

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA SUSTENTABILIDADE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS  
RENOVÁVEIS

Gabriela Giusti

**REGIONALIZAÇÃO NO CONTEXTO BRASILEIRO DE MODELOS DE  
AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA PARA A CATEGORIA DE  
FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO**

Sorocaba

2021

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA SUSTENTABILIDADE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE RECURSOS  
RENOVÁVEIS

Gabriela Giusti

**REGIONALIZAÇÃO NO CONTEXTO BRASILEIRO DE MODELOS DE  
AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA PARA A CATEGORIA DE  
FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, do *campus* Sorocaba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva

Co-orientadora: Prof. Dra. Yara de Souza Tadano

Financiamento: Processo nº 2019/03287-5 - FAPESP

Sorocaba

2021

Giusti, Gabriela

Regionalização no contexto brasileiro de modelos de avaliação de impacto do ciclo de vida para a categoria de formação de material particulado / Gabriela Giusti -- 2021.  
156f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba  
Orientador (a): Diogo Aparecido Lopes Silva  
Banca Examinadora: Maria Angélica Martins Costa,  
Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga  
Bibliografia

1. Poluição atmosférica. 2. Modelo de caracterização. 3. Regionalização na ACV. I. Giusti, Gabriela. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -  
CRB/8 6979



## **UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade  
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

---

### **Folha de Aprovação**

---

Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Gabriela Giusti, realizada em 03/03/2021.

#### **Comissão Julgadora:**

Prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva (UFSCar)

Profa. Dra. Maria Angélica Martins Costa (UNESP)

Prof. Dr. Rodrigo Augusto Freitas de Alvarenga (UGent)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, ser supremo, por estar sempre guiando meus passos, fornecendo proteção física e mental, e permitindo que meu caminho cruze com pessoas muito especiais, como as que citarei aqui nesses agradecimentos.

Agradeço a minha família, que foi meu ponto de segurança, fonte de motivação e amor durante esses dois anos de mestrado, minha mãe Maria Aparecida, meu pai Marcos, meu irmão João Marcos, minhas avós Maria Aparecida e Dirce (em memória), e meu amigo e companheiro, Igor. Obrigada a vocês pelo apoio, por todos os conselhos, risadas e bons momentos que me proporcionaram.

Agradeço ao meu orientador prof. Dr. Diogo Aparecido Lopes Silva e minha co-orientadora, profa. Dra. Yara de Souza Tadano, pelo acolhimento e por todo o ensinamento transmitido durante o mestrado, sempre de forma muito atenciosa. Agradeço também a todos os integrantes do grupo de pesquisas em Engenharia da Sustentabilidade, da Rede de Pesquisas em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) e ao grupo de trabalho da categoria de impacto formação de material particulado.

Agradeço ao corpo docente do programa de Pós Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR), pelo conhecimento compartilhado durante as disciplinas cursadas e aos discentes do programa pelas conversas e amizade. E também aos servidores e técnicos da UFSCar, por todo o auxílio dado sempre que necessário, em especial a coordenação e secretaria do PPGPUR.

Por fim, agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), código 001, e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo n° 2019/03287-5, pelo financiamento da pesquisa aqui apresentada.

Este trabalho é resultado de uma força tarefa, e cada agradecimento citado acima foi relevante para viabilizar o desenvolvimento desta dissertação e tornar os anos de mestrado agradáveis. Obrigada a todos pela confiança e pelo apoio.

## RESUMO

O material particulado (MP) é um poluente atmosférico emitido por atividades antrópicas que está diretamente associado a impactos na saúde humana. Uma forma de se estimar os impactos ambientais do MP é por meio de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que através de modelos de caracterização associam um fluxo elementar a uma categoria de impacto, utilizando fatores de caracterização (FCs). Porém, os principais modelos atuais para se estimar FCs na ACV não atendem completamente a heterogeneidade do Brasil. Assim, o objetivo central deste trabalho foi desenvolver uma recomendação de modelos seguida da regionalização parcial de FCs para a categoria de formação de MP no contexto do Brasil. Para isso, estudou-se o estado da arte sobre o tema com uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) da literatura e identificou-se os modelos de caracterização disponíveis. Os modelos foram avaliados criticamente e recomendou-se aqueles mais adequados para aplicação no Brasil com base na metodologia da Rede de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) e análise de decisão multicritério. Posteriormente identificou-se os modelos que poderiam ser regionalizados no contexto nacional e foram selecionados os modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019) para o desenvolvimento de uma regionalização parcial através da alteração de suas variáveis de cálculo: população urbana, rural e total; área terrestre urbana e rural; precipitação, e; mortalidade por efeito na saúde. Como resultados, a RBS levantou 210 documentos. A busca exploratória identificou 16 modelos de caracterização e a análise de recomendação apontou os modelos de Fantke *et al.* (2017), Fantke *et al.* (2019), UNEP e SETAC (2016) e Van Zelm *et al.* (2016) como os mais adequados para aplicação no Brasil. Porém, verificou-se que estes ainda precisariam ser regionalizados para um melhor uso no contexto nacional. A regionalização parcial dos modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019) resultou em uma significativa variação percentual dos valores de FC em relação aos dados originais. No geral, observou-se reduções significativas dos novos FCs calculados e regionalizados em relação aos originais, levando a conclusão que os dados originais do modelo possivelmente gerem uma superestimativa dos impactos associados a emissão de MP no Brasil. Um estudo de caso evidenciou essa observação ao mostrar redução de 50% do impacto de danos à saúde humana por formação de MP em um sistema de produção brasileiro de produção de painéis de madeira. Conclui-se com a regionalização parcial que os dados disponíveis atualmente para o Brasil, apesar de acessarem uma variabilidade territorial importante, ainda apresentam incertezas para o país e estão disponíveis de forma desigual entre as regiões (apenas 126 municípios dos 5.570 existentes), sendo necessário uma continuidade do procedimento de regionalização para essa categoria. Além disso, FCs para MP secundário com a mesma qualidade espacial e facilidade

de acesso à nível de cidades e arquétipos ainda é uma demanda da área, pouco explorada na literatura. Recomenda-se assim que estudos futuros visem dar continuidade à esta regionalização de FCs para formação de MP no país.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Modelo de caracterização. Fator de inalação. Fator de Efeito. Regionalização na ACV.

## ABSTRACT

Particulate matter (PM) is an air pollutant emitted by anthropic activities directly associated with human health's impacts. One way to estimate the environmental impacts of PM is through Life Cycle Assessment (LCA) studies, which through characterization models associate an elementary flow to an impact category using characterization factors (FCs). However, the main current models for estimating CFs in LCA do not fully address Brazil's heterogeneity. Thus, the main objective of this work was to develop a model recommendation and a partial regionalization of CFs for the PM formation category in Brazil's context. For this, the state of the art on the subject was studied with a systematic bibliographic review (SBR) of the literature, and the available characterization models were identified. The models were critically evaluated and the most suitable ones for application in Brazil were recommended based on the methodology of the Life Cycle Impact Assessment Network (RAICV) and multicriteria decision analysis. Subsequently, models that could be regionalized in the national context were identified, and the models by Fantke et al. (2017, 2019) were selected for the development of a partial regionalization by changing its calculation variables: urban, rural, and total population; urban and rural land area; precipitation, and; mortality due to health effects. As a result, the SBR collected 210 documents. The exploratory search identified 16 characterization models and the recommendation analysis indicated the models by Fantke et al. (2017), Fantke et al. (2019), UNEP and SETAC (2016), and Van Zelm et al. (2016) as the most suitable for application in Brazil. However, it was found that these would still need to be regionalized for better use in the national context. The partial regionalization of Fantke et al. (2017, 2019)' models resulted in a significant percentage variation of the CFs values concerning the original data. In general, significant reductions in the new calculated and regionalized CFs were observed concerning the originals, leading to the conclusion that the original data of the model possibly generate an overestimation of the impacts associated with the emission of PM in Brazil. A case study evidenced this observation by showing a 50% reduction in the impact of damage to human health by forming PM in a Brazilian production system for wood panels production. It is concluded with the partial regionalization that the data currently available for Brazil, despite having an important territorial variability, still present uncertainties for the country and are available in an uneven way between the regions (only 126 municipalities of the 5,570 existing ones), being necessary continuity of the regionalization procedure for this category. Also, CFs for secondary PM with the same spatial quality and easy access at the level of cities and archetypes are still a demand in the area, less explored in the literature. It is



therefore recommended that future studies aim to continue this regionalization of CFs for the formation of PM in the country.

Keywords: Atmospheric pollution. Characterization model. Intake factor. Effect factor. Regionalization.

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

### Siglas português:

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
DALY	Anos de Vida Ajustados por Incapacidade (sigla em inglês)
FC	Fator de Caracterização
FE	Fator de Efeito
FI	Fator de Inalação
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
MDP	Sigla do inglês <i>Medium Density Particleboard</i>
MP	Material Particulado
ODS	Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
RAICV	Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
RBS	Revisão Bibliográfica Sistemática
UF	Unidade Funcional

### Siglas inglês:

AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
CF	<i>Characterization Factor</i>
CO	<i>Carbon oxide</i>
DALY	<i>Disability Adjusted Life Years</i>
EF	<i>Effect Factor</i>
IF	<i>Intake Fraction</i>
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
LCI	<i>Life Cycle Inventory</i>
LCIA	<i>Life Cycle Impact Assessment</i>
MCDA	<i>Multi-Criteria Decision Analysis</i>
PM	<i>Particulate matter</i>
RAICV	<i>Brazilian Life Cycle Impact Assessment Research Network (Portuguese acronym)</i>
ROD	<i>Rank Order Distribution</i>
RR	<i>Relative Risk</i>
SBR	<i>Systematic Bibliographic Review</i>
SMART	<i>Simple Multi-Attribute Rating Technique</i>
TSP	<i>Total Particulate Suspended</i>
V.I.S.A	<i>Visual Interactive Sensitivity Analysis</i>

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA DA PESQUISA.....	13
1.2 OBJETIVOS.....	17
1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO .....	17
<b>2 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA PARA A CATEGORIA DE FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO: ANÁLISE DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA E LEVANTAMENTO DE MODELOS.....</b>	<b>19</b>
2.1 INTRODUÇÃO.....	20
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
2.2.1 Planejamento.....	22
2.2.2 Levantamento de trabalhos .....	23
2.2.3 Levantamento de dados.....	24
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	24
2.3.1 Análise do evolutivo, país de origem e instituições mais prolíficas.....	25
2.3.2 Principais periódicos da amostra.....	29
2.3.3 Principais autores da amostra.....	30
2.3.4 Tipo de trabalhos e áreas de conhecimento.....	31
2.3.5 Análise dos termos mais recorrentes.....	32
2.3.6 Análise de citações e da densidade de relações entre os artigos .....	34
2.3.7 Modelos matemáticos de fatores de caracterização para formação de MP.....	37
2.4 CONCLUSÕES .....	40
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>42</b>
<b>APÊNDICE A – Descrição dos trabalhos classificados como modelos de caracterização obtidos na RBS.....</b>	<b>46</b>
<b>3 PARTICULATE MATTER FORMATION IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT: REVIEW OF EXISTING MODELS AND RECOMMENDATIONS FOR BRAZIL .....</b>	<b>57</b>
3.1 INTRODUCTION .....	58
3.3 METHODOLOGY .....	62
3.3.1 Bibliographic survey based on the selection of PM formation models.....	62
3.3.2 Review of the surveyed models.....	63
3.4 RESULTS AND DISCUSSION.....	72
3.4.1 Interpretation of the critical analysis results.....	72
3.4.2 Score attribution results based on the RAICV and MCDA template .....	73
3.4.3 Critical review of recommended models.....	76
3.5 CONCLUSION .....	78
<b>REFERENCES .....</b>	<b>79</b>
<b>APPENDIX A - General description and detailed scoring of the PM formation models selected for evaluation.....</b>	<b>84</b>
<b>APPENDIX B – Multi-criteria analysis for recommending PM formation models for Brazil - model performance and sensitivity analysis.....</b>	<b>87</b>

<b>4. AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA PARA A CATEGORIA DE FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO: REGIONALIZAÇÃO PARCIAL DE FATORES DE CARACTERIZAÇÃO.</b> .....	<b>95</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	95
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	98
4.2.1 Seleção de um modelo de caracterização .....	98
4.2.4 Regionalização parcial de FCs para formação de MP .....	104
4.2.6 Aplicação em um estudo de caso.....	110
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	112
4.3.1 Variáveis de cálculo regionalizadas .....	112
4.3.2 Fatores de caracterização regionalizados .....	117
4.3.3 Aplicação em estudo de caso de Avaliação do Ciclo de Vida: Análise de sensibilidade entre fatores originais e regionalizados .....	130
4.5 CONCLUSÃO.....	133
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>133</b>
<b>APÊNDICE A – DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO PARA A CATEGORIA DE FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO POTENCIAIS PARA REGIONALIZAÇÃO PARA O CONTEXTO BRASILEIRO</b> .....	<b>140</b>
<b>APÊNDICE B – FATORES DE INALAÇÃO E EFEITO REGIONALIZADOS</b> .....	<b>148</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>152</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>153</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O capítulo de introdução é composto pela contextualização e justificativa (seção 1.1), objetivos (seção 1.2) e descrição da estrutura adotada neste trabalho (seção 1.3). É importante ressaltar que esta dissertação foi elaborada em formato de artigo, sendo composta por 03 trabalhos elaborados segundo a estrutura mencionada na seção 1.3.

### 1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO E JUSTIFICATIVA DA PESQUISA

A Política Nacional do Meio Ambiente (lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981) define poluição como:

A degradação da qualidade ambiental resultante de atividades, que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981, p. 1).

Assim, entende-se por poluição atmosférica, a degradação da qualidade atmosférica, sendo essa forma de poluição, responsável pela morte de sete milhões de pessoas ao redor do mundo, todos os anos (WHO, 2019). Nas discussões atuais sobre o tema, cientistas e órgãos reguladores têm tratado o poluente Material Particulado (MP) como uma das principais áreas de estudo da poluição do ar e também do controle de poluição (ENGEL-COX *et al.*, 2013).

O MP é uma complexa mistura de partículas sólidas e líquidas, de substâncias orgânicas e inorgânicas suspensas no ar. O poluente é normalmente classificado de acordo com seu tamanho, sendo o MP<sub>10</sub> e o MP<sub>2,5</sub> os mais estudados e monitorados, que são partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 10 e 2,5 micrometros, respectivamente (WHO, 2018).

O maior interesse por estas partículas está associado ao elevado impacto que estas substâncias causam na saúde humana, uma vez que na atmosfera elas podem se associar à elementos tóxicos (como por exemplo: chumbo, zinco, cádmio, crômio, alumínio) (ALI *et al.*, 2019) e abaixo de 10 micrometros essas partículas têm capacidade de penetrar e se depositar em diferentes níveis do sistema respiratório (ENGEL-COX *et al.*, 2013; LIN *et al.*, 2020; WHO, 2018). Uma vez no sistema respiratório, o MP pode causar diversos efeitos na saúde humana, como: morte prematura, admissões hospitalares, visitas a salas de emergência, ataque de asma, bronquite crônica, câncer, doenças cardiovasculares, diabetes e dias de atividades restritas (KIM; KABIR; KABIR, 2015). No Brasil, de acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2018), o número de óbitos por Doenças Crônicas não Transmissíveis associadas à poluição atmosférica (MP<sub>2,5</sub> e O<sub>3</sub>) aumentou de 38.782 casos/ano para 44.228, entre os anos 2006-2016. Foram consideradas pela Ministério da Saúde brasileiro, mortes por doenças cerebrovasculares,

doença isquêmica do coração, doença pulmonar obstrutiva crônica, e câncer de pulmão. Apesar dos autores ressaltarem que houveram melhorias tecnológicas para evitar emissões de poluentes atmosféricos no país entre os referidos anos, o estudo conclui que o número de óbitos é elevado e, especialmente, nos centros urbanos e, os estados com queimadas merecem maior atenção.

A emissão do MP na atmosfera pode ser de origem natural (por exemplo: erupções vulcânicas, tempestades de areias, incêndios naturais em vegetação nativa, brisa marítima), ou de origem antropogênica, como atividades de transporte, agrícolas, residenciais e industriais, principalmente indústrias metalúrgicas, químicas, mineradoras e de geração de energia (CHLEBOWSHA-STYS *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2020). Uma vez que os processos antropogênicos emissores de MP estão associados a produção de bens e serviços, uma forma de melhor compreender e lidar com seus impactos na saúde humana é através da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

A ACV é uma técnica de avaliação de impacto que viabiliza uma visão holística sob sistemas de produção de bens e serviços, possibilitando que tomadores de decisão tenham uma melhor compreensão de toda a cadeia de produção de interesse (CURRAN, 2013). A aplicação da ACV permite acessar os impactos de uma cadeia produtiva conforme suas etapas, ou atividades, a partir de uma perspectiva do berço ao túmulo (*cradle-to-grave*), ou seja, desde processos de extração de matéria prima até processos de fim de vida de um produto, evitando que a gestão dos impactos de produção resulte em uma transferência de problemas ambientais de um lugar/etapa para outro na cadeia produtiva (CURRAN, 2013).

A ACV ambiental é normatizada pelas ISOs 14040 (ISO, 2006a) e 14044 (ISO, 2006b), que a define como uma técnica de mensuração de potenciais impactos no meio ambiente e na saúde humana, associados ao ciclo de vida da produção de bens e execução de serviços. As normas estabelecem ainda que seu desenvolvimento deve ocorrer a partir de quatro etapas iterativas (ISO, 2006a; ISO 2006b):

- 1) Definição de objetivo e escopo, etapa na qual se define a fronteira do sistema e o nível de detalhamento que o estudo irá abordar. Esta etapa é dependente do uso pretendido e do sistema do estudo;
- 2) Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), na qual desenvolve-se o inventário dos fluxos de entradas e saídas que estão associados ao sistema de estudo, por meio do levantamento de dados primários e/ou secundários;
- 3) Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que tem por objetivo gerar informação para avaliar os resultados do ICV, buscando melhor entender a significância ambiental dos fluxos mapeados, e;

- 4) Interpretação, que é a fase final do estudo, na qual os resultados das etapas anteriores são retomados para gerar conclusões, recomendações e tomadas de decisão.

Na etapa de AICV existem três elementos (ou etapas) obrigatórios, sendo eles: 1) seleção das categorias de impacto, dos indicadores das categorias e dos modelos de caracterização que serão utilizados; 2) classificação, que consiste na correlação dos fluxos do ICV com as categorias de impacto selecionadas, e; 3) caracterização, no qual ocorre o cálculo dos resultados de impacto por meio dos indicadores de cada categoria (ISO, 2006a; ISO 2006b). Assim, na caracterização, cada categoria de impacto é mensurada por meio de indicadores obtidos através do somatório das multiplicações dos fatores de caracterização (FCs) dos aspectos ambientais com a quantidade do aspecto ambiental inventariada (REICH-WEISER *et al.*, 2013).

O FC é um número derivado de um modelo de caracterização, que considera a cadeia de causa e efeito de aspecto ambiental, desde sua emissão até atingir uma área de proteção e causar impacto/dano ambiental (HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015; RAICV, 2019).

Os modelos de caracterização são específicos para cada categoria de impacto (por exemplo: acidificação, eutrofização, aquecimento global, depleção de recursos, formação de MP). Já os métodos de AICV agregam modelos de caracterização de diferentes categorias (RAICV, 2019), permitindo que os praticantes da ACV acessem diversos impactos a partir de um único método. Porém, apesar dos FCs facilitarem a obtenção dos resultados da AICV, os modelos de caracterização utilizam de uma série de decisões para a mensuração desses fatores (por exemplo: escolha do indicador de impacto, escopo temporal e geográfico dos dados, fluxos elementares), fazendo com que um mesmo aspecto ambiental tenha FCs diferentes para uma mesma categoria de impacto (RAICV, 2019).

Em relação aos impactos na saúde humana associados à emissão de MP na atmosfera, Hofstetter (1998) desenvolveu o modelo matemático pioneiro para a categoria de AICV “formação de MP”, disponível no método de AICV *Impact 2002+* (JOLLIET *et al.*, 2003). Vale ressaltar que os impactos por MP na saúde humana aparecem em categorias com diferentes nomenclaturas, como por exemplo: “material particulado”, “inorgânicos respiráveis”, “formação de material particulado fino”. Dada essa variabilidade do termo, esse trabalho, escolheu padronizar o termo ao longo do texto por “formação de MP”, que inclusive é considerado por métodos recentes de AICV, como no *IMPACT World+* (BULE *et al.*, 2019).

De forma geral, a cadeia de causa-e-efeito desta categoria tem início com a emissão de MP ao ar, que gera uma alteração na concentração ambiental de MP e faz com que a população humana fique exposta a uma quantidade maior do poluente, podendo inala-lo, o que caracteriza

o Fator de Inalação (FI), que mensura a quantidade de massa inalada em relação a quantidade de massa que foi emitida ( $\text{kg MP}_{\text{inalado}} / \text{kg MP}_{\text{emitido}}$ ). Parte do MP que é inalado tem potencial de gerar doenças, causando impacto na saúde humana. A relação entre impacto na saúde e a quantidade de massa inalada resultada no Fator de Efeito (FE) desta categoria. O indicador de impacto na saúde mais utilizado para formação de MP é o DALY (sigla em inglês para “anos de vida ajustados por incapacidade”), de forma que o FE é usualmente mensurado em  $\text{DALY} / \text{kg MP}_{\text{inalado}}$ . A multiplicação do FI e FE resulta no FC desta categoria (FANTKE *et al.*, 2015), mensurado em  $\text{DALY} / \text{kg MP}_{\text{emitido}}$ .

O fato da categoria formação de MP ser altamente dependente de fatores regionais, como defendido por Humbert, Fantke e Jolliet (2015), Mutel *et al.* (2019) e Potting e Hauschild (2006), é um dos motivadores para desenvolvimento dos diversos modelos que foram publicados após o de Hoffstetter (1998). Porém, em sua maioria, os modelos foram desenvolvidos para o continente América do Norte, Japão, continente Europeu, e a nível global, como por exemplo: Humbert *et al.* (2009), Itsubo e Inaba (2012), Van Zelm *et al.* (2008) e UNEP e SETAC (2016), respectivamente.

Assim, além dos resultados da ACV serem sensíveis à escolha de um modelo de FC, de forma que os praticantes da ACV possam obter resultados diferentes para um mesmo estudo de caso (RENOU *et al.*, 2008), não há, dentre os modelos existentes em literatura, um específico para o Brasil.

Como a problemática é recorrente em outras categorias de impacto da AICV, estudos de recomendação e regionalização de modelos para o contexto brasileiro passaram a ser relevantes para o país. Diante deste contexto, foi fundada, no ano de 2014, a RAICV (Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida), uma rede composta por pesquisadores brasileiros de diferentes instituições, que têm por objetivo desenvolver e aprimorar estudos de AICV para o Brasil (RAICV, 2016). Até o momento, participantes da RAICV já recomendaram modelos para as categorias de impacto; escassez hídrica, recursos abióticos, recursos bióticos, método de contabilidade de recursos, eutrofização, acidificação (RAICV, 2019) e smog fotoquímico (GIROTTI *et al.*, 2019).

Além disso, trabalhos de regionalização de modelos de caracterização também já foram iniciados, por pesquisadores associados a RAICV, para as categorias de escassez hídrica (ANDRADE *et al.*, 2019), acidificação terrestre (MENDES; LAURENT; HAUSCHILD, 2019) e uso da terra (PAVAN; OMETTO, 2016; PAVAN, 2019).

Para a categoria de formação de MP, especificamente, os trabalhos desenvolvidos com a finalidade de recomendação de modelos (CHELI *et al.* 2019; SANTOS *et al.*, 2018)



englobaram apenas parte dos modelos disponíveis em literatura, de forma que, apesar de terem gerado subsídios importantes para a recomendação, ainda não puderam concluir a indicação do(s) modelo(s) mais adequado(s) para o uso em estudos de ACV no contexto brasileiro e nem regionalizar estes modelos. É diante desta oportunidade de aprimoramento de modelos de AICV para a categoria de formação de MP para o escopo geográfico brasileiro, que se encontra o contexto deste trabalho.

## 1.2 OBJETIVOS

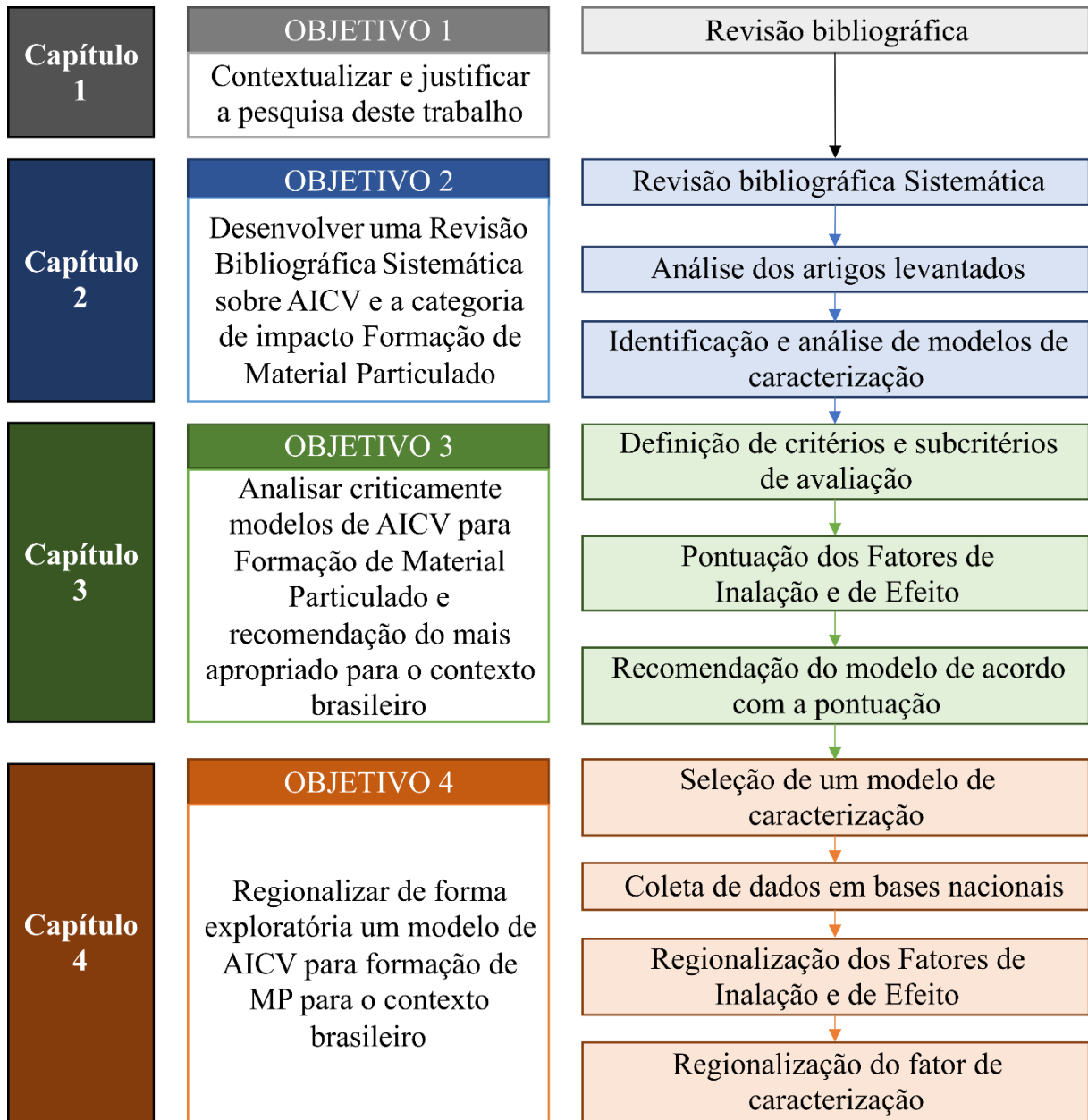
O objetivo geral deste trabalho foi avaliar os modelos de caracterização de AICV para a categoria de formação de MP visando o desenvolvimento de uma regionalização parcial para os modelos mais bem avaliados tendo em conta o contexto brasileiro. Com base neste, os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Revisar sistematicamente o estado da arte sobre AICV na categoria de formação de MP;
- Avaliar criticamente os modelos de caracterização e recomendar o(s) mais adequado(s) para aplicação no Brasil;
- Selecionar um modelo de caracterização e adaptá-lo para o contexto brasileiro, a partir de um levantamento exploratório de dados em bases nacionais.

## 1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO

Este trabalho é composto por quatro capítulos que, com exceção deste capítulo introdutório, estão apresentados no formato de artigo. Vale destacar que o Capítulo 2, que consiste de uma revisão bibliográfica sistema sobre o tema de pesquisa, foi publicado nos Anais do VII Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida (GIUSTI; TADANO; SILVA, 2020) ), sendo que os demais artigos serão publicados em revistas indexadas sobre o tema. A Figura 1 apresenta a estrutura geral do trabalho com o objetivo e a metodologia de cada capítulo desenvolvido.

Figura 1 - Estrutura do trabalho de pesquisa



Fonte: Elaboração própria (2020)

## 2 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA PARA A CATEGORIA DE FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO: ANÁLISE DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA E LEVANTAMENTO DE MODELOS

Resumo: Para aprimorar a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) no contexto brasileiro, estudos vêm sendo realizados para recomendar e regionalizar fatores de caracterização (FC). Porém, para a categoria de formação de material particulado (MP) este estudo ainda não foi desenvolvido. Assim, o objetivo deste artigo foi analisar o estado da arte sobre o tema, através de uma Revisão Bibliográfica Sistemática. Foram utilizadas as bases de dados *Scopus*, *Web of Science* e *Science Direct*. A busca foi realizada pela string: *particulate matter AND (respiratory inorganics OR respiratory effects); AND intake fraction, AND (life cycle impact assessment AND characterization factor)*. Como resultado foram obtidos 210 documentos, e o ano de 2017 teve maior número de publicações (22). O país mais contribuinte da amostra foram os Estados Unidos e as principais instituições interessadas no tema são dos Estados Unidos e da Europa. De toda a amostra, sete trabalhos foram identificados como modelos: Curtiss e Rabl (1996), Van Zelm *et al.* (2008), Humbert *et al.* (2009), Wenger, Li e Jolliet (2012), Gronlund *et al.* (2015), Notter (2015) e Van Zelm *et al.* (2016). A maior parte dos autores são entrantes ou *one-timers* e o Brasil é um recente contribuinte nesta área. O modelo de Van Zelm *et al.* (2016) foi o único a disponibilizar um FC para o contexto brasileiro. Porém, ele não se mostrou adequado por ser um único valor para todo o território, evidenciando assim, a demanda de estudos para o contexto do Brasil, visando explorar a heterogeneidade do país.

Palavras-chave: Modelagem matemática. Poluição atmosférica. Material particulado. Fator de caracterização.

Abstract: To Life Cycle Impact Assessment (LCIA) improve in the Brazilian context, studies have been carried out to recommend and regionalize characterization factors (CF). However, for the particulate matter (PM) formation category, this study was not developed yet. Thus, this paper's goal was to analyze the state of the art about this subject through a Systematic Bibliographical Review. The *Scopus*, *Web of Science*, and *Science Direct* databases were used. The research was performed by the string: *particulate matter AND (respiratory inorganics OR respiratory effects); AND intake fraction, AND (life cycle impact assessment AND characterization factor)*. This research resulted in 210 papers, and the year 2017 had more

publications (22). The country with the most publications was the United States, and the institutions main interested in this subject are from the United States and Europe. From the entire sample, seven papers were identified as models: Curtiss and Rabl (1996), Van Zelm *et al.* (2008), Humbert *et al.* (2009), Wenger, Li and Jolliet (2012), Gronlund *et al.* (2015), Notter (2015) and Van Zelm *et al.* (2016). Most of the authors are entrants or one-timers, and Brazil is a recent contributor in this area. The model Van Zelm *et al.* (2016) was the only one with CF for the Brazilian context. However, it was not adequate because it is a single value for the whole territory, thus evidencing the demand for studies for the Brazilian context, aiming to explore the heterogeneity of the country.

Key-words: Mathematical modelling. Air pollution. Particulate matter. Characterization factor.

## 2.1 INTRODUÇÃO

A etapa de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) tem por objetivo gerar informações que auxiliem na avaliação dos resultados do Inventário de Ciclo de Vida (ICV), a fim de prover um melhor entendimento da significância ambiental que os dados inventariados têm (ABNT, 2009a). Para obter os valores dos indicadores de impactos ambientais para cada categoria, é calculado o somatório das multiplicações dos fatores de caracterização (FC) para cada aspecto ambiental com a quantidade monitorada do aspecto ambiental (REICH-WEISER *et al.*, 2013). O FC é definido pela ABNT (2009 b) como um número que deriva de um modelo de caracterização e que é aplicado para se converter o resultado da análise do ICV em uma unidade comum de indicador, para cada categoria de impacto em análise.

Porém, os principais métodos de AICV foram, em sua maioria, desenvolvidos para países europeus, para América do Norte, Japão e o globo (BULLE *et al.*, 2019). Desta forma, os procedimentos e parâmetros utilizados para se calcular os FC podem não ter capacidade de avaliar de forma eficiente, os potenciais impactos ambientais para todas as regiões do mundo, tendo em vista suas diversas especificidades, como condições climáticas e de geopolítica (MENDES, 2013).

Com o objetivo de aprimorar o uso da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no contexto brasileiro, estudos vêm sendo realizados para recomendar e regionalizar FC para diferentes categorias de impacto, como o de Mendes (2013), que fez recomendações de modelos para acidificação, o de Giroto (2018), que recomendou o melhor modelo para categoria de *smog* fotoquímico, ambos para o contexto brasileiro, e o Relatório da Rede de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (RAICV) publicado em 2019, no qual foram

recomendados modelos de caracterização para 6 categorias de impacto, pensando no contexto brasileiro: escassez hídrica, recursos abióticos, recursos bióticos, método de contabilidade de recursos (RAM), eutrofização e acidificação (RAICV, 2019).

Para a categoria de formação de material particulado (MP), o estudo para a recomendação e regionalização de FC para o contexto brasileiro ainda é necessário. De forma geral, dentro desta categoria de impacto, os fatores são calculados considerando como principais parâmetros o fator de inalação (FI) e o fator de efeito (FE) dos poluentes, que considera a quantidade inalada e o dano causado pelo MP inalado à saúde humana, respectivamente (HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015).

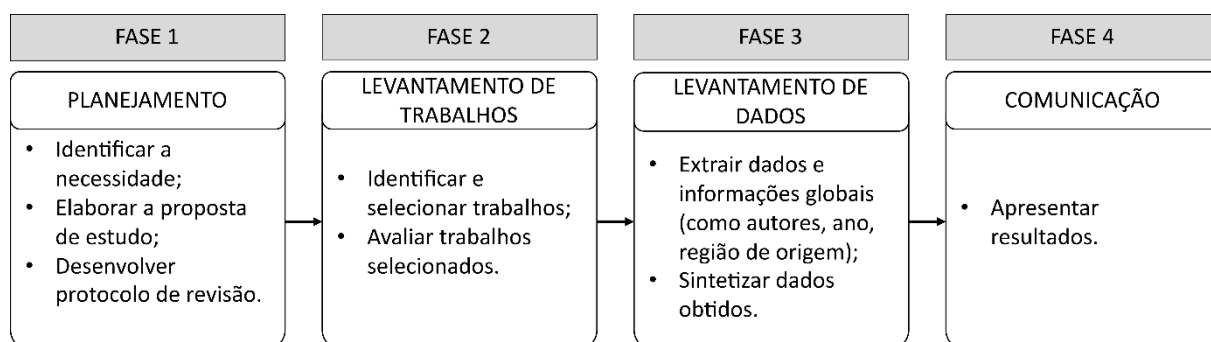
O MP é formado por um conjunto de poluentes que ficam suspensos na atmosfera, devida sua pequena dimensão. Suas principais fontes de emissão antrópicas são escapamento de veículos, processos industriais e queima de biomassa (CETESB, 2019a). O poluente é frequentemente separado por suas dimensões e, as partículas de menores dimensões, possuem maior potencial de impacto na saúde humana, uma vez que conseguem entrar no sistema respiratório, provocando irritações, alergias e doenças respiratórias diversas (CETESB, 2019b; KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Tendo em vista a importância da regionalização dos FC utilizados em AICV e a categoria de formação de MP, o objetivo desta pesquisa foi fazer uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) dos trabalhos existentes em literatura que abordam a AICV e a categoria de impacto de formação de MP, visando conhecer o estado da arte sobre o tema. Como objetivo específico, este estudo buscou levantar e discutir os modelos matemáticos, da amostra de documentos resultante da RBS, para o cálculo do FC para a categoria supracitada.

## 2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida por meio de uma RBS. O procedimento para o levantamento bibliográfico foi dividido em quatro etapas, com base no trabalho de Oliveira *et al.* (2016), sendo estas etapas estruturadas na Figura 1.

Figura 1 - Fluxograma metodológico da RBS



Fonte: Elaboração própria (2019)

### 2.2.1 Planejamento

O planejamento foi a primeira fase desenvolvida na RBS, e é composto por três passos (Figura 1) que estão detalhados a seguir.

