7,59	7,46	48,27	45,51	46,45
Rio de Janeiro	0,92	1,44	1,37	2,92	52,76	27,00
Rio Grande do Norte	8,80	12,12	9,70	78,22	82,24	80,05
Rio Grande do Sul	0,63	0,41	0,56	37,89	7,35	33,98
Rondônia	0,29	0,41	0,39	12,80	8,68	7,29
Roraima	0,61	0,44	0,52	6,09	1,39	3,61
Santa Catarina	0,65	0,46	0,53	9,67	0,94	6,11
São Paulo	0,61	0,69	0,66	3,37	29,59	20,13
Sergipe	2,68	2,35	2,45	50,90	46,70	48,24
Tocantins	1,09	0,98	1,03	17,56	4,36	11,90

Fonte: autoria própria (2023)

Figura 14 - Mapa com regionalização de FCs (agrícolas, não-agrícolas e genéricos) por estado brasileiro



Fonte: autoria própria (2023)

Os fatores AWARE-BR mensais agrícolas, não-agrícolas e genéricos, por bacia e estado brasileiro estão disponibilizados no Apêndice, no Link 5.

Uma camada (kml) para visualizar os resultados para FCs mensais (genéricos) e anuais (agrícolas, não-agrícolas e genéricos) no Google Earth está disponibilizada no Apêndice, no Link 6.

6.3.3. Estudo de caso: Pegada de Escassez hídrica da produção irrigada do cacau no estado da Bahia, utilizando fatores AWARE-BR

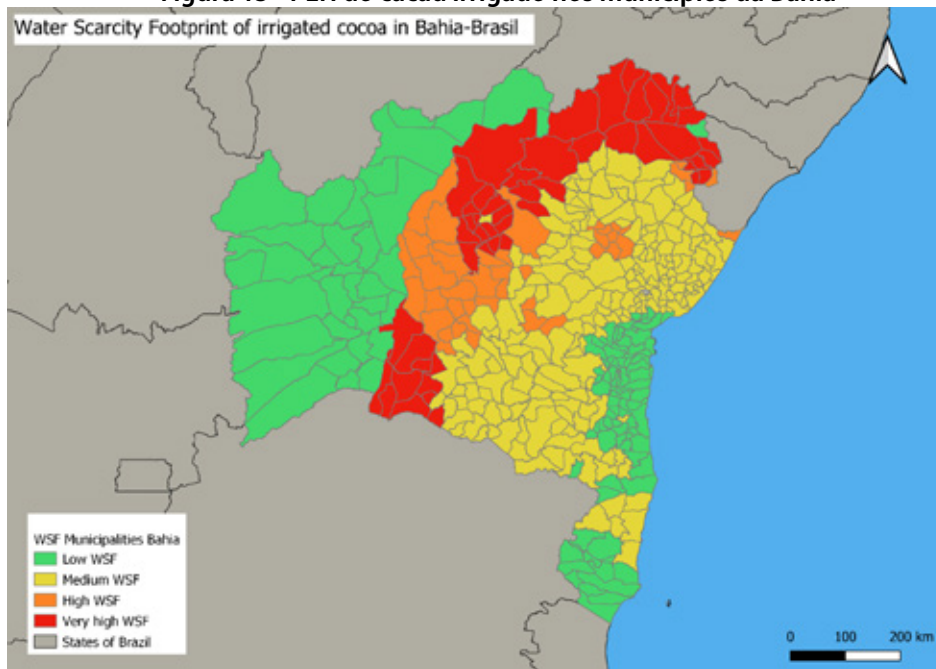
O estudo de caso a seguir representa um resumo do estudo de Olegario et al. (2022), em que foi avaliada a Pegada de escassez hídrica da produção de cacau no estado da Bahia, um estado tradicional nesse tipo de cultivo.

A precipitação nos municípios baianos variou de 299,5 mm (em Sobradinho) a 1707,3 mm (em Cairu no litoral). Um total de 50 municípios do estado tem precipitação igual ou superior a 1200 mm. A evapotranspiração média anual

de referência dos municípios varia de 1.356,6 a 1.980,3 mm. As regiões oeste, sul e sudoeste da Bahia são as mais favoráveis ao cultivo, pois apresentam os melhores valores de precipitação, menores demandas de irrigação e UHEs com baixo impacto de escassez.

A demanda por irrigação no estado variou de 1,26 a 7,1 m³ kg⁻¹. Já a PEH anual para irrigação do cacau produzido na Bahia variou de 0,28 a 646,5 m³-eq kg⁻¹ de cacau (Figura 15).

Figura 15 - PEH do cacau irrigado nos municípios da Bahia



Fonte: Olegário et al. (2022)

De acordo com a faixa estabelecida, dos 417 municípios do estado, 28% possuem 'PEH baixa'; 50%, 'PEH média'; 10%, 'PEH alta'; e 12%, 'PEH muito alta'.

A irrigação do cacau em seis UHEs teria maior impacto na escassez de água: Macururé e Curaçá, Carnaíba de Dentro, Salitre, Vaza-Barris, Verde e Jacaré e Verde Grande. Essas UHEs possuem FCs equivalentes a 100 m³-eq por pelo menos sete meses do ano e potencial para comprometer demandas locais essenciais.

Um total de 40 (9,6%) municípios baianos tem FCs iguais a 100 m³-eq em pelo menos um mês do ano. Por outro lado, 42 municípios (10%) possuem FCs equivalentes a 100 m³-eq em todo o ano, o que significa que possuem um potencial de escassez de água muito alto ao longo do ano.