#### 2.2.1.1 Identificação da necessidade da revisão

A RBS é justificada pela necessidade do conhecimento do estado da arte das pesquisas de AICV e a categoria de formação de MP, visto que a mesma ainda é pouco explorada na literatura brasileira. Quanto ao levantamento dos modelos de cálculo existentes, uma análise histórica, do estado da arte, e dos problemas e necessidades de pesquisa envolvendo AICV foi realizada por Humbert, Fantke e Jolliet (2015), trabalho no qual foram levantados os principais métodos e modelos de AICV para diversas categorias de impacto ambiental, entre elas, a formação de MP. Os autores identificaram sete métodos que englobam a categoria de formação de MP e qual(ais) modelo(s) de FC faz parte de cada método. No total 21 trabalhos foram levantados no livro, sendo modelos completos (com todos os fatores para o cálculo do FC) ou modelos específicos (para apenas um dos fatores necessários para o cálculo do FC).

Apesar do livro ter como objetivo fazer uma análise sobre o estado da arte sua publicação foi em 2015, sendo importante uma atualização da lista de modelos. Além disso, podem existir modelos que não foram contemplados neste levantamento de Humbert, Fantke e Jolliet (2015), por não estarem diretamente ligados à AICV, mas que podem ser considerados modelos úteis para a metodologia. Assim, identificar novos modelos a serem avaliados é importante para que seja possível, futuramente, fazer uma recomendação e regionalização dos FC para a categoria de formação de MP no contexto brasileiro.

#### 2.2.1.2 Elaboração da proposta da revisão

A proposta da RBS foi desenvolvida com base na necessidade de realização do estudo, desta forma, ela é formada visando conhecer o estado da arte dos estudos de AICV e a categoria de formação de MP.

#### 2.2.1.3 Desenvolvimento do protocolo da revisão

O levantamento dos trabalhos da RBS foi realizado nas bases de dados: *Web of Science*, *Scopus* e *Science Direct*. A busca foi realizada pela seguinte *string*: *particulate matter AND (respiratory inorganics OR respiratory effects); AND, intake fraction AND (life cycle impact assessment AND characterization factor)*. As palavras-chave foram definidas de acordo com o objetivo da RBS e podiam estar presentes em qualquer parte do texto. Os operadores lógicos “OR” e “AND” foram empregados visando facilitar a identificação e seleção dos trabalhos da área de interesse.

A busca foi realizada exclusivamente no idioma inglês. Por existirem trabalhos de AICV desenvolvidos em diferentes regiões, não foram feitas restrições quanto a delimitações geográficas. Também não foram feitas restrições quanto ao tipo de publicação na busca e a delimitação temporal foi até julho de 2019.

### 2.2.2 Levantamento de trabalhos

O levantamento de trabalhos foi a segunda fase desenvolvida na RBS. Esta fase é composta por dois passos (Figura 1) que estão detalhados a seguir.

#### 2.2.2.1 Identificação e seleção de trabalhos

O levantamento bibliográfico, seguindo o planejamento pré-definido na etapa 1 (protocolo) foi realizado e todos os trabalhos obtidos foram considerados como pertencentes a amostra.

#### 2.2.2.2 Avaliação dos trabalhos selecionados

A avaliação dos trabalhos selecionados ocorreu de duas formas paralelamente, uma para atender ao objetivo geral e outra para atender ao objetivo específico definido nesta pesquisa.

Para atender ao objetivo geral, todos os trabalhos mantiveram-se na amostra para obtenção de dados e, aqueles com maior número de citações globais e densidade de relações com os trabalhos da amostra foram detalhadamente analisados.

Para atender o objetivo específico, os estudos de caso e resumos de trabalhos de congressos foram descartados da amostra. Em seguida, pela leitura dos resumos, foram excluídos da amostra os trabalhos sem potencial de apresentação de modelos para FC para a categoria de formação de MP. Dos artigos que permaneceram na amostra, foi feita a leitura completa e estes foram classificados como modelos ou não modelos para a categoria de AICV formação de MP.

### 2.2.3 Levantamento de dados

O levantamento dos dados foi a terceira fase desenvolvida na RBS. Esta fase é composta por dois passos (Figura 1) que estão detalhados a seguir.

#### 2.2.3.1 Extração dos dados e de informações

De todos os artigos identificados na amostra global, foram levantados os seguintes dados gerais: título, autores, ano de publicação, país/região de origem, periódico vinculado, tipo de trabalho e proposta do trabalho.

Foi utilizado o *software* VosViewer versão 1.6.11 para uma análise bibliométrica dos dados obtidos. No *software*, foram quantificadas as citações globais, a densidade de relações entre os artigos da amostra e as palavras-chaves (*keywords*) mais utilizadas. Para a análise dos trabalhos com maior número de citações e densidade de relações, também foi utilizado o *software* Mendeley Desktop versão 1803 para fazer o fichamento e a identificação de pontos fortes e limitações.

#### 2.2.3.2 Sintetização dos dados

Todos os dados obtidos foram sintetizados em uma planilha Excel, por meio da qual foram elaborados gráficos e tabelas para análises posteriores.

## 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com o uso do protocolo de revisão descrito, foram identificados 210 trabalhos diferentes. Deste, 178 estavam disponíveis na base de dados da *Scopus*, sendo 21 exclusivos desta base. Os 32 artigos que não apareceram na *Scopus* estavam disponíveis apenas na *Web of Science* e/ou na *Science Direct*. 156 artigos estavam disponíveis na base de dados da *Web of Science*, sendo 5 exclusivos desta base, e os 54 artigos que não apareceram nesta base estavam disponíveis apenas na *Scopus* e/ou na *Science Direct*. Por fim, 67 artigos estavam disponíveis na base *Science Direct* sendo 23 exclusivos desta base, e os 143 artigos que não apareceram nesta base encontravam-se apenas na *Scopus* e/ou na *Web of Science*. Portanto, verificou-se que



dos 210 trabalhos mapeados 84,3% estavam na *Scopus*, 74,3% na *Web of Science* e 31,9% na *Science Direct*, logo, a *Scopus* se mostrou como a principal base de dados sobre a temática abordada.

Dos 32 trabalhos que não estão presentes na base de dados da *Scopus*, foi feita uma classificação em cinco categorias diferentes, como descrito na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação dos artigos da amostra não disponíveis na base de dados da *Scopus*.

<b>Tipo de estudo</b>	<b>Número de trabalhos</b>	<b>Percentual</b>
Resumos de congressos	20	62,50%
Estudos de partículas e emissões	5	15,63%
Estudos de saúde humana	2	6,25%
Estudos de caso (ACV)	2	6,25%
Outros	3	9,37%
<b>TOTAL</b>	<b>32</b>	<b>100%</b>

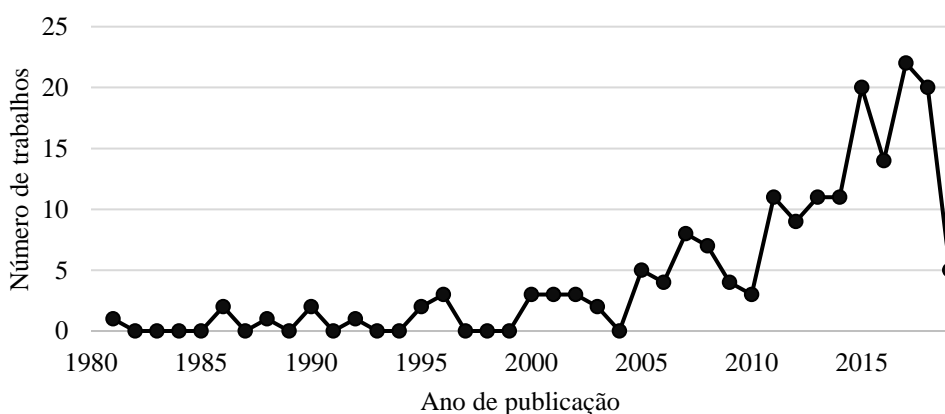
Fonte: Elaboração própria (2019)

Como pode ser observado na Tabela 1, mais da metade dos trabalhos da amostra não disponíveis na *Scopus* são resumos de congressos. Desta forma, a maior parte dos trabalhos amostrados e aqueles com maior grau de robustez científica estão presentes na base da *Scopus*. Assim, esta base de dados foi selecionada para realizar as análises apresentadas nas próximas seções.

### 2.3.1 Análise do evolutivo, país de origem e instituições mais prolíficas

A evolução histórica dos trabalhos mapeados pela RBS pode ser observada na Figura 2.

Figura 2 - Evolutivo das publicações



Fonte: Autoria própria (2019)

Pela Figura 2, pode-se observar que o primeiro artigo da amostra data do ano de 1981, sendo este um documento de revisão publicado nos Estados Unidos, que teve por objetivo

levantar critérios não oficiais para poluição atmosférica, visto que, de acordo com os autores Lodge Jr. *et al.* (1981), já haviam evidências sugerindo que episódios agudos de poluição do ar causam efeitos adversos ao ser humano, mesmo que as concentrações de poluentes estivessem quase sempre muito abaixo do nível indicado naquela época para causar efeitos agudos à saúde humana.

Mesmo com a declaração de evidências dos potenciais impactos causados por poluição atmosférica de Lodge Jr. *et al.* (1981), publicações sobre o tema e sobre seus efeitos na saúde humana e no meio ambiente ainda eram limitadas até o ano 2000. A partir deste ano, foi possível perceber maior estabilidade de número de publicações, que se seguiu por três anos e, neste período (2000-2003), foram publicados 11 trabalhos na área. Ainda assim, até 2004, a amostra de trabalhos publicados é formada por aproximadamente 13% do total de trabalhos levantados. Vale ressaltar que o primeiro artigo da amostra tratando sobre AICV foi publicado no ano 2000, três anos após a primeira edição da ISO 14040, que dita os princípios e fundamentos para a ACV (ISO, 1997). Com autoria de Frischknecht *et al.* (2000), o trabalho relaciona a metodologia com a categoria de radiação ionizante e envolve a geração/emissão de MP na sua análise.

Após o ano de 2005, quando foram publicados 5 trabalhos na área, fica evidente um aumento contínuo das publicações até julho de 2019, mês e ano final desta análise. Foram nos últimos oito anos (2011-2018) que houve a maior concentração de publicações, somando um total de 118 trabalhos, o que representa aproximadamente 67% das publicações da amostra. Neste período, ao menos nove trabalhos foram publicados por ano. O ano de 2017 foi o principal destaque, com um total de 22 trabalhos publicados.

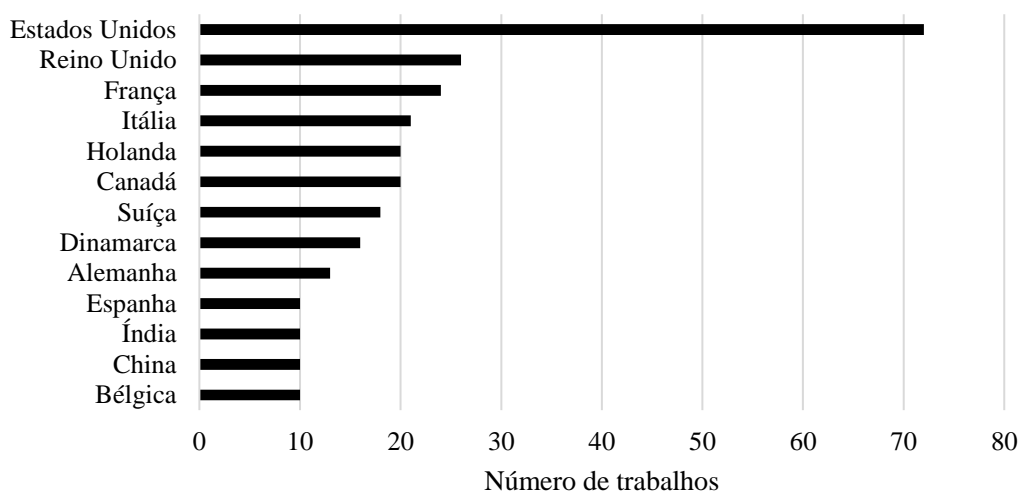
Foi possível observar também uma alteração na robustez dos estudos, que se iniciam com a preocupação de possíveis efeitos causados por poluição atmosférica (LODGE JR. *et al.*, 1981) e partem para comprovações sobre a existência de impactos sobre à saúde humana e os ecossistemas (CURTISS; RABL, 1996; LISK, 1988), estudos específicos sobre substâncias causadoras de impactos (AVERY, 1996; DRISCOLL; SCHECHER, 1990) até a identificação e/ou controle das principais fontes de emissão (LEVY; SPENGLER, 2012; LLOYD; CACKETTE, 2001), e modelagens matemáticas sobre a dispersão e efeitos na saúde humana (FRISCHKNECHT *et al.*, 2000; RABL; PEUPORTIER, 1995).

Com a análise do evolutivo de publicações, observa-se que o tema AICV e MP vem crescendo em âmbito mundial na literatura, evidenciando-se a necessidade de se entender como

funcionam os impactos causados pela dispersão de particulados no meio ambiente e também sobre a saúde humana.

Com relação à origem dos trabalhos, foram identificados 59 países e 381 publicações (o número de publicações é maior do que o amostrado, dado que existem vários artigos de pesquisadores do mesmo país). A Figura 3 apresenta os países com contribuição em pelo menos 10 trabalhos dentro da amostra.

Figura 3 - Representação gráfica dos países com maior número de publicações



Fonte: Elaboração própria (2019)

Os países apresentados na Figura 3 concentram aproximadamente 71% das publicações e, como pode ser observado, os Estados Unidos são o principal país em termos de número de publicações, tendo contribuído com 72 participações na base de dados da *Scopus*, isso significa que em 19% das publicações houve a participação dos Estados Unidos, que iniciou em 1981 e teve publicações até 2019. Após os Estados Unidos, vem o Reino Unido com 26 publicações, a França com 24, Itália com 21, Canadá e Holanda com 20 cada, Suíça com 18, Dinamarca com 16, Alemanha com 13, e, Espanha, Índia, China e Bélgica com 10 publicações cada.

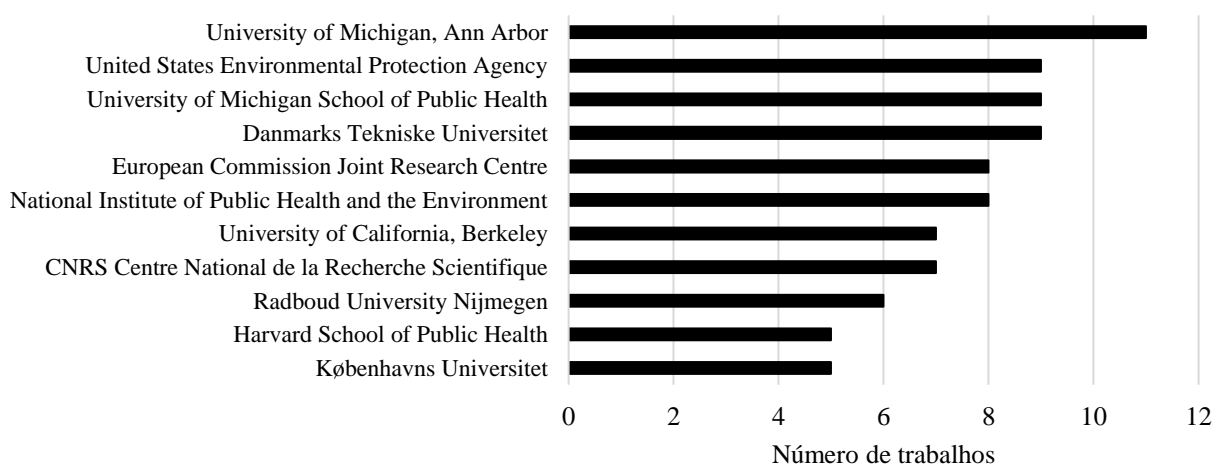
Apesar de não estar presente no gráfico ilustrado na Figura 3, o Brasil contribuiu em um total de seis trabalhos e se igualou em número de publicações à Finlândia, Noruega e Portugal, ficando atrás apenas dos países apresentados na Figura 3 e da Austrália que, por sua vez, contribuiu em sete trabalhos amostrados. Dos trabalhos com participação do Brasil, um foi resumo de trabalho de conferência sobre a poluição do ar e seus efeitos sobre a saúde (SOLOMON *et al.*, 2012), dois foram estudos de caso de ACV desenvolvidos para sistemas

produtivos do país: para comparação entre etanol e gasolina (CAVALETT *et al.*, 2013) e para colheita de cana-de-açúcar com foco nos efeitos na saúde causados por emissão de MP (DU *et al.*, 2018), e três foram relacionados à saúde humana e à exposição à poluição atmosférica (D'AMATO *et al.*, 2015; DE OLIVEIRA *et al.*, 2018; GORENEK *et al.*, 2017).

Analisando em conjunto, a evolução histórica e as origens das produções, observou-se que, em relação aos países com maior número de contribuições (Figura 3), o Brasil apresenta-se como um recente contribuinte na pesquisa sobre o tema. Foi observado que os países com mais contribuições começaram a aparecer na amostra sobre o tema de poluição atmosférica com publicações datando de 1981 - 1996, com exceção ao Canadá que teve seu primeiro trabalho datado em 2002. Por outro lado, o Brasil teve sua primeira contribuição na amostra em 2012, com uma participação em conferência internacional e depois em 2013, com o primeiro artigo brasileiro em periódico, no qual foi feito uma ACV comparativa por Cavalett *et al.* (2013).

A amostra de trabalhos é composta por contribuições de diferentes instituições. Foram identificados 160 universidades e institutos de pesquisa, sendo que estes apareceram 344 vezes na amostra, uma vez que mais de uma instituição pode contribuir com um trabalho publicado. As 11 instituições que contribuíram em 5 ou mais trabalhos foram compiladas na Figura 4 e, juntas representaram aproximadamente 24,5% das contribuições mapeadas.

Figura 4 - Instituições com maior número de contribuições na amostra



Fonte: Elaboração própria (2019)

Das 160 instituições identificadas, a Universidade de Michigan em Ann Arbor, nos Estados Unidos, foi a que apresentou maior contribuição, com um total de 11 trabalhos na amostra, seguida pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, a Escola de Saúde

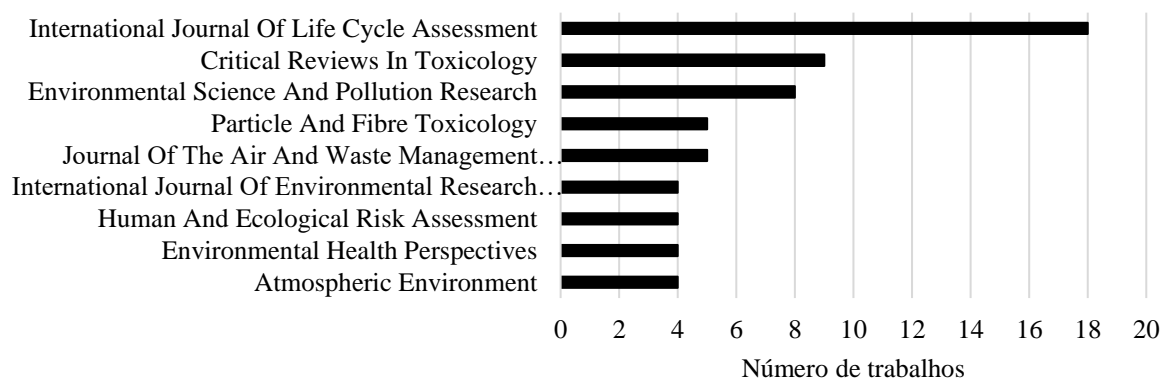
Pública da Universidade de Michigan e a Universidade Técnica da Dinamarca com nove trabalhos cada; Centro Comum de Investigação da Comissão Europeia e o Instituto Nacional de Saúde Pública e Ambiente com oito trabalhos cada; Universidade da Califórnia e o Centro Nacional de Pesquisa Científica da França com sete trabalhos cada; Universidade de Nijmegen na Holanda com seis trabalhos, e; por fim, a Escola de Saúde Pública de Harvard, nos Estados Unidos, e a Universidade de Copenhague, na Dinamarca, com cinco artigos cada. As demais instituições apresentaram de 1 a 4 artigos cada.

Assim, é possível observar que as instituições localizadas nos Estados Unidos e na Europa são as principais interessadas no tema de AICV e a categoria de formação de MP, o que coincide com os países com maior número de contribuições e, que trabalham há mais tempo no tema, como discutido anteriormente.

### 2.3.2 Principais periódicos da amostra

Foram identificados 106 periódicos e, os que apresentaram mais de quatro publicações, foram compilados na Figura 5.

Figura 5 - Periódicos com maior número de publicações na área de interesse



Fonte: Elaboração própria (2019)

Os periódicos apresentados na Figura 5 correspondem à 34,5% do total de publicações. Dos 9 periódicos apresentados, quatro são classificados como A1, para a área de ciências ambientais, segundo o quadriênio de 2013-2016 da classificação brasileira QUALIS, da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) (CAPES, 2016): *Environmental Health Perspectives* (fator de impacto: 8,05 em 2018); *Atmospheric Environment* (fator de impacto: 4,012 em 2018); *The International Journal of Life Cycle*

*Assessment* (fator de impacto: 4,868 em 2018), e; *Environmental Science and Pollution Research* (fator de impacto: 2,914 em 2018).

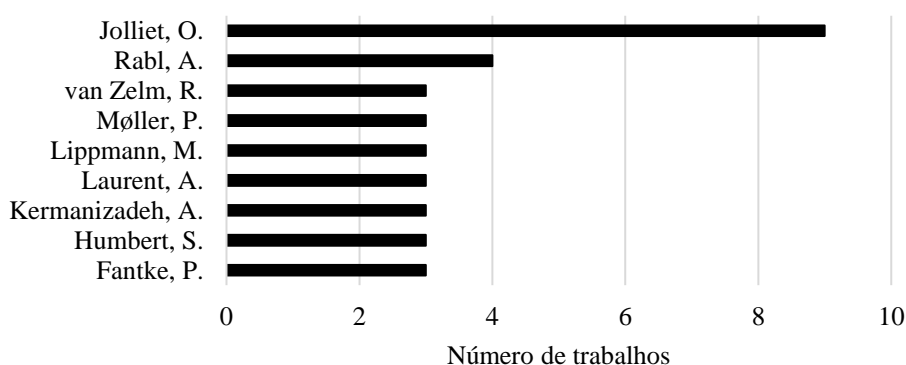
Dois deles são classificados como A2: *Journal of the Air and Waste Management Association* (fator de impacto: 1,858 em 2018), e; *International Journal of Environmental Research and Public Health* (fator de impacto: 2,486 em 2018).

Um periódico é classificado como B1: *Human and Ecological Risk Assessment* (fator de impacto: 2,012 em 2018). Além disso, o periódico *Critical Reviews in Toxicology* (fator de impacto: 4,771 em 2018) não pontua na área de Ciências Ambientais, mas é classificado como A1 para a área de medicina II, e o periódico *Particle and Fibre Toxicology* (fator de impacto: 6,561 em 2018) não foi avaliado no quadriênio em questão.

### 2.3.3 Principais autores da amostra

Além dos principais periódicos terem sido mapeados, foram analisadas as autorias dos trabalhos. Foi levantado um total de 159 autores e 222 publicações, o que é explicado pelo fato de um autor poder ter mais de um artigo dentro da amostra. Os principais autores da amostra, ou seja, aqueles com maior número de publicações realizadas no período, estão apresentados na Figura 6.

Figura 6 - Autores com maior número de publicações na amostra



Fonte: Elaboração própria (2019)

Os autores apresentados na Figura 6 são aqueles que tiveram contribuição em pelo menos 3 trabalhos da amostra. Juntos, esses autores apareceram 34 vezes, o que representa 15,3% das autorias.

Analisando os trabalhos publicados pelos principais autores, foi possível observar que existem trabalhos em comum. Três trabalhos têm a contribuição tanto de Moller, P. como de

Kermanizadeh, A. Os trabalhos com contribuição de Fantke, P. também tiveram a contribuição de Jolliet, O. e estão contabilizados nos 2 autores; o mesmo ocorreu com os trabalhos de Humbert, S., pois também tiveram contribuição nos de Jolliet, O., porém, os trabalhos de Humbert, S. são distintos dos de Fantke, P. Dois trabalhos que tiveram a contribuição de Laurent, A. foram escritos também por Jolliet, O., um deles teve também a contribuição de Fantke, P. e outro teve a contribuição de Humbert, S. Fica evidente assim, que há uma forte relação entre as pesquisas realizadas por esses autores com maior número de publicações na área.

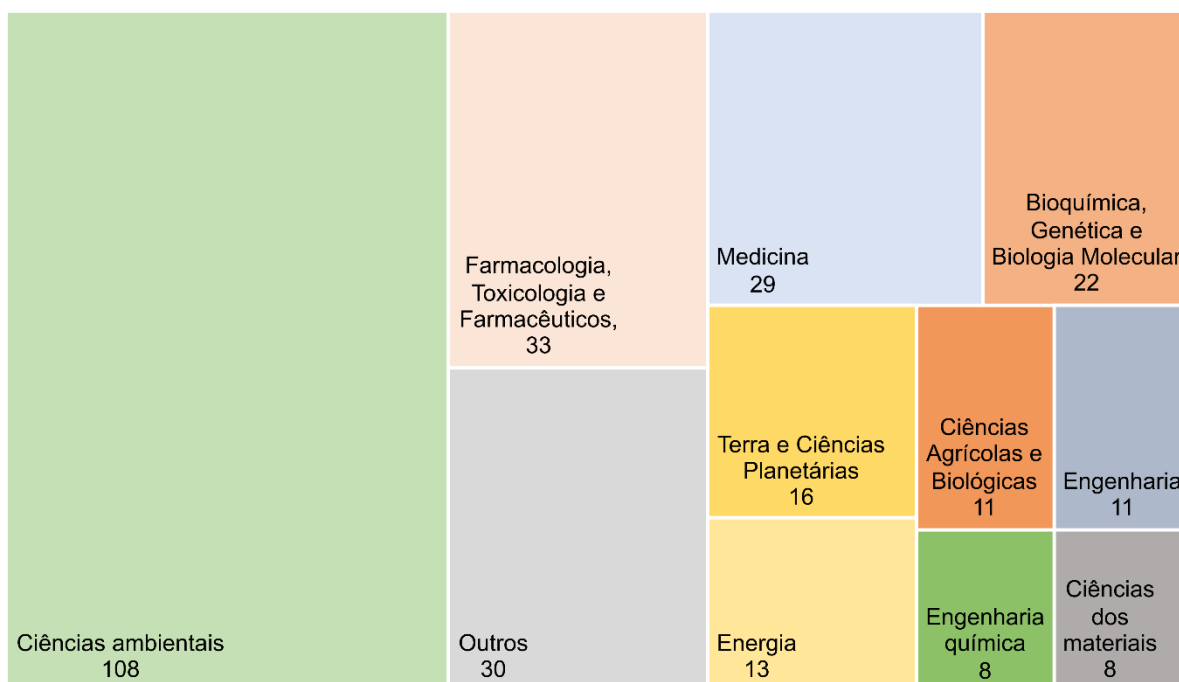
É válido salientar que dos autores não apresentados na Figura 6, 38 tiveram contribuição em dois trabalhos e 112 tiveram contribuição em apenas um trabalho. Esta grande concentração de autores entrantes e *one-timers* evidencia o crescimento desta área de pesquisa. Porém também pode ser um indicativo de uma limitação sobre as pesquisas neste tema, uma vez que pode representar uma falta de acúmulo de conhecimento na área, o que pode causar prejuízos em termos de surgimento de estudos mais aprofundados realizados por especialistas no tema.

#### **2.3.4 Tipo de trabalhos e áreas de conhecimento**

A amostra é composta por resumos de trabalhos apresentados em congressos, artigos e trabalhos de revisão de literatura. De acordo com a classificação da própria *Scopus*, 107 trabalhos (60%) são do tipo artigos, 65 (37%) são trabalhos de revisão e 5 (3%) são resumos de congresso.

Foram identificadas 20 áreas de conhecimento distintas na amostra e devido à multidisciplinaridade do tema, alguns trabalhos foram inseridos em mais de uma área, totalizando assim, 319 contagens. O esquema gráfico da Figura 7 traz as áreas de conhecimento levantadas e a contagem de trabalhos em cada uma.

Figura 7 - Áreas do conhecimento identificadas na amostra de trabalhos e contagem de trabalhos em cada área



Fonte: Elaboração própria (2019)

Pela Figura 7, fica evidente que a principal área do conhecimento, quando se trata de AICV e formação de MP, é Ciências Ambientais, que apareceu em 108 trabalhos da amostra. Levando em consideração que o total de trabalhos mapeados foi de 177, se conclui que 60% dos trabalhos estão concentrados nesta área. As principais áreas em conjunto com a de Ciências Ambientais foram “Terra e Ciências Planetárias”, “Medicina” e “Farmacologia, Toxicologia e Farmacêuticos” com 13, 12 e 12 trabalhos, respectivamente. Vale ressaltar também que, a área de “Farmacologia, Toxicologia e Farmacêuticos” e de “Medicina” estão em segundo e terceiro lugar para áreas com mais trabalhos na amostra.

### 2.3.5 Análise dos termos mais recorrentes

Na amostra de trabalhos, foram observados 90 termos com um mínimo de dez ocorrências em títulos e resumos, através do *software* VosViewer versão 1.6.11. Estes termos apareceram 2.363 vezes nos 177 trabalhos. Além disso, o software calcula um índice de relevância dos termos, dos quais os 20 de maior índice foram selecionados para serem discutidos. Uma relação entre os 90 termos foi feita pelo *software*, por meio da qual foram identificados quatro grupos, formados por termos que se relacionam.

A Figura 8 apresenta os grupos diferenciados por cor, em que é possível observar as palavras que compõem cada grupo.





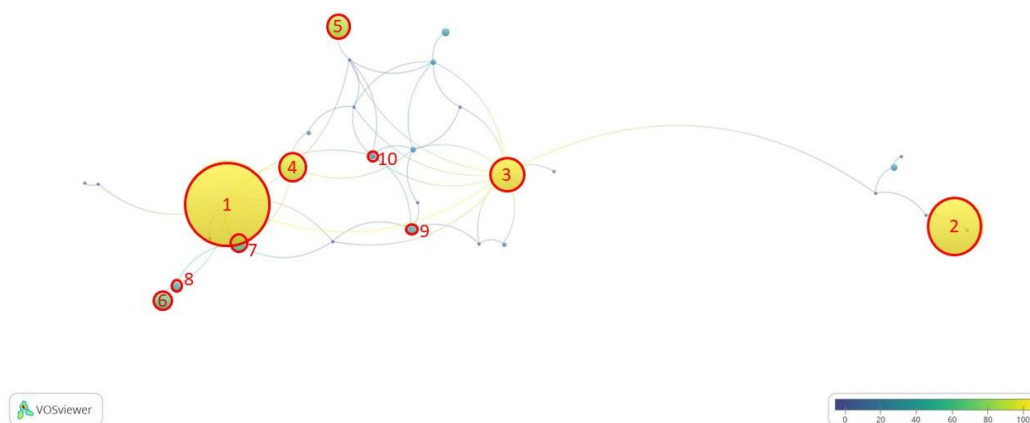
Por fim, o grupo amarelo é formado por 14 termos, relacionados à impactos e compartimentos regionais e temporais. Neste grupo, estão presentes termos como *human health*, *air pollution*, *climate change*, *country* e *year*. Existe 1 termo neste grupo que está entre os 20 mais relevantes.

Com esta análise, é possível afirmar que os grupos, vermelho e verde, são os que apresentam maior ocorrência e relevância na amostra mapeada.

### 2.3.6 Análise de citações e da densidade de relações entre os artigos

Por meio do VosViewer versão 1.6.11, os principais trabalhos da amostra foram levantados, pela conexão dos artigos com maior número de citações globais e aqueles que apresentaram maior número de conexões dentro da amostra (ou seja, maior densidade de relação com os artigos amostrados), sendo identificados assim, 49 trabalhos. A Figura 9 apresenta o detalhamento dos trabalhos destacados. Aqueles com maior número de citações globais são indicados por círculos maiores e os 10 principais foram destacados e enumerados crescentemente.

Figura 9 - Principais trabalhos em número de citações globais e relação com trabalhos da amostra



Fonte: Elaboração própria (2019)

Os 10 trabalhos destacados na Figura 9 foram analisados quanto ao título, autores, ano de publicação, periódico de publicação, número de citações globais e densidade de relação com outros trabalhos da amostra, conforme o Quadro 1.

Quadro 1 - Caracterização dos principais trabalhos classificados com base em citações globais e na densidade de relações com outros trabalhos da amostra

N.	Artigo	Autor(es)	Ano	Revista	Número de Citações	Densidade de relações
1	<i>Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment</i>	Hauschild, M. Z. <i>et al.</i>	2013	<i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i>	313	9
2	<i>Manganese dosimetry: species differences and implications for neurotoxicity</i>	Aschner, M.; Erikson, K. M.; Dorman, D. C.	2005	<i>Critical Reviews in Toxicology</i>	214	2
3	<i>European characterization factors for human health damage of PM<sub>10</sub> and ozone in life cycle impact assessment</i>	Van Zelm, R. <i>et al.</i>	2008	<i>Atmospheric Environment</i>	129	12
4	<i>ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level</i>	Huijbregts, M. A. J. <i>et al.</i>	2017	<i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i>	94	4
5	<i>Comparative lca of ethanol versus gasoline in Brazil using different lcia methods</i>	Cavalett, O.	2013	<i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i>	84	1
6	<i>Life cycle assessment of electric power system</i>	Masanet, E. <i>et al.</i>	2013	<i>Annual Review of Environment and Resources</i>	61	1
7	<i>Human health damages due to ionizing radiation in life cycle impact assessment</i>	Frischknecht, R. <i>et al.</i>	2000	<i>Environmental Impact Assessment Review</i>	58	5
8	<i>Environmental impacts of electricity generation at global, regional and national scales in 1980-2011: what can we learn for future energy planning?</i>	Laurent, A.; Espinosa, N.	2015	<i>Energy and Environmental Science</i>	42	3
9	<i>Assessing regional intake fractions in north America</i>	Humbert, S. <i>et al.</i>	2009	<i>Science of the Total Environment</i>	37	4
10	<i>Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel guidance workshop</i>	Fantke, P. <i>et al.</i>	2015	<i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i>	27	6

Fonte: Elaboração própria (2019)

Com base nos dados do Quadro 1, tem-se que dos principais trabalhos, três são estudos de caso de ACV na área de geração de energia; um deles é um estudo comparativo entre etanol e gasolina no Brasil (CAVALETT *et al.*, 2013) e os outros dois estão relacionados à impactos ambientais gerados em processos de geração de energia elétrica (LAURENT; ESPINOSA,

2015; MASANET *et al.*, 2013). Na amostra, ainda apareceram um trabalho de revisão de literatura sobre toxicologia devido ao uso/emissões derivadas do manganês (ASCHNER; ERIKSON; DORMAN, 2005) e um trabalho sobre a recomendação para uso de modelos de caracterização em AICV (HAUSCHILD *et al.*, 2013).

A amostra do Quadro 1 também se concentra no tema de desenvolvimento de métodos, modelos e regionalizações em AICV, em que foram observados cinco trabalhos, dentre eles:

- Três tratam sobre modelos matemáticos para estimativa de FC para a categoria de formação de MP:
  - Van Zelm *et al.* (2008): Indica fatores de caracterização para MP com menos de 10 micrometros ( $\mu\text{m}$ ) de diâmetro aerodinâmico ( $\text{MP}_{10}$ ) e ozônio no contexto europeu;
  - Humbert *et al.* (2009): Apresenta o modelo *Impact North America* para cálculo de FC na América do Norte, e;
  - Fantke *et al.* (2015): Fala sobre o modelo de AICV do *Global Guidance* (UNEP; SETAC, 2016) para a estimativa de impactos na saúde humana associados à formação de  $\text{MP}_{10}$ .
- Frischknecht *et al.* (2000): Trata sobre a categoria de AICV de exposição à radiação ionizante com foco em danos na saúde humana, com viés à geração de MP;
- Huijbregts *et al.* (2017): apresenta o método de AICV ReCiPe 2016 para avaliar diferentes categorias de impacto do tipo *midpoint* (ponto/dano médio) e *endpoint* (ponto/dano final).

Estes cinco trabalhos descritos, juntamente com o de Hauschild *et al.* (2013), podem ser considerados como os mais relevantes da amostra mapeada, dado o interesse em acessar trabalhos de AICV e a categoria de formação de MP e o fato deles serem os mais específicos nessa temática dentre os 10 trabalhos mais relevantes da amostra.

Com esta análise, também foi possível observar que quatro autores estão presentes na lista dos autores com maior número de publicações: Van Zelm, R.; Laurent, A.; Humbert, S. e; Fantke, P. Além disso, seis trabalhos foram publicados nos principais periódicos listados, sendo quatro no *The International Journal of Life Cycle Assessment*, um no *Critical Review in Toxicology* e um no *Atmospheric Environment*. Por fim, pode-se afirmar que mais da metade dos trabalhos mais relevantes são recentes, uma vez que sete deles foram publicados nos últimos dez anos.

É importante ressaltar que a análise dos trabalhos mais relevantes excluiu aqueles que não possuía ligação com trabalhos de dentro da amostra, sendo assim, além dos 10 trabalhos do Quadro 1, outros estudos identificados na amostra podem ser relevantes para a área, devido ao seu alto número de citações globais, na base de dados *Scopus*. O Quadro 2 apresenta os cinco trabalhos mais citados, mas que não apresentam *link* com a amostra (densidade de relações).

Quadro 2 - Caracterização dos principais trabalhos, classificados com base apenas no critério de citações globais

Artigo	Autor	Ano	Periódico	Número de Citações
<i>Allergic rhinitis and its impact on asthma</i>	Bousquet, J.; Van Cauwenberge, P.; Khaltayev, N.	2001	<i>The journal of allergy and clinical immunology</i>	2093
<i>Biofuels (alcohols and biodiesel) applications as fuel for internal combustion engines</i>	Agarwal, A. K.	2007	<i>Progress in energy and combustion science</i>	1854
<i>Household air pollution from coal and biomass fuels in China: measurements, health impacts, and interventions</i>	Zhang, J.; Smith, K. R.	2007	<i>Environmental health perspectives</i>	401
<i>Nanoparticle and the environment</i>	Biswas, P.; Wu, C.	2005	<i>Journal of the air and waste management association</i>	386
<i>Progress in metabolic engineering of <i>saccharomyces cerevisiae</i></i>	Nevoigt, E.	2008	<i>Microbiology and molecular biology reviews</i>	354

Fonte: Elaboração própria (2019)

Pelo Quadro 2, observa-se que o trabalho mais citado é o de Bousquet, Van Cauwenberge e Khaltayev (2001). O trabalho foi levantado pela amostra pois traz uma relação de partículas, poluição atmosférica e os seus impactos na saúde humana.

Dos demais trabalhos do Quadro 2, tem-se: dois que tratam sobre geração de energia por combustão e poluição atmosférica; um que trata sobre nano partículas e suas relações com o meio ambiente, e; um sobre microbiologia.

Vale ressaltar que os 5 mais citados na amostra não tratam de forma específica sobre a metodologia ACV ou AICV. Porém, eles foram englobados na amostra, pois trazem informações sobre a geração de poluição atmosférica, danos na saúde e no ambiente causados pela poluição, estando assim fortemente relacionados aos demais termos utilizados na *string* de busca.

### 2.3.7 Modelos matemáticos de fatores de caracterização para formação de MP

Para atender ao objetivo específico desta pesquisa, os trabalhos foram avaliados e classificados como modelo ou não modelo de AICV para a categoria de formação de MP.

O Quadro 3 traz uma caracterização dos trabalhos que foram considerados modelos ou que trazem subsídios para cálculo de FC para a categoria em questão, no qual pode ser observado o propósito de cada um deles. Cada artigo levantado como modelo foi analisado e o detalhamento dos seus procedimentos de cálculo está disponibilizado no Apêndice A.

Quadro 3 - Caracterização dos trabalhos classificados como modelos dentro da amostra da RBS

<b>Título</b>	<b>Autor</b>	<b>Ano</b>	<b>País</b>	<b>Revista</b>	<b>Proposta do artigo</b>
<i>Impacts of air pollution: general relationships and site dependence</i>	Curtiss, P. S.; Rabl, A.	1996	Estados Unidos	<i>Atmospheric Environment</i>	Desenvolve um modelo simplificado para acessar danos associados à poluição.
<i>European characterization factors for human health damage of PM<sub>10</sub> and ozone in life cycle impact assessment</i>	Van Zelm, R. et al.	2008	Países baixos	<i>Atmospheric Environment</i>	Calcula fatores para formação de MP regionalizados para a Europa.
<i>Assessing regional intake fractions in North America</i>	Humbert, S. et al.	2009	Estados Unidos	<i>Science of the Total Environment</i>	Apresenta o método <i>IMPACT North America</i> .
<i>Indoor intake fraction considering surface sorption of air organic compounds for life cycle assessment</i>	Wenger, Y; Li, D.; Jolliet, O.	2012	Suíça	<i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i>	Traz um modelo para cálculo dos fatores de inalação de substâncias químicas em ambientes internos em locais de clima temperado.
<i>Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment</i>	Gronlund, C. et al.	2015	Suíça	<i>Air Quality, Atmosphere and Health</i>	Traz novos cálculos de fator de dano para a categoria de MP com base em dados dos Estados Unidos.
<i>Life cycle impact assessment modeling for particulate matter: A new approach based on physico-chemical particle properties</i>	Notter, D. A.	2015	Suécia	<i>Environment International</i>	Apresenta um novo método de cálculo de FC para formação de MP baseado em suas propriedades físico – químicas.
<i>Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation</i>	Van Zelm, R. et al.	2016	Países baixos	<i>Atmospheric Environment</i>	Regionalização de fatores de caracterização globais para a categoria de formação de MP, separando o globo em 56 regiões.

Fonte: Elaboração própria (2019)

O trabalho publicado por Curtiss e Rabl (1996) é o mais antigo da amostra de trabalhos classificados como modelos de cálculo de FC para a categoria de formação de MP. Porém, neste não são mensurados FC para uso em AICV. O foco do estudo foi desenvolver um modelo matemático para verificar o dano (podendo ser estabelecido qualquer dano) causado a receptores (podendo ser fauna, flora, seres humanos e até construções), devido ao aumento de emissão de um poluente (na água, solo ou ar) e verificar se sua aplicação apresenta resultados que possam representar a realidade. Até o presente conhecimento este modelo não está associado a nenhum método de AICV, uma vez que os autores tiveram a preocupação em desenvolver a equação do modelo, e não em aplica-lo para a geração de fatores. Dessa forma, não foram especificadas a área de proteção, os poluentes, os receptores e os danos associados

aos poluentes, levando a conclusão de que é um modelo geral para dano e, que essas especificidades podem ser definidas pelo usuário do modelo desenvolvido.

O modelo de caracterização de Van Zelm *et al.* (2008) está associado ao método de AICV ReCiPe 2008. No modelo, os autores chegam ao cálculo de FC, para a categoria de formação de MP, expressos em DALY (sigla em inglês para Anos de Vida Perdidos Ajustados por Incapacidade) por kg de emissão. Tais fatores foram obtidos para a realidade da Europa em uma resolução espacial de 50×50 km, considerando emissões de MP<sub>10</sub> primário além de amônia (NH<sub>3</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) como MP secundário.

O artigo de Humbert *et al.* (2009) faz a apresentação do modelo *Impact North America*, associado ao método de AICV *Impact World*. O modelo é desenvolvido para o cálculo de FC para toxicidade humana, com foco na América do Norte. Vale salientar que este artigo levantado na RBS não traz o foco do estudo em MP, uma vez que este é um modelo geral para toxicidade humana desenvolvido por Humbert *et al.* (2009). Porém, Sebastian Humbert (primeiro autor deste trabalho), desenvolveu em sua tese de doutorado FC para a América do Norte, por meio deste modelo, focando em MP e considerando os efeitos na saúde por mortalidade crônica, morbidade respiratória aguda, morbidade cardiovascular aguda, bronquite crônica em adultos, bronquite crônica em crianças, dias de atividades restritos, ataque de asma em crianças e ataque de asma em adultos. O trabalho foi publicado em 2011 na forma de artigo (HUMBERT *et al.*, 2011).

Wenger, Li e Jolliet (2012) desenvolveram um modelo matemático para cálculo da fração de inalação de poluentes atmosféricos com foco em ambientes internos. O estudo foi desenvolvido para regiões de clima temperado, e nele os autores ressaltam a importância de considerar ambientes internos em estudos de ACV, pois, segundo eles, muitas vezes a fração de inalação neste arquétipo resulta em valores maiores do que a fração de inalação em ambientes externos. O modelo acessa frações de inalação para 73 substâncias químicas diferentes, porém não considera fator de dano e/ou efeito das substâncias, de forma que não obtém valores para FC. No entanto, as equações e as variáveis utilizadas por ele são claras, fazendo com que seja possível reproduzi-lo para outras substâncias e/ou regionaliza-lo conforme as especificidades de outros tipos de ambientes internos (como interior de fábricas, escritórios, residências).

O modelo de Gronlund *et al.* (2015), utilizado no método *Impact World*, visou desenvolver novos FC para a realidade dos Estados Unidos, adequando dados do estudo de Van Zelm *et al.* (2008). A principal alteração proposta neste trabalho, em relação ao modelo de Van

Zelm *et al.* (2008), foi a substituição de dados da Europa por dados dos Estados Unidos para mensuração do fator de efeito. Além disso, os valores dos fatores de inalação foram obtidos no estudo de Humbert *et al.* (2011), que considera uma abordagem por arquétipos (áreas urbanas, rurais e remotas), emissões por chaminés altas, baixas e à nível do solo, e os fluxos elementares de MP<sub>2,5</sub> primário, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub>.

O modelo de Notter (2015) visa a inclusão de propriedades físico-química do MP em FCs. Assim, o autor apresenta uma metodologia de cálculo para abordar a complexidade das partículas e, os parâmetros do modelo foram definidos para atender as condições europeias. Dessa forma, Notter (2015) traz maior robustez à modelagem de FC para categoria de formação de MP, uma vez que leva em consideração a variabilidade de tamanho, solubilidade e composição química presente nas emissões desse poluente. Porém, ao comparar os fatores obtidos com outros desenvolvidos por modelos menos robustos, que tendem a demandar menor quantidade de dados, o autor não observou grandes diferenças.

Por fim, o trabalho de Van Zelm *et al.* (2016) teve por objetivo desenvolver FC de aplicações globais para danos na saúde humana devido ao MP. Para obtenção desses fatores, os autores utilizaram o modelo de transporte químico TM5-FASST (*Fast Scenario Screening Tool for Global Air Quality and Instantaneous Radiative Forcing*) com resolução espacial de *grid-cell* de 100×100 km, e dividiram o globo em 56 regiões emissoras e 56 receptoras. Foram consideradas mortes por doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão devido à inalação de MP<sub>2,5</sub>. Este é o único modelo levantado pela RBS que traz um dado de FC para o território brasileiro, e que mesmo sendo um fator único para o território (o que não é o mais adequado dada a heterogeneidade do país), é o que tende a ser o mais adequado para aplicação no Brasil dentre os outros modelos aqui descritos.

## 2.4 CONCLUSÕES

Este trabalho apresentou uma análise do estado da arte, tendências e análise de modelos matemáticos para a categoria de impacto de formação de MP em AICV. Por meio desta, observou-se uma crescente evolução de publicações no tema, permitindo concluir ser um assunto de relevante e atual interesse científico. Quanto aos países de origem das publicações, os Estados Unidos foi o que apresentou maior contribuição (19%) e o Brasil foi identificado como um recente contribuinte nas pesquisas sobre o tema. Também foi identificado que instituições localizadas nos Estados Unidos e na Europa são as de maior interesse no assunto.



Na análise dos principais periódicos, os destaques foram para o *The International Journal of Life Cycle Assessment*, seguido do *Critical Reviews in Toxicology* e do *Environmental Science and Pollution Research*. A identificação dos principais autores sobre o tema evidenciou que a maior parte deles são entrantes (com poucas e recentes publicações) ou *one-timers* (que apresentaram apenas 1 trabalho na amostra). A principal área de estudo associada a essa pesquisa foi a ciências ambientais (60% dos trabalhos).

Dos 10 principais trabalhos da amostra, cinco tiveram destaque por estarem associados ao desenvolvimento de métodos, modelos ou regionalização de FC em AICV. E da amostra total, sete trabalhos foram identificados como modelos, ou possíveis modelos, de caracterização: Curtiss e Rabl (1996), Van Zelm *et al.* (2008), Humbert *et al.* (2009), Wenger, Li e Jolliet (2012), Gronlund *et al.* (2015), Notter (2015) e Van Zelm *et al.* (2016).

O modelo de Van Zelm *et al.* (2016) foi o único a disponibilizar um dado de FC para o Brasil, ainda assim foi um valor considerado não adequado, visto que não permite acessar a heterogeneidade do país. Assim é possível concluir que dentre os modelos identificados, este tende a ser o mais adequado para aplicação no Brasil. Porém, esta categoria de impacto ainda demanda de revisão de outros modelos não levantados pela RBS e estudos de regionalização, sendo essa uma recomendação para trabalhos futuros.

A principal limitação identificada neste trabalho foi em relação a indicação dos principais trabalhos da amostra. Isso porque a base para esse levantamento foi o número de citações dos trabalhos, o que pode ter feito com que trabalhos recentes possivelmente relevantes não tenham aparecido entre os 10 principais. Devido a isso, a identificação de possíveis modelos de caracterização não teve como base apenas os mais citados e sim toda a amostra.

De maneira geral, esta pesquisa tem relação com 4 dos 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS) determinados pela Organização das Nações Unidas (ONU): ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), uma vez que a pesquisa visa dar maior embasamento científico para estudos de ACV que atingem a área de proteção da Saúde Humana; ODS 9 (Indústria, inovação e infraestrutura), 11 (Cidades e comunidades sustentáveis) e 12 (Consumo e produção responsáveis), uma vez que a análise de modelos pode auxiliar empresas, consumidores e tomadores de decisão a escolherem um modelo de cálculo de impacto de ciclo de vida adequado para ser utilizado em estudos, permitindo uma gestão ambiental mais consciente dos sistemas de produção.

**Agradecimentos:** Processo n° 2019/03287-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento deste trabalho.

## REFERÊNCIAS

AGARWAL, A. K. Biofuels (alcohols and biodiesel) applications as fuels for internal combustion engines. **Progress in Energy and Combustion Science**, Oxford, v. 33, n. 3, p. 233-271, 2007.

ASCHNER, M.; ERIKSON, K. M.; DORMAN, D. C. Manganese dosimetry: Species differences and implications for neurotoxicity. **Critical Reviews in Toxicology**, Boca Raton, v. 35, n. 1, p. 1-32, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 14040:** Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 14044:** Gestão ambiental – Avaliação de ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b.

AVERY, S. V. Fate of caesium in the environment: Distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. **Journal of Environmental Radioactivity**, Oxford, v. 30, n. 2, p. 139-171, 1996.

BISWAS, P.; WU, C. Nanoparticles and the environment. **Journal of the Air and Waste Management Association**, Pittsburgh, v. 55, p. 708-746, 2005.

BOUSQUET, J.; VAN CAUWENBERGE, P.; KHALTAEV, N. Allergic rhinitis and its impact on asthma. **The Journal of allergy and clinical immunology**, Saint Louis, v. 108, n. 5, p. 147-334, 2001.

BULLE, C. *et al.* IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. [s. l.], v.24, p. 1653-1674, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>.

CAVALETT, O. *et al.* Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 647-658, 2013.

COHEN, A. J. *et al.* Comparative quantification of health risks — global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. *In: Urban Air Pollution*. Geneva: World Health, 2004.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do ar**. São Paulo, 26 ago. 2019a: Disponível em:<<https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>>. Acesso em setembro de 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Poluentes**. São Paulo, 26 ago. 2019b: Disponível em:<[http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar\\_saude.asp](http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_saude.asp)>. Acesso em setembro de 2019.

COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR (CAPES). **Qualis periódicos**. [s. l.], 2016: Disponível em: <<https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/veiculoPublicacaoQualis/listaConsultaGeralPeriodicos.jsf>> Acesso em julho de 2020

CURTISS, P. S.; RABL, A. Impacts of air pollution: General relationships and site dependence. **Atmospheric Environment**, [s. l.], v. 30, n. 19, p. 3331-3347, 1996.

D'AMATO, G. *et al.* Meteorological conditions, climate change, new emerging factors, and asthma and related allergic disorders. A statement of the World Allergy Organization. **World Allergy Organization Journal**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1-51, 2015.

DE OLIVEIRA, A. A. F. de *et al.* Genotoxic and epigenotoxic effects in mice exposed to concentrated ambient fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) from São Paulo city, Brazil. **Particle and Fibre Toxicology**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 2-19, 2018.

DRISCOLL, C. T.; SCHECHER, W. D. The chemistry of aluminum in the environment. **Environmental Geochemistry and Health**, [s. l.], v. 12, n. 1-2, p. 28-49, 1990.

DU, C. *et al.* Life cycle assessment addressing health effects of particulate matter of mechanical versus manual sugarcane harvesting in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 787-799, 2018.

FANTKE, P. *et al.* Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 276-288, 2015.

FRISCHKNECHT, R. *et al.* Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 20, n. 2, p. 159-189, 2000.

GIROTTTO, S. B. F. T. **Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria smog considerando o contexto brasileiro**. 2018. 126 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

GORENEK, B. *et al.* European Heart Rhythm Association (EHRA)/European Association of Cardiovascular Prevention and Rehabilitation (EACPR) position paper on how to prevent atrial fibrillation endorsed by the Heart Rhythm Society (HRS) and Asia Pacific Heart Rhythm Society (APHRS). **Europace**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 190-225, 2017.

GRONLUND, C. J. *et al.* Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. **Air Quality, Atmosphere and Health**, [s. l.], v. 8, p. 29-46, 2015.

HAUSCHILD, M. Z. *et al.* Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 683-697, 2013.

HUIJBREGTS, M. A. J. *et al.* ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 138-147, 2017.

HUMBERT, S. *et al.* Assessing regional intake fractions in North America. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 17, p. 4812-4820, 2009.

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

HUMBERT, S.; FANTKE, P.; JOLLIET, O. 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.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. ISO, 1997.

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S.A. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, New York, v. 74, p. 136–143, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002992>. Acesso em janeiro 2019.

LAURENT, A.; ESPINOSA, N. Environmental impacts of electricity generation at global, regional and national scales in 1980-2011: what can we learn for future energy planning? **Energy and environmental science**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 689-701, 2015.

LEVY, J. I.; SPENGLER, J. D. Modeling the Benefits of Power Plant Emission Controls in Massachusetts. **Journal of the Air & Waste Management Association**, Pittsburgh, v. 52, p. 5-18, 2012.

LISK, D. J. Environmental implications of incineration of municipal solid waste and ash disposal. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 74, p.39-66, 1988.

LLOYD, C. A.; CACKETTE, T. A. Diesel engines: Environmental impact and control. **Journal of the Air & Waste Management Association**, Pittsburgh, v. 51, n. 6, p. 809-847, 2001.

LODGE JUNIOR *et al.* Non-health effects of airborne particulate matter. **Atmospheric Environment**, [s. l.], v. 15, p.431-482, 1981.

MASANET, E. *et al.* Life-cycle assessment of electric power systems. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 38, p. 107-136, 2013.

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

NEVOIGT, E. Progress in metabolic engineering of *Saccharomyces cerevisiae*. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, New York, v. 72, n. 3, p. 379-412, 2008.

NOTTER, D. A. Life cycle impact assessment modeling for particulate matter: A new approach based on physico-chemical particle properties. **Environment International**, New York, v. 82, p. 10-20, 2015.

OLIVEIRA, C. M. *et al.* Identificando os desafios e as boas práticas para o transporte urbano de cargas, por meio de uma revisão bibliográfica sistemática. **Transportes**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 3, p. 9-19, 2016. DOI: 10.4237/transportes.v24i3.1137. Disponível em: <https://doaj.org/article/35dc8693c3394a40a5f82592256cd1a0>. Acesso em janeiro de 2019.

RABL, A.; PEUPORTIER, B. Impact pathway analysis: A tool for improving environmental decision processes. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 15, n. 5, p. 421-442, 1995.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. 1. ed. Brasília: IBICT, 2019.

REICH-WEISER, C. *et al.* Metrics for green manufacturing. *In*: DORNFELD, D.A. (Ed.). **Green manufacturing: Fundamentals and Applications**. Berkeley: Springer, 2013.

SOLOMON, P. A. *et al.* Air pollution and health: Bridging the gap from sources to health outcomes: Conference summary. **Air Quality, Atmosphere and Health**, [s. l.], v. 5, p. 9-62, 2012.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**. 1. ed. [s. l.], 2016.

VAN ZELM, R. *et al.* European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 3, p. 441-453, 2008.

VAN ZELM, R. *et al.* Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 134, p. 129-137, 2016.

WENGER, Y.; LI, D.; JOLLIET, O. Indoor intake fraction considering surface sorption of air organic compounds for life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 17, n. 7, p. 919-931, 2012.

ZHANG, J.; SMITH, K. R. Household air pollution from coal and biomass fuels in China: Measurements, health impacts, and interventions. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 115, n. 6, p. 848-855, 2007.

## APÊNDICE A – DESCRIÇÃO DOS TRABALHOS CLASSIFICADOS COMO MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO OBTIDOS NA RBS

Por meio de um levantamento bibliográfico sistemático foram obtidos 210 trabalhos associados direta ou indiretamente ao tema de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e a categoria de formação de MP. Destes 210 trabalhos, sete foram identificados como modelos ou possíveis modelos de caracterização da categoria em questão, a descrição deles em detalhes está nos tópicos a seguir.

### A.1 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE CURTISS E RABL (1996)

O trabalho desenvolvido por Curtiss e Rabl (1996) gera uma equação para cálculo do dano associado ao aumento de poluição, o que se aproxima de uma equação para cálculo de fator de efeito, podendo ser utilizada como parte de um modelo de AICV. Porém, não foi mapeado nenhum modelo ou método que o englobasse. O modelo desenvolvido visa ser um modelo simples e, a equação tomada como base pelos autores é a equação 1:

$$D = \sum_i f_{dr,i}(f_{dispi}(Q)) \quad (1)$$

em que: ‘D’ é o dano sofrido pelos receptores, devido ao aumento da concentração do poluente ‘Q’;  $f_{dispi}(Q)$  representa o aumento da concentração de uma determinada substância devido à emissão ‘Q’ de um poluente em um receptor ‘i’;  $f_{dr,i}$  representa a função dose-resposta para o receptor ‘i’; o índice ‘i’ representa todos os receptores que podem ser afetados a esse aumento de concentração do poluente ‘Q’ (população, cultivos agrícolas, construções, etc).

De acordo com os autores, apesar desta equação ser aceitável para o período do estudo, não havia uma implementação prática viável dela, devido à falta de dados apropriados.

A função dose-resposta foi definida como uma função que relaciona uma quantidade  $X$  de poluente que afeta o receptor com um impacto físico  $Y$ . Sendo que  $X$  é expresso como a concentração do poluente no ar, ou seja, o poluente é tratado em termos de exposição e não de absorção pelos receptores. Por conveniência e, para facilitar a aplicação da equação 1, os autores a reescreveram como uma integral pela área, introduzindo o termo  $p(x)$ , que representa a densidade de receptores no ponto  $(x,y)$ , chegando assim, na equação 2:

$$D = \int dx \int dy p(x) f_{dr}(x, c(x)) \quad (2)$$

em que: o termo  $f_{\text{dispi}}(Q)$  (da equação 1) passou a ser escrito como  $c(x)$ , que é o aumento na concentração no ponto 'x' devido à emissão do poluente 'Q'.

Por meio de um estudo aprofundado sobre o funcionamento da função dose-resposta, os autores limitam a equação do dano para quando a função dose-resposta é aproximada pela equação 3.

$$f_{\text{dr}}(x, c(x)) = d(x) * c(x) \quad (3)$$

Na qual,  $d(x)$  pode ser escrito por meio da equação 4 e representa a função dose-resposta:

$$d(x) = \frac{df_{\text{dr.i}}(x, c(x))}{dc} \quad (4)$$

E por meio dessa suposição, a equação do dano passa a ser descrita pela equação 5:

$$D = \int dx \int dy p(x)d(x)c(x) \quad (5)$$

A equação 5 se torna adequada para poluentes que apresentam uma função dose-resposta linear e, por isso, sua adequabilidade é para situações em estado estacionário. Para fazer com que o cálculo do dano se aproximasse mais da realidade, os autores fizeram o estudo da remoção do poluente do ar por três mecanismos: deposição seca, deposição úmida e decomposição ou transformação. Os mecanismos de remoção do poluente foram englobados à equação 5, sendo obtida a equação 6 para dano.

$$D = \int dx \int dy \frac{p(x)d(x)F(x)}{k(x)} \quad (6)$$

Na equação 6, o termo  $c(x)$ , presente na equação 5, que representa o aumento da concentração no ponto 'x', passou a ser escrito como a razão entre o fluxo total de remoção no ponto 'x' por meio dos três mecanismos citados ( $F(x)$  em  $m^2/\text{segundo}$ ) e a constante de proporcionalidade de remoção ( $k(x)$  em  $m/s$ ).

Considerando o mundo como uniforme, com densidade de receptores, curva da função dose-resposta e atmosfera uniforme, os autores chegam a um cálculo simples da integral da equação 6, obtendo a equação 7:

$$D = D_{\text{uni}} = \frac{d_{\text{uni}} p_{\text{uni}} Q}{k_{\text{uni}}} \quad (7)$$

em que: ‘D’ é o dano;  $D_{\text{uni}}$  é o dano levando em consideração um mundo uniforme;  $d_{\text{uni}}$  é a função dose-resposta para um mundo uniforme;  $p_{\text{uni}}$  é a densidade populacional uniforme; ‘Q’ é a taxa de emissão dos poluentes, e;  $k_{\text{uni}}$  representa a constante ‘k’ em condições atmosféricas uniformes.

De acordo com os autores, a sensibilidade e os desvios que os resultados da equação 7 apresentam frente a uma consideração de atmosfera não uniforme, acaba sendo pequena e, por isso, a equação 7 é apresentada no estudo como uma boa estimativa de cálculo tanto para poluentes primários como para secundários.

Para adequar o modelo obtido ao mundo real, os autores uniram a equação 5 ao modelo de dispersão atmosférica de Gauss (considerando esse modelo adequado para pequenas e longas distâncias). O modelo simplificado unido à pluma de dispersão de Gauss foi aplicado em um estudo de caso para a França e foi verificada a dependência do resultado considerando variação na densidade populacional, variação na altura das fontes de emissão e variação em parâmetros atmosféricos.

Os autores concluíram que há pouca variação nos resultados de dano com as alterações propostas. Para variação da altura da fonte de emissão, essa diferença foi significativa apenas na ocorrência de concentrações muito altas nos receptores próximos à fonte de emissão.

O modelo obtido por Curtiss e Rabl (1996) é, segundo os autores, relevante para o campo da ACV, uma vez que os modelos sempre trabalham com “impactos potenciais” e esse seria um caso de “impacto real” para um mundo uniforme.

## A.2 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE VAN ZELM *et al.* (2008)

O cálculo dos fatores de caracterização deste modelo, com escopo geográfico europeu, é descrito pela equação 8.



$$CF_x = \sum_i \left( IF_{pop,x,i} \sum_e (EF_{e,k,i} DF_{e,k}) \right) \quad (8)$$

em que:  $CF_x$  (DALY/kg) é o fator de caracterização para danos à saúde humana causado pela emissão da substância ‘x’;  $IF_{pop,x,i}$  (adimensional) expressa a inalação do poluente, pela população ‘pop’, por unidade de emissão da substância ‘x’, no *grid-cell* ‘i’;  $EF_{e,k,i}$  ( $kg^{-1}$ ) é o fator de efeito, que descreve o peso do efeito na saúde ‘e’, devido a inalação do poluente ‘k’, no *grid-cell* ‘i’, e;  $DF_{e,k}$  (anos) é o fator de dano, que descreve o dano por casos do efeito na saúde ‘e’.

A descrição do fator de inalação deste modelo pode ser encontrada no Capítulo 4, Apêndice A deste trabalho.

O fator de efeito, equação 9, descreve os problemas associados à população de cada *grid-cell* ‘i’, pelo efeito ‘e’ na saúde, devido à inalação do poluente ‘k’ ( $dI_{k,i}$ ). Para a obtenção dos valores de risco relativo (RR), foram considerados os efeitos na saúde: mortalidade crônica, mortalidade aguda, morbidade aguda respiratória e morbidade aguda cardiovascular, todos os dados de RR foram obtidos em outras fontes de estudo, visto que seu cálculo não se enquadra no escopo do estudo de Van Zelm *et al.* (2008).

$$EF_{e,k,i} = \frac{dAB_{e,k,i}}{dI_{k,i}} = \frac{dAB_{e,k,i}}{IH \times dC_{k,i}} = \frac{(RR_{e,k} - 1) \times F_{inc,e}}{IH((RR_{e,k} - 1) \times C_{k,i} + 1)^2} \quad (9)$$

Na equação 9:  $AB_{e,k,i}$  representa os problemas de saúde da população pelo efeito ‘e’ devido à exposição ao poluente ‘k’ no *grid-cell* ‘i’;  $RR_{e,k}$  ( $\mu g/m^3$ ) é o RR de obter efeito na saúde ‘e’ devido à exposição ao poluente ‘k’;  $C_{k,i}$  ( $kg/m^3$ ) é a concentração média anual do poluente ‘k’ no *grid-cell* ‘i’;  $F_{inc,e}$  ( $ano^{-1}$ ) é a taxa de incidência de população que sofre pelo efeito na saúde ‘e’ por ano de exposição, e;  $IH$  é a taxa de respiração média humana, considerada equivalente a  $13 m^3/dia$  ou  $4745 m^3/ano$ .

O fator de dano, equação 10, mensura os danos à saúde associados ao efeito ‘e’.

$$DF_{e,k} = \frac{dDALY_{e,k,i}}{dAB_{e,k,i}} = YLL_e + D_e \times S_e \quad (10)$$

em que:  $YLL_e$  (anos) representa os anos de vida perdidos devido ao efeito na saúde ‘e’ em razão dos casos de incidência;  $D_e$  (anos) é a duração do efeito na saúde ‘e’;  $S_e$  (adimensional) é a severidade do efeito ‘e’ na saúde.

Todos os dados utilizados para o cálculo dos fatores de caracterização são de estudos que consideram a realidade humana, ou seja, não foram usados dados laboratoriais.

### A.3 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE HUMBERT *et al.* (2009)

Neste modelo, desenvolvido para a América do Norte, o dano é calculado por meio da equação 11.

$$D = SF \times DR \times XF \times FF \times S = EF \times iF \times S = CF \times S \quad (11)$$

em que: ‘D’ é a mensuração do dano, dada em unidades de impacto; ‘SF’ é o fator de severidade; ‘DR’ é o fator de dose-resposta; ‘XF’ é o fator de exposição; ‘FF’ é o fator de destino, e; ‘S’ (kg) é a emissão química inventariada.

A multiplicação dos fatores de severidade e dose-resposta resulta no fator de efeito (EF) (impacto/massa<sub>inalada</sub>). A multiplicação dos fatores de exposição e destino resulta no fator de inalação (iF) (massa<sub>inalada</sub>/massa<sub>emitida</sub>). Por fim, a multiplicação dos fatores de efeito e inalação resulta no fator de caracterização (CF) (impacto/massa<sub>emitida</sub>), que vai expressar o potencial impacto por unidade de massa emitida.

O modelo *Impact North America* foca na toxicidade humana, fazendo a divisão entre efeitos cancerígenos e não cancerígenos. Apesar do nome mencionar América do Norte, apenas dados dos Estados Unidos e Canadá foram considerados.

Sendo considerado um modelo por arquétipos, os autores fazem uma divisão regional em três escalas: imediações diretas, que considera ambiente interno e externo; escala local, que considera ambiente urbano e não urbano, e; escala regional, que leva em consideração se as células do modelo de transporte são de ar, bacia hidrográfica ou zona oceânica. Para as células de ar foi considerado o modelo de transporte aéreo simulado por Shanna Shaked, com a América do Norte dividida em 831 *grid-cell* de  $2^\circ \times 2,5^\circ$ .

Com a aplicação do modelo, os autores perceberam que o fator de inalação sofre variação em função da localidade de emissão dos poluentes. A limitação observada pelos

autores foi a falta de adequação para avaliar impactos em uma região receptora localizada próximo a fonte de emissão.

#### A. 4 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE WENGER, LI E JOLLIET (2012)

Para o desenvolvimento deste modelo, Wenger, Li e Jolliet (2012) consideraram que a remoção de substâncias em ambientes internos ocorre majoritariamente de três formas: troca de ar, reação com substâncias químicas, e absorção e degradação de superfícies do ambiente. Para a remoção por absorção e degradação de superfícies do ambiente, foram considerados três processos que ocorrem em sucessão: transferência do ar para a camada limite, partição entre a camada limite do ar e as superfícies e móveis presentes no ambiente interno, e degradação dessas superfícies.

De acordo com os autores, a fração de inalação, de um poluente emitido dentro de um ambiente interno, pode ser definida como a fração mássica do químico liberado no ambiente inalada pelos habitantes deste espaço. A definição geral resulta na equação 12.

$$iF = \sum_{\text{pessoa, tempo}} \frac{\text{ingestão de poluente por um indivíduo (massa)}}{\text{massa liberada para o meio ambiente}} \quad (12)$$

O modelo desenvolvido neste estudo tem como foco o comportamento das substâncias em longo prazo. Assim, a fração de inalação, dada pela equação 13, leva em consideração um modelo linear, com fração de entrada de poluente no estado estacionário e uma fonte de emissão contínua.

$$iF_{\text{inalação}}^{\text{interna}} = \frac{C_g^i \times (1 + K_p^i \times TSP) \times iR \times N_{\text{pers}}}{S^i} \quad (13)$$

em que:  $C_g^i$  (kg/m<sup>3</sup>) é a média da concentração da fase gasosa do químico 'i';  $K_p^i$  (m<sup>3</sup>/g) é o coeficiente de partição entre particulado e ar do químico 'i'; TSP (g/m<sup>3</sup>) é o total de particulado suspenso no ambiente interno;  $N_{\text{pers}}$  é o número de pessoas no ambiente;  $iR$  (0,5 m<sup>3</sup>/hora/pessoa) é a taxa de inalação individual, e;  $S^i$  (kg/horas) é a taxa da fonte de emissão única do químico 'i'.

Por meio de uma análise detalhada do balanço de massa associado à fração de inalação em ambientes internos, os autores reescreveram a equação 13, obtendo a equação 14.

$$iF_{\text{interna}}^{\text{inalação}} = \frac{iR \times N_{\text{pers}}}{V_g \times (k_{\text{ex}} + K_{\text{g,deg}}^i (1 - \varphi_p^i) + k_{\text{s,net}}^i)} \quad (14)$$

em que:  $iR$  (0,5 m<sup>3</sup>/hora/pessoa) é a taxa de inalação individual;  $N_{\text{pers}}$  é o número de pessoas no ambiente;  $V_g$  (m<sup>3</sup>) é o volume do ambiente;  $k_{\text{ex}}$  (h<sup>-1</sup>) é a taxa de renovação do ar;  $K_{\text{g,deg}}^i$  (h<sup>-1</sup>) é a taxa de degradação total na fase gasosa da substância químico 'i';  $\varphi_p^i$  é a fração do produto químico absorvido para particulado, calculada pela equação 15, e;  $k_{\text{s,net}}^i$  é a taxa líquida equivalente de remoção por sorção, calculada pela equação 16.

$$\varphi_p^i = \frac{K_p^i \times \text{TSP}}{(1 + K_p^i \times \text{TSP})} \quad (15)$$

Na equação 15, tem-se que:  $K_p^i$  (m<sup>3</sup>/kg) é o coeficiente de partição entre a concentração de particulado e a concentração de gás na camada limite para o químico 'i', e;  $\text{TSP}$  (kg/m<sup>3</sup>) é a concentração interna total de particulados suspensos no ambiente interno.

$$k_{\text{s,net}}^i = \sum_n \frac{1}{\frac{1}{A_{\text{s,n}} \times h_m / V_g} + \frac{1}{A_{\text{s,n}} \times k_{\text{s,deg}}^i \times K_{\text{eq,n}}^i / V_g}} = \sum_n \frac{1}{\frac{1}{K_{\text{gb,eq}}^i} + \frac{1}{K_{\text{s,eq}}^i}} \quad (16)$$

Na equação 16, tem-se que:  $A_{\text{s,n}}$  (m<sup>2</sup>) é a superfície total do ambiente;  $h_m$  (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>/h) é o coeficiente de transferência de massa do ar para a camada limite para a superfície;  $V_g$  (m<sup>3</sup>) é o volume do ambiente interno;  $k_{\text{s,deg}}^i$  (h<sup>-1</sup>) é a taxa de degradação geral na superfície por substância química;  $K_{\text{eq,n}}^i$  (m) é o coeficiente de partição entre a concentração de superfície e camada limite de gás;  $K_{\text{gb,eq}}^i$  (h<sup>-1</sup>) é a taxa de remoção equivalente pela transferência da camada limite do ar por substância química 'i', e;  $K_{\text{s,eq}}^i$  (h<sup>-1</sup>) é a taxa de remoção equivalente por adsorção e degradação na superfície por substância química 'i'.

O modelo desenvolvido para a fração de inalação de ambientes internos foi aplicado para 73 substâncias químicas diferentes. Porém, vale ressaltar que as frações de inalação obtidas

são válidas apenas para fontes de emissão e inalação de pessoas dentro dos ambientes internos, não sendo considerada a troca de ar entre ambiente interno e externo.

#### A. 5 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE GRONLUND *et al.* (2015)

A descrição deste modelo de caracterização está disponível no Capítulo 4 deste trabalho, Apêndice A.

#### A. 6 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE NOTTER (2015)

O modelo proposto por Notter (2015), para o fator de caracterização, é expresso pela equação 17.

$$IS = M \times f(\text{destino, exposição, efeito, dano}) \quad (17)$$

em que: IS é a pontuação do impacto, M é quantidade de emissão do MP e 'f' é o fator de caracterização expresso em função do destino, exposição, efeito e dano ao MP. O modelo trabalha com três arquétipos: ambiente rural, urbano e calçadas. Centros de cidade correspondem ao arquétipo calçada; ambientes com alta densidade populacional correspondem ao arquétipo urbano e, baixa densidade populacional ao rural. Porém, o modelo pode ser aplicado para outros arquétipos, como ambientes industriais, residenciais e áreas remotas.