A maior PEH é a produção de cacau no município de Juazeiro ($646,5 \text{ m}^3\text{-eq kg}^{-1}$), localizado na UHE de Macururé e Curaçá. Em Juazeiro, a demanda média anual para irrigação foi estimada em $6,74 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. No entanto, este município tem 11 meses com FCs de $100 \text{ m}^3\text{-eq}$, exceto em março, quando o FC é de $39,5 \text{ m}^3\text{-eq}$.

A demanda mensal para irrigação na UHE de Macururé e Curaçá variou de 1,26 a $7,10 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Embora a maior PEH tenha sido no município de Juazeiro, a maior demanda para irrigação foi no município de Sobradinho ($7,10 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$).

O município de Sobradinho faz parte da UHE Lago de Sobradinho cujos FCs variam de 0,2 a 0,7, provocando um impacto muito baixo na escassez de água. Assim, a PEH do cacau produzido em Sobradinho foi de apenas $3,13 \text{ m}^3\text{-eq kg}^{-1}$, 99,5% menor que a PEH de Juazeiro. Este fato destaca que uma pegada maior não indica uma maior demanda de água. Caso contrário, a PEH é mais afetada pelo estresse hídrico, e FC relacionada, atribuída à UHE em que o município está localizado.

Os municípios com a menor PEH (entre 0 e $165 \text{ m}^3\text{-eq kg}^{-1}$) foram inseridos no oeste, litoral sul e extremo sul da Bahia. No entanto, segundo Oliveira et al. (2019), a região oeste da Bahia é a maior área de agronegócio do estado e tem enfrentado pressão sobre os recursos hídricos, principalmente devido à irrigação, causando conflitos entre os usuários da água.

Os dez principais municípios produtores de cacau estão localizados no sul da Bahia e apresentam baixa PEH, variando de 9,73 a $24,13 \text{ m}^3\text{-eq kg}^{-1}$. Esses municípios estão localizados nas UHEs Leste, Recôncavo Sul e De Contas. Os municípios localizados nessas UHEs demandam entre zero e $0,44 \text{ m}^3 \text{ kg.mês}^{-1}$.

É importante ressaltar que para este estudo de caso, os FCs marginais do AWARE-BR foram utilizados, uma vez que foi feita uma avaliação prospectiva do potencial de escassez hídrica com a expansão do cacau. No entanto, o AWARE e as recomendações da iniciativa de Ciclo de Vida indicam que se devem usar FCs marginais quando a intervenção é pequena em comparação com o consumo local total (tendo um potencial muito baixo de alterar os FCs), e usar fatores não-marginais, quando se espera que a intervenção mude significativamente o pano de fundo (Boulay et al. 2020). Desse modo, como trabalho futuro, é necessário calcular os FCs não-marginais, por exemplo, para calcular a PEH de cultivos que normalmente não são completamente irrigados, mas que passem a ser totalmente irrigados devido ao potencial aumento de produtividade, o que seria uma mudança significativa para o cultivo.

6.4. Considerações finais

AWARE-BR foi o nome dado aos fatores obtidos com a regionalização do método AWARE, considerando dados e divisões geográficas nacionais da Agência Nacional

de Águas. Foi verificado que, com a regionalização, surgiram FCs com valores mais altos, especialmente no Semiárido brasileiro. Isto mostra que os FCs originais estavam subestimando a escassez hídrica histórica da região. Portanto, com essa regionalização, foi possível obter FCs mais ajustados à realidade brasileira. Desta forma, recomenda-se o uso desses fatores em estudos de Pegada de Escassez Hídrica e Avaliação do Ciclo de Vida de produtos e processos de produção localizados no Brasil. A atualização desses fatores é de longo prazo, uma vez que se consideram séries históricas de 30 anos para o cálculo. No entanto, em casos de mudanças climáticas extremas, recálculos pontuais são recomendados para verificar a sensibilidade do FC.

Em relação à pegada de escassez hídrica da produção de cacau irrigado nos municípios da Bahia, o estudo mostrou que o aumento da demanda de irrigação não corresponde necessariamente a um aumento na pegada de escassez hídrica, pois o impacto está relacionado ao estresse hídrico da fonte de água local. A região litorânea da Bahia é a mais favorável para o cultivo (ou expansão) do cacau considerando a menor PEH calculada para os municípios (de 0,28 a 159,62 m³-eq kg⁻¹). No interior do estado, no qual a irrigação de cacau ainda é uma atividade prospectiva, a PEH aumenta para 646,5 m³-eq kg⁻¹, indicando que o cultivo de cacau irrigado pode entrar em conflito com outras demandas locais essenciais.

Referências bibliográficas

AIPC (Associação Nacional das Indústrias Processadoras de Cacau). (2021). Plano de crescimento da cultura do cacau no Brasil. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/>

Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Röscher, T., & Siebert, S. (2003). Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal*, 48(3), 317-337.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998) Crop evapotranspiration —guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome.

Alves, K.F., Andrade, E.P., Savioli, J.P., Pastor, A.V., Figueirêdo, M.C.B., Ugaya, C.M.L. (2020). Water scarcity in Brazil: part 2—uncertainty assessment in regionalized characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 25, n. 12, p. 2359-2379. DOI: <https://web.s.ebscohost.com/>

ANA (Agência Nacional de Águas). (2005). Nota Técnica nº06/2005/SPR. Brasília, DF.

ANA (Agência Nacional de Águas). (2016). Nota Técnica nº16/2016/SPR. Brasília, DF.

ANA (Agência Nacional de Águas). (2019). Coeficientes técnicos de uso da água para a agricultura irrigada/ Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2019. 29 p.: il.

Andrade, E.P. (2018). Regionalização para o semiárido brasileiro de método de avaliação de ciclo de vida para escassez hídrica. Embrapa Agroindústria Tropical-Tese/dissertação (ALICE), p. 168.