O modelo de destino transforma as emissões em concentrações e considera a dispersão e a diluição da emissão na atmosfera, além de processos de remoção. Para a modelagem da dispersão e diluição, o autor calculou o tempo de permanência médio das partículas (4,45 dias) e a distância média de viagem das partículas (1540 km). O autor considera também uma altura de mistura padrão de 800 m com base em revisões bibliográficas. Assim, são fornecidos fatores de diluição para: 1) emissões em nível do solo, para as quais o fator de diluição equivale a 1, indicando não haver diluição; 2) emissões em chaminés baixas, com 20 m de altura, para as quais o fator de diluição é de 0,34, e; 3) emissões em chaminés altas, com 100 m de altura, para as quais o fator de diluição é 0,27.

Quanto aos processos de remoção, o modelo calcula fatores para deposição seca de MP<sub>10</sub>, deposição úmida de MP<sub>2,5</sub> e coagulação para partículas ultrafinas. Apesar de não existir uma equação final para o modelo de destino, entende-se que este considera a emissão de poluentes sendo reduzida por meio de fatores de diluição e dispersão e por processos de deposição de partículas da atmosfera, para assim, obter a quantidade de poluentes emitidos que tem potencial de atingir a população humana.

O modelo de exposição de Notter (2015) visa ligar a concentração obtida no modelo de destino à dose de MP que gera impacto na saúde humana. Assim, são consideradas três etapas para o cálculo:

- 1) Inalação: na qual é calculada a inalação do MP por uma única pessoa, (equação 18);
- 2) Captação: que determina a quantidade de partículas retidas no pulmão, obtida pela multiplicação da inalação (equação 18) por uma fração de captação (adimensional) determinada por um modelo de deposição pulmonar;
- 3) Captação pela população, na qual a captação por uma única pessoa é multiplicada pela densidade populacional.

$$(\text{Inalação}) = C_{\text{exp}} \times \text{BR} \times \tau \times f_{\text{externo}} \quad (18)$$

Na equação 18 tem-se que:  $C_{\text{exp}}$  é a concentração de exposição, obtida no modelo de destino; BR é o volume de respiração (13 m<sup>3</sup>/pessoa/dia);  $\tau$  é o tempo de permanência das partículas no ambiente (4,45 dias), e;  $f_{\text{externo}}$  é fração de tempo de uma pessoa ao ar livre (9,2%).

Já o fator de efeito converte as partículas depositadas no sistema respiratório em efeitos na saúde, considerando tamanhos, níveis de solubilidade e de composição química diferentes, para o MP. A justificativa de Notter (2015) para essa diferenciação é que:

- Riscos na saúde aumentam conforme diminui o tamanho do poluente, assim o autor considera dados de RR para MP<sub>10</sub>, MP<sub>2,5</sub> e partículas ultrafinas (obtidos por revisão de literatura);
- Partículas solúveis, quando inaladas, tendem a desenvolver o potencial de risco de todos os seus componentes químicos, que estavam anteriormente presos na partícula (o efeito com base na solubilidade foi expresso pela equação 19), e;
- MP formado por partículas tóxicas tendem a apresentar mais efeitos na saúde do que MP formado por partículas não tóxicas (como vapor de água). Para considerar os efeitos em função da composição química, o autor usou um banco de dados dos Estados Unidos, para obter os fatores de risco unitário (URF) para câncer no pulmão (em micrograma/m<sup>3</sup>) e as concentrações de referência (RFC) para doenças cardiopulmonares (em micrograma/m<sup>3</sup>).

$$E_{\text{solubilidade}} = (\%_{\text{MP solúvel}} \times P_{i(\text{dp})} \times 1) + (\%_{\text{MP insolúvel}} \times P_{i(\text{dp})}) \times \text{efeito relacionado ao tamanho} \quad (19)$$

Na equação 19, tem-se que: 1 é o efeito relacionado ao tamanho das partículas para substâncias solúveis (ou seja, o autor considera que quando se trata de partículas solúveis, o efeito pelo tamanho da partícula sempre é igual a 1), e  $P_{i(\text{dp})}$  é a probabilidade de interação da substância ‘i’ de acordo com seu tamanho, calculada pela equação 20. A equação 19 leva em consideração que não existem partículas perfeitamente solúveis, e por isso, considera uma porcentagem solúvel e uma porcentagem insolúvel do MP.

$$P_{i(\text{dp})} = \frac{\text{superfície da partícula}}{\text{volume da partícula}} = \frac{\pi \times \text{dp}^2}{\frac{1}{6} \times \pi \times \text{dp}^3} = \frac{6}{\text{dp}} \quad (20)$$

Na equação 20, dp é o diâmetro aerodinâmico da partícula.

O efeito com base na composição química foi calculado pela equação 21, em que  $URF_i$  é o fator de risco unitário (em  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) para câncer no pulmão para a substância ‘i’ e  $RFC_i$  é a concentração de referência (em  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) para doenças cardiopulmonares, para a substância ‘i’:

$$E_{\text{química}} = \sum_{\text{substancia } i}^{\text{substancia } n} (URF_i; RFC_i) \times \text{fração de concentração do ar ambiente} \quad (21)$$

O fator de efeito global é obtido então pela multiplicação do efeito em função do tamanho, da composição química e da solubilidade de cada partícula.

Por fim, o dano total (em DALY), causado por MP, foi obtido do estudo de Cohen *et al.* (2004), considerando doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão. Assim, o cálculo do fator de caracterização foi realizado para 34 substâncias diferentes (presentes no banco de dados dos Estados Unidos, no qual foram obtidos os valores de risco de cada substância) pela equação 22.

$$CF_i = FF_i \times Ex_i \times Ef_i(\text{tamanho, química, solubilidade}) \times D_i \quad (22)$$

em que:  $FF_i$  ( $\text{m}^{-3}$ ) é o valor do fator de destino;  $Ex_i$  ( $\text{m}^3$ ) é fator de exposição;  $Ef_i$  (risco/kg) é o fator de efeito;  $D_i$  (DALY) é o fator de dano, e; ‘i’ representa a substância.

O autor concluiu que a composição química foi a variável que exerceu a maior influência sobre os valores do fator de caracterização. Além disso, a diferença entre os valores desta nova

avaliação de impacto com outros métodos da categoria, foi menor que uma ordem de magnitude para MP<sub>10</sub> e menor que duas ordens de magnitude para MP<sub>2.5</sub>.

#### A. 7 MODELO DE CARACTERIZAÇÃO DE VAN ZELM *et al.* (2016)

A descrição deste modelo de caracterização está disponível no Capítulo 4 deste trabalho, Apêndice A.



### **3 PARTICULATE MATTER FORMATION IN LIFE CYCLE IMPACT ASSESSMENT: REVIEW OF EXISTING MODELS AND RECOMMENDATIONS FOR BRAZIL**

**Abstract:** The impact on human health associated with particulate matter (PM) formation can be measured through the intake fraction (IF) and effect factors (EF) used in the Life Cycle Impact Assessment (LCIA). However, although there are several characterization models, most of them were not developed for the Brazilian heterogeneity. This paper aims to evaluate the existing models for the PM formation impact category to recommend the most prominent ones for application in Brazil. The methodology consisted of model's survey followed by critical analysis regarding the scope, scientific robustness, and availability criteria for Brazil based on RAICV (2019) and on the Simple Multi-Attribute Rating Technique. The results showed the models proposed by Fantke *et al.* (2017, 2019) were recommended for IF and EF developments in Brazil, respectively. Van Zelm *et al.* (2016) was also recommended as a model that covers unique IF and EF factors for Brazil, and it was the only one available for direct use into LCIA methods. The UNEP and SETAC (2016) model shows global average factors for different archetypes and stood out for both IF and EF, considering data from some Brazilian cities. Thus, it can be concluded that the recommended four models tend to reduce the Brazilian LCA study's uncertainties since they represent the most prominent models for use in LCA studies involving PM formation impacts. However, these models should be further analyzed in terms of the data quality needed for IF and EF regionalization for the country to enhance knowledge for future studies on the topic towards better adjusting a LCIA model for PM formation in Brazil.

**Key-words:** Intake factor. Effect factor. Atmospheric pollution. Characterization model. Human health.

**Resumo:** O impacto na saúde humana associado à formação de material particulado (MP) pode ser mensurado através dos fatores de inalação (FI) e efeito (FE) utilizados na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Porém, apesar de existirem diversos modelos de caracterização, em sua maioria, eles não foram desenvolvidos para a heterogeneidade brasileira. Assim, este trabalho tem como objetivo avaliar os modelos existentes para a categoria de impacto formação de MP visando recomendar os mais adequados para aplicação no Brasil. A metodologia consistiu de um levantamento dos modelos, seguido de uma análise crítica quanto aos critérios escopo, robustez científica e disponibilidade de fatores para o Brasil com base na

Técnica Simples de Classificação Multi-Atributo. Os resultados mostraram que os modelos propostos por Fantke *et al.* (2017) e Fantke *et al.* (2019) foram recomendados para uso para o FI e FE, respectivamente. Van Zelm *et al.* (2016), também foi recomendado como modelo que abrange FI e FE únicos para o Brasil, e foi o único disponível para uso direto nos métodos de AICV. O modelo UNEP e SETAC (2016) apresenta fatores médio globais para diferentes arquétipos e se destacou tanto para FI como para FE, uma vez que considera dados de algumas cidades brasileiras. Assim, pode-se concluir que os quatro modelos recomendados tendem a reduzir as incertezas de estudos brasileiros de ACV, já que representam os modelos mais proeminentes para uso em estudos de ACV envolvendo impactos de formação de MP. Entretanto, esses modelos devem ser analisados em termos da qualidade dos dados necessários para regionalização do FI e FE para o país, a fim de aprimorar o conhecimento para futuros estudos sobre o tema no sentido de melhor ajustar um modelo de AICV para a formação de MP para o Brasil.

Palavras-chave: Fator de inalação. Fator de efeito. Poluição atmosférica. Modelo de caracterização. Saúde humana.

### 3.1 INTRODUCTION

Particulate matter (PM) is an atmospheric pollutant composed of a complex mix of solid and liquid particles from organic and inorganic suspended material (WHO, 2018). PM is considered one of the main issues for developing new environmental management policies worldwide (NOTTER, 2015). It has been extensively studied in the last decades, as suggested by Achilleos *et al.* (2017), Anderson, Thundiyil, and Stolbach (2012), and Kim, Kabir and Kabir (2015). All these authors developed literature surveys in more than 70 papers about PM. PM was associated with impacts on human health with particular attention to the particles with 10 ( $PM_{10}$ ) and 2.5 ( $PM_{2.5}$ ) micrometers aerodynamic dimension.

$PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  fractions can easily penetrate and deposit in the human respiratory systems (LIN *et al.*, 2019). This mechanism results in several adverse effects, such as premature death, hospital admissions, asthma attack, chronic bronchitis, cancer, cardiovascular diseases, and others (KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Human exposure to PM occurs due to primary PM emitted from production activities and secondary PM formed in the atmosphere by chemical reactions of precursor particles such as Ammonia ( $NH_3$ ) and Sulphur Dioxide ( $SO_2$ ) air releases (EPA, 2017). Examples of primary

sources emission are agricultural activities, transport, and industrial plants in general (LIU *et al.*, 2020).

Given that PM emissions' main sources are related to anthropic activities, it is possible to understand and better address their impacts on human health through the Life Cycle Assessment (LCA). The LCA technique, which aims to identify improvements in environmental performance throughout the life cycle of production systems (ISO, 2006a), had the "formation of particulate matter" impact category introduced in the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) step in 1998 by the characterization model proposed by Hofstetter (1998).

The Hofstetter (1998) characterization model aims to correlate data from the Life Cycle Inventory (LCI) to human health impacts measured in units of Disability Adjusted Life Years (DALY) per kilogram of PM emitted. This first model can be accessed nowadays by the Impact 2002+ LCIA method into LCA software tools (JOLLIET *et al.*, 2003). However, as a result of the last few years efforts and advancements by LCA/LCIA academy on the area, several others characterization models for the PM formation category were developed, as Humbert *et al.* (2011), UNEP and SETAC (2016) and Van Zelm *et al.* (2008).

One of the main drivers for developing new mathematical models to the PM formation impact category is the need to regionalize data for LCIA (HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015; MUTEL *et al.*, 2019; POTTING; HAUSCHILD, 2006). This fact is evident in the current literature about human health impacts by PM outside the LCIA context. For example, the review paper by Achilleos *et al.* (2017) concluded that the human health impacts associated with PM<sub>2.5</sub> fraction vary according to the geographical region. The primary variability sources are the PM<sub>2.5</sub> concentrations across the different regions, climate and temperature differences, vegetation type, size of the elderly population, population density, and mortality baseline.

Thus, most of the existent LCIA models were developed up to date for the European continent (HOFSTETTER, 1998; VAN ZELM *et al.*, 2008), or to a global level (UNEP; SETAC, 2016; VAN ZELM *et al.*, 2016), or North American continent (BARE, 2011; HUMBERT *et al.*, 2009), and specific regions, as Japan (ITSUBO; INABA, 2012). Thereby, the LCA practitioners can choose between these existent models, but such a choice process, in general, leads to relevant changes in terms of the LCA/LCIA results for the same case study (RENOU *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2019).

It is possible to notice that there is no specific developed model for the Brazilian context. Thereby, the country is included only in the characterization factor (CF) values proposed for global models. It is unknown if these are appropriate approaches to be adopted in Brazilian LCA studies (CHELI *et al.*, 2019).

As this fact is recurrent for other LCIA categories, the Brazilian Life Cycle Impact Assessment Research Network (RAICV – acronym in Portuguese) was founded in 2014. The RAICV is composed of individual members from different institutions, and its central aim is to research about LCIA models for the Brazilian context (RAICV, 2016).

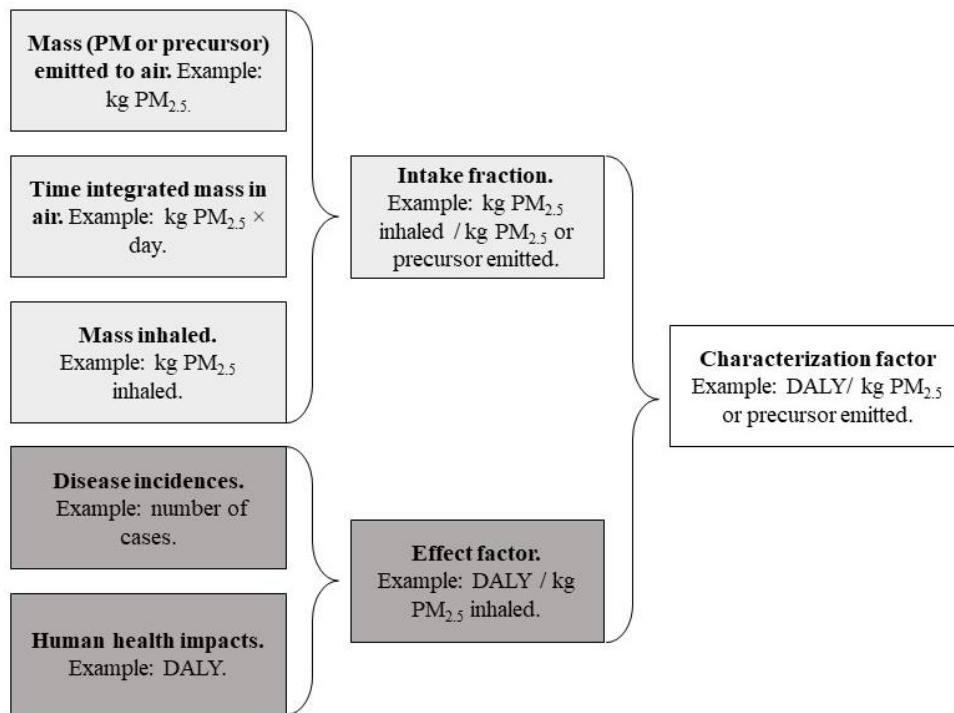
On this basis, it is relevant to review and identify the current LCIA models more appropriate to be recommended for use to the Brazilian context taking into account the many existing impact categories under study and development by LCA/LCIA community. Therefore, this paper aimed to provide a critical review of the PM LCIA models and recommend the most appropriate ones to Brazil national context. It was used two different approaches: the first one is based on a recent proposal by RAICV (2019), and the second one was based on multi-criteria decision analysis (MCDA), bringing more robustness in the research, and enabling a better understanding in the analysis.

### 3.2 ENVIRONMENTAL PATHWAY OF PARTICULATE MATTER FORMATION

LCIA is the phase of the LCA technique where the elementary input and output flows collected in LCI phase are translated into impact indicators (EC; JRC; IES, 2010; ISO, 2006b). This translation is mathematically done using a CF, which multiplied by the value of the elementary flow results in the potential impacts of each inventory flow for a given impact category (ISO, 2006b).

CF values are determined using LCIA characterization models that consider the cause-and-effect chain (HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015). To the PM category, this is illustrated in Figure 1.

Figure 1 - Cause and Effect chain for PM formation in LCIA



Source: Adapted from Fantke *et al.* (2015)

Figure 1 shows that the environmental impact pathway starts with primary or secondary PM air emissions; then, they generate a PM concentration change in the environment. As a result, the human population can inhale part of the emitted pollutants, as the Intake Fraction (IF). The amount of PM inhaled can be increasing the cases number of some specific diseases for humans, for example, more cardiopulmonary effects, lung cancer, and others (HUMBERT *et al.*, 2009; VAN ZELM *et al.*, 2008). This part of the cause-and-effect chain considers the impact on human health, which can be quantified in DALY units, and it represents the Effect Factor (EF). Finally, the PM formation CF is obtained multiplying IF by EF, as shown in Equation 1 (FANTKE *et al.*, 2015):

$$CF = IF \times EF \quad (1)$$

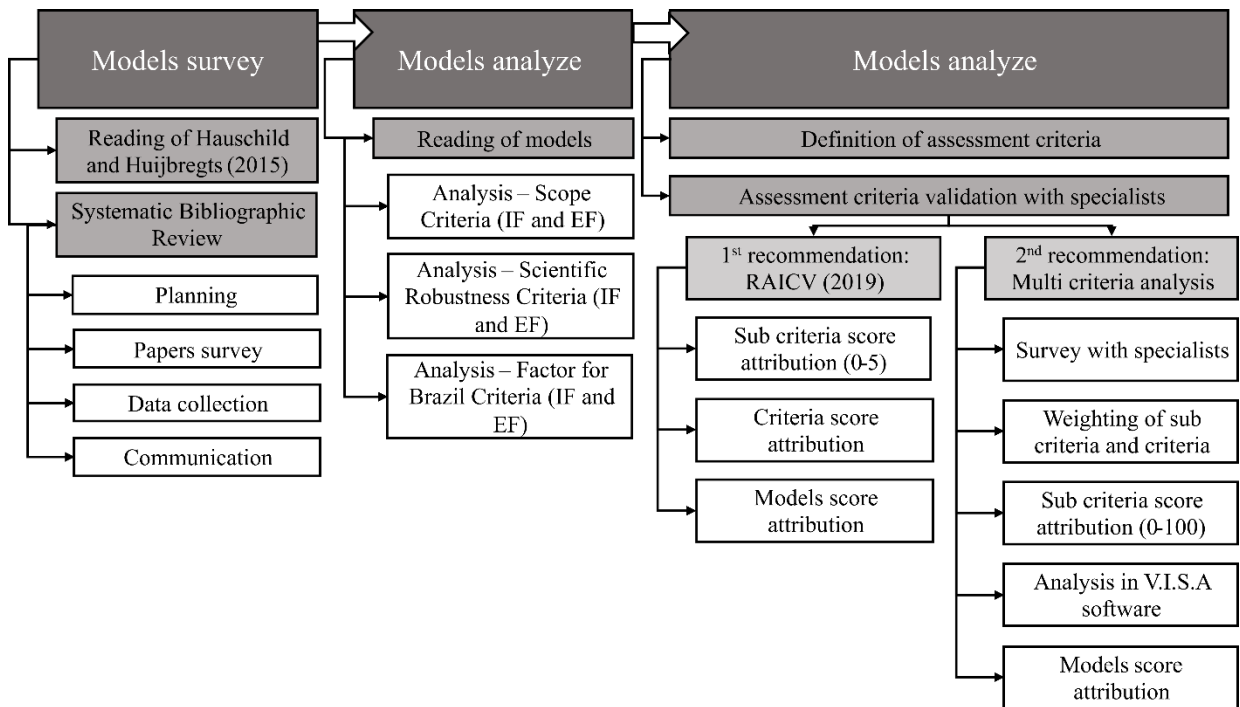
There are two different tiers to analyze the PM formation category. The first one is under the midpoint level. In this case, the reference unit to measure the CF is given, for example, in kg PM<sub>2.5</sub> equivalent per kg PM emitted. The second tier is called endpoint level, and health indicators used to measure this level often adopt DALY unit per kg of PM emitted (HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015). However, it is essential to note the main LCIA methods for PM category consider the midpoint CF as a simple division of the endpoint CFs for precursor substances by the CF, at the endpoint, of PM<sub>2.5</sub>, for example, the IMPACT World+ method

(BULLE *et al.*, 2013), ILCD method (EC, JRC, IES, 2011); the IMPACT 2002+ method (JOLLIET *et al.*, 2003) and the LIME 2 method (ITSUBO; INABA, 2012).

### 3.3 METHODOLOGY

The adopted methodology was divided into three main steps, as illustrated in Figure 2.

Figure 2 - Methodology steps



Source: Author elaboration (2020)

#### 3.3.1 Bibliographic survey based on the selection of PM formation models

The analyzed models were first found in the list proposed by Humbert, Fantke and Jolliet (2015), and then, the list was updated by a Systematic Bibliographic Review (SBR) (GIUSTI; TADANO; SILVA, 2020). The SBR aimed to find more available models in the topic of PM category. Table 1 presents the SBR step-by-step.

Table 1 – Systematic Bibliographic Review steps for the survey

SBR steps	Description of activities
Study Purpose	To obtain all the relevant LCIA models for PM formation in the current world open-access scientific literature
Review Protocol	Databases: Scopus, Web of Science and Science Direct Research string: particulate matter AND (respiratory inorganics OR respiratory effects); AND, intake fraction AND (life cycle impact assessment AND characterization factor) Language: English Delimitations of the study: geographic and temporal scopes were global and up to July 2019, respectively

Source: Author elaboration (2020)

The protocol of Table 1 resulted in 210 scientific documents. In this sample, the case studies, conference abstracts, and documents with divergent data and information from the study's goal and scope were excluded (66.7%). Afterward, it was eliminated the documents with no potential to be used as a PM formation impact model (23.3%), by the abstract's reading. The final number of papers was 21. They have been read, and six potential models were found: Gronlund *et al.* (2015); Humbert *et al.* (2009); Notter (2015); Van Zelm *et al.* (2008); Wenger *et al.* (2012), and; Van Zelm *et al.* (2016). The model developed by Humbert *et al.* (2009) was substituted by its new version, Humbert *et al.* (2011). It is important to note that most of the PM formation models are already published in LCIA method books, which justified the low rate of papers found during the SBR.

A detailed list of the LCIA models found in the SBR and Humbert, Fantke and Jolliet (2015) is in Table 2.

Table 2 - Final list of the selected LCIA models for the Particulate Matter formation impact category.

<b>Model</b>	<b>Available in which LCIA method?</b>
Wenzel, Hauschild and Alting (1997)	EDIP 1998
Hofstetter (1998)	Eco-Indicator 99 and Impact 2002+
Steen (1999)	EPS 2000
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	CML 2002
Hauschild and Potting (2003)	EDIP 2003
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	ReCiPe
Bare (2011)	TRACI 2.0
Humbert <i>et al.</i> (2011)	Impact World (IF)
Itsubo and Inaba (2012)	Lime 2
Wenger, Li and Jolliet (2012)	-
Gronlund <i>et al.</i> (2015)	Impact World (EF)
Notter (2015)	-
UNEP and SETAC (2016)	-
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	ReCiPe 2016 and LC-Impact
Fantke <i>et al.</i> (2017)	-
Fantke <i>et al.</i> (2019)	-

Source: Author elaboration (2020)

Table 2 shows that not all the available models are currently used as a LCIA method. Nevertheless, it was decided to keep all of them in the evaluation list because they might also be suitable options for the Brazilian context.

### 3.3.2 Review of the surveyed models

The analysis of the selected models for evaluation and recommendation of LCIA models for Brazil was developed using the RAICV (2019) proposed framework, adapted from EC, JRC, IES (2011). This approach was also used by Castro *et al.* (2018), Cheli *et al.* (2019) and Giroto *et al.* (2020). The criteria and sub-criteria were established specifically for PM formation

category based on EC, JRC, IES (2011) and Hauschild *et al.* (2013). Thus, the analysis was based on three criteria: Scope, Scientific Robustness, and the existence of Factor for Brazil (see Figure 2).

For each criterion, the analysis also used sub-criteria. The models' assessment was divided into IF and EF, since most of the authors work with this classification for PM formation.

The recommendation process (the third step in Figure 2) was organized in two parts: 1) based on the RAICV (2019); 2) based on Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) approach.

### 3.3.2.1 Score attribution according to the RAICV template

In the RAICV (2019) proposal, each sub-criterion can receive a score of 1 to 5, being five the best cases, and an average rating is calculated for a set of criteria described from Tables 3 to 7. All the criteria and sub-criteria receive the same relative importance weight for the evaluation of each selected model.

Some changes were made in the original RAICV template for use in this paper. For example, the possibility of giving scores from 0 to 5, with zero value attributed when there were no specifications about the sub-criterion for a specific model under investigation.

The Scope Criterion scores the model completeness, and the list of sub-criteria for IF and EF is available in Tables 3 and 4, respectively.

Table 3 - Template scores assigned to the Scope Criterion for Intake Fraction evaluation

Sub-criteria	Low (1)	Moderate-Low (2)	Moderate (3)	Moderate-high (4)	High (5)
<i>Application coverage</i>		Regional (Except for Brazil)	National (Except for Brazil)	Continental (Except for Latin America)	Global; Continental (Latin America); National or Regional (Brazil)
<i>Spatial differentiation (geographic)</i>	>150×150 km		100×100 km - 150×150km		< 100×100 km
<i>Spatial differentiation (archetypes)</i>	1 compartment		urban and rural; OR indoor and outdoor	indoor, outdoor urban and rural	indoor with and without combustion and outdoor urban and rural
<i>Temporal resolution</i>	Before 1999	2000 – 2004	2005 – 2009	2010 – 2014	2015 - 2019
<i>Coverage of elementary flows</i>	PM <sub>2.5</sub> or PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub> and/or PM <sub>10</sub> and secondary PM (1 substance)	PM <sub>2.5</sub> and/or PM <sub>10</sub> and secondary PM (2 substances)	PM <sub>2.5</sub> and/or PM <sub>10</sub> and secondary PM (≥ 3 substances)

Source: Author elaboration (2020)



Table 3 shows that the highest score is attributed to a global model, following Castro *et al.* (2018) and Pavan and Ometto (2016)'s considerations. Also, Brazilian and Latin American specific models received a score 5, as they have the most prominent potential to include Brazilian data. Spatial differentiation by geographical approach indicates that the smaller the grid-cell, the higher the spatial data resolution, as a finer spatial scale is considered important by model's developers (MUTEL *et al.*, 2019). For the archetypes approach, which assumes a spatial differentiation based on scenarios that explain CF variability for the category (MUTEL *et al.*, 2019), it was considered the same score for models that covers "urban and rural" or "indoor and outdoor" archetypes. This evaluation is justified since the population density differentiation (represented by urban and rural), the distance between source and receiver, and the time spend in an indoor environment (represented by indoor and outdoor) are important to explain the IF variation (HAUSCHILD *et al.*, 2013; HODAS *et al.*, 2016). Furthermore, models that cover the four archetypes received higher scores and, models that go beyond and consider solid fuel combustion in the indoor archetype received the highest score.

As for temporal resolution, the use of more recent data makes the calculated factors more current. Finally, the more elementary flows a model presents, the higher its potential to cover PM's impact by different emissions types. Besides, PM precursor flows are relevant, as they also can harm human health (LEE *et al.*, 2015; UNEP; SETAC, 2016).

Table 4 - The template scores assigned to the Scope Criterion for Effect Factor evaluation (continue)

Sub-criteria	Low (1)	Moderate-Low (2)	Moderate (3)	Moderate high (4)	High (5)
<b>Application coverage</b>		Regional (Except Brazil)	National (Except Brazil)	Continental (Except Latin America)	Global; Continental (Latin America); National or Regional (Brazil)
<b>RR collected data</b>	Regional, national or continental - distinct reality from geographical scope; global - data from 1 continent.	Continental - data from <25% of the continent's countries; global - data from 2 continents.	Continental - data from 25%-50% of the continent's countries; global - data from 3 or 4 continents.	Continental - data from 50%-75% of the continent's countries; global - data from 5 or 6 continents.	Regional or national - data for geographical coverage; continental - data from >75% of the continent's countries; global - data from 7 or 8 continents.
<b>Temporal resolution of RR data</b>	Before 1999	2000 – 2004	2005 – 2009	2010 – 2014	2015 - 2019
<b>Included health effects</b>	1 effect	2 effects	3 effects	4 effects	5 or more effects

Table 5 (continuation) - The template scores assigned to the Scope Criterion for Effect Factor evaluation

<b>RR substances</b>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub> or PM <sub>10</sub> + secondary PM formation	PM <sub>2.5</sub> and PM <sub>10</sub> + secondary PM formation
<b>Temporal resolution of concentration data</b>	Before 1999	2000 – 2004	2005 – 2009	2010 – 2014	2015 - 2019

Note: RR means Relative Risk

Source: Author elaboration (2020)

In Table 4, the Relative Risk (RR) data collection score considers that geographical data is not very suitable from one population to another (STEENLAND; ARMSTRONG, 2006). The more RR data from the study's scope, the closer they will be to reality (score = 5). Regarding human health effects, greater scientific robustness (score = 5) is associated with more types of health effects included. Finally, a higher score was chosen for models that included more RR substances. Since PM<sub>2.5</sub> has more significant potential to affect human health (US.EPA, 2020), the score for models that have included RR for PM<sub>2.5</sub> was higher than for models based only on PM<sub>10</sub>.

The Scientific Robustness criterion was identically scored for both IF and EF. The sub-criteria scores are described in Table 5.

Table 6 - The template scores assigned to the Scientific Robustness Criterion for Intake Fraction and Effect Factor evaluations (continue)

<b>Sub-criteria</b>	<b>Low (1)</b>	<b>Moderate-Low (2)</b>	<b>Moderate (3)</b>	<b>Moderate high (4)</b>	<b>High (5)</b>
<b>Scientific recognition</b>	No		No (recent model)		Yes
<b>Cause-and-effect chain</b>			No		Yes
<b>Model transparency and accessibility</b>	Low description and accessibility about calculation procedure, references and variables used (no reproducible model)	Not complete description or accessibility of the calculation procedure, or references and data used (no reproducible model)	Not complete description or accessibility of the calculation procedure, or references and data used (reproduction possible but hampered by lack of clarity)	Not complete description or accessibility of the calculation procedure, or references and data used (reproducible model)	High description and accessible calculation procedure, references and variables used (reproducible model)
<b>Clarity of equations and mathematical models' description</b>	Part of the variables described, low clarity in units AND input data	Part of the variables described, low clarity in units OR input data	Part of the variables described, moderate clarity in units or input data	All variables described, moderate clarity in units or input data	All variables and units described and with easy identification of the input data

Table 7 (continuation) - The template scores assigned to the Scientific Robustness Criterion for Intake Fraction and Effect Factor evaluations

<i>Clarity of variables and parameters used for modelling</i>	Superficial description of the calculation procedure without equations. No reproduction potential	Description of part of the calculation procedure without presenting equations. No reproduction potential	Description of the calculation procedure (or part of it) without presenting equations. Moderate reproduction potential	Description of the calculation procedure (or part of it) without presenting equations. High reproduction potential	All equations are presented and described
---	---	--	--	--	---

Source: Author elaboration (2020)

In Table 5, the Scientific Robustness evaluated whether the model is considered by an LCIA method. For the cause-and-effect chain, there is a consensus on the PM's environmental pathway (FANTKE *et al.*, 2015; HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015; UNEP; SETAC, 2016). Thus, models that omit or do not leave the cause-and-effect chain assumed for the modeling process do not harm people's understanding. Models with high transparency, accessibility, clarity of equations, and variables descriptions received higher scores. The less clear this information is, the more difficult it is for understanding or more challenging to replicate effectively, then the scores on these sub-criteria reduce.

In Tables 6 and 7, IF and EF for Brazil evaluate whether they exist and how representative the factors are.

Table 8 - The template scores assigned to the Intake Fraction for Brazil

<i>Sub-criteria</i>	<i>Low (1)</i>	<i>Moderate-Low (2)</i>	<i>Moderate (3)</i>	<i>Moderate high (4)</i>	<i>High (5)</i>
<i>Is there IF for Brazil?</i>	No				Yes
<i>Brazilian spatial differentiation (geographic resolution)</i>	> 150×150 km		100×100 km - 150×150km		< 100×100 km
<i>Brazilian spatial differentiation (archetypes resolution)</i>	one compartment		urban and rural; OR indoor and outdoor	indoor, outdoor urban and rural	indoor with and without combustion and outdoor urban and rural
<i>Is the available IF for Brazil appropriate for its singularity?</i>	No		Moderate		Yes

Source: Author elaboration (2020)

In Table 6, the first sub-criterion evaluated if there is or not IF values for the country; if so, the model is better for application in Brazil (score = 5), as considered by Castro *et al.* (2018). Existing IF for Brazil does not mean it represents the country's singularity. If the model relies on IF for Brazil, the sub-criterion spatial differentiation is re-evaluated. But they were considering Brazil's values instead of the whole model like in Table 3. Finally, it is assessed if

the IF is appropriate for Brazil's application by checking whether the IF value matches the country's heterogeneity conditions.

Table 9 - The template scores assigned to the Effect Factor for Brazil

<i>Sub-criteria</i>	<i>Low (1)</i>	<i>Moderate-Low (2)</i>	<i>Moderate (3)</i>	<i>Moderate high (4)</i>	<i>High (5)</i>
<b><i>Is there EF for Brazil?</i></b>	No				Yes
<b><i>Brazilian RR data collection</i></b>	If EF is regional, national or continental: distinct reality from Brazilian scope; If EF is global: data from 1 continent, except Latin America.	If EF is continental: data from <25% of Latin America's country number; If EF is global: data from 2 continents, except Latin America.	If EF is continental: data from 25%-50% of Latin America's country number; If EF is global: data from 3 or 4 continents, except Latin America.	If EF is continental: data from 50%-75% of Latin America's country number; If EF is global: data from 5 or 6 continents, except Latin America.	If EF is regional or national: data for Brazilian coverage; If EF is continental: data from >75% of the Latin America's country number; If EF is global: data from 7 or 8 continents, or for Latin America.
<b><i>Brazilian spatial differentiation (geographic resolution)</i></b>	one global CF (covering Brazil)		At least 1 specific CF for Brazil		More than one specific CF for Brazil
<b><i>Brazilian spatial differentiation (archetypes resolution)</i></b>	1 compartment		urban and rural; OR indoor and outdoor	indoor, outdoor urban and rural	indoor with and without combustion and outdoor urban and rural
<b><i>Is the available EF for Brazil appropriate for its singularity?</i></b>	No		Moderate		High

Source: Author elaboration (2020)

Finally, in Table 7, to ascertain country's representativeness, the region of data collection for Brazilian RR data and the considered spatial differentiation were evaluated, considering archetype and geographical approaches.

Judgments from RAICV's experts validated the sub-criteria set for the RAICV template and the awarded points. This group of researchers was selected because they are the pioneers of the LCIA models researches in Brazil. Although researchers associated with RAICV are working with different impact categories, they commonly participate in academic meetings, in which specific sections (short courses, seminars) are designed to deal with recommendation/regionalization of all categories worked by the network. For example, the Brazilian Congress on Life Cycle Management and the Brazilian Life Cycle Assessment Forum. For recommendations on water scarcity models for Brazil, Castro *et al.* (2018) also consulted the same research network.

A total of 33 researchers were invited, and 12 (36.4%) have participated. These experts agreed to the pre-established scoring proposal. However, some experts raised doubts and made

some suggestions for improvements in the models' evaluation process. The final results were the ones in Tables 3 to 7.

It is worth mentioning that the empty spaces in Tables 3 to 7 indicate that a particular score is not directly assigned to a sub-criterion.

### 3.3.2.2 Score attribution according to the MCDA

The MCDA approach was developed using the Simple Multi-Attribute Rating Technique (SMART) (GOODWIN; WRIGHT, 2004), based on the opinion of a group of experts on the studied topic. The SMART technique is supported by a set of axioms that, in a normative way, guide decision makers to a rational decision when assessing a set of criteria against several alternatives (i.e., the characterization models) (GOODWIN; WRIGHT, 2004). Unlike the most used technique in multi-criteria decisions - Analytic Hierarchy Process (AHP) (SAATY, 1980), the SMART technique is more flexible and iterative, allowing various criteria weighing methods. Furthermore, SMART considers the transitivity between criteria and maintains consistency in the ranking of new alternatives. Also, AHP uses a fixed ratio scale (1-9) (HARKER; VARGAS, 1990). In contrast, SMART allows using a different scale for each criterion, defined according to the decision-maker's preference and independent of prior crossover with the alternatives to be assessed.

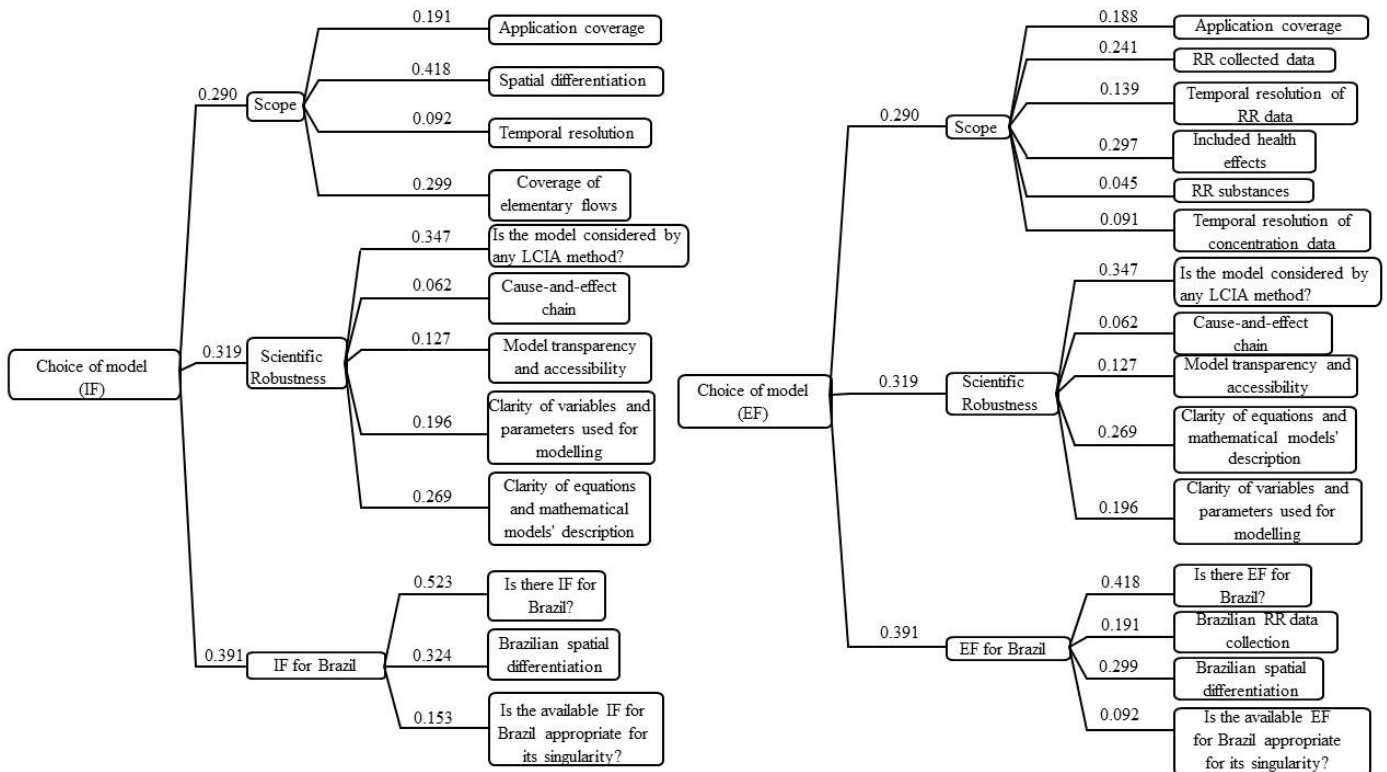
SMART is also a technique based on compensatory attributes, applicable in situations where a specific route of actions is considered certain. The alternatives are pre-selected, and the characteristics are easy to measure. These are strengths, for example, concerning other outranking methods better known in MCDA methodology problems, such as PROMETHEE (BRANS; VINCKE, 1985) and ELECTRE (ROY; MOUSSEAU, 1996). Therefore, it is a good tool for decision-making. A group of decision-makers needs to evaluate a set of specific value criteria against a set of alternatives. The technique was applied to decide (recommending) the best model of LCIA for PM formation category (separating the decision between IF and EF) at the Brazilian context. The technique's implementation was done by V.I.S.A (Visual Interactive Sensitivity Analysis) software version 8, and the seven steps below describe the methodology used for the MCDA approach:

- **Step 1 - Identification of decision-makers:** RAICV members have been defined as decision-makers;
- **Step 2 - Analysis alternatives identification:** the decision alternatives were the LCIA characterization models already shown in Table 2;

- **Step 3 - Identification of relevant criteria for decision making:** the criteria were the same used in Tables 3 to 7;
- **Step 4 - Determination of values to measure the alternative's performance on each criterion:** The sub-criteria score was based on the RAICV template, but they were adjusted from the 0-5 scale to 0-100 scale, proportionally, to facilitate further comparison of results between the recommendation methodologies and to better matching the level of the scores used by the V.I.S.A. software for MCDA;
- **Step 5 - Determination of weights for each attribute:** For this step, a questionnaire was sent to the RAICV members to collect the expert's opinions. The questionnaire aimed to define a percentage of importance for each criterion (scope, scientific robustness, and factor for Brazil) and define an importance order for sub-criteria as well, considering IF and EF in the PM formation. With the order of importance for the sub-criteria established, they were weighted according to the Rank Order Distribution (ROD) method (ROBERTS; GOODWIN, 2002) required for the MCDA approach;
- **Step 6 - Determination of criteria score for each alternative:** For this step, data from the critical review of the LCIA models determined the model score, against the sub-criteria raised and validated by the RAICV members;
- **Step 7 – Decision ranking and recommended LCIA models:** The decision analysis was developed to validate the alternatives' scoring and ranking, using the established weighting values based on experts' judgments.

Figure 3 shows the hierarchical decision structure.

Figure 3 - Decision trees with weightings used for the criteria and sub-criteria judgments



Source: Author elaboration (2020)

Figure 3 structure also allows the evaluation of future LCIA models that may appear in the literature, unlike other decision analysis models that need to be reconstructed to evaluate additional alternatives, as in the case of the AHP.

### 3.3.2.3 Critical review of recommended models

The selection of the characterization models to be applied in the LCIA step should be coherent with the study goal. Furthermore, the selection of categories, categories indicator and characterization models should be able to reflect the LCI consequences (ISO, 2006b). Berger *et al.* (2020) developed questions related to the goal and scope of a case study to recommend models for mineral resources category. The authors also suggested that the LCA practitioner considers the goal of the study to select the characterization model based on the models that answer the proposed questions.

Similar to Berger *et al.* (2020) approach, and considering that Brazilian case studies with different characteristics can be asked for PM emission impacts, nine questions were elaborated to identify which recommended model better fits to the scope, inventory and level of knowledge of the emissions locations of a case study: (1) Does the case study require a

marginal slope for EFs? (2) Does the case study require an average slope for EFs? (3) Does the inventory have emission of PM precursors? (4) Does the inventory have emission in indoor archetype? (5) Does the inventory have outdoor emission with the emission height specified? (6) Does the inventory have only outdoor emission without the emission height specified? (7) Does the inventory have Brazilian process with emission place specified? (8) Does the inventory have Brazilian process without emission place specifying? (9) Does the inventory have process both in Brazil and other countries without specifying?

The questions 1 and 2 explore the different LCA approaches that can be defined in goal and scope step and questions 3 to 6 are about the PM flows identified in the LCI step. Finally, questions 6 to 9 try to identify the model's performance according to the level of knowledge of the emissions locations, as various studies pointed the difficult to connect the local CF with the LCI (MUTEL *et al.*, 2019).

### 3.4 RESULTS AND DISCUSSION

This section describes the results and discussion subdivided in a models' description, the recommendation of the best ones for Brazil, and the critical model's review.

#### 3.4.1 Interpretation of the critical analysis results

Table 8 shows the main description of the archetypes, geographical and hybrid models.

Table 10: Model's description (continue)

Model	Factor	Unit	Spatial coverage	Substance coverage
<b>Archetype models</b>				
Humbert <i>et al.</i> (2011)	IF	kg inhaled / kg emitted	North America (indoor, urban, rural and remote area archetypes)	PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5-10</sub> , PM <sub>2.5</sub> , SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> and NH <sub>3</sub>
Wenger <i>et al.</i> (2012)	IF	kg intake / kg emitted	Temperate country (indoor)	73 chemical substances (considering Total Suspended Particles)
Gronlund <i>et al.</i> (2015)	EF	DALY / kg inhaled	North America	PM <sub>2.5</sub> (for RR)
Notter (2015)	IF and EF	DALY / kg emitted	Europe (urban and rural archetypes)	34 substances (considering PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> and ultra-fine particles)
UNEP and SETAC (2016)	IF and EF	DALY / kg emitted	Global (urban and rural, varying emission height, and indoor with and without solid waste combustion, archetypes)	PM <sub>2.5</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , and NH <sub>3</sub>
<b>Geographic models</b>				
Wenzel <i>et al.</i> (1997)	EF	m <sup>3</sup> / g inhaled	Europe	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NO, SO <sub>2</sub>
Hofstetter (1998)	IF and EF	DALY / kg emitted	Europe	CO, TSP, PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> , SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , and NH <sub>3</sub>
Steen (1999)	IF and EF	Person-years / kg emitted	Global	SO <sub>2</sub> , NO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , PM <sub>10</sub>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	IF and EF	kg 1.4-DCB eq. / kg emitted	Global (arctic, moderate and tropical zones)	NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> , and PM <sub>10</sub>
Hauschild and Potting (2003)	IF	m <sup>3</sup> / kg emitted	Europe (150 × 150 km)	PM <sub>10</sub> , NO <sub>x</sub> , N <sub>2</sub> O and SO <sub>2</sub>



Table 8 (continuation): Model's description

Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	IF and EF	DALY / kg emitted	Europe (50 × 50 km)	NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , and PM <sub>10</sub>
Bare (2011)	IF and EF	DALY / kg emitted	United States (100 × 100 km)	PM <sub>2.5</sub> , NO <sub>x</sub> , and SO <sub>2</sub>
Itsubo and Inaba (2012)	IF and EF	DALY / kg emitted	Japan (80 × 80 km)	PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> , primary NO <sub>2</sub> , secondary SO <sub>2</sub> , secondary NO <sub>2</sub> , and secondary SO <sub>2</sub>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	IF and EF	DALY / kg emitted	Global (56 regions)	NH <sub>3</sub> , NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , and PM <sub>10</sub>
Fantke <i>et al.</i> (2019)	EF	DALY / kg inhaled	Global (3448 cities)	PM <sub>2.5</sub>
<b>Hybrid models</b>				
Fantke <i>et al.</i> (2017)	If	kg inhaled / kg emitted	Global (archetypes: indoor urban, indoor rural, outdoor urban, and outdoor rural; geographic: 3646 cities)	PM <sub>2.5</sub>

Source: Author elaboration (2020)

There is no consensus on which methodological approach (archetypes or geographical one) is better for determining PM formation CF.

Some papers have proved the importance of the geographical approach in the PM formation. Dockery *et al.* (1993) indicated a mortality rate of 30% higher in cities with more air pollution than in cleaner cities. Marshall *et al.* (2005) emphasized that IF varies with local weather conditions. And, Van Zelm *et al.* (2016) stated that the use of climatic conditions and population data locally characteristics contributed to more precise results of PM impacts than the use of archetypes.

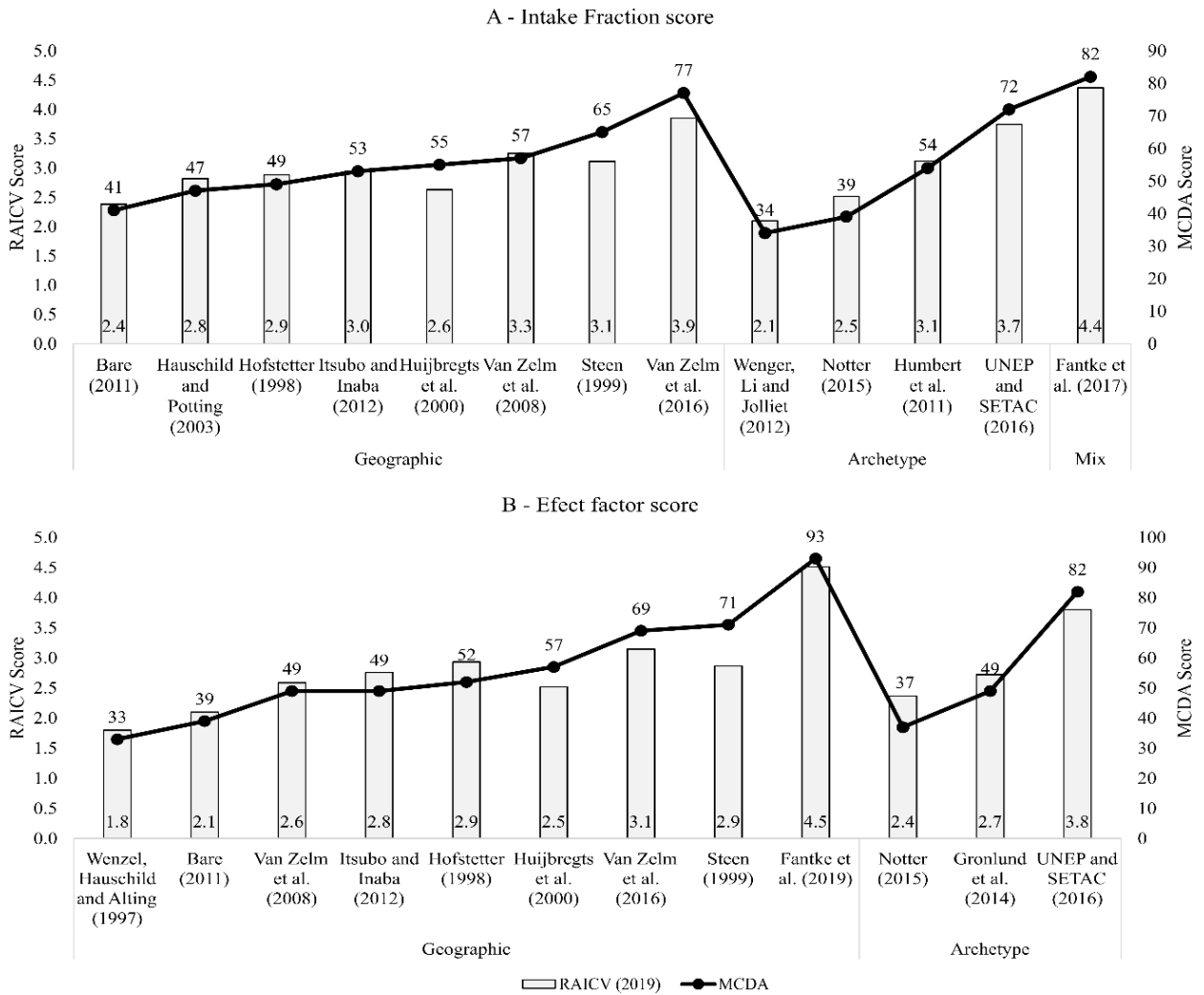
On the other hand, Humbert, Fantke and Jolliet (2015) advocate the use of archetypes under background LCIs, which generally do not provide data on the emission site. Mutel *et al.* (2019) defended archetype approach because the PM's formation requires very refined geographical units. Mutel *et al.* (2019) further allege that even finer native spatial resolution LCIA models are less accurate than urban versus rural archetypes.

Therefore, both approaches have advantages and disadvantages. UNEP and SETAC, (2016) and Fantke *et al.* (2017) suggest that a hybrid approach combining archetypes with specific regional data should be the best alternative possible to address spatial differences within archetypes.

### 3.4.2 Score attribution results based on the RAICV and MCDA template

Figure 4 shows the final average score by each model for IF (part A) and EF (part B) considering both RAICV and MCDA methodological approaches.

Figure 4: Score attribution to Intake Fraction (A) and Effect Factor (B) for both RAICV (bars) and MCDA (lines)



approaches

Source: Author elaboration (2020)

For IF (Figure 4 - A), the model proposed by Fantke *et al.* (2017) presented the highest score, followed by Van Zelm *et al.* (2016) and UNEP and SETAC (2016), being all of them the three best models according to both RAICV and MCDA approaches. On the other hand, the models developed by Bare (2011) (geographic) and Wenger *et al.* (2012) (archetypes) showed the lowest scores for both approaches, indicating that their use is not entirely appropriate in the Brazilian context.

Concerning EF, Figure 4 - B indicates higher scores to Fantke *et al.* (2019) model, for geographical approach, and UNEP and SETAC (2016) model for archetypes in both RAICV and MCDA approach methodology. Also, for EF, the models developed by Wenzel *et al.* (1997), Bare (2011), and Notter (2015) had the lowest scores for the Brazilian context in both calculation methods.

For more details, Supplementary Material - Tables A.1 to A.6 show disaggregated results for each sub-criterion under investigation according to the RAICV template. A performance analysis against the evaluated criteria and sensitivity analysis of the scoring weights' choice for the MCDA methodology was also done in the V.I.S.A software version 8. Detailed results can be accessed in Supplementary Material, section B.

Although the RAICV and MCDA approaches agree on which models receive the highest and lowest scores, the intermediate models' order can change in the ranking list. It is due to the differences in the weighting process used for the MCDA methodology. For example, the RAICV template approach put Van Zelm *et al.* (2008) model in the third position for IF in geographical models, while the MCDA approach puts Steen (1999) model in third place. It can be justified because the IF criterion for Brazil received a higher weighting score than the other two criteria (Scope and Scientific Robustness) in the MCDA approach.

Despite the differences in the intermediate positions, it is possible to identify the models of Fantke *et al.* (2017, 2019), UNEP and SETAC (2016), and Van Zelm *et al.* (2016) as the most appropriate models for application in LCA/LCIA studies for Brazil.

The main reason to recommend Fantke *et al.* (2017) for IF can be attributed to the existence of different factors to archetypes in the Brazilian context. Also, regarding the scientific robustness criterion, all sub-criterion scored 5, excepted by "Is the model considered by any LCIA method?" sub-criteria, which scored 3.

Regarding the recommendation of Fantke *et al.* (2019) model for EF, it demonstrates high transparency and accessibility. Furthermore, the authors developed a global model considering RR data from the eight continents concerning PM<sub>2.5</sub> and five different effects on human health. Additionally, the model uses EF for 26 states and 126 cities in Brazil.

In the UNEP and SETAC (2016) model, the authors obtained unique global IF and EF values to the studied archetypes that can be used worldwide. Thus, to the IF criterion for Brazil, it was considered that the factors present a high spatial resolution, as all relevant archetypes were accessed, but medium suitability for the country. To the EF, UNEP and SETAC (2016) received the maximum score to: studied archetypes, RR data sub-criteria, geographic coverage and health effects. Nevertheless Brazil's factors adequacy was classified as moderate because they are based on an average global perspective. Also, UNEP and SETAC (2016) had low

scores in the scientific robustness criterion for both IF and EF as the calculation procedure has not been transparent enough to replicate the factors values.

The Van Zelm *et al.* (2016) model has its highest score attributed to Brazil's existence of a specific factor. However, a single factor was attributed to Brazilian territory, which may be unsuitable due to Brazilian heterogeneity. The model also received a high score for the scope and scientific robustness criterion for both factors. Concerning the EF calculation, the scope criterion had a low score in "RR collected data" sub-criterion due to extrapolation of RR data from the United States to the globe. The model scored 2 in "included health effects" and "RR substances" sub-criteria as it considers two health effects and calculates RR only for PM<sub>2.5</sub>.

About the four recommended models, it is also important to mention that UNEP and SETAC (2016) is the recommended model for the world by the Life Cycle Initiative, which is hosted by United Nations Environment and provides global efforts to LCA researches development. Fantke *et al.* (2017, 2019) have a similar philosophy of UNEP and SETAC (2016). However, these models provided detailed data to cities, country regions and continents, and works only with PM<sub>2.5</sub>. Lastly, Van Zelm *et al.* (2016) is the model used in ReCiPe 2016 method, proposed by Huijbregts *et al.* (2017), and in LC-Impact method (VERONES *et al.*, 2020). In this sense, this research indicates, as a recommendation for Brazil, four recent models that are already well accepted by the LCA's scientific community.

### **3.4.3 Critical review of recommended models**

Figure 5 shows the questions developed to identify the recommended PM model's performance according to the scope, inventory and level of knowledge of the emissions locations of a case study.

Figure 5: Analysis of the recommended models to Brazil, according to differences in the study's goal

How can I quantify the PM formation impacts on human health if...	Recommended models to Brazilian context		
	Fantke et al. (2017, 2019)	UNEP and SETAC (2016)	Van Zelm et al. (2016)
... my study requires a marginal slope for effect factors?	✓	✓	
... my study requires an average slope for effect factors?	✓	✓	✓
... my inventory has PM precursors emissions?		✓	✓
...my inventory has emission in indoor archetype?	✓	✓	
...my inventory has outdoor emission with height specified?	✓	✓	
...my inventory has only outdoor emission with height unspecified?	✓	✓	✓
...my inventory has Brazilian process with the emission city specified?	✓		
...my inventory has Brazilian process with the emission city unspecified?	✓		✓
...my inventory has both processes in Brazil and other countries with the emission country unspecified?	✓	✓	✓

Source: Author elaboration (2020)

Fantke *et al.* (2017, 2019) and UNEP and SETAC (2016), provide both marginal and average EF slope while Van Zelm *et al.* (2016) does not consider both approaches and provides only EF for average slope. Based on ISO (2006, b), the case studies that identify emission of PM precursor in the LCI should use models with CF for the secondary substances to reflect all PM formation impacts. Because of this, for these cases it is not recommended to use only the CF provided by Fantke *et al.* (2019, 2017), as this model only works with PM<sub>2.5</sub>. The case studies with indoor PM emission and/or with height emission specified can use both Fantke *et al.* (2019, 2017) and UNEP and SETAC (2016) models, as they provided special CF to this kind of emission archetype. However, the three recommended models can be used if the studied system have only outdoor emission without the emission height specified.

Finally, the model selection should consider the level of knowledge about the emission place. The recommendation to this category is to use regionalized CF (MUTEL *et al.*, 2019) if the emission place is known, and if not, average CF to the country or to the world should be used (Fantke *et al.*, 2017). In this way, if all the emission locality can be identified at cities level, Fantke *et al.* (2019, 2017) is the recommended model, as it is the only one that allows to use CF for different cities. However, if the emissions occur in Brazil but the cities level is unknown, both Van Zelm *et al.* (2016) and Fantke *et al.* (2019, 2017) can be used to access the average CF for Brazil. At last, if the system has emissions in different places and the LCA

practitioner are not sure about the specific emission locality, the average CF to the world can be used and in this case all the three models fit to the study.

### 3.5 CONCLUSION

The recommendation of models for PM category to be applied to Brazilian LCA/LCIA studies becomes essential due to the considerable variation in results according to the used characterization model. In this sense, using models recommended by this research tends to reduce the uncertainties of the LCIA quantification since they were the ones that best fit data for the Brazilian reality. The critical review showed agreement on recommended models to Brazil by the two considered methodologies, i.e., RAICV template vs. MCDA approach. It is important to highlight that the MCDA approach based on expert opinion may change the recommendation list for the models classified on intermediate positions in the final ranking list. However, the MCDA approach adds depth to the content since it reduces subjectivity in the qualitative data analysis.

The results indicated the model of Van Zelm *et al.* (2016) on the geographical approach and UNEP and SETAC (2016) model to the archetype approach as the best option. However, it should be noted that the models of Fantke *et al.* (2017, 2019) received the highest scores for IF and EF, respectively. In this way, it is recommended that the LCA practitioner consider both the three recommended models and the goal and scope, inventory, and emissions source place to identify the model that best fits in a case study.

Although there are models considering the Brazilian heterogeneity, there is still a need to work on data availability to calculate IF and EF factors to achieve adequate CF results for the Brazilian context. All the 16 models for PM impact category provide some limitations during the critical review and evaluations. Thus, more research on this area is needed and can be considered relevant to the Brazilian context, mainly aiming to regionalize recommended models to specific-country demand for data on the PM formation. Lastly, more studies are also desired on including sensitivity and uncertainty analysis of the IF, EF, and CF of the recommended models in LCA/LCIA studies.

**Acknowledgments:** Process number 2019/03287-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), for financing this work.

## REFERENCES

- ACHILLEOS, S. *et al.* Acute effects of fine particulate matter constituents on mortality: A systematic review and meta-regression analysis. **Environment International**, New York, v. 109, p.89-100, 2017.
- ANDERSON, J. O.; THUNDIYIL, J. G.; STOLBACH, A. Clearing the air: A review of the effects of particulate matter air pollution on human health. **Journal of Medical Toxicology**, [s. l.], v. 8., p. 166-175, 2012.
- BARE, J. C. TRACI 2.0: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. **Clean Techn. Environ. Policy**, [s. l.], v. 13, p. 687-696, 2011.
- 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**, [s. l.], v. 25, p. 798–813.
- BRANS, J. P.; VINCKE, P. H. A preference ranking organization method: The Promethee method for MCDM. **Management Science**, Providence, v. 31, n. 6, p. 647-656, 1985.
- BULLE, *et al.* **IMPACT World+**, [s.l.], 2013. Disponível em: <http://www.impactworldplus.org/>. Acesso em julho de 2020.
- CASTRO, A. L., *et al.* Applicability and relevance of water scarcity models at local management scales: Review of models and recommendations for Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**. New York, 72, 126–136, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.05.004>
- CHELI, G. R. *et al.* Avaliação de impacto do ciclo de vida: fatores de efeito para material particulado. **Revista Gestão Industria**, Ponta Grossa, v. 15, n. 4, p. 14-27, 2019.
- CURTISS, P. S.; RABL, A. Impacts of air pollution: General relationships and site dependence. **Atmospheric Environment**, [s. l.], v. 30, n. 19, p. 3331-3347, 1996.
- DOCKERY, D. W. *et al.* An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. **The New England Journal of Medicine**, Boston, v. 329, p. 1753-1759, 1993.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Particulate Matter (PM) pollution**, United States, January, 19, 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution>. Acesso em julho de 2020.
- EUROPEAN COMMISSION (EU), JOINT RESEARCH CENTRE (JRC), INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (IES). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. 1. ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.
- EUROPEAN COMMISSION (EC), JOINT RESEARCH CENTRE (JRC), INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (IES). 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, 2011.

FANTKE, P. *et al.* Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. **The international Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 20, p. 276-288, 2015.

FANTKE, P. *et al.* Characterizing aggregated exposure to primary particulate matter: Recommended Intake Fractions for Indoor and Outdoor sources. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 51, n. 16, p. 9089-9100, 2017.

FANTKE, P. *et al.* Global effect factors for exposure to fine particulate matter. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 53, n. 12, p.6855-6868, 2019.

GIROTTO, S. B. F. T. *et al.* Evaluation of characterization models for the photochemical smog impact category focused on the Brazilian reality. *Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida*, Brasília, v. 3, p. 1-21, 2020.

GIUSTI, G.; TADANO, Y. S.; SILVA, D. A. L. **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, 2020, Gramado. Anais...Gramado: UFRGS, 2020. p. 603-608.

GOODWIN, P.; WRIGHT, G. **Decision analysis for management judgement**. 3. ed. Chichester: John, Wiley & Sons, 2004. 447 p.

GRONLUND, C. J. *et al.* Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. **Air Quality, Atmosphere and Health**, [s. l.], v. 8, p. 29-46, 2015.

HARKER, P. T.; VARGAS, L. G. Reply to “remarks on the analytical hierarchy process” by J. S. Dyer. **Management Science**, Providence, v. 36, n. 3, p. 269-273, 1990.

HAUSCHILD, M. Z. *et al.* Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 18, p. 683-697, 2013.

HAUSCHILD, M. Z.; POTTING, J. S. **Spatial differentiation in life-cycle impact assessment: The EDIP 2003 methodology**. Copenhagen: Technical University of Denmark, 2003.

HODAS, N. *et al.* Indoor inhalation intake fractions of fine particulate matter: review of influencing factors. **Indoor Air**, [s. l.], v. 26, p. 836-856, 2016. <https://doi.org/10.1111/ina.12268>

HOFSTETTER, P. **Perspectives in life cycle impact assessment a structured approach to combine models of the technosphere ecosphere valuesphere**. Dissertation (Doctor of Natural Sciences) – Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich, 1998

HUIJBREGTS, M. A. J. *et al.* ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 138-147, 2017.



HUIJBREGTS, M. J. A. *et al.* 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**, Oxford, v. 41, p. 541-573, 2000.

HUMBERT, S. *et al.* Assessing regional intake fractions in North America. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 17, p. 4812-4820, 2009.

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

HUMBERT, S.; FANTKE, P.; JOLLIET, O. 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.

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

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO, 2006b.

ITSUBO, N.; INABA, A. **Life-cycle impact assessment method based on endpoint modeling (LIME 2)**. n. 14, [s. l.]: JLCA, 2012. Disponível em: <https://lca-forum.org/english/>. Acesso em julho de 2020.

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

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, New York, v. 74, p. 136–143, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002992>. Acesso em janeiro 2019.

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

LIN, Y. *et al.* Correlations of PM metrics with human respiratory system deposited PM mass determined from ambient particle size distributions and effective densities, **Aerosol Science and Technology**, New York, v. 54, n. 3, p. 262-276, 2019.

LIU, X. *et al.* Fine particulate matter pollution in north China: Seasonal-spatial variations, source apportionment, sector and regional transport contributions. **Environmental Research**, San Diego, v. 184, p. 1-13, 2020.

MARSHALL, J. D. *et al.* Intake fraction of nonreactive vehicle emissions in US urban areas. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 39, p. 1363-1371, 2005.

MUTEL, C. *et al.* Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, p. 856-865, 2019.

NOTTER, D. A. Life cycle impact assessment modeling for particulate matter: A new approach based on physico-chemical particle properties. **Environment International**, New York, v. 82, p. 10-20, 2015.

PAVAN, A. L. R.; OMETTO, A. R. Regionalization of land use impact models for life cycle assessment: Recommendations for their use on the global scale and their applicability to Brazil. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 60, p. 148–155, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.05.001>

POTTING, J. HAUSCHILD, M. Z. 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**, [s. l.], v. 11, special issue 1, p. 11-13, 2006.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **O que é a RAICV?**, [s. l.], [ca. 2016]. Disponível em: <https://raicvbrasil.wixsite.com/raicv>. Acesso em julho de 2020.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. 1. ed. Brasília: IBICT, 2019.

RENOU, S. *et al.* Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 16, p. 1098-1105, 2008.

ROBERTS, R.; GOODWIN, P. Weight approximation in multi-attribute decision models, **Journal of Multi-Criteria Decision Analysis**, [s. l.], v. 11, n. 6, p. 291-303, 2002.

ROY, B.; MOUSSEAU, V. A. theoretical framework for analyzing the notion of relative importance of criteria. **Journal of Multi-Criteria Analysis Decision**, [s. l.], v. 5, p. 291-303, 1996.

SAATY, T. L. **The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resource allocation**. New York: McGraw-Hill, 1980.

SILVA, D. A. L., *et al.* Why using different Life Cycle Assessment software tools can generate different results for the same product system? A cause-effect analysis of the problem. **Sustainable Production and Consumption**, [s. l.], v. 20, p. 304-315, 2019.

STEEN, B. A. 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, 1999.

STEENLAND, K.; ARMSTRONG, B. Na overview of methods for calculating the burden of disease due to specific risk factor. **Epidemiology**, Baltimore, v. 17, p. 512-519, 2006.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**. 1. ed. [s.l.], 2016.

US. EPA. **Particulate Matter (PM) Pollution** [s. l.], 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>. Acesso em julho de 2021.

VAN ZELM, R. *et al.* European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 3, p. 441-453, 2008.

VAN ZELM, R. *et al.* Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 134, p. 129-137, 2016.

VERONES, F. *et al.* LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, p. 1201–1219, 2020. <https://doi.org/10.1111/jiec.13018>

WENGER, Y.; LI, D.; JOLLIET, O. Indoor intake fraction considering surface sorption of air organic compounds for life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 17, n. 7, p. 919-931, 2012.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. **Environmental Assessment of Products**. 1. ed. Norwell: Chapman & Hall, 1997.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Ambient (outdoor) air pollution**, [s. l.], may, 2, 2018. Disponível em: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). Acesso em julho de 2020.

## APPENDIX A - GENERAL DESCRIPTION AND DETAILED SCORING OF THE PM FORMATION MODELS SELECTED FOR EVALUATION

### A.1 INTAKE FRACTION SUBCRITERIA SCORE

The evaluation of each model was performed based on three criteria: scope, scientific robustness, and intake fraction (IF) for Brazil. Each criterion was evaluated based on specific sub-criteria described in this paper's materials and methods (section 3.3.3.1). Thus, tables A.1, A.2, and A.3 present the scores for scope, scientific robustness, and IF for Brazil criteria, respectively.

Table A.1 - Scoring of sub-criteria for the Scope Criteria: Intake Fraction

Model	Application coverage	Spatial differentiation	Temporal resolution	Elementary flows	Criterion score
<b>Geographic approach</b>					
Hofstetter (1998)	4.00	3.00	1.00	5.00	<b>3.25</b>
Steen (1999)	5.00	1.00	1.00	5.00	<b>3.00</b>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	5.00	1.00	0.00	5.00	<b>2.75</b>
Hauschild and Potting (2003)	4.00	3.00	1.00	5.00	<b>3.25</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	4.00	5.00	1.00	5.00	<b>3.75</b>
Bare (2011)	3.00	3.00	1.00	4.00	<b>2.75</b>
Itsubo and Inaba (2012)	3.00	5.00	1.00	4.00	<b>3.25</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	5.00	3.00	2.00	5.00	<b>3.75</b>
<b>Archetype approach</b>					
Humbert <i>et al.</i> (2011)	4.00	4.00	2.00	5.00	<b>3.75</b>
Wenger, Li and Jolliet (2012)	2.00	1.00	2.00	1.00	<b>1.50</b>
Notter (2015)	4.00	3.00	2.00	2.00	<b>2.75</b>
UNEP and SETAC (2016)	5.00	5.00	3.00	5.00	<b>4.50</b>
<b>Hybrid approach</b>					
Fantke <i>et al.</i> (2017)	5.00	5.00	3.00	1.00	<b>3.50</b>

Source: Author elaboration (2020)

Table A.2 - Scoring of sub-criteria for the Scientific Robustness: Intake Fraction (continues)

Model	Scientific recognition	Cause-and-effect chain	Transparency accessibility	Equations clarity	Variables clarity	Criterion score
<b>Geographic approach</b>						
Hofstetter (1998)	5.00	5.00	4.00	4.00	4.00	<b>4.40</b>
Steen (1999)	5.00	3.00	2.00	5.00	5.00	<b>4.00</b>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	5.00	3.00	1.00	2.00	3.00	<b>2.80</b>
Hauschild and Potting (2003)	5.00	5.00	4.00	4.00	3.00	<b>4.20</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	5.00	5.00	5.00	5.00	5.00	<b>5.00</b>
Bare (2011)	5.00	3.00	3.00	1.00	5.00	<b>3.40</b>
Itsubo and Inaba (2012)	5.00	5.00	4.00	4.00	5.00	<b>4.60</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	5.00	5.00	4.00	5.00	5.00	<b>4.80</b>
<b>Archetype approach</b>						
Humbert <i>et al.</i> (2011)	5.00	5.00	3.00	5.00	5.00	<b>4.60</b>
Wenger, Li and Jolliet (2012)	3.00	3.00	3.00	5.00	5.00	<b>3.80</b>
Notter (2015)	3.00	5.00	3.00	4.00	4.00	<b>3.80</b>
UNEP and SETAC (2016)	3.00	5.00	2.00	1.00	1.00	<b>2.40</b>

Table A.2 (continuation) - Scoring of sub-criteria for the Scientific Robustness: Intake Fraction

<b>Model</b>	<b>Scientific recognition</b>	<b>Cause-and-effect chain</b>	<b>Transparency accessibility</b>	<b>Equations clarity</b>	<b>Variables clarity</b>	<b>Criterion score</b>
<b>Hybrid approach</b>						
Fantke <i>et al.</i> (2017)	3.00	5.00	5.00	5.00	5.00	<b>4.60</b>

Source: Author elaboration (2020)

Table A.3 - Scoring of sub-criteria for the Intake Fraction for Brazil

<b>Model</b>	<b>IF for Brazil</b>	<b>Brazilian spatial differentiation</b>	<b>IF appropriate for Brazil</b>	<b>Criterion score</b>
<b>Geographic approach</b>				
Hofstetter (1998)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Steen (1999)	5.00	1.00	1.00	<b>2.33</b>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	5.00	1.00	1.00	<b>2.33</b>
Hauschild and Potting (2003)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Bare (2011)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Itsubo and Inaba (2012)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	5.00	3.00	1.00	<b>3.00</b>
<b>Archetype approach</b>				
Humbert <i>et al.</i> (2011)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Wenger, Li and Jolliet (2012)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
Notter (2015)	1.00	-	-	<b>1.00</b>
UNEP and SETAC (2016)	5.00	5.00	3.00	<b>4.33</b>
<b>Hybrid approach</b>				
Fantke <i>et al.</i> (2017)	5.00	5.00	5.00	<b>5.00</b>

Source: Author elaboration (2020)

## A.2 EFFECT FACTOR SUBCRITERIA SCORE

Tables A.4, A.5, and A.6 present the details of sub-criteria scores for scope, scientific robustness, and effect factor (EF) criteria, respectively.