Andrade, E.P., Nunes, A.B.A., Alves, K.F., Ugaya, C.M.L., Alencar, M.C., Santos, T.L., Barros, V.S., Pastor, A.V., Figueirêdo, M.C.B. (2019). Water scarcity in Brazil: part 1 - regionalization of the AWARE model characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.25, n. 12, p. 2342-2358. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-019-01643-5>

Boulay, A. M., Benini, L., & Sala, S. (2020). Marginal and non-marginal approaches in characterization: how context and scale affect the selection of an adequate characterization model. The AWARE model example. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(12), 2380-2392.

Boulay, AM., 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. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 23, n. 2, p. 368-378. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-017-1333-8>

Boulay, AM., Lenoir, L. (2020). Sub-national regionalisation of the AWARE indicator for water scarcity footprint calculations. *Ecological Indicators*, v. 111, p. 106017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106017>

Boulay, AM., Pfister, S., Motoshita, M., Schenker, U., Benini, L., Gheewala, S.H., Figueirêdo, M.C.B., Harding, K. (2016). Water use related impacts: Part 1: Water Scarcity. In: Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, v.1, cap. 5, p. 100-115.

De Almeida Castro, A.L., Andrade, E.P., Costa, M.A., Santos, T.L., Ugaya, C.M.L., Figueirêdo, M.C.B. (2018). Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 72, p. 126-136. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.05.004>

Fick, S.E., Hijmans, R.J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, v. 37, n. 12, p. 4302-4315. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

Frischknecht, R., Fantke, P., Tschümperlin, L., Niero, M., Antón, A., Bare, J., ... & Jolliet, O. (2016). Global guidance on environmental life cycle impact assessment indicators: progress and case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 429-442.

ISO (International Organization for Standardization). (2014). ISO 14046: Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guidelines.

Olegário, K. F., Andrade, E. P., Sampaio, A. P. C., Matos, J. S., Figueirêdo, M. C. B., Almeida Neto, J. A. (2022). Water scarcity footprint of cocoa irrigation in Bahia. *Revista Ambiente & Água* (online), v. 17, n. 4. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2840>.

Oliveira, L. T., Klammler, H., Leal, R.B., Grissolia, L.E. (2019). Analysis of the long-term effects of groundwater extraction on the water balance in part of the Urucuia Aquifer System in Bahia - Brazil. *Revista Ambiente & Água* (online), v. 14, n. 6. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2390>.

Pastor, A.V., Ludwig, F., Biemans, H., Hoff, H., Kabat, P. (2014). Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 18, n. 12, p. 5041-5059. DOI: <https://hess.copernicus.org/articles/18/5041/2014/>

Pfister, S., Bayer, P. (2014). Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 52-62. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.031>

Piasentin., F.B., Saito, C.H. (2014). Os diferentes métodos de cultivo de cacau no sudeste da Bahia, Brasil: aspectos históricos e percepções. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, v. 9, n. 1, p. 61-78. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bgoeldi/a/jjcRrTmDQSSKcCL8KDvkWWB/?format=pdf&lang=pt>

Ugaya, C.M.L., Almeida Neto, J.A., Figueirêdo, M.C.B. (2019). *Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro*. 1. ed. Brasília: Ibict. 165p.

Apêndice

Link 1: [Base de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos \(SNIRH\) – Portal Hidroweb](#)

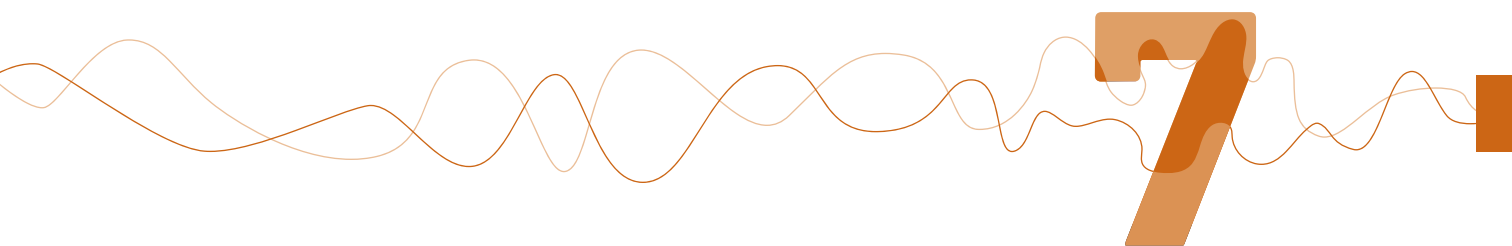
Link 2: [Arquivos georreferenciados disponíveis no catálogo de metadados da Agência Nacional de Águas \(ANA\)](#)

Link 3: [Catálogo de metadados da ANA](#)

Link 4: [Base de dados Hidroweb da ANA](#)

Link 5: [Fatores de caracterização, AWARE e AWARE-BR para os estados Brasil.](#)

Link 6: [Arquivo formato .kml com os fatores de caracterização AWARE-BR para os estados brasileiros](#)



Incertezas de fatores de caracterização de escassez hídrica para o Brasil

Autores

Kílvia de Freitas Alves
Tatiane Barreto de Carvalho
José Paulo Pereira das Dores Savioli
Edilene Pereira Andrade
Maria Cléa Brito de Figueirêdo
Cássia Maria Lie Ugaya

7. Incertezas de fatores de caracterização de escassez hídrica para o Brasil

7.1. Introdução

Existem incertezas associadas ao escopo e aos modelos utilizados em todas as fases de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), inclusive na obtenção e regionalização de Fatores de Caracterização (FC) (Lloyd e Ries, 2007). A propagação dessas incertezas pode comprometer a confiabilidade dos resultados e suas aplicações posteriores (Björklund, 2002; Heijungs e Suh, 2002). O relato das incertezas auxilia a melhorar a interpretação dos resultados de um estudo, especialmente devido à natureza comparativa da ACV. Além disso, a compreensão das incertezas facilita uma posterior revisão e aplicação do trabalho por parte de terceiros (UNEP SETAC, 2016).