Table A.4 - Scoring of sub-criteria for the Scope Criteria: Effect Factor

<b>Model</b>	<b>Application coverage</b>	<b>RR data collected</b>	<b>Temporal Resolution</b>	<b>Health effects</b>	<b>RR substances</b>	<b>Concentration's data year</b>	<b>Criterion Scope</b>
<b>Geographic approach</b>							
Wenzel, Hauschild and Alting (1997)	4	0	0	1	1	0	<b>1.00</b>
Hofstetter (1998)	4	2	1	5	5	1	<b>3.00</b>
Steen (1999)	5	5	1	5	1	1	<b>3.00</b>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	5	0	1	1	4	1	<b>2.00</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	4	2	1	4	1	1	<b>2.17</b>
Bare (2011)	3	1	1	1	2	1	<b>1.50</b>
Itsubo and Inaba (2012)	3	1	1	5	5	1	<b>2.67</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	5	1	2	2	2	2	<b>2.33</b>
Fantke <i>et al.</i> (2019)	5	5	4	5	2	5	<b>4.33</b>
<b>Archetype approach</b>							
Gronlund <i>et al.</i> (2015)	4	3	1	2	2	1	<b>2.17</b>
Notter (2015)	4	1	3	2	3	2	<b>2.50</b>
UNEP and SETAC (2016)	5	5	4	5	2	0	<b>3.50</b>

Source: Author elaboration (2020)

Table A.5 - Scoring of sub-criteria for the Scope Scientific Robustness: Effect Factor

<b>Model</b>	<b>Scientific recognition</b>	<b>Cause-and-effect chain</b>	<b>Transparency accessibility</b>	<b>Equations clarity</b>	<b>Variables clarity</b>	<b>Criterion score</b>
<b><i>Geographic approach</i></b>						
Wenzel, Hauschild and Alting (1997)	5	5	1	5	1	<b>3.40</b>
Hofstetter (1998)	5	5	4	5	5	<b>4.80</b>
Steen (1999)	5	1	2	5	5	<b>3.60</b>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	5	3	1	5	5	<b>3.80</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	5	5	3	5	5	<b>4.60</b>
Bare (2011)	5	3	1	5	5	<b>3.80</b>
Itsubo and Inaba (2012)	5	5	3	5	5	<b>4.60</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	5	5	3	5	5	<b>4.60</b>
Fantke <i>et al.</i> (2019)	3	3	5	5	5	<b>4.20</b>
<b><i>Archetype approach</i></b>						
Gronlund <i>et al.</i> (2015)	5	5	5	5	5	<b>5.00</b>
Notter (2015)	3	5	4	3	3	<b>3.60</b>
UNEP and SETAC (2016)	3	5	3	3	3	<b>3.40</b>

Source: Author elaboration (2020)

Table A.6 - Scoring of sub-criteria for the Effect Factor for Brazil

<b>Model</b>	<b>EF for Brazil</b>	<b>Brazilian RR data collection</b>	<b>Spatial differentiation</b>	<b>EF appropriate for Brazil</b>	<b>Criterion Score</b>
<b><i>Geographic approach</i></b>					
Wenzel, Hauschild and Alting (1997)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
Hofstetter (1998)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
Steen (1999)	5	1	1	1	<b>2.00</b>
Huijbregts <i>et al.</i> (2000)	5	0	1	1	<b>1.75</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
Bare (2011)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
Itsubo and Inaba (2012)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	5	1	3	1	<b>2.50</b>
Fantke <i>et al.</i> (2019)	5	5	5	5	<b>5.00</b>
<b><i>Archetype approach</i></b>					
Gronlund <i>et al.</i> (2015)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
Notter (2015)	1	-	-	-	<b>1.00</b>
UNEP and SETAC (2016)	5	5	5	3	<b>4.50</b>

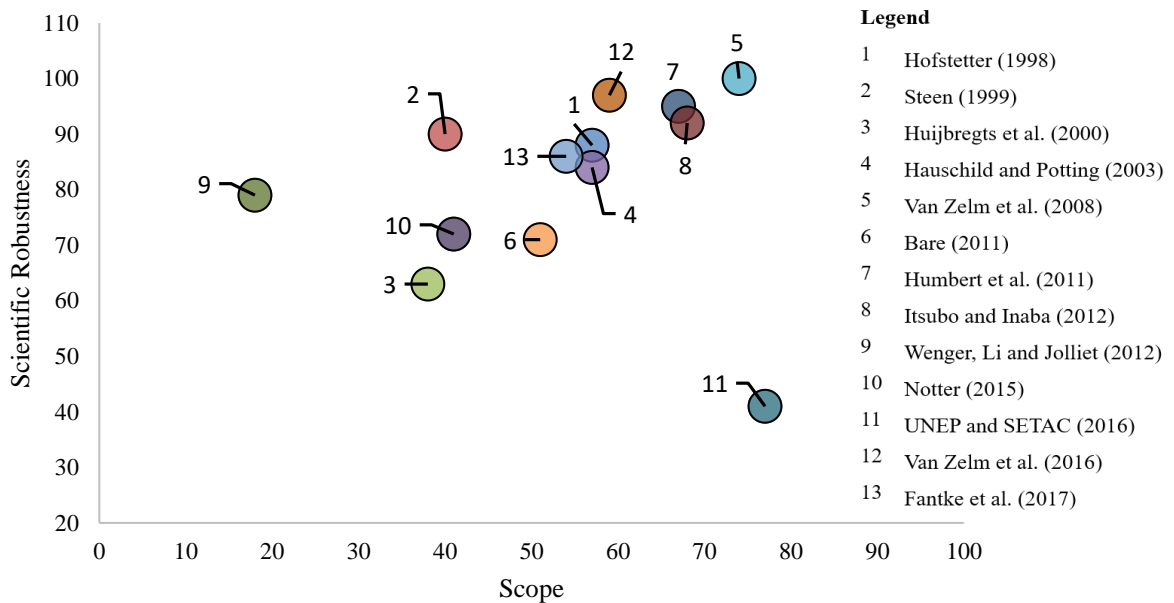
Source: Author elaboration (2020)

## APPENDIX B – MULTI-CRITERIA ANALYSIS FOR RECOMMENDING PM FORMATION MODELS FOR BRAZIL - MODEL PERFORMANCE AND SENSITIVITY ANALYSIS

### B.1 PERFORMANCE ANALYSIS OF THE MODELS CONCERNING TO THE INTAKE FRACTION EVALUATION CRITERIA

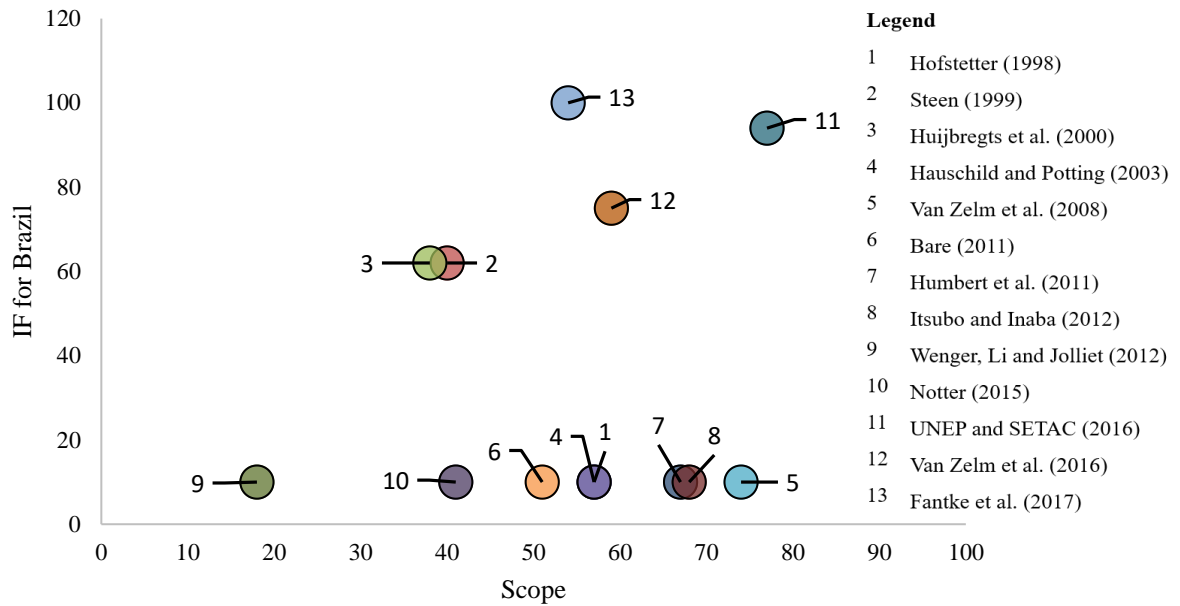
Performance analysis of the LCIA models was developed in the V.I.S.A software, and results showed how each model respond by each pair of criteria assessed. Concerning this analysis, Figures B.1, B.2, and B.3, all linked to intake fraction (IF), show results for the models' performance in terms of scope vs. scientific robustness criteria, scope vs. IF for brazil criteria, and scientific robustness vs. IF for Brazil criteria, respectively.

Figure B.1 - Models performance concerning scientific robustness vs. scope criteria



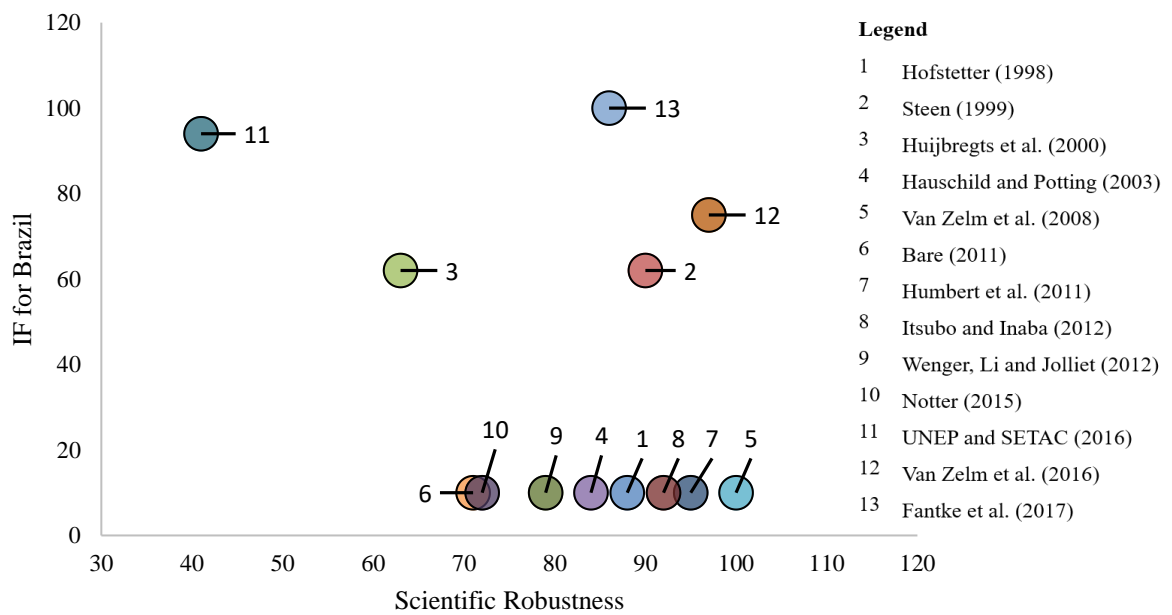
Source: Author elaboration (2020)

Figure B.2 - Models performance concerning IF for Brazil vs. scope criteria



Source: Author elaboration (2020)

Figure B.3 - Models performance concerning scientific IF for Brazil vs. robustness criteria



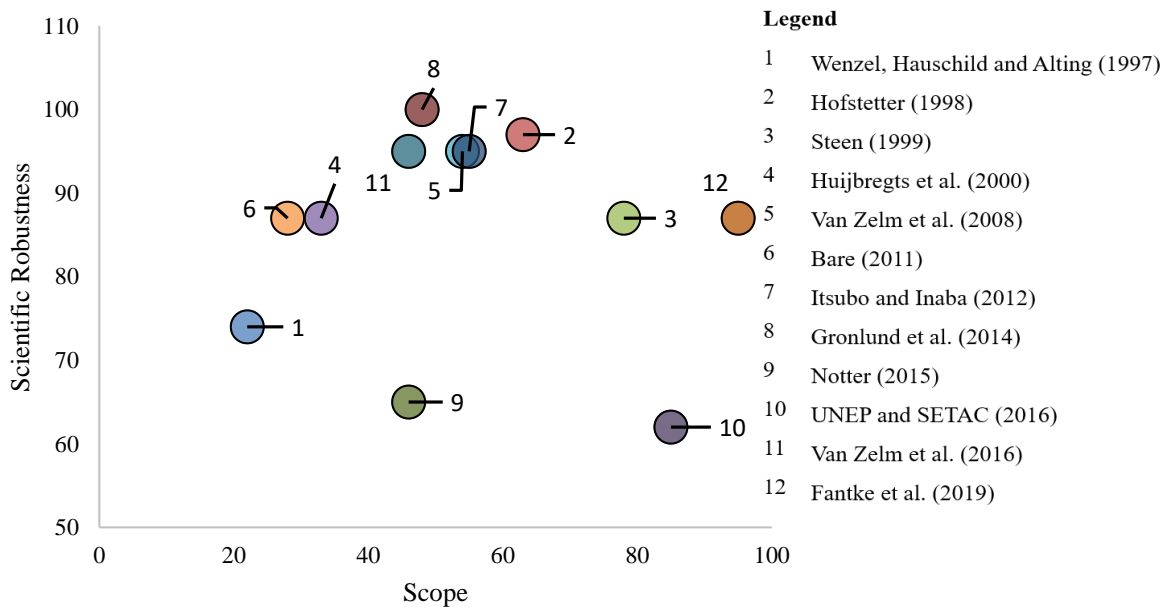
Source: Author elaboration (2020)



## B.2 PERFORMANCE ANALYSIS OF THE MODELS CONCERNING THE EFFECT FACTOR EVALUATION CRITERIA

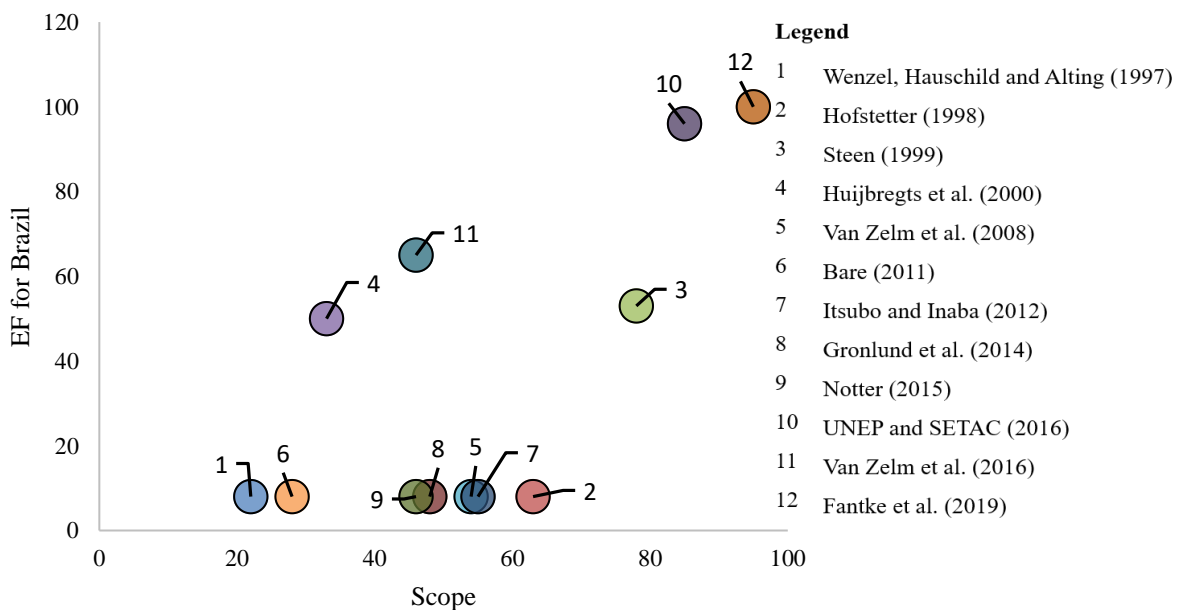
Figures B.4, B.5, and B.6, all linked to effect factor (EF), show models' performance concerning the scope vs. scientific robustness criteria, scope vs. EF for Brazil criteria, and scientific robustness vs. EF for Brazil criteria, respectively.

Figure B.4 - Models performance concerning scientific robustness vs. scope criteria



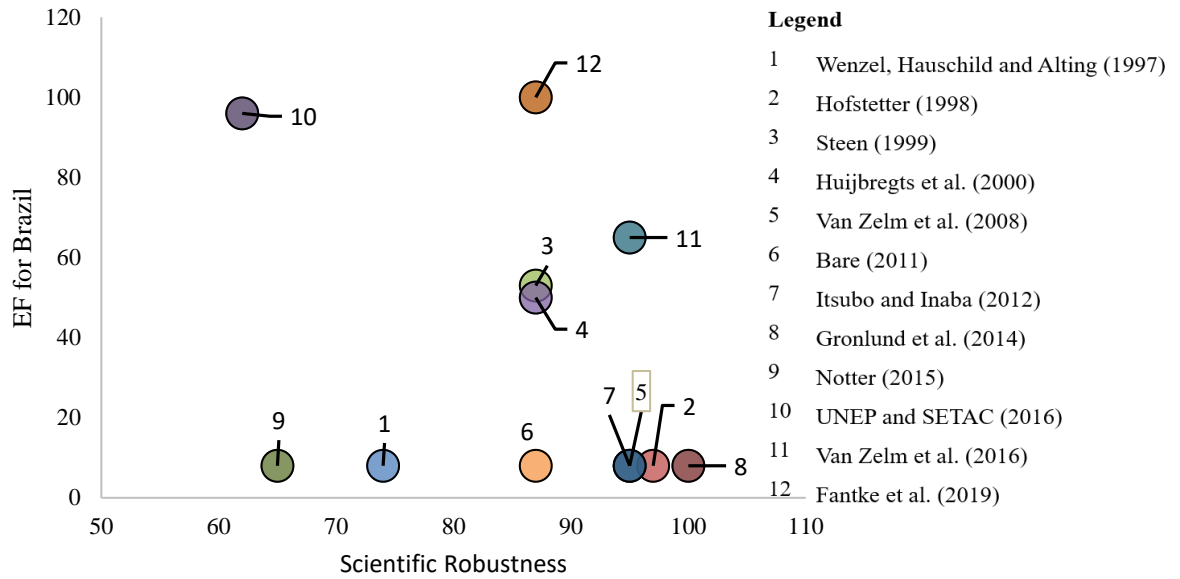
Source: Author elaboration (2020)

Figure B.5 - Models performance concerning EF for Brazil vs. scope criteria



Source: Author elaboration (2020)

Figure B.6 - Models performance concerning EF for Brazil vs. scientific robustness criteria



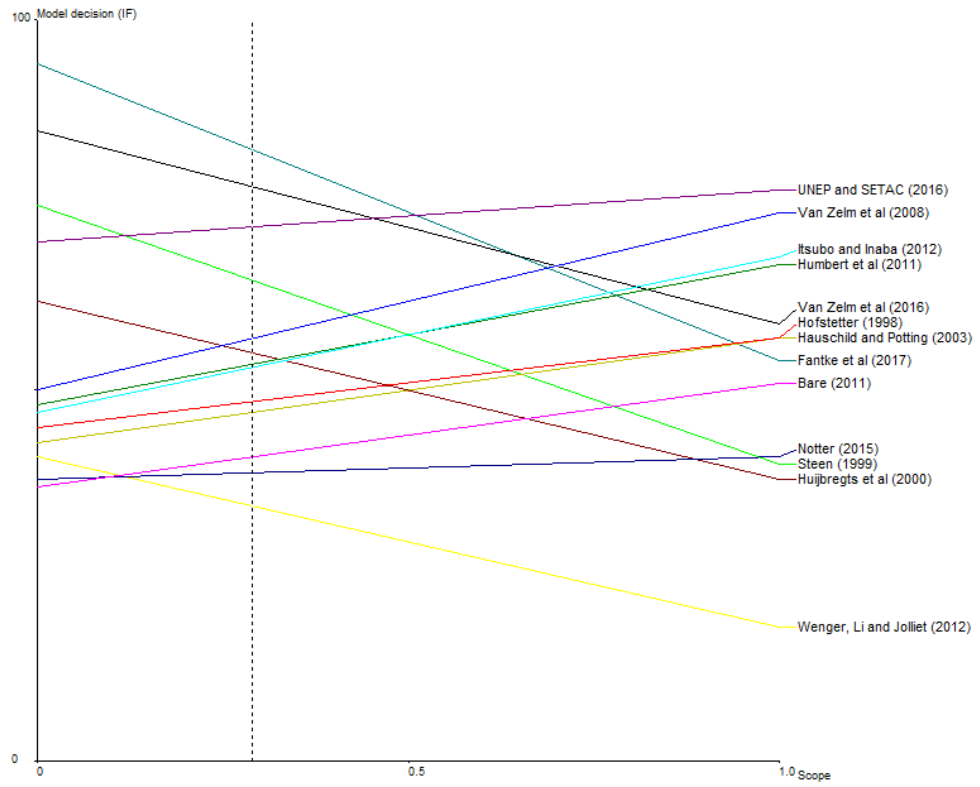
Source: Author elaboration (2020)

### B.3 SENSITIVITY ANALYSIS OF THE WEIGHTING FOR THE INTAKE FRACTION EVALUATION CRITERIA

The multi-criterion analysis used an expert judgment process with the ROD method for weighting the decision tree's criteria and sub-criteria (section 3.3.3.2 of the methodology). Thus, for a better understanding of how weighting criteria influences the classification of models, some sensitivity analyses were developed by the V.I.S.A software.

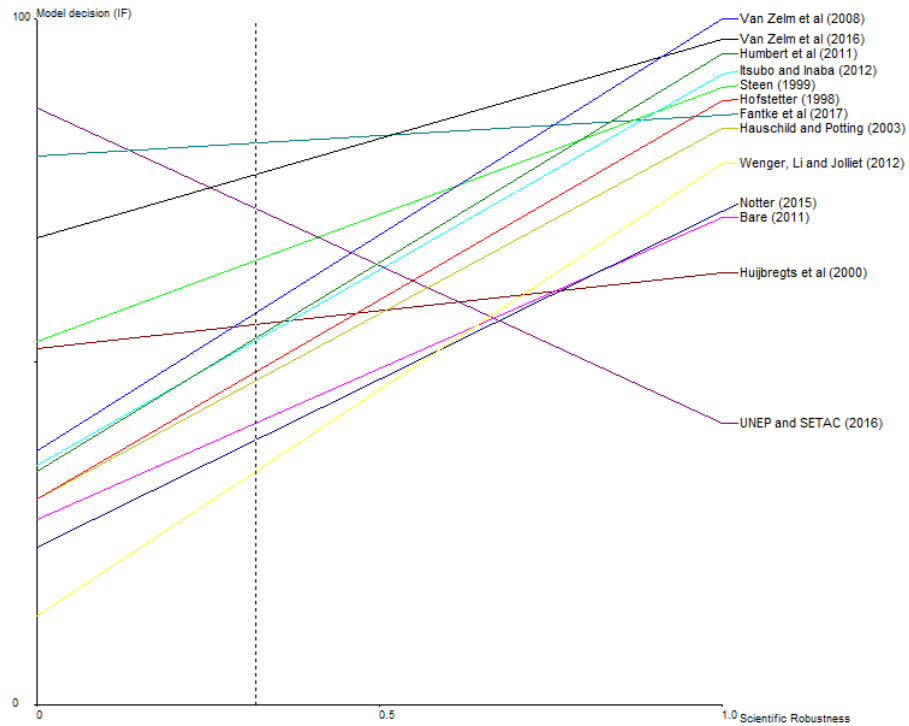
Figures B.7, B.8, and B.9 present, respectively, the sensitivity analysis for the scope, scientific robustness, and IF for Brazil criteria.

Figure B.7 - Sensitivity analysis of the scope criterion concerning the model decision for IF



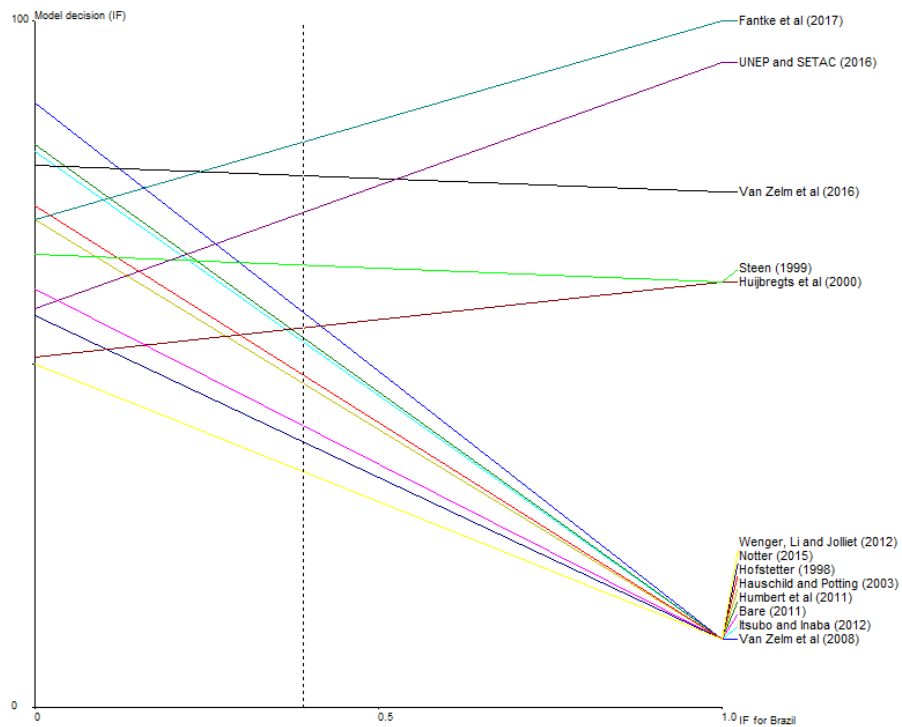
Source: Author elaboration (2020)

Figure B.8 - Sensitivity analysis of the scientific robustness criterion concerning the model decision for IF



Source: Author elaboration (2020)

Figure B.9 - Sensitivity analysis of the IF for Brazil criterion concerning the model decision

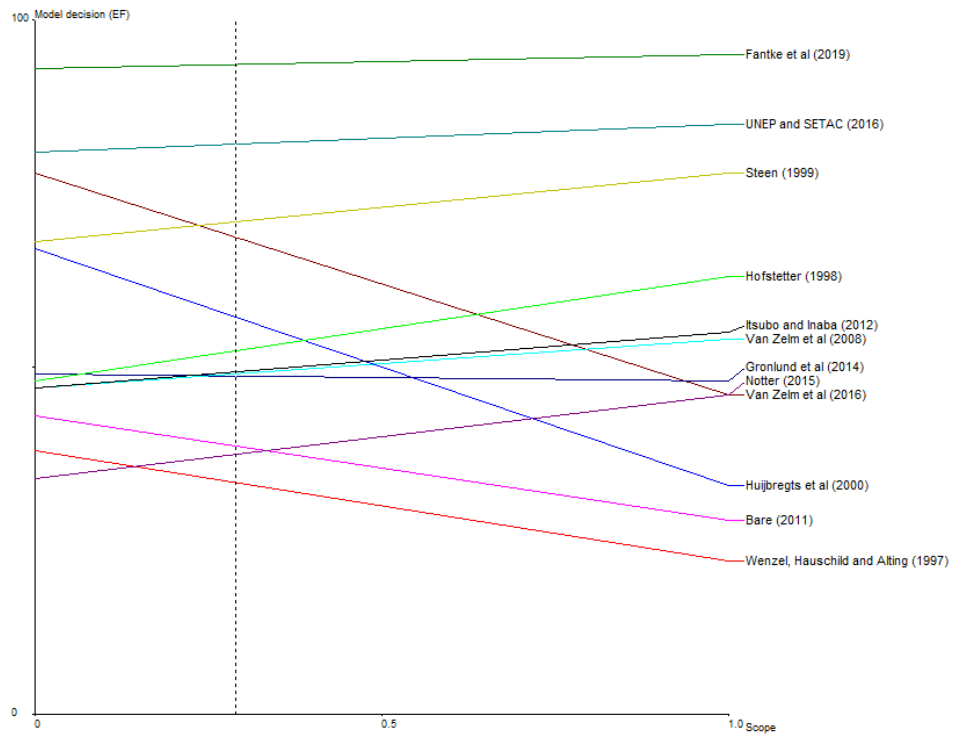


Source: Author elaboration (2020)

#### B.4 SENSITIVITY ANALYSIS OF THE WEIGHTING FOR THE EFFECT FACTOR EVALUATION CRITERIA

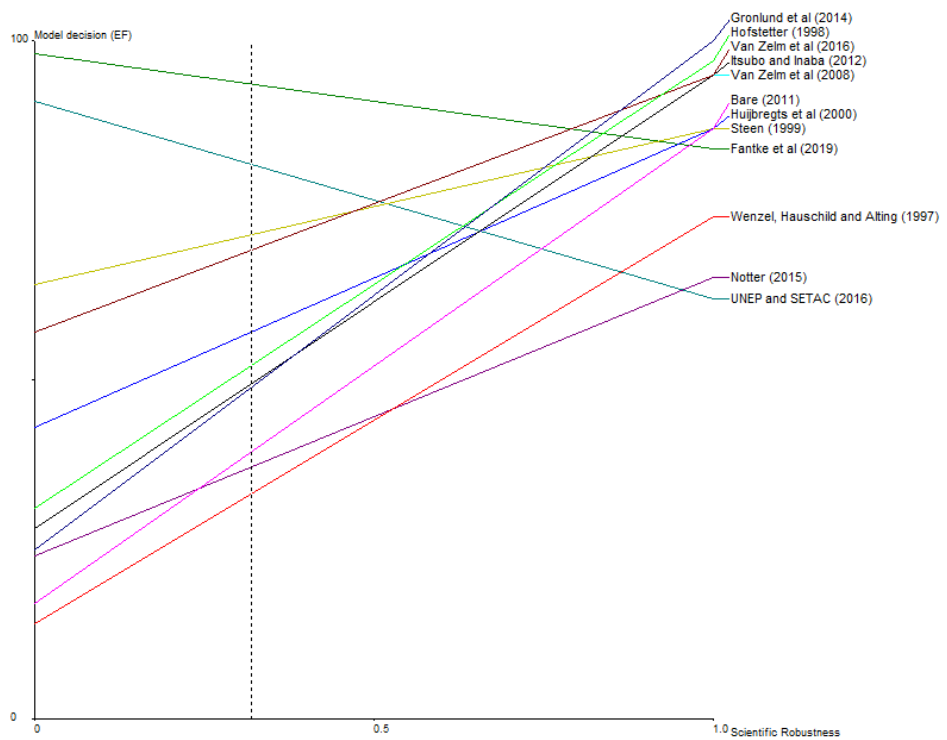
A criteria weights sensitivity analysis was also developed upon the decision of recommended models for the EF. Figures B.10, B.11, and B.12 present, respectively, the sensitivity analysis for the scope, scientific robustness, and EF for Brazil criteria.

Figure B.10 - Sensitivity analysis of the scope criterion concerning the model decision for EF



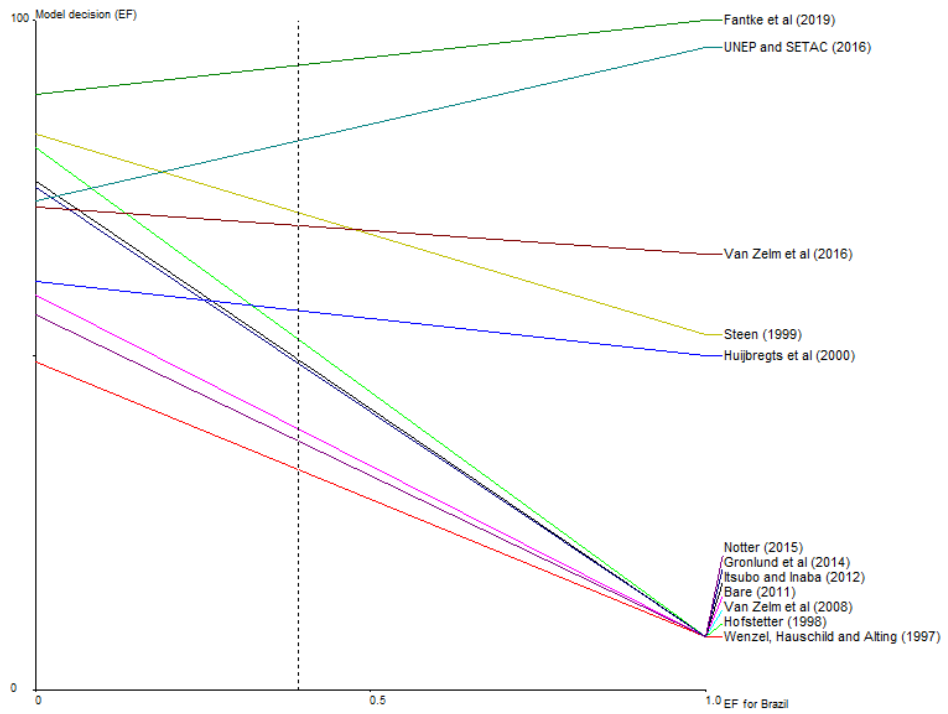
Source: Author elaboration (2020)

Figure B.11 - Sensitivity analysis of the scientific robustness criterion concerning the model decision for EF



Source: Author elaboration (2020)

Figure B.12 - Sensitivity analysis of the EF for Brazil criterion concerning the model decision



Source: Author elaboration (2020)

#### **4. AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA PARA A CATEGORIA DE FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO: REGIONALIZAÇÃO PARCIAL DE FATORES DE CARACTERIZAÇÃO.**

Resumo: A categoria de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) de formação de material particulado (MP) está dentre as categorias que demandam fatores de caracterização (FCs) em escala regional para países como o Brasil. Com base nisso, o objetivo desse artigo foi desenvolver uma regionalização parcial de FCs para formação de MP no contexto brasileiro. Para isso, foram selecionados os modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019) para o desenvolvimento da regionalização, sendo alteradas as variáveis de cálculo com maior disponibilidade e adequabilidade para o Brasil: população, precipitação e área terrestre dos municípios para regionalização dos Fatores de Inalação e; população e mortalidade para regionalização dos Fatores de Efeito. Os dados foram obtidos em bases de dados públicas brasileiras e tratados para atender as especificidades dos modelos de caracterização. Por fim, os FCs regionalizados foram aplicados em um estudo de caso de ACV para produção de painel de madeira no Brasil e comparado ao uso dos FCs originais e os disponíveis em Van Zelm *et al.* (2016) e UNEP e SETAC (2016). Os resultados mostraram que há uma grande divergência das variáveis de cálculo utilizadas originalmente no modelo de caracterização em relação às obtidas nas bases de dados brasileiras. FCs para 126 municípios do Brasil foram obtidos e, no geral, indicaram uma redução dos FCs obtidos com o modelo original. O estudo de caso indicou uma redução de 62% no impacto do sistema de produção com o uso dos FCs regionalizados. Estudos de comparação entre métodos de AICV da literatura mostraram que essa categoria não apresenta variações significativas com a escolha de modelos de caracterização desenvolvidos para a realidade da Europa e América do Norte. Porém, o estudo de caso evidenciou que, para os dados brasileiros a realidade é diferente, uma vez que variações de até 2.670% foram observadas entre os resultados de AICV, dependendo do modelo escolhido. Os resultados evidenciaram assim que, o estudo de regionalização para formação de MP no contexto brasileiro ainda requer esforços no sentido de desenvolvimento de uma regionalização completa, ou seja, incluindo todas as variáveis de cálculo, além da inclusão de MP secundário no estudo.

##### **4.1 INTRODUÇÃO**

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a terceira etapa da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). De acordo com as normas ISO (2006a, b), o desenvolvimento da AICV considera três elementos obrigatórios: escolha das categorias de

impacto, classificação e categorização. A classificação consiste em correlacionar os fluxos elementares inventariados à cada categoria de impacto selecionada. Quanto à caracterização, é o elemento da AICV em que os aspectos ambientais são finalmente convertidos em indicadores de impacto, por meio de Fatores de Caracterização (FCs) (ISO, 2006a, b).

Os FCs ditam a importância de um fluxo elementar para uma categoria de impacto específica (HUMBERT; FANTKE; JOLLIET, 2015) e são obtidos por meio de modelos de caracterização, que consideram o caminho ambiental (cadeia de causa-e-efeito) que o fluxo percorre, desde sua emissão até atingir uma área de proteção, gerando dano (EU; JRC; IES, 2010; RAICV, 2019).

Os avanços das pesquisas na área de AICV resultaram no desenvolvimento de diferentes modelos de caracterização para uma mesma categoria de impacto, sendo um dos motivadores, a dependência de FC em relação ao local onde o fluxo elementar ocorre (MUTEL *et al.*, 2019; POTTING; HAUSCHILD, 2006). Nesse sentido, pesquisadores passaram a tratar sobre o tema de regionalização de FC na AICV para diferentes categorias de impacto, como acidificação, escassez hídrica, saúde humana, uso do solo, entre outras (MUTEL *et al.*, 2019).

Para o contexto brasileiro, pesquisadores associados à Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), fundada no ano de 2014, iniciaram os estudos de regionalização para a categoria de escassez hídrica (ANDRADE *et al.*, 2019), acidificação terrestre (MENDES; LAURENT; HAUSCHILD, 2019) e uso da terra (PAVAN; OMETTO, 2016; PAVAN, 2019).

Dentre as categorias de impacto cujos FC demandam ser acessados em escala regional está a formação de material particulado (MP) (FANTKE *et al.*, 2015; HUMBERT *et al.*, 2011; MUTEL *et al.*, 2019; VAN ZELM *et al.*, 2016). O MP é um poluente atmosférico composto por substâncias orgânicas e inorgânicas (WHO, 2018), que pode ser emitido na atmosfera em sua forma primária ou secundária (precursores). As principais atividades humanas emissoras de MP são do setor agrícola, de transporte, energético e industrial (LIU *et al.*, 2020), de forma que estudos de ACV nessas áreas tendem a contabilizar o poluente como fluxo elementar de emissão.