Embora a ISO 14040 (2006) recomende a análise de sensibilidade e de incertezas em estudos de ACV, ainda são poucas as aplicações das ferramentas nesses estudos. Ademais, os maiores esforços têm se concentrado nas incertezas na etapa de inventário e não nos FCs (UNEP SETAC, 2016).

Para o modelo AWARE de obtenção de FCs para escassez hídrica, Boulay et al. (2018) afirmam que os modelos hidrológicos são incertos, tanto para o cálculo da disponibilidade quanto da demanda humana. Apesar de não haver avaliação quantitativa de incerteza ou sensibilidade, os autores afirmam que a demanda do ecossistema é o valor mais incerto, especialmente em regiões nas quais a demanda é próxima da disponibilidade (altos FCs). O objetivo deste capítulo é, portanto, avaliar a variação das incertezas quantitativas dos fatores de caracterização para escassez hídrica no Brasil.

7.2 Método

A metodologia utilizada foi baseada em Alves et al. (2020), que inclui a análise quali-e quantitativa das incertezas dos dados de entradas e a propagação de incertezas quantitativas.

7.2.1 Análise quali- e quantitativa das incertezas dos dados de entrada

Os dados e valores obtidos provêm de Andrade et al. (2019), que realizaram a regionalização dos FCs de escassez hídrica pelo modelo AWARE para o contexto brasileiro. Os parâmetros de entrada considerados foram aqueles provenientes

do modelo AWARE regionalizado, sendo estes: disponibilidade (ANA, 2016), demanda humana (ANA, 2015), demanda do ecossistema (Método VMF, Pastor et al., 2014) e área (ANA, 2016).

Como existem diversos tipos de incertezas, foi necessário definir quais seriam os tipos avaliados no presente estudo. Os tipos de incerteza considerados nesta avaliação foram baseados na definição de Bjorklund (2002), sendo estes: imprecisão de dados, dados não representativos, variabilidade temporal e espacial.

A quantificação das incertezas foi realizada prioritariamente por meio de análise estatística, utilizando o cálculo de parâmetros de tendência central (média aritmética) e dispersão (desvio padrão, coeficiente de variação e distribuição das amostras). Esta metodologia só foi aplicada para os dados de disponibilidade e demanda humana, pois eram os únicos com amostras disponíveis, e não apenas dados pontuais. Vale ressaltar, contudo, que os dados de demanda humana apresentavam dados para apenas três anos, enquanto que os dados de disponibilidade possuíam séries de até 87 anos, influenciando no resultado da avaliação.

Na ausência de séries de dados, foram realizadas estimativas de incertezas dos dados. Não foram encontradas ferramentas formais para a estimativa de dados de impacto, de modo que foram adaptadas ferramentas originalmente voltadas para dados de inventários. As estimativas consideradas foram aquelas descritas por Lloyd e Ries (2007), sendo escolhida a estimativa que mais se encaixava para cada tipo de incerteza e parâmetro considerado.

Para a quantificação de incertezas para o parâmetro área, quanto à imprecisão dos dados, foi realizada uma comparação entre dados disponibilizados em manuais e obtidos por meio do software QGIS.

Os procedimentos de cálculo e estimativa são apresentados no quadro 36, assim como os valores de Coeficiente de Variação (CV) e a distribuição para as incertezas dos dados de entrada.

Quadro 36 - Método de obtenção e descrição de incertezas de entrada

Tipo de incerteza	Parâmetros	Método de cálculo e estimativa	Valores de CV	Distribuição	Aspectos Avaliados
Imprecisão de dados	Disponibilidade	Estimado com base em Meier (1997) e Sonnemann <i>et al.</i> (2003)	2,00 – 10,00%	Normal	Método de obtenção
	Demanda humana		10,00%	Normal	
	Demanda do ecossistema		30,00%	Normal	
	Área		0,05 – 33,32%	Normal	
Dados não representativos	Disponibilidade	Estimado com base em Hedbrant and Sörme (2001)	0,10%	Normal	Fonte dos dados
	Demanda humana		0,10%	Normal	
	Demanda do ecossistema		0,10%	Normal	
	Área		0,10%	Normal	
Variabilidade espacial	Disponibilidade	Estimado com base em Hedbrant and Sörme (2001)	0,10 – 2,00%	Normal	Resolução espacial
	Demanda humana		0,10%	Normal	
	Demanda do ecossistema		2,00%	Normal	
	Área		0,10%	Normal	
Variabilidade temporal	Disponibilidade	Calculado com base nos dados de EF	0 – 603,37%	Lognormal	Período Resolução temporal
	Demanda humana	Calculado com base em medições	4,08 – 28,01%	Normal	
	Demanda do ecossistema	Estimado com base em Steffen <i>et al.</i> (2015)	15,00%	Normal	
	Área	-	0,00%	-	

Fonte: autoria própria (2023)

Os coeficientes de variação foram maiores para os dados de disponibilidade no quesito variabilidade temporal, assim como em Alves et al. (2020). Os autores alertaram sobre as maiores incertezas encontradas em decorrência do cálculo das incertezas em comparação com a estimativa dos demais parâmetros.