A presença do MP na atmosfera tem uma forte relação com danos à saúde humana, como evidenciado em diversas literaturas (ALEMAYEHU; ASFAW; TERFIE, 2020; ALMETWALLY; BIN-JUMAH; ALLAM, 2020). O destaque das pesquisas é dado ao MP com



10 (MP<sub>10</sub>) e 2,5 (MP<sub>2,5</sub>) micrometros de diâmetro aerodinâmico, visto que sua pequena dimensão o torna capaz de penetrar no sistema respiratório, podendo causar, por exemplo, efeitos cardiovasculares (WANG *et al.*, 2017), hipertensão (NASCIMENTO; FRANCISCO, 2013), câncer (POPE; EZZATI; DOCKERY, 2009), mortes prematuras, ataques de asma, bronquite crônica (KIM; KABIR; KABIR, 2015).

Considerando seus efeitos na saúde humana, a cadeia de causa-e-efeito para a categoria de AICV formação de MP, considera que sua emissão atmosférica resulta num aumento da concentração ambiental do poluente, fazendo com que a população fique exposta a níveis mais elevados de poluição, tendo maior potencial de inalar tais poluentes durante a respiração. Essa etapa da cadeia de causa-e-efeito caracteriza o Fator de Inalação (FI). Uma vez inalado e estando dentro do sistema respiratório, o MP tem o potencial de causar danos à saúde, o que caracteriza o Fator de Efeito (FE) (FANTKE *et al.*, 2015).

Como as emissões de MP podem ser associadas a diversos sistemas de produção e, dado seu potencial impacto na saúde humana, estudos de ACV no Brasil frequentemente consideram a categoria de impacto (CAVALETT *et al.*, 2013; DU *et al.*, 2018; MAGA *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2018). No entanto, os principais modelos de caracterização são para Europa (HAUSCHILD; POTTING, 2003; HOFSTETTER, 1998; NOTTER, 2015; VAN ZELM *et al.*, 2008), Estados Unidos (BARE, 2011; GRONLUND *et al.*, 2015; HUMBERT *et al.*, 2011), Japão (ITSUBO; INABA, 2012), ou para o globo (FANTKE *et al.*, 2017; FANTKE *et al.*, 2019; STEEN, 1999; UNEP; SETAC, 2016; VAN ZELM *et al.*, 2016), aumentando as incertezas da aplicação desses modelos no Brasil (CHELI *et al.*, 2019; Capítulo 3 deste trabalho).

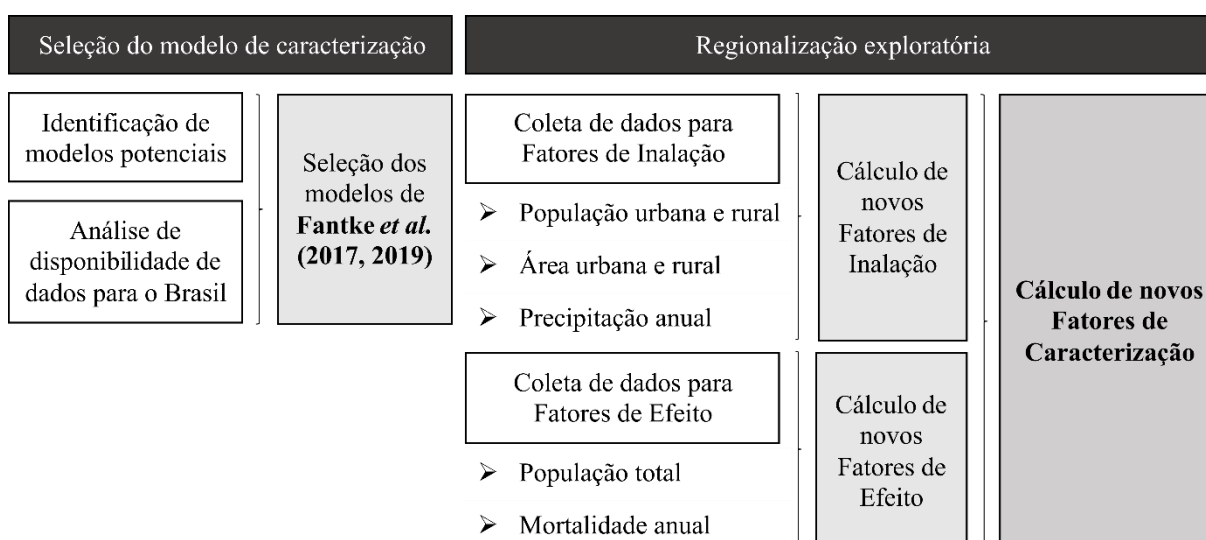
De acordo com o capítulo 3 deste trabalho, dos modelos globais, Steen (1999) e UNEP e SETAC (2016) disponibilizam dados médios para o mundo e Van Zelm *et al.* (2016) fornece apenas um FC para o Brasil. Fantke *et al.* (2017, 2019), por outro lado, disponibilizam dados para o Brasil com maior representatividade (126 cidades, além de um fator médio para o país). No entanto, são dados separados para FI e FE e apenas para MP<sub>2,5</sub>, utilizando principalmente dados modelados ou com baixa representatividade espacial para aplicação no Brasil. Dessa forma, o contexto brasileiro ainda demanda de FCs regionalizados para formação de MP e substâncias precursoras, além de uma verificação de consistência dos fatores já disponíveis em literatura com fatores que considerem maior resolução espacial para o Brasil, como foi concluído no capítulo 3 deste trabalho.

Neste sentido, o objetivo deste artigo é desenvolver uma regionalização parcial de FCs para a categoria de impacto formação de MP para o contexto brasileiro, por meio da seleção de um modelo de caracterização, identificação das variáveis de cálculo e uma busca por bases de dados nacionais que disponibilizam dados necessários para a reprodução do modelo selecionado.

## 4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste trabalho consistiu de 2 etapas: (4.2.1) seleção do modelo de caracterização para a regionalização; (4.2.2) regionalização parcial do modelo selecionado. A Figura 1 ilustra o fluxograma detalhado do procedimento metodológico desenvolvido.

Figura 1: Ilustração do procedimento metodológico desenvolvido



Fonte: Elaboração própria (2021)

Após a regionalização parcial, os novos FCs foram aplicados em um estudo de caso de ACV focado em sensibilidade dos impactos de um sistema de acordo com o modelo de caracterização selecionado (4.2.3).

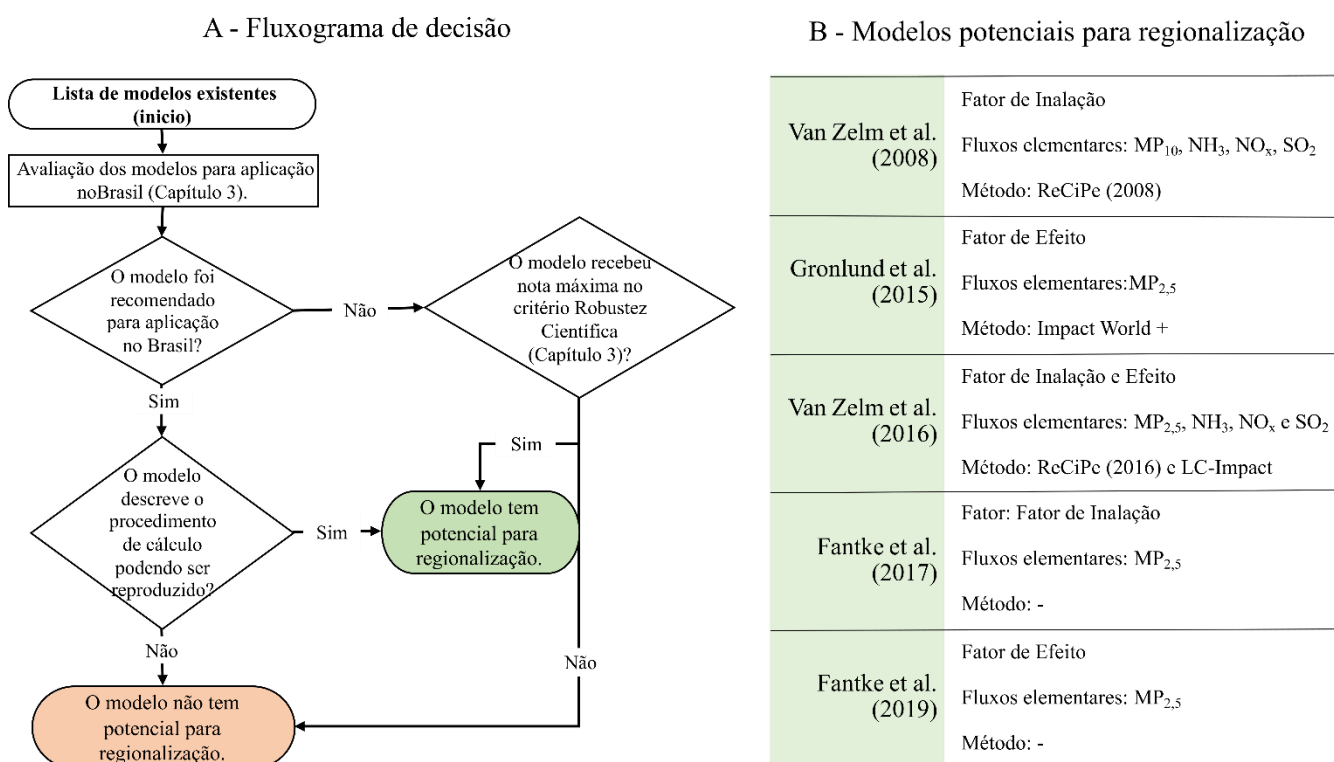
### 4.2.1 Seleção de um modelo de caracterização

A seleção do modelo de caracterização foi desenvolvida através da identificação de modelos potenciais para a regionalização parcial (4.2.1.1), seguida da análise do procedimento de cálculo e da disponibilidade de dados para as variáveis de entrada em bases de dados nacionais (4.2.1.2).

#### 4.2.1.1 Identificação de potenciais modelos para regionalização

No capítulo 3 deste trabalho, quatro modelos de caracterização para formação de MP, foram identificados como os mais recomendados para aplicação no Brasil: FANTKE *et al.*, 2017; FANTKE *et al.*, 2019; UNEP; SETAC, 2016; VAN ZELM *et al.*, 2016. Porém, também foi apontada a necessidade de regionalização de um modelo de caracterização para o contexto brasileiro. Para tornar viável a regionalização, no entanto, é importante a alta transparência, acessibilidade e clareza do procedimento de cálculo do modelo. Assim, através do fluxograma de decisão da Figura 2.A, os modelos de caracterização de Fantke *et al.* (2017, 2019), Gronlund *et al.* (2015) e Van Zelm *et al.* (2008, 2016), apresentados na Figura 2.B, foram identificados como potenciais para a regionalização.

Figura 2: Fluxograma de decisão (A) e modelos potenciais para regionalização parcial (B)



Fonte: Elaboração própria (2021).

Como mostra a Figura 2, a seleção dos modelos levou em consideração tanto a recomendação para o Brasil, quanto os modelos com alto desempenho quanto à robustez científica (capítulo 3 deste trabalho). Desta forma, Van Zelm *et al.* (2008) e Gronlund *et al.* (2015) foram incluídos por apresentarem alta clareza nas equações e nas variáveis de cálculo, além de serem transparentes e apresentarem fácil acessibilidade dos dados utilizados para a obtenção dos FI e FE, respectivamente. Van Zelm *et al.* (2016) é um dos modelos recomendados

para aplicação no Brasil para ambos FI e FE. Também, Fantke *et al.* (2017, 2019) foram modelos recomendados para FI e FE, respectivamente. Além de recomendados, esses três modelos apresentaram alto desempenho quanto à robustez científica (Capítulo 3 deste trabalho), sendo observada também uma viabilidade de reprodução do procedimento de cálculo deles.

Ressalta-se ainda que, o modelo de UNEP e SETAC (2016), também recomendado para aplicação em estudos de ACV no Brasil (Capítulo 3), não é transparente quanto aos procedimentos de cálculo de parte dos FCs. Dessa forma, o mesmo foi excluído da seleção de modelos potenciais para regionalização.

#### 4.2.1.2 Identificação e análise de disponibilidade das variáveis de entrada

A identificação das variáveis de cálculo dos modelos supracitados iniciou-se com a análise dos procedimentos de cálculo propostos pelos desenvolvedores, e a descrição dos mesmos pode ser acessada no Apêndice A deste artigo. Em seguida, foram compiladas suas variáveis de cálculo e analisada a disponibilidade em bases de dados brasileiras.

Para Van Zelm *et al.* (2008, 2016), Grounlund *et al.* (2015) e Fantke *et al.* (2019), todas as variáveis dos procedimentos de cálculo foram estudadas. Por outro lado, para o modelo de Fantke *et al.* (2017) foi desenvolvida uma análise de sensibilidade para identificação dos dados mais influentes, uma vez que este modelo utiliza mais de 30 variáveis de entrada. Assim, os valores de cada variável foram aumentados em 10%, 50% e 100% (percentuais selecionados de forma aleatória), diretamente na planilha de cálculo disponibilizada no material suplementar de Fantke *et al.* (2017), selecionando 5 cidades brasileiras ao acaso (Campinas, Ilhéus, Marília, Rio Branco e Vitória). Por meio desta análise, foram identificadas 10 variáveis influentes, que quando aumentadas em 100%, alteraram o resultado dos FIs em mais de 25%, em pelo menos um arquétipo do modelo (Apêndice A). Estas variáveis foram então, avaliadas quanto à disponibilidade de dados em bases brasileiras.

A Tabela 1 apresenta o levantamento das variáveis de cálculo dos modelos potenciais para regionalização, bem como a análise de disponibilidade em bases de dados brasileiras.

Tabela 1 - Variáveis utilizadas pelos modelos de caracterização e disponibilidade para o contexto brasileiro (continua)

Variável	Unidade	Fonte original dos dados	Disponibilidade para o Brasil	Fonte de dados brasileira
<b>Modelo: Van Zelm <i>et al.</i> (2008) – Fator de Inalação</b>				
Tamanho populacional	n° de pessoas	Oak Ridge National Laboratory (2004)	Disponível (por cidade)	IBGE (2020a)
Taxa de respiração média por pessoa (constante)	m <sup>3</sup> /ano/pessoa	U. S. EPA (1997)	Disponível (constante)	U. S. EPA (1997); Hodas (2016)
Mudança da concentração do poluente na região receptora, devido a uma mudança na emissão do precursor na região emissora	ano/m <sup>3</sup>	Modelo EUTREND	Disponível modelado (0,1° × 0,1°) – (adaptação)	WHO (2016)
<b>Modelo: Gronlund <i>et al.</i> (2015) – Fator de Efeito</b>				
Taxa de respiração média por pessoa (constante)	m <sup>3</sup> /ano/pessoa	U. S. EPA (1997)	Disponível (constante)	U. S. EPA (1997) / Hodas (2016)
Tamanho populacional	n° de pessoas	National Center for Health Statistics (2010)	Disponível (por cidade)	IBGE (2020a)
Taxa de mortalidade anual	Mortes/pessoa/ano	National Center for Health Statistics (2010)	Disponível (por cidade)	DATASUS (2019)
Fator de severidade (DALY/casos)	DALY/casos	GBD (2013)	Disponível (por estado)	GBD (2017)
Aumento no risco de mortalidade por unidade de aumento na concentração	RR/10 µg/m <sup>3</sup> de MP <sub>2,5</sub>	Pope <i>et al.</i> (2002)	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)
Concentração de MP <sub>2,5</sub>	µg/m <sup>3</sup>	Krewski <i>et al.</i> (2000)	Disponível (para algumas cidades) Disponível modelado (0,1° × 0,1°)	Estações de monitoramento WHO (2016)
<b>Modelo: Van Zelm <i>et al.</i> (2016) – Fator de Inalação e Efeito</b>				
Tamanho populacional	n° de pessoas	United Nations (2011)	Disponível (por cidade)	IBGE (2020a)
Taxa de respiração média por pessoa (constante)	m <sup>3</sup> /ano/pessoa	U. S. EPA (1997)	Disponível (constante)	U. S. EPA (1997) / Hodas (2016)
Taxa de mortalidade por efeito na saúde na região receptora	mortes/pessoa/ano	WHO (2015a)	Disponível (por cidade)	DATASUS (2019)
Anos de vida perdidos para cada efeito na saúde	YLL (anos)	WHO (2015b)	Disponível (por estado)	GBD (2017)
Mudança da concentração do poluente na região receptora, devido a uma mudança na emissão dos percursos na região emissora	ano/m <sup>3</sup>	Modelo TM5 FASST	Disponível modelado (0,1° × 0,1°) – (adaptação)	WHO (2016)
Risco relativo de obter um efeito na saúde devido a um poluente	RR/10 µg/m <sup>3</sup> de MP <sub>2,5</sub>	Krewski <i>et al.</i> (2009)	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)
Concentração média de fundo do poluente em uma região receptora	µg/m <sup>3</sup>	Modelo TM5FASST	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)
<b>Modelo: Fantke <i>et al.</i> (2017) - Variáveis influentes – Fator de Inalação</b>				
População por cidade	n° de pessoas	Apte <i>et al.</i> (2012)	Disponível (por cidade)	IBGE (2020a)
Área por cidade	km <sup>2</sup>	Apte <i>et al.</i> (2012)	Disponível (por cidade)	IBGE (2017)
Área terrestre do país (valor no modelo: 10.761.207,9 km <sup>2</sup> )	km <sup>2</sup>	Kounina <i>et al.</i> (2014)	Disponível	IBGE (2019)
Taxa de chuva do país (valor no modelo: 1.765,3 mm/ano)	mm/ano	Kounina <i>et al.</i> (2014)	Disponível (por estação meteorológica)	INMET (2020)
Tempo de duração de episódios secos do país (valor no modelo: 243.355,1 s)	segundo	Kounina <i>et al.</i> (2014)	Equação disponível	Fantke <i>et al.</i> (2017)

Tabela 1 (continuação) - Variáveis utilizadas pelos modelos de caracterização e disponibilidade para o contexto brasileiro

<b>Modelo: Fantke <i>et al.</i> (2017) - Variáveis influentes – Fator de Inalação</b>				
Velocidade de deposição externa rural do país (valor no modelo: 695,6 m/d)	m/d	Kounina <i>et al.</i> (2014)	Equação disponível	Fantke <i>et al.</i> (2017)
População do país (valor no modelo: 236.689.108,4 pessoas)	n° pessoas	Kounina <i>et al.</i> (2014)	Disponível	IBGE (2020a)
Taxa de diluição atmosférica por cidade	m <sup>2</sup> /s	Apte <i>et al.</i> (2012)	Desconhecido	-
Taxa de troca de ar do ambiente interno para externo em área urbana do país (valor no modelo: 0,62 h <sup>-1</sup> )	h <sup>-1</sup>	Rosenbaum (2015)	Desconhecido	-
Taxa de troca de ar do ambiente interno para externo em área rural do país (valor no modelo: 14 h <sup>-1</sup> )	h <sup>-1</sup>	Hodas (2016)	Desconhecido	-
<b>Modelo: Fantke <i>et al.</i> (2019) – Fator de Efeito</b>				
Mortalidade total por cidade	mortes/ano	GBD (2017)	Disponível (por cidade)	DATASUS (2019)
Número de pessoas expostas por cidade	n° de pessoas	Apte <i>et al.</i> (2012)	Disponível (por cidade)	IBGE (2020a)
Taxa de respiração média por pessoa (constante)	m <sup>3</sup> /pessoa/dia	Hodas (2016)	Disponível (constante)	U. S. EPA (1997) / Hodas (2016)
Fator de severidade por grupo etário do país	DALY ou YLL/morte	GBD (2017)	Disponível (por estado)	GBD (2017)
Concentração de exposição de MP <sub>2,5</sub> por cidade	µg/m <sup>3</sup>	WHO (2016)	Disponível modelado (0,1° × 0,1°)	WHO (2016)
alfa (obtenção do RR)	Adimensional	Burnet <i>et al.</i> (2014)	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)
beta (obtenção do RR)	%/µg/m <sup>3</sup>	Burnet <i>et al.</i> (2014)	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)
delta (obtenção do RR)	Adimensional	Burnet <i>et al.</i> (2014)	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)
concentração de exposição de risco mínimo	µg/m <sup>3</sup>	Burnet <i>et al.</i> (2014)	Disponível modelado por regressão	Fantke <i>et al.</i> (2019)

*Escala das cores: Azul indica variável disponível para o Brasil com boa representatividade; amarelo indica variável disponível para o Brasil baixa representatividade; cinza indica variável com disponibilidade desconhecida para o Brasil.*

Fonte: Elaboração própria (2021)

As cores da Tabela 1 representam o nível de disponibilidade e representatividade do dado. As variáveis em azul representam dados disponíveis para aplicação direta no respectivo modelo, com boa qualidade e resolução espacial para o Brasil. Os itens em amarelo são aqueles que a obtenção do dado é viável, porém com baixa representatividade para o Brasil. Um exemplo são os dados de RR, que apesar de existirem estudos prévios para o território brasileiro, como Yanagi, Assunção e Barrozo (2012) e Machado *et al.* (2020), não foram encontrados disponíveis de forma padronizada para todo o país, uma vez que os trabalhos são desenvolvidos com diferentes metodologias e para regiões específicas. Por fim, os dados em cinza são aqueles com a disponibilidade ainda desconhecida para o Brasil.

Visto que, para a reprodução dos modelos avaliados, existem variáveis com baixa representatividade ou disponibilidade incerta, é proposto neste artigo uma regionalização parcial de FCs para o Brasil. Essa consiste de uma regionalização de parte das variáveis de

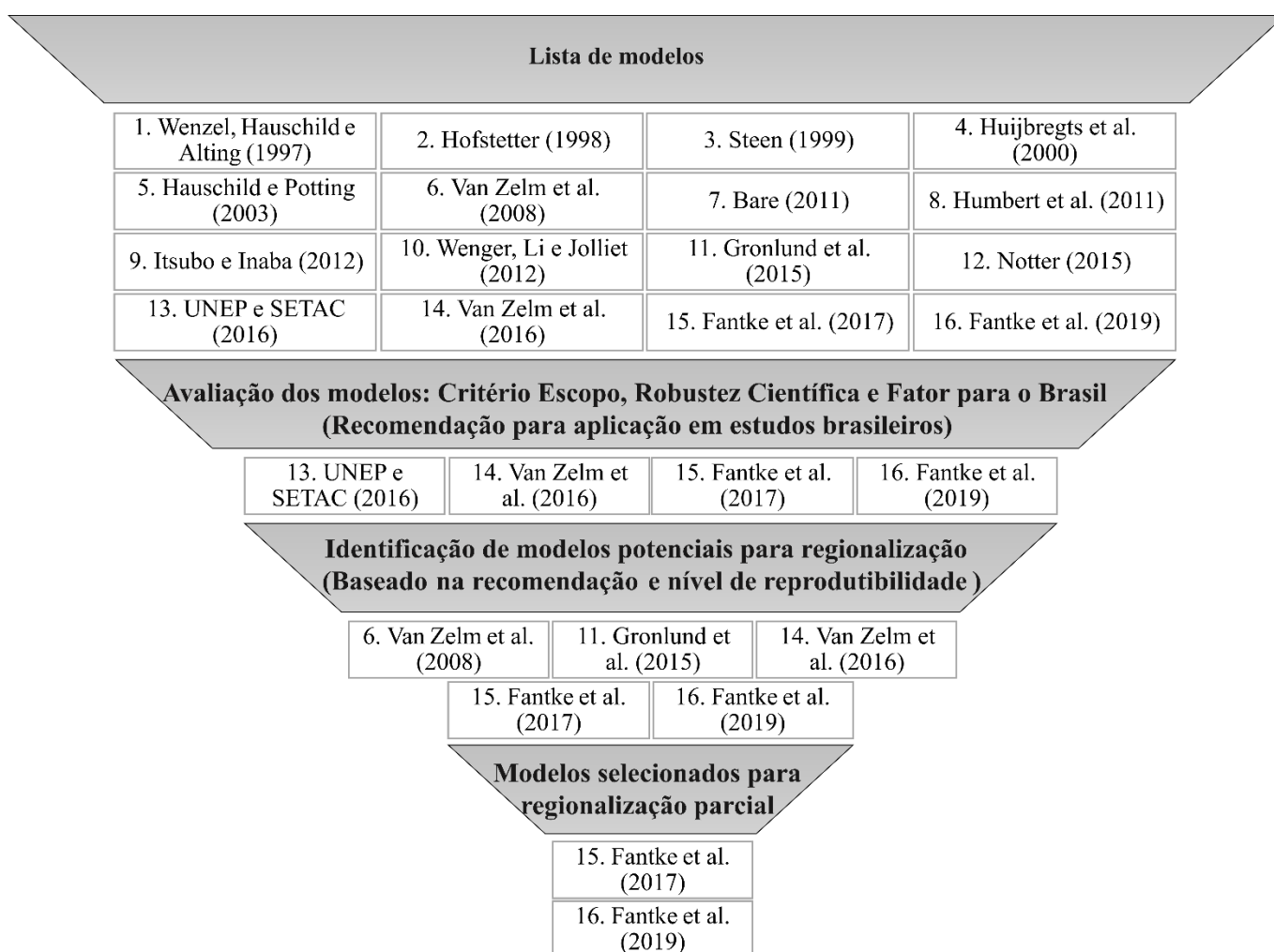
cálculo de um modelo (aquelas com facilidade de acesso), utilizando dados obtidos em bases de dados públicas do país.

Destaca-se que todos os dados de entrada originais do modelo de Van Zelm *et al.* (2008) foram determinados para a realidade europeia, enquanto os dados do modelo de Gronlund *et al.* (2015) foram para a América do Norte. Já em Van Zelm *et al.* (2016), existe a entrada de dados específicos para o Brasil, porém trabalhando o território brasileiro como uma região única.

Fantke *et al.* (2017, 2019), por sua vez, apresentam cálculo de FI e FE para 126 cidades do Brasil em planilhas Excel automatizadas, disponíveis como material suplementar em ambas as publicações. Em relação à Fantke *et al.* (2017), das dez variáveis que mais influenciam no resultado do FI, sete foram introduzidas como dado único para o país, dentre elas a taxa de chuva (em mm/ano). Porém, a heterogeneidade existente no território brasileiro faz com que dados como esses sofram alterações significativas de acordo com a região do país. Como por exemplo entre cidades localizadas no bioma Amazônia e Cerrado, que tendem a apresentar condições climáticas altamente distintas (COUTINHO, 2016). Para Fantke *et al.* (2019), a Tabela 1 mostra que a maior parte dos dados utilizados variam conforme a cidade. No entanto, dados de taxa de mortalidade e população estão disponíveis em bases de dados brasileiras e podem ser substituídos no modelo para uma regionalização parcial. Assim, evidencia-se a possibilidade de refinamento dos fatores que Fantke *et al.* (2017, 2019) disponibilizam para o Brasil.

Dada a análise de disponibilidade das variáveis para o contexto brasileiro, a recomendação para aplicação no Brasil, e considerando a facilidade de reprodução dos fatores em uma planilha de cálculo automatizada, os modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019) foram selecionados para o desenvolvimento da regionalização parcial deste artigo. A Figura 3 ilustra o funil de decisões que levou à seleção dos modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019).

Figura 3: Funil de decisões para seleção do modelo base da regionalização parcial



Vale ressaltar que este é o único modelo dentre os potenciais para regionalização que permitiria trabalhar apenas parte das variáveis de cálculo, uma vez que a planilha de cálculo automatizada conta com entradas específicas de dados para municípios brasileiros facilmente identificáveis. No entanto, a limitação deste modelo quanto à disponibilidade de FCs apenas para MP<sub>2,5</sub> primário se estende para o presente artigo.

#### 4.2.4 Regionalização parcial de FCs para formação de MP

A regionalização parcial foi desenvolvida diretamente nas planilhas Excel automatizadas disponíveis como material suplementar dos modelos de Fantke *et al.* (2017) e Fantke *et al.* (2019). Ao final, foram calculados novos FCs para MP<sub>2,5</sub> primário para o contexto brasileiro através da multiplicação dos FIs e FEs.

Foram alteradas as variáveis disponíveis com alta representatividade para o Brasil (linhas em azul da Tabela 1). A regionalização foi desenvolvida para as cidades já disponíveis



no modelo, pois a inclusão de novas cidades demandaria esforços para obtenção de todas as entradas de dados do modelo, e o escopo deste trabalho se limita a uma regionalização parcial.

A coleta de dados em bases brasileiras para a regionalização dos FI e FE estão descritas nas seções 4.2.4.1 e 4.2.4.2 a seguir.

#### 4.2.4.1 Coleta de dados para regionalização parcial dos Fatores de Inalação

A regionalização parcial dos FIs de Fantke *et al.* (2017) contou com a alteração dos dados de entrada de população; área territorial, e; taxa de precipitação e variáveis dependentes da taxa de precipitação. As seções a seguir descrevem em detalhes a coleta e tratamento dos dados. Ao final, as variáveis regionalizadas foram comparadas estatisticamente aos dados originais do modelo de caracterização através do cálculo da variação percentual para cada um dos 126 municípios.

##### 4.2.4.1.1 População por município

A entrada de dados de população ocorre separadamente para número de habitantes em área urbana e rural das 126 cidades. O levantamento de tamanho populacional dos municípios brasileiros é disponibilizado pelo IBGE anualmente. No entanto, a especificação de habitantes em áreas urbanas e rurais por cidade só é disponível nos Censos Demográficos do IBGE, que são publicados em uma periodicidade decenal (IBGE, 2010). Diante disso, a mais qualificada e recente fonte de dados para população urbana e rural identificada foi o Censo Demográfico do IBGE de 2010 (IBGE, 2010), visto que os dados do Censo Demográfico de 2020 ainda não foram disponibilizados. Dados de população urbana e rural para 5.570 municípios brasileiros estão disponíveis em IBGE (2010).

##### 4.2.4.1.2 Área territorial por município

Em relação às áreas territoriais dos municípios brasileiros, o modelo requer a delimitação de áreas urbanas e rurais em km<sup>2</sup>. Os dados para regionalização dessa variável foram obtidos na Malha de Setores Censitários do Censo Agropecuário do IBGE de 2017 (IBGE, 2017).

A Malha de Setores Censitários corresponde à menor delimitação territorial utilizada pelo IBGE para levantamento de Censos e pesquisas estatísticas (IBGE, 2020b). A base de dados é disponibilizada tanto em planilha Excel, utilizada neste trabalho, como em formato vetorial (*shapefile*). São fornecidas as áreas em hectares de polígonos territoriais classificados em oito situações de setor diferentes:

1. Área urbanizada de cidade ou vila;
2. Área não-urbanizada de cidade ou vila;
3. Área urbana isolada;
4. Aglomerado rural de extensão urbana;
5. Aglomerado rural isolado – povoado;
6. Aglomerado rural isolado – núcleo;
7. Aglomerado rural isolado – outros aglomerados;
8. Zona rural, exceto aglomerado rural.

As áreas dos polígonos com códigos de situação de 1 a 3 de um mesmo município foram somadas e classificadas como área urbana. Da mesma forma, as áreas dos polígonos com códigos de 4 à 8 de um mesmo município foram somadas e classificadas como área rural.

Os polígonos territoriais apresentam uma área média de 2.291,20 hectares, variando de  $3,6 \times 10^{-5}$  até 6.180.567,51 hectares. Para toda a extensão do Brasil, são disponibilizados 371.673 polígonos, para 5.570 municípios brasileiros, cobrindo uma área total de 850.277.447,2 hectares.

#### 4.2.4.1.3 Taxa de precipitação e variáveis dependentes

A partir de dados de precipitação (mm/ano) para regiões subcontinentais, dentre elas o Brasil, Fantke *et al.* (2017) obtêm quatro variáveis dependentes: taxa constante de remoção atmosférica em episódios úmidos ( $\text{segundos}^{-1}$ ), tempo médio de duração de episódios secos (segundos), tempo médio de duração de episódios úmidos (segundos), e velocidade de deposição em ambiente externo rural (metros/dia). A velocidade de deposição em ambiente externo rural é a única delas que entra diretamente no modelo, sendo que esta é dependente de todas as demais, o que justifica a identificação da alta influência de três variáveis (taxa de precipitação, tempo médio de duração de episódios secos e velocidade de deposição externa rural), das cinco associadas à precipitação na análise de sensibilidade (Tabela 1).

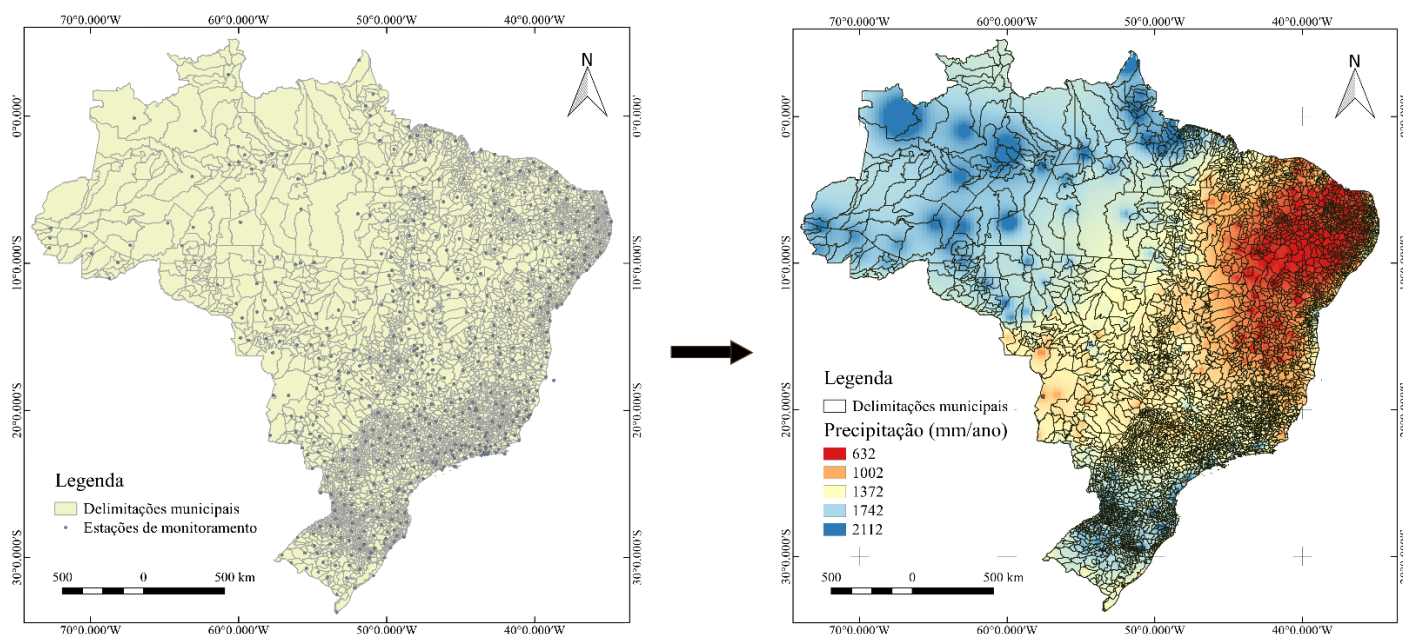
Uma vez que a taxa de precipitação é a variável base do cálculo, foram coletados dados históricos de precipitação mensal (mm/mês) do Brasil dos últimos 10 anos (2010-2019). Foram obtidos dados de todas as estações de monitoramento automáticas (605 estações) disponíveis na base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020).

É importante ressaltar que existe uma limitação relevante nos dados históricos de precipitação do Brasil, pois muitas estações apresentam falhas de monitoramento (AMADOR;

SILVA, 2020; OLIVEIRA *et al.*, 2010). Diante disso, foram calculadas inicialmente as médias mensais de precipitação para cada estação. Em seguida, as médias mensais foram somadas, a fim de obter uma estimativa da precipitação anual média dos últimos 10 anos, por estação de monitoramento. Com essa abordagem, apenas um dado mensal na série de 10 anos possibilita estimar, mesmo que com menor representatividade temporal, a precipitação do respectivo mês. Ainda assim, das 605 estações de monitoramento disponíveis, 37 foram excluídas da amostra (6,11%) por não apresentarem dados representativos para a análise. Os meses de janeiro, fevereiro e/ou março apresentaram maior defasagem de informação para essas estações. Em vista desses meses serem os mais chuvosos em grande parte do território brasileiro (INPE, 2021), a falta de dados foi considerada significativa para a análise, justificando a exclusão dessas estações.

Das 568 estações de monitoramento mantidas na análise, foram sumarizados os dados de latitude, longitude e precipitação anual (mm/ano) estimada. Estes foram então, trabalhados em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), utilizando o *software* QGis versão 2.18.1 e a projeção WSG 84: EPSG 4326. No *software*, os dados de precipitação anual das estações foram abertos como informações pontuais e em seguida interpolados. A interpolação em ambiente SIG é amplamente utilizada em estudos científicos para dados de precipitação (BORGES *et al.*, 2016; OZTURK; KILIC, 2016; SILVA *et al.*, 2019). O método selecionado foi o “peso pelo inverso da distância (IDW)”, sendo esse um dos métodos que performou menor erro no estudo de Borges *et al.* (2016). Dessa forma, foram estimadas taxas de precipitação anual para 17.582 *pixels* de 17×30 km cada, considerando toda a extensão do território brasileiro (Figura 4).