Alves et al. (2020) analisaram a influência das características climáticas que afetam o semiárido brasileiro. No presente estudo, também foi possível observar esse padrão, dado que os maiores valores de variabilidade temporal para disponibilidade

foram encontrados para as Regiões Hidrográficas (RH) Atlântico Nordeste Oriental, Parnaíba e São Francisco, localizadas no nordeste brasileiro. Em contrapartida, as RH Amazônica e Tocantins-Araguaia apresentaram os menores valores de variabilidade temporal para disponibilidade, em decorrência do clima úmido destas regiões.

A incerteza da demanda do ecossistema, em relação à imprecisão dos dados, também foi relevante, como previsto por Boulay et al. (2018), devido ao uso de modelos hidrológicos globais.

7.2.2 Propagação de incertezas quantitativas

Para a propagação de incertezas, existem algumas ferramentas formais descritas por Bjorklund (2002) e Igos et al. (2018). No presente estudo, foram empregadas as simulações probabilísticas de Monte Carlo com 10.000 iterações. Para o procedimento das iterações, foram necessários os parâmetros estatísticos calculados na seção anterior (média aritmética, desvio padrão e distribuição das amostras).

Os valores são dados por Unidade Hidrográfica Estadual (UHE) e Região Hidrográfica (RH), por mês e por ano, considerando as agregações agrícola, não-agrícola e default. As simulações foram empregadas para os dados mensais e todas as suas possíveis agregações.

7.2.3 Análise quali-e quantitativa das incertezas dos dados de saída

Os parâmetros de saída considerados foram as incertezas dos FCs, representadas pelo desvio padrão (adimensional) das amostras de 10.000 valores geradas pelas simulações de Monte Carlo.

Tendo em vista que os resultados obtidos apresentam grande variação em função da resolução espacial e posição geográfica, foram elaborados mapas temáticos para melhor compreensão dos valores encontrados. Para a interpretação, os mapas foram divididos em seis faixas, variando de incertezas muito baixas a altas em intervalos de 5, indo de um mínimo de 0 (incertezas mais baixas) a 30 (incertezas mais altas).

7.2.4 Análise qualitativa das incertezas nos dados de entrada

Os parâmetros de entrada para análise qualitativa foram avaliados por meio da matriz de linhagem adaptada de Weidema e Wesnaes (1996). Para isso, foram usadas quatro incertezas: imprecisão de dados, dados não representativos, variabilidade espacial e variabilidade temporal.

Tanto a imprecisão de dados quanto a falta de representatividade, referem-se ao acesso às fontes de dados, aos cálculos e aos procedimentos de medição, que são usados no processo de obtenção dos FCs. Tais indicadores são estratégicos para

verificar se os dados são confiáveis, observando sua origem e aspectos do tratamento dos dados. Portanto, ao fornecer um diagnóstico mais específico por meio da substituição da fonte de dados, é possível ter mais exatidão e representatividade das informações e, assim, evitar resultados inválidos.

O indicador variabilidade espacial está relacionado com a representatividade dos dados no aspecto geográfico, fazendo uma correlação entre a área de estudo e a área de dados obtidos, usando para isso dados específicos das regiões.

A correlação temporal também engloba a representatividade dos dados, porém com enfoque na correlação entre o período de estudo e o período dos dados obtidos, que pode variar durante os anos, de acordo com a disponibilidade e necessidade de água de cada região. Tal variação é esperada devido às condições climáticas dos diferentes locais, porém devem ser documentadas e usadas de forma adequada, a fim de evitar suposições errôneas.

Para verificar o aspecto de qualidade necessário para cada parâmetro, foram utilizados os aspectos descritos no quadro 37, sendo que, as pontuações iguais a 1 foram interpretadas como incerteza baixa, 2 foram consideradas moderadas, e pontuações iguais ou maiores que 3 foram consideradas de alta incerteza.

Quadro 37 - Critérios de qualidade de dados para avaliação

PONTOS	Imprecisão de dados	Variabilidade espacial	Variabilidade temporal	Dados não representativos
1	Dados verificados com base em medições ou informações de agências locais	Dados da menor região de estudo	Menos de 3 anos de diferença para o período de estudo	Dados verificados com base em medições ou informações de agências locais
2	Dados verificados com base parcial em medições de agências locais em formação	Dados médios de uma região maior do que a região de estudo	Menos de 6 anos de diferença para o período de estudo	Dados verificados com base parcial em medições de agências locais em formação
3	Dados baseados em modelos empíricos	Dados médios de uma região similar à região de estudo	Menos de 10 anos de diferença para o período de estudo	Dados baseados em modelos empíricos
4	Com base em dados não verificados na estimativa qualitativa	Dados de uma região com condições ligeiramente semelhantes	Menos de 15 anos de diferença para o período de estudo	Com base em dados não verificados na estimativa qualitativa
5	Com base em dados não verificados na estimativa não qualitativa	Dados de áreas desconhecidas	Diferença desconhecida ou mais de 15 anos de diferença para o período de estudo	Com base em dados não verificados na estimativa não qualitativa

Fonte: Alves et al. (2020)

7.3 Resultados

Os valores de desvio padrão mensal e anual (agrícola, não-agrícola e default) são ilustrados na figura 16. Assim como observado em Alves et al. (2020), o desvio padrão para FCs mensais por UHE é majoritariamente baixo (61% são muito baixos, ou seja, menores que 10). Apenas em 6% dos casos, as incertezas são muito altas (desvio padrão entre 40,1 e 50,0).

Nos resultados mensais por UHE, foi obtido um desvio máximo de 49 para a UHE Caueira/Abaís na RH Atlântico Leste no mês de maio. Desvios mínimos (iguais a 0) foram encontrados em diversas UHEs das RHs: Amazônica, Paraguai, Paraná, Parnaíba, São Francisco, Tocantins Araguaia e Uruguai. Esses valores podem ser oriundos de ausência de dados ou valores de entrada iguais a 0 em alguns dos parâmetros.

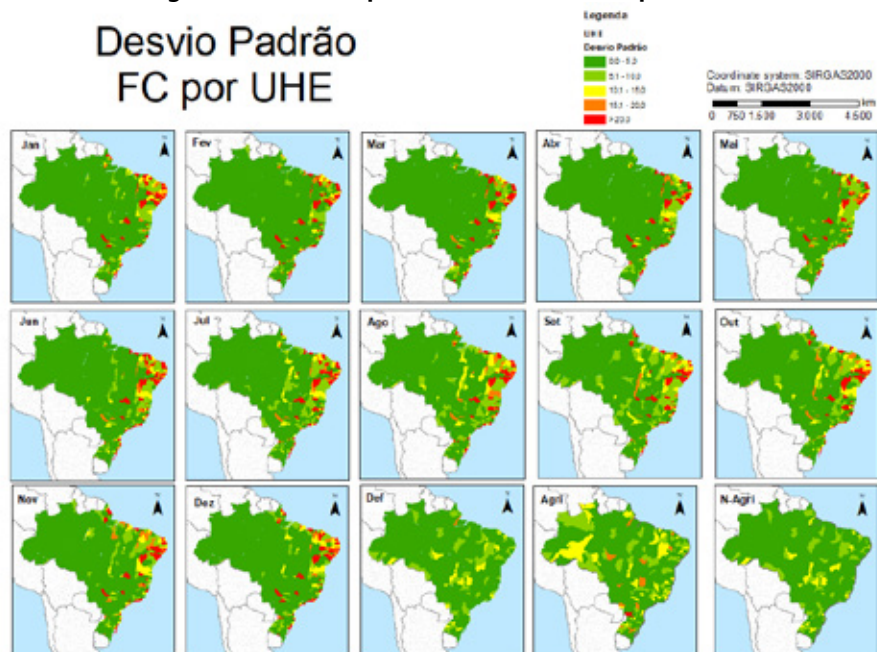
Fevereiro e abril apresentaram a maior ocorrência de desvios muito baixos, enquanto junho e agosto apresentaram a maior ocorrência de desvios muito altos.

Considerando a agregação temporal por UHE, os desvios anuais foram, em geral, menores que os desvios mensais. A agregação agrícola apresentou-se mais incerta, enquanto a não-agrícola foi a menos incerta.

Os maiores desvios por UHE foram encontrados na costa do Oceano Atlântico, nas RHs Atlântico Leste e Atlântico Nordeste Oriental. Estas RHs também possuem FC máximo por UHE (Andrade et al., 2019). Os menores desvios por UHE foram encontrados nas RHs Amazônica, Paraguai, Parnaíba, Tocantins Araguaia e Uruguai.

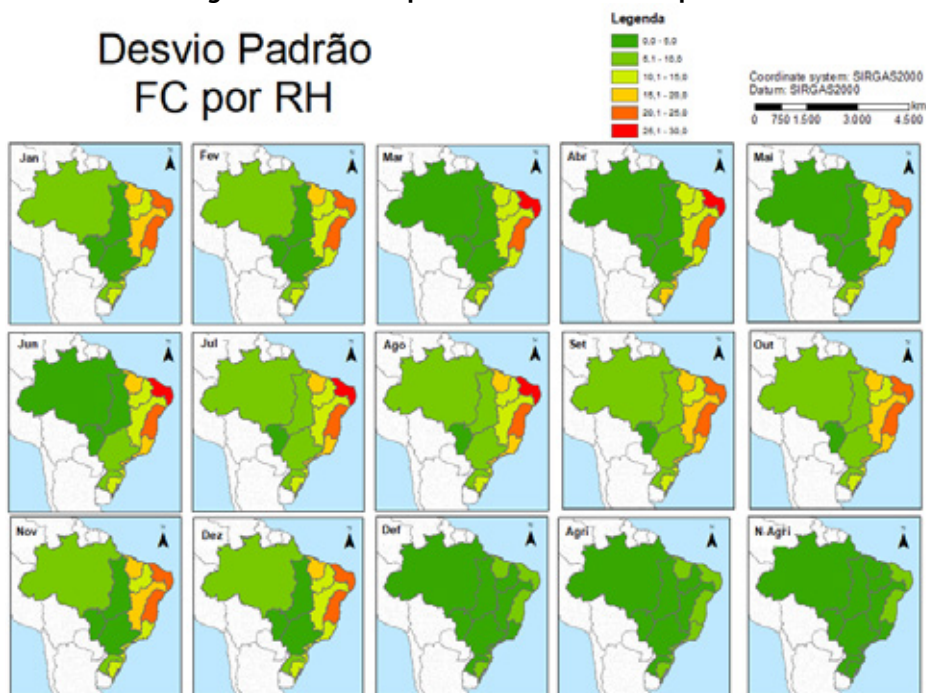
Os valores de desvio padrão mensal e anual (agrícola, não-agrícola e default) por RH são ilustrados na figura 17.

Figura 16 – Desvio padrão mensal e anual por UHE



Fonte: autoria própria (2023)

Figura 17 – Desvio padrão mensal e anual por RH



Fonte: autoria própria (2023)

Nos resultados mensais por RH, foi obtido um desvio máximo de 26 para a RH Atlântico Nordeste Oriental no mês de junho. O desvio mínimo foi de 1,5 na RH Tocantins Araguaia no mês de março.

Considerando a agregação temporal por RH, os desvios anuais foram, em geral, menores que os desvios mensais, assim como nas UHEs. Novamente, a agregação agrícola apresentou-se mais incerta, enquanto a não-agrícola foi a menos incerta.

Os maiores desvios por RH foram encontrados nas RHs Atlântico Leste, Atlântico Nordeste Oriental e Atlântico Sul. À exceção desta última, essas RHs também apresentaram os maiores desvios por UHE. Os maiores FCs anuais foram encontrados nas RHs Atlântico Nordeste Oriental e Ocidental e São Francisco. Os menores desvios por RH foram encontrados nas RHs Paraguai, Parnaíba e Tocantins Araguaia, que também apresentaram menores desvios por UHE. Os menores FCs anuais foram encontrados nas RHs São Francisco, Amazônica e Paraná.

Considerando as agregações espaciais (UHE e RH) e temporais (mês e ano), quanto maior o nível de agregação, mais moderadas as incertezas encontradas. Alves et al. (2020) já haviam alertado sobre esse comportamento e a possível perda de informações com as agregações, observadas em outros estudos.

Para a compreensão do comportamento temporal das incertezas, o quadro 38 traz os valores de variabilidade temporal da disponibilidade (mais influente entre os parâmetros de entrada), FCs e desvios padrão por FC.

Quadro 38 – Comparação de incertezas de entrada, saída e FC

Meses	Varição temporal da disponibilidade (%)	FC	Desvio padrão dos FC
Janeiro	94%	25,8	11,4
Fevereiro	95%	22,9	10,9
Março	86%	18,1	11,2
Abril	86%	13,2	11,2
Maiο	86%	14,9	11,3
Junho	81%	18,6	12,1
Julho	83%	24,1	12,5
Agosto	77%	27,4	13,0
Setembro	86%	29,4	13,1
Outubro	85%	28,8	12,5
Novembro	87%	28,9	12,3
Dezembro	94%	27,8	11,8

Fonte: autoria própria (2023)

A escala de cores simboliza: para a variabilidade temporal, quanto maior o valor, pior a situação em relação às incertezas (vermelho); para o FC, quanto menor o valor, melhor a situação em relação à escassez hídrica (verde); e para o desvio padrão dos FCs, quanto maior o valor, pior a situação com relação às incertezas (amarelo).

Com relação aos FCs, observou-se que os valores mais próximos ao mínimo (0,1) apresentaram menores desvios padrão. Em contrapartida, valores mais moderados apresentaram maiores desvios padrão. O fato de maiores incertezas serem encontradas na zona de FC mais moderado corrobora com a conclusão de Núñez et al. (2015) e Alves et al. (2020). Os autores justificam esse comportamento considerando a limitação dos fatores do modelo.

Também se percebe que as incertezas de entrada e saída foram inversamente proporcionais. Este comportamento ocorreu porque a variabilidade temporal da disponibilidade é maior na região semiárida (como descrito na seção 1.2.1) em que os valores de FCs são mais extremos. Esta relação fortalece a afirmação que FCs próximos aos extremos são menos incertos que FCs moderados.

7.3.1 Análise qualitativa das incertezas dos dados de entrada

Os resultados das incertezas qualitativas para os dados de entrada estão representados no quadro 39. As pontuações iguais a 1 foram interpretadas como incerteza baixa, 2 foram consideradas moderadas, e pontuações iguais ou maiores que 3 foram consideradas de alta incerteza.

Quadro 39 - Pontuação dos indicadores para avaliação qualitativa

Parâmetros		Disponibilidade média	Demanda humana	Demanda de ecossistema	Área
Incerteza	Imprecisão de dados	1	3	3	1
	Variabilidade espacial	2	1	1	2
	Variabilidade temporal	1	1	1	1
	Dados não representativos	1	3	3	1

Fonte: autoria própria (2023)

A variabilidade temporal apresentou melhor desempenho com baixas incertezas, seguido de variabilidade espacial. A imprecisão de dados e os dados

não representativos apresentaram pontuações baixas para área e disponibilidade média, e pontuação 3 para as demandas, por utilizarem modelos empíricos.

Segundo os resultados apresentados no quadro 39, os dados de área tiveram boa qualidade com valores para todas as microbacias e UHEs do Brasil, de acordo com a base de dados da ANA. Os dados foram medidos diretamente e isso evitou incertezas na avaliação de imprecisão de dados e dados não representativos. A variabilidade espacial mostrou escores baixos de acordo com o fornecimento da região necessária para o estudo.

Para a disponibilidade de água, as incertezas foram baixas, sendo o indicador de variabilidade espacial o único com pontuação moderada, com disponibilidade de dados da ANA ao nível de microbacias. Porém, os dados provenientes de estação meteorológica não estavam no nível de microbacia, e isso proporcionou notas moderadas. Para o indicador imprecisão de dados e dados não representativos, houve bom desempenho, uma vez que os dados de disponibilidade foram medidos diretamente da estação ou da ANA. A variabilidade temporal também apresentou escores baixos, uma vez que os dados de estação e da ANA estavam relacionados a um período apropriado com uma diferença inferior a três anos.

7.4 Considerações finais

Com a realização do presente trabalho, foi possível perceber que a regionalização de modelos e FCs em AICV é uma grande aliada na difusão da ACV como instrumento de compreensão no quadro de escassez hídrica. Nesse contexto, a avaliação e incorporação de informações de incertezas se faz necessária na consolidação da robustez desses resultados.

Notou-se que, a partir da metodologia empregada, foi possível obter resultados relevantes das incertezas na regionalização dos FC de escassez hídrica pelo modelo AWARE para o Brasil. Assim, recomenda-se a adoção de uma análise quali-quantitativa e propagação quantitativa no cálculo de incertezas para FCs, e ainda sua possível adaptação para dados de impacto, considerando a acumulação de incertezas com o aumento do número de variáveis.

Vale ressaltar que o sucesso no emprego da análise quali-quantitativa, bem como da propagação, depende da definição de certos aspectos, considerando o modelo, a natureza dos dados e o objetivo da avaliação.

O quadro 40 resume as principais definições a serem feitas e o que considerar em cada uma. Estudos como Bjorklund (2002) e Igos et al. (2018) possuem boas definições de incertezas e ferramentas para sua análise.

Quadro 40 - Definições para condução de avaliação e propagação de incertezas

Incerteza dos dados de entrada	
Definir	O que considerar
Parâmetros de entrada	Características do modelo
	Entradas no sistema
Tipos de incertezas	Relevância na avaliação
	Disponibilidade para execução
Método de cálculo e estimativa	Características dos dados de entrada
	Compatibilidade com o modelo
	Disponibilidade para execução
Propagação de incertezas	
Definir	O que considerar
Método de cálculo e estimativa	Características dos dados de entrada
	Disponibilidade para execução
Incerteza dos dados de saída	
Definir	O que considerar
Parâmetros de saída	Características do modelo
	Saídas no sistema
Método de avaliação	Características dos dados
	Relevância na avaliação

Fonte: autoria própria (2023)

Com base nos resultados apresentados, é possível concluir que as incertezas dos FCs estão relacionadas às incertezas de entrada. Assim, ressalta-se a importância da qualidade dos dados de entrada a serem utilizados em um modelo e/ou sistema, tendo em vista sua influência nos resultados. Adicionalmente, o método de quantificação das incertezas de entrada também é de grande importância para a condução do estudo. Desse modo, devem ser priorizadas técnicas de cálculo em detrimento de estimativa, assim como a consideração do maior número de tipos de incerteza possível. A propagação de incertezas também deve ser executada de maneira cautelosa, considerando a capacidade computacional e estrutural disponível. Por fim, a análise dos dados de saída é crucial para compreender a origem e as possibilidades de redução das incertezas.

Referências bibliográficas

- ABNT. (2006). NBR ISO 14040: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, v. 21.
- Alves, K.F.; Andrade, E. P.; Savioli, J. P.; Pastor, A. V.; Figueiredo, M. C. B.; Ugaya, C. M. L. (2020). Water scarcity in Brazil: part 2—uncertainty assessment in regionalized characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.
- ANA. Nota Técnica nº 16/2016/SPR. 2016.
- ANA. Nota Técnica nº 56/2015/SPR. 2015.
- Andrade, E. P.; Nunes, A. B.; Alves, K.F.; Ugaya, C. M. L.; Costa, M. A.; Santos, T. L.; Barros, V.S.; Figueiredo, M. C. B. (2019). Water scarcity in Brazil: part 1—regionalization of the AWARE model characterization factors. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2019.
- Björklund, A. E. (2002). Survey of approaches to improve reliability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.7, n.2, p.64.
- Boulay, A.-M. (2018). The WULCA Consensus Characterization Model for Water Scarcity Footprints: Assessing Impacts of Water Consumption Based on Available Water Remaining (AWARE). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v.23, n.2, p. 368–378.
- Hedbrant, J.; Sörme, L. (2001). Data vagueness and uncertainties in urban heavy-metal data collection. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, v.1, n.3, p. 43–53.
- Heijungs, R.; Suh, S. (2002). *The computational structure of life cycle assessment*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Igos, E. et al. (2018). How to Treat Uncertainties in Life Cycle Assessment Studies? *The International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Lloyd, S. M.; Ries, R. (2007). Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment: A Survey of Quantitative Approaches. *Journal of Industrial Ecology*, v. 11, n. 1, p. 161–179.
- Meier, M. A. (1997). Eco-efficiency evaluation of waste gas purification systems in the chemical industry.
- Núñez M, Pfister S, Vargas M, Antón A (2015) Spatial and temporal specific characterization factors for water use impact assessment in Spain. *Int J Life Cycle Assess* 20(1):128–138. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0803-5>.
- Pastor, A. V. et al. (2014). Accounting for Environmental Flow Requirements in Global Water

Assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 18, n. 12, p. 5041–5059.

Sonnemann, G. W.; Schuhmacher, M.; Castells, F. (2003). Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *Journal of Cleaner Production*, v. 11, n. 3, p. 279–292,

Steffen, (2015). W. et al. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet.

UNEP SETAC. (2016) Global guidance for life cycle assessment indicator.

Weidema BP, Wesnaes MS. (1996). Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *J Clean Prod* v.4, n.3, p.167–174.



Conclusões

Autores

Cássia Maria Lie Ugaya

Marcell Mariano Corrêa Maceno

Yara de Souza Tadano

8. Conclusões

O segundo relatório da RAICV apresentou avanços para as categorias de impacto de escassez hídrica e eutrofização de água doce. No primeiro caso, apresentando fatores de caracterização regionalizados e realizando a análise de incertezas. No segundo caso, foi apresentada a regionalização de fatores de caracterização de ponto médio e ponto final. Além disso, no presente relatório foi utilizada a sistemática para avaliar e recomendar modelos de caracterização do relatório anterior para as categorias de impacto de smog fotoquímico, material particulado e a proposta de um método para seleção de método de ponderação.

A regionalização dos fatores de caracterização contribui para melhor compreensão dos impactos potenciais no ciclo de vida de produto. Sugere-se que os FCs estejam disponibilizados para uso em estudos de ACV e que os FCs das categorias de impacto recomendadas pela RAICV também sejam regionalizados.

Cabe ainda destacar que as recomendações de modelos e os fatores de caracterização regionalizados não estão necessariamente harmonizados, o que demanda futura análise.

A partir desta publicação, a RAICV visa contribuir com o desenvolvimento, adaptação de modelos, obtenção de fatores de caracterização e proposta de métodos para AICV pertinentes para o contexto brasileiro.

RAI 