Figura 4: Localização pontual das estações de monitoramento e dados interpolados de precipitação para o território brasileiro



Fonte: Elaboração própria (2021)

Após a interpolação, a média dos valores dos *pixels* por município foi calculada através do algoritmo “estatísticas por zonas”, usando a delimitação de municípios brasileiros fornecida pelo IBGE (2019), como camada poligonal que contém os limites das zonas. A partir desse procedimento metodológico, foi possível obter a média de precipitação anual (mm/ano) para 5.493 municípios brasileiros.

Uma vez obtidos os dados de precipitação, foram calculadas as variáveis taxa constante de remoção atmosférica em episódios úmidos ( $\text{segundos}^{-1}$ ), tempo médio de duração de episódios secos (segundos), tempo médio de duração de episódios úmidos (segundos), e velocidade de deposição em ambiente externo rural (metros/dia), diretamente na planilha de cálculo fornecida por Fantke *et al.* (2017). Os dados foram obtidos para os mesmos 5.493 municípios com dados de precipitação anual disponíveis.

#### 4.2.4.2 Coleta de dados para regionalização parcial dos Fatores de Efeito

A regionalização parcial dos FEs de Fantke *et al.* (2019) contou com a alteração dos dados de entrada de população total (em número de pessoas) e mortalidade (mortes/doença/ano). Ao final, as variáveis regionalizadas foram comparadas estatisticamente aos dados originais do modelo de caracterização através do cálculo da variação percentual para cada um dos 126 municípios. Os dados de população total dos municípios foram obtidos para

o ano de 2020 na base de dados do IBGE (2020a), em que estavam disponíveis dados para 5.570 municípios do Brasil.

Em relação aos dados de mortalidade, Fantke *et al.* (2019) considera dados relacionados a cinco doenças e para faixas etárias distintas. A regionalização dessa variável foi desenvolvida com a base de dados disponível pelo sistema TabNet Win 32 3.0, desenvolvido e disponibilizado pelo DATASUS (2019). O sistema de informações de saúde utiliza a classificação estatística internacional de doenças e problemas relacionadas à saúde, nomeada CID-10, estabelecida pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

Os dados de mortalidade (em mortes/doença/ano) foram obtidos para o ano de 2019 (dados mais recentes) e o Quadro 1 apresenta os efeitos na saúde originais do modelo, os efeitos na saúde obtidos no sistema TabNet Win, com a classificação CID-10 respectiva, e as faixas etárias consideradas.

Quadro 1: Características dos dados de mortalidade considerados por Fantke *et al.* (2019) e regionalizados

Doença considerada em Fantke <i>et al.</i> (2019)	Doença utilizada na regionalização da variável		Faixa etária
	Categoria CID-10	Nome da doença	
Doenças isquêmicas do coração	I20	Angina pectoris	25-29; 30-34; 35-39; 40-44; 45-49; 50-54; 55-59; 60-64; 65-69; 70-74; 75-79; ≥80
	I21	Infarto agudo do miocárdio	
	I22	Infarto do miocárdio recorrente	
	I23	Algumas complicações atuais subsequentes ao infarto agudo do miocárdio	
	I24	Outras doenças isquêmicas agudas do coração	
	I25	Doença isquêmica crônica do coração	
Acidente Vascular Cerebral	I64	Acidente vascular cerebral não especificado como hemorrágico ou isquêmico	25-29; 30-34; 35-39; 40-44; 45-49; 50-54; 55-59; 60-64; 65-69; 70-74; 75-79; ≥80
Infecções respiratórias agudas em crianças	J06	infecções respiratórias agudas das vias áreas superiores de localizações múltiplas e não especificadas	0-4
	J20	Bronquite aguda	
	J21	Bronquiolite aguda	
	J22	Infecção agudas não especificadas das vias aéreas inferiores	
Câncer de pulmão	C34	Neoplasia maligna dos brônquios e dos pulmões	Todas as idades
Doença pulmonar obstrutiva crônica	J44	Outras doenças pulmonares obstrutivas crônicas	Todas as idades

Fonte: Elaboração própria (2021)

Para algumas doenças originais do modelo de Fantke *et al.* (2019) foram encontradas mais de uma categoria da CID-10 relacionada, como por exemplo Infecções respiratórias

agudas em crianças, que pode ser relacionada às categorias J06, J20, J21 e J22. Nesses casos, as mortalidades obtidas para cada categoria CID-10 foram somadas e um dado único de mortalidade foi inserido no modelo de caracterização. Dados para as 126 cidades consideradas no cálculo dos FEs puderam ser encontrados na base de dados utilizada, além de dados para outros milhares de municípios brasileiros.

#### 4.2.6 Aplicação em um estudo de caso

Os FCs regionalizados para os municípios brasileiros foram aplicados em um estudo de caso de ACV atribucional para a produção de painel de madeira MDP (sigla do inglês *medium density particleboard*) no território brasileiro, baseado no trabalho de Silva *et al.* (2013). O estudo de caso seguiu a estrutura padrão de ACV normatizada pela ISO 14040 (ISO, 2006 a), sendo assim, dividido em quatro etapas: (1) definição de objetivo e escopo; (2) análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV); (3) AICV, e; (4) interpretação dos resultados. As seções a seguir descrevem as etapas desenvolvidas. Vale ressaltar que a mesma metodologia foi utilizada em um estudo similar desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa e aceito para publicação na IX Conferência Internacional sobre Análise do Ciclo de Vida na América Latina (CILCA, 2020-21), que não considerou, no entanto, o uso dos FCs regionalizados apresentados aqui.

##### 4.2.6.1 Definição de Objetivo e Escopo

O trabalho visou identificar a influência da escolha de FCs selecionados na etapa de AICV, especificamente para a categoria formação de MP. A avaliação foi desenvolvida em uma abordagem *cradle-to-gate*, com Unidade Funcional (UF) e fluxo de referência de 1 m<sup>3</sup> de painel de madeira MDP, com densidade média de 630 kg/m<sup>3</sup>. A fronteira geográfica do sistema abrange as cidades brasileiras de Itapetininga-SP, Botucatu-SP e Uberaba-MG. O sistema de produção abrangeu as fases florestal (desde a produção de mudas até a colheita e transporte da madeira) e industrial. Uma vez que o sistema não apresentou multifuncionalidade, não foram necessários procedimentos de alocação.

##### 4.2.6.2 Inventário do Ciclo de Vida

O ICV de *foreground* do sistema de produção foi dividido entre as produções florestal (*hardwood forestry, eucalyptus spp*) e industrial (*particleboard, at plant, for indoor use, 7.4% water content, from virgin wood, BR 2012*). Ambos foram desenvolvidos por Silva *et al.* (2013) e obtidos no Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV – Brasil).

Em relação aos ICVs de *background*, os dados de produção de eletricidade foram também obtidos no SICV – Brasil (*Electricity Brazilian hydroelectric power plants, 1kWh*).

Para os demais fluxos, foram utilizadas as bases de dados gratuitas *Needs* versão 1.8 e *Agribalyse* versão 3.0. Os dados de ICV foram modelados no *software* OpenLCA versão 1.10.2 e exportados em uma planilha Excel.

#### 4.2.6.3 Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: Análise de sensibilidade

A etapa de AICV foi desenvolvida utilizando a ferramenta *Microsoft Excel*, especificamente para a categoria de impacto formação de MP. Os impactos do ciclo de vida foram obtidos utilizando os FCs regionalizados de forma parcial neste artigo, e a título de comparação, foram também utilizados os FCs de Van Zelm *et al.* (2016) para o Brasil, UNEP e SETAC (2016), para o globo, e os obtidos através da multiplicação dos FIs e FEs originais de Fantke *et al.* (2017, 2019), considerando cidades específicas. Apesar do sistema de produção ocorrer em três cidades brasileiras, considerou-se os FCs apenas de Uberaba – MG, uma vez que o modelo de Fantke *et al.* (2017, 2019) aponta maiores FCs para esse município dentre os três, e buscou-se no estudo acessar o máximo impacto potencial do sistema. A escolha dos modelos de caracterização selecionados segue a recomendação de modelos para aplicação no contexto brasileiro do Capítulo 3 deste trabalho.

A partir do ICV obtido com a modelagem no *software* OpenLCA versão 1.10.2, foram identificados e isolados os fluxos de *foreground* e *background* de emissão de MP primário (MP<sub>10</sub>, MP<sub>10-2,5</sub>, MP<sub>2,5</sub>) e secundário (NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>), visto que são os únicos que impactam a categoria de interesse.

Para viabilizar a conexão dos FCs com os fluxos de emissão inventariados, emissões que tinham especificações de compartimento de emissão foram trabalhadas com as seguintes considerações: (1) para o modelo de Van Zelm *et al.* (2016), que não tem diferenciação entre arquétipos, considerou-se o mesmo FC para a emissão em diferentes arquétipos de uma mesma substância; (2) para os modelos de UNEP e SETAC (2016) e Fantke *et al.* (2017, 2019) originais e regionalizados, para os quais os FCs são diferentes conforme os arquétipos, emissões inventariadas para “*high population density*” e “*low population density*” foram associadas aos arquétipos urbano e rural, respectivamente; já para emissões sem especificação considerou-se o FC do arquétipo de maior valor atribuído para a respectiva substância.

Por fim, as emissões inventariadas foram finalmente convertidas em impactos na saúde humana por formação de MP em DALY/m<sup>3</sup> de painel de madeira MDP, fazendo a multiplicação de cada fluxo de emissão (em kg emitido/m<sup>3</sup> de painel MDP) com seu respectivo FC (DALY/kg emitido). Os resultados obtidos entre os diferentes modelos foram então, comparados entre si

em termos de impacto total e *hotspots* identificados, e discutidos com base em trabalhos similares da literatura.

### 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os tópicos a seguir apresentam os resultados da regionalização parcial para a categoria formação de MP para o contexto brasileiro, dividido em 3 seções: variáveis de cálculo regionalizadas; FCs regionalizados, e; sensibilidade de um estudo de caso frente à regionalização parcial.

#### 4.3.1 Variáveis de cálculo regionalizadas

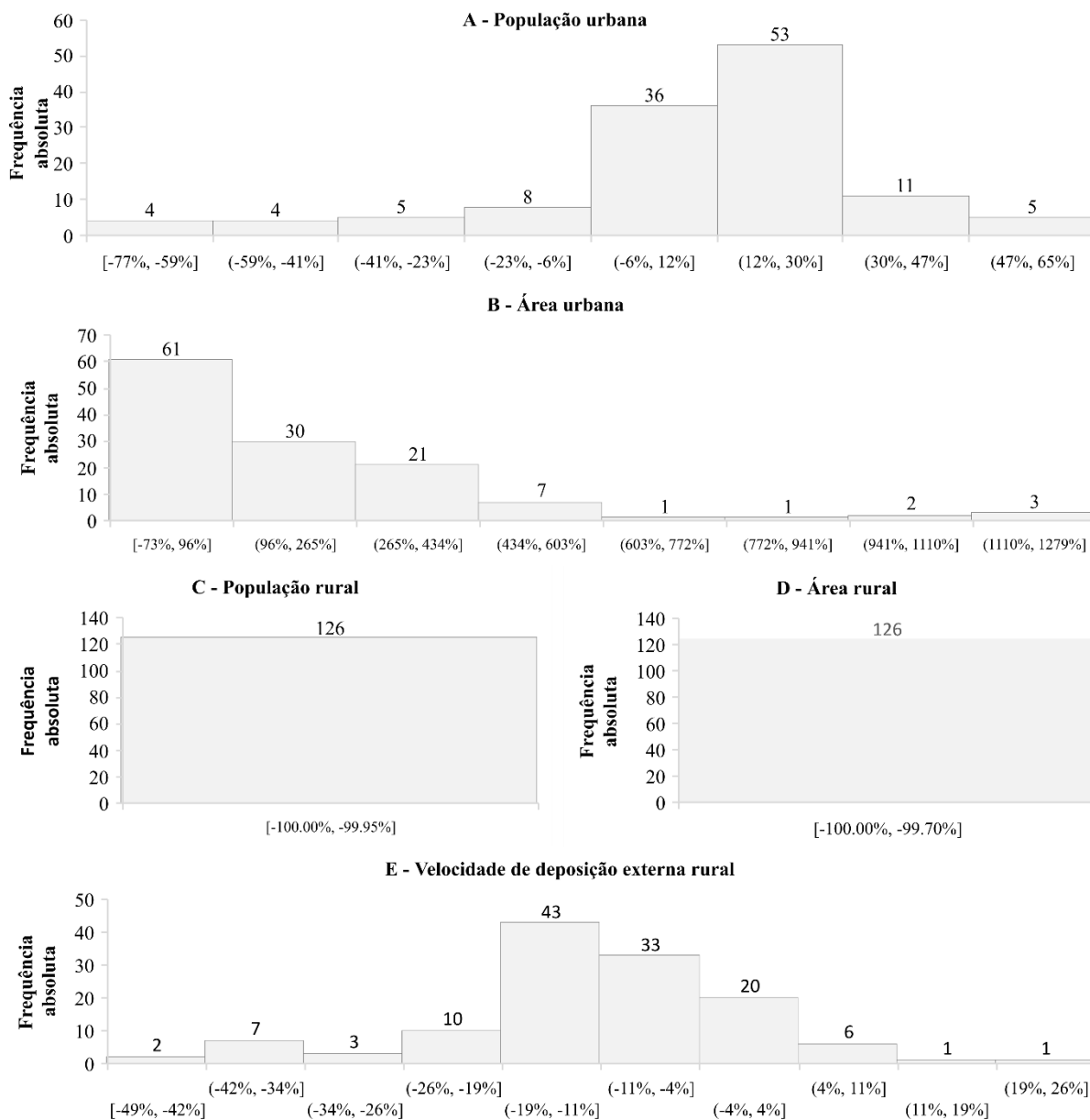
Os resultados da coleta de dados para regionalização das variáveis e, a análise comparativa entre elas e os dados originais dos modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019) estão descritos nas seções a seguir, separadamente para FI e FE.

##### 4.3.1.1 Variáveis dos Fatores de Inalação

Os histogramas da Figura 5 ilustram a distribuição de frequência absoluta das variações percentuais entre os dados de entrada originais do modelo e os dados obtidos em bases de dados brasileiras. Na análise dos histogramas, maiores frequências nas classes que incluem 0% de variação apontam que mais próximos os dados originais do modelo são dos dados regionalizados.



Figura 5: Histogramas de frequência absoluta dos dados de variação percentual (dado original vs. dado regionalizado) por variável do fator de inalação para as cidades brasileira



Fonte: Elaboração própria (2021)

A Figura 5.A indica que, para população urbana, houveram cidades com variação percentual significativa. Oito cidades (6,35%) apresentam variações entre -77% e -41%, indicando que os dados de Fantke *et al.* (2017) se mostraram superiores aos do IBGE (2010). Outras 16 cidades (12,7%) variaram para o extremo oposto, em uma escala de 30% à 65% de variação. No entanto, a maior parte da amostra, se mostrou com variações mais tênues, uma vez que 70,63% das cidades apresentaram variações entre -6% até 30%. Na análise de sensibilidade desta variável, a alteração dos dados de entrada do modelo apresentou variações diretamente proporcionais nos FIs finais para o arquétipo externo urbano: aumentos de 10%, 50% e 100%

na variável geraram um aumento médio de 9,5%, 47,6% e 95,2% nos FIs finais. Vale ressaltar também que os dados de população urbana originais do modelo são respectivos ao ano 2000, dez anos anteriores aos dados utilizados neste trabalho.

Em relação à variável área urbana (Figura 5.B), do total de cidades, 61 (48,4%) ficaram na categoria de variação percentual de -73% à 96%. Vale ressaltar que esta categoria também engloba cidades para as quais os dados de área urbana do IBGE (2017) se mostraram próximos aos originais. Assim, destaque-se sete municípios desta classe do histograma que apresentaram baixo percentual de variação, entre -10% a +10%. Por outro lado, para 65 cidades do modelo (51,6%), os dados do IBGE (2017) são, pelo menos, 96% (exclusive) superiores aos de Fantke *et al.* (2017), chegando a atingir variações superiores a 1000% para os municípios de Angra dos Reis - RJ, Araguaina - TO e Marabá - PA. A análise de sensibilidade desta variável indicou sua influência principalmente para o arquétipo externo urbano, de forma que, para aumentos de 10%, 50% e 100% no valor de entrada do dado, o modelo gerou alterações médias de -5%, -20% e -31% nos FIs para o referido arquétipo.

Em relação às variáveis população rural (Figura 5.C) e área rural (Figura 5.D), a distribuição das variações percentuais indicou que os dados regionalizados se mostram 100% menores que os dados originais de Fantke *et al.* (2017). O fato de o modelo utilizar originalmente um dado único do país para população e área rural justifica essa variação, uma vez que após a regionalização dos dados, entradas específicas para as cidades foram inseridas, sendo essas consideravelmente menores que as originalmente utilizadas.

Vale ressaltar que população e área rural se mostraram influentes para o arquétipo externo rural na análise de sensibilidade. Para os dados de população, uma variação linear diretamente proporcional foi encontrada na análise de sensibilidade, e para área, os FIs sofreram variações médias de -8,05%, -30,31% e -46,38% para aumentos de 10%, 50% e 100%, respectivamente, nos dados de entrada. Novamente, é importante ressaltar a diferença do escopo temporal dos dados de população, uma vez que na regionalização foram utilizados dados de 2010, enquanto o modelo original utiliza dados de 2000.

Por fim, a Figura 5.E apresenta a distribuição das variações percentuais da velocidade de deposição externa rural, calculada por município, utilizando dados de precipitação. Para esta variável, as variações percentuais foram menores do que para as demais variáveis analisadas, uma vez que para 103 municípios, o intervalo de variações foi de -19% (exclusive) à 19%. Como o nome da variável sugere, sua principal influência ocorre no arquétipo externo rural, e

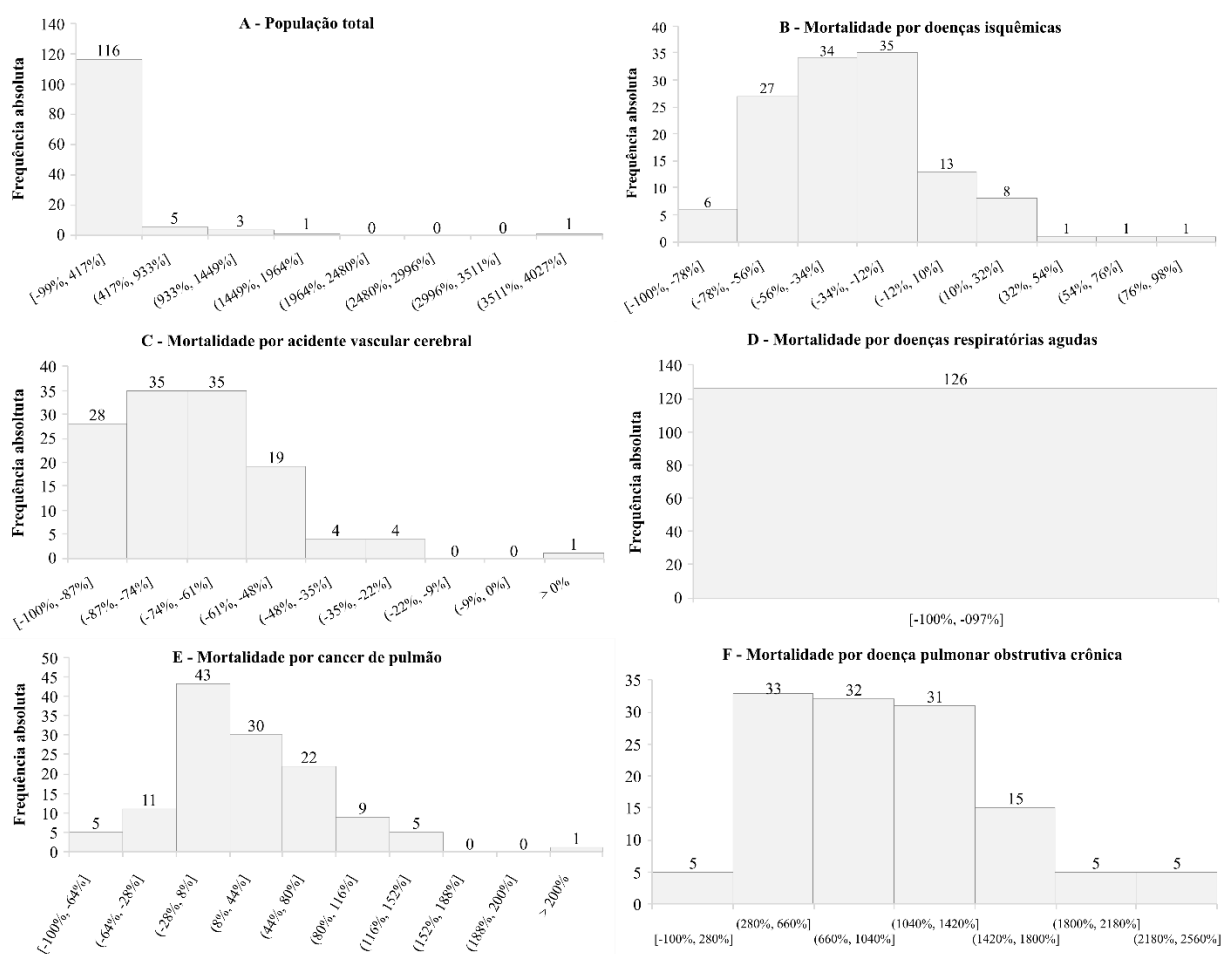
a análise de sensibilidade mostrou que variações médias de -8,05%, -30,31% e -46,38% ocorrem nos FIs se elevados em 10%, 50% e 100% os dados de entrada.

Ainda em relação às variáveis de cálculo dos FIs, a análise de sensibilidade desenvolvida indicou a importância dos dados de taxa de diluição atmosférica por cidade, taxa de troca de ar de ambiente interno para externo em áreas urbanas, e taxa de troca de ar de ambiente interno para externo em áreas rurais (ver Tabela 1 e Apêndice A). No entanto, dado o caráter exploratório dessa pesquisa e a dificuldade de acesso a esses dados na literatura, eles foram mantidos com os valores originais de Fantke *et al.* (2017).

#### 4.3.1.2 Variáveis dos Fatores de Efeito

Os histogramas da Figura 6 ilustram a distribuição de frequência absoluta das variações percentuais dos dados de entrada para os municípios brasileiros regionalizados, em relação aos dados originais de Fantke *et al.* (2019) para cálculo de FEs.

Figura 6: Histogramas de frequência absoluta dos dados de variação percentual (dado original vs. dado regionalizado) por variável do fator de efeito para as cidades brasileiras



Fonte: Elaboração própria (2021)

A Figura 6.A mostra que 116 (92%) cidades sofreram variações na classe de -99% à 417% dos dados de população total. Apesar dos extremos desta classe representarem variações elevadas, estão inclusas nele também cidades com variações baixas do dado, sendo que das 116 cidades, 23 sofreram variações percentuais no intervalo de -20% à 20%. No entanto, as demais classes do histograma mostraram a existência de 11 municípios para os quais a variação do dado de população total foi bastante elevada, acima de 410% do dado original, sendo que para cinco deles a variação superou 1000% de aumento (Manaus - AM, São Paulo - SP, Goiânia - GO, Salvador - BA e Rio de Janeiro - RJ).

Em relação aos dados de mortalidade por doenças específicas, os histogramas indicam variações também relevantes. Para mortes por doenças isquêmicas, a Figura 6.B indica que para 102 municípios brasileiros os dados do DATASUS (2019) foram menores do que os dados originais de Fantke *et al.* (2019) em pelo menos 12%. No outro extremo do histograma destacam-se 3 municípios para os quais os dados do DATASUS (2019) foram pelo menos 32% maiores que os originais. Em relação às ocorrências de mortes por doenças respiratórias agudas em crianças (Figura 6.D), para todos os municípios brasileiros os dados do DATASUS (2019) foram cerca de 100% menores que os dados do modelo.

Para mortes por acidente vascular cerebral, a Figura 6.C indica que os dados do DATASUS (2019) também foram, em geral, menores que os originais. Para 117 municípios (93%), os dados brasileiros foram pelo menos 48% menores. Por outro lado, para oito municípios, a variação percentual foi menor, na faixa de -48% à 9%. O único município da última classe do histograma é Arapiraca-AL, que sofreu variação percentual positiva de 19%, indicando que para ele mais ocorrências de morte foram quantificadas pelo DATASUS (2019).

Para as ocorrências de mortes por câncer de pulmão e por doença pulmonar obstrutiva crônica, os dados do DATASUS (2019) foram, em geral, superiores aos de Fantke *et al.* (2019), como indicam, respectivamente, os histogramas das Figuras 6.E e 6.F. No caso de mortes por câncer de pulmão, para 37 municípios a variação foi de pelo menos 44%, sendo que para sete deles (Guarapuava - PR, Passo Fundo - RS, Itajaí - SC, Praia Grande - SP, Pelotas - RJ, Uruguaiana - RS e Rio Grande - RS), a variação foi superior à 100%. Para as mortes por doenças pulmonares obstrutivas crônicas, o aumento percentual foi ainda superior ao de câncer no pulmão. Em 121 municípios (96%), a variação foi superior à 280%, destacando-se cinco municípios, para os quais a variação foi maior que 2000%: Rio Branco - AC, Rio Verde - GO, Mogi Guaçu - SP, Praia Grande - SP e Guarapuava - PR.

Os dados referentes aos fatores de severidade e à taxa de respiração humana por pessoa não foram alterados, pois os dados utilizados por Fantke *et al.* (2019) se mostraram como os mais adequados para a realidade brasileira disponíveis nas bases de dados encontradas. Por outro lado, dados de concentração e de risco relativo não foram regionalizados pela maior dificuldade de acesso a eles. Para ambas as variáveis, a literatura carece de dados acessíveis com qualidade padronizada para todo o território brasileiro, como discutido na metodologia deste artigo (seção 4.2.1.2).

### **4.3.2 Fatores de caracterização regionalizados**

Com a alteração das variáveis regionalizadas, foram obtidos novos dados de FIs e FEs para os municípios brasileiros englobados no modelo. As seções a seguir apresentam os novos fatores e a análise comparativa dos mesmos com fatores originais.

#### **4.3.2.1 Regionalização parcial dos Fatores de Inalação**

Fantke *et al.* (2017) é um modelo híbrido de cálculo de FIs, para o qual podem ser obtidos fatores para diferentes municípios (abordagem geográfica) em quatro arquétipos diferentes (abordagem por arquétipos): interno urbano e rural, e externo urbano e rural. Além disso, é possível considerar a altura de emissão do poluente, tendo como opções nível do solo, que é o padrão do modelo, e chaminés baixa, alta e muito alta. Para emissões em arquétipos internos, existe também a possibilidade de alterar características do compartimento de emissão quanto à taxa de troca de ar, recirculação/filtragem de ar e nível de ocupação.

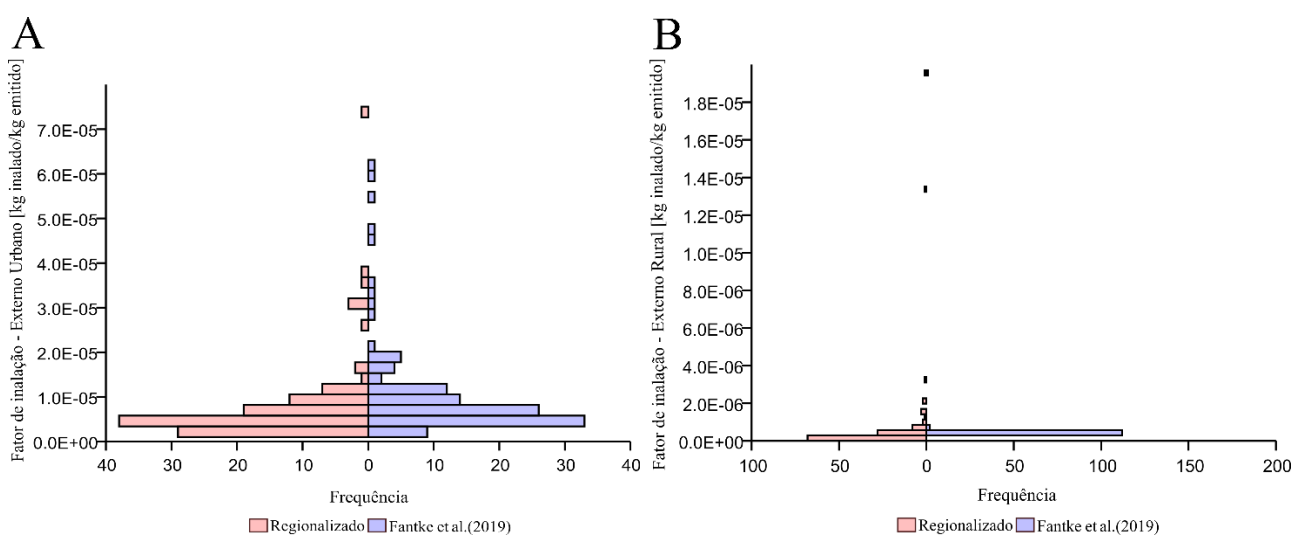
Vale ressaltar que essas características dos compartimentos de emissão são relevantes, uma vez que representam a variabilidade dos FIs para formação de MP. No entanto, tais variações são acessadas por fatores constantes multiplicados pelos FIs padrões da modelagem. Assim, foram obtidos novos fatores regionalizados por município para os quatro arquétipos base, associados ao cenário padrão (emissão externa a nível do solo e interna sem caracterização do ambiente), uma vez que a partir desses, é facilitada a obtenção das demais variações dos fatores. Os FIs regionalizados podem ser acessados no Apêndice B deste artigo. Vale ressaltar ainda que, não foram englobados no escopo deste trabalho a regionalização dos fatores por estados e os fatores médios nacionais, visto que alteram as equações e as variáveis necessárias.

Os FIs regionalizados para os arquétipos interno urbano e rural se mostram com baixas variações percentuais em relação aos fatores originais. Para o arquétipo interno urbano, a faixa de variação foi de -0,15% a 1,02%, e para o arquétipo interno rural foi de -0,66% a 3,01%. A explicação pode ser encontrada na análise de sensibilidade previamente desenvolvida. Como

discutido na seção 4.3.1.1, as variáveis regionalizadas são influentes exclusivamente nos FIs dos arquétipos externo urbano e externo rural. Em relação aos arquétipos interno urbano e rural, as únicas variáveis que se mostraram influentes foram taxa de troca de ar de ambiente interno para externo em áreas urbanas e rurais, respectivamente (Apêndice A – Tabela A.1). No entanto, essas não foram regionalizadas no presente trabalho.

Por outro lado, para os arquétipos externo urbano e rural, a regionalização dos FIs apresentou variações mais significativas, e o comparativo de frequência da distribuição dos FIs está apresentado nas Figuras 7.A e 7.B, respectivamente.

Figura 7: Histogramas de frequência de Fatores de Inalação para o arquétipo externo urbano (A) e externo rural (B) comparativos entre a regionalização parcial e fatores originais



Fonte: Elaboração própria (2021)

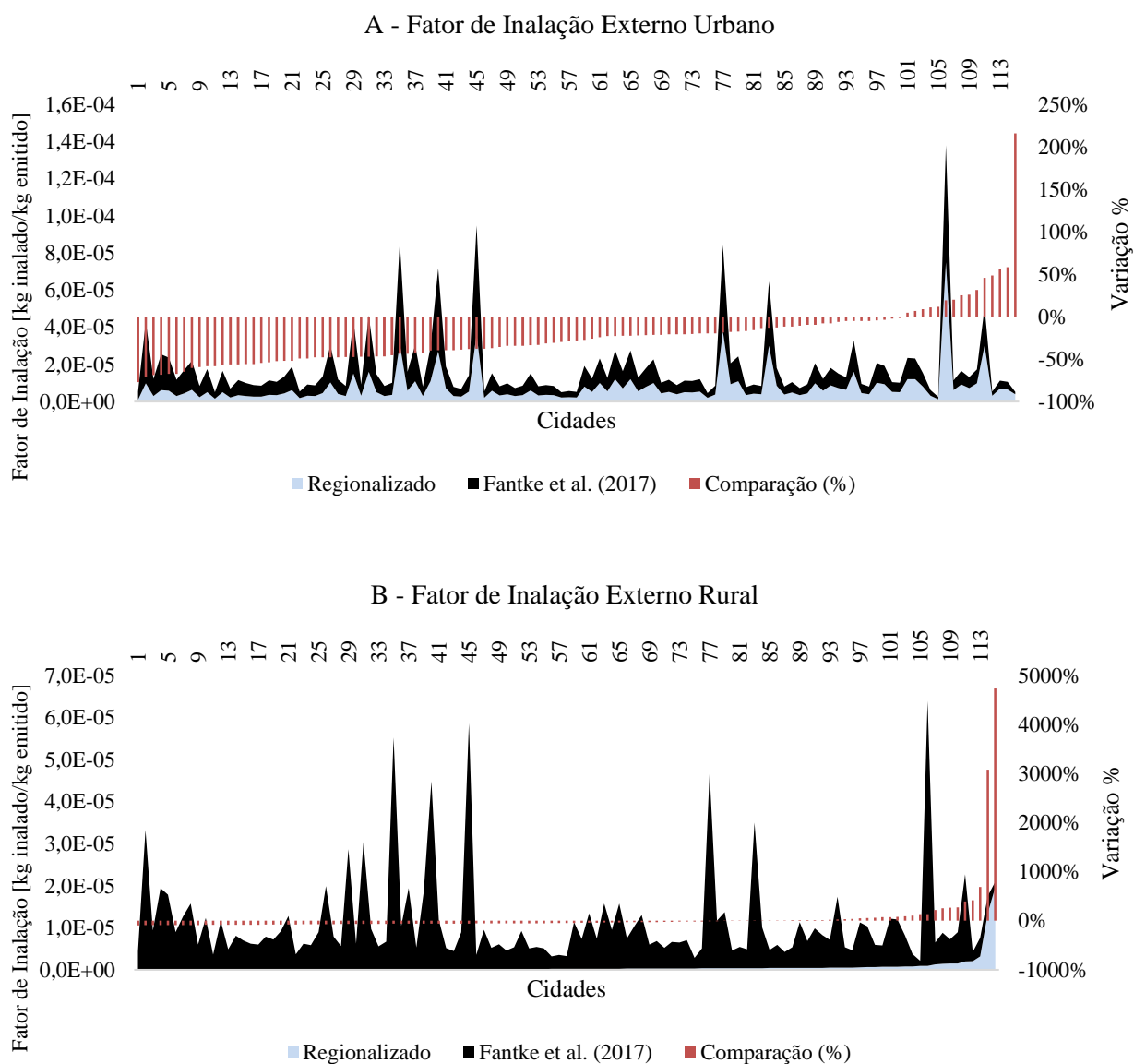
A Figura 7.A indica que os FIs regionalizados e os originais de Fantke *et al.* (2017) para o arquétipo externo urbano apresentam perfis de distribuição equivalentes, apesar de existirem diferenças percentuais relevantes entre as duas amostras de dados, como ilustra a Figura 8.A. Por outro lado, para o arquétipo externo rural, a Figura 7.B mostra que a regionalização resultou em FIs distintos entre os municípios brasileiros (com coeficiente de variação igual à 355,7%), enquanto em Fantke *et al.* (2017), os FIs sofrem pouca variação (com coeficiente de variação igual a 6,78%). O fato de os desenvolvedores do modelo utilizarem valores de população, área e velocidade de deposição externa rural constantes entre os municípios brasileiros, e pela regionalização permitir variar esses dados geograficamente, justifica essa maior diferença no perfil de distribuição dos FIs.

Vale destacar também os municípios de Salvador - BA e São Paulo – SP, representados como pontos no extremo superior da Figura 7.B, indicando FIs mais elevados. São Paulo – SP apresenta a maior população rural (119.126 pessoas) dentre as 126 cidades (IBGE, 2010), e a análise de sensibilidade mostrou que essa variável é diretamente proporcional aos resultados dos FIs (4.3.1.1). Já Salvador – BA foi uma das cidades com a menor área rural da amostra (13,74 km<sup>2</sup>) (IBGE, 2017), e essa variável se mostrou inversamente proporcional aos FIs, (4.3.1.1.) Essas observações são a base principal dessas cidades se destacarem quanto ao elevado FI para arquétipo externo rural.

Para 11 municípios brasileiros inclusos na modelagem de Fantke *et al.* (2017), as bases de dados do IBGE (2010) e IBGE (2017) indicaram dados de população e área rural nulos, são esses: Aracaju - SE, Belo Horizonte – MG, Cubatão – SP, Curitiba – PR, Fortaleza - CE, Natal - RN, Porto Alegre - RS, Praia Grande - SP, Recife - PE, Rio de Janeiro – RJ e Vitória - ES. No entanto, ao ser inserido zero para essas variáveis na planilha de cálculo, o modelo não foi capaz de gerar FIs, indicando uma limitação do mesmo para cidades que são exclusivamente urbanas. Diante disso, é condizente afirmar que para esses municípios, os FIs dos arquétipos interno e externo rurais equivalem a zero, visto que não existem esses compartimentos. No entanto, o cálculo dos FIs para os arquétipos urbanos foi inviabilizado. Isso ocorre pelo modelo ser baseado em balanços de massa, que consideram, entre outros, o transporte dos poluentes entre os compartimentos trabalhados, fazendo com que haja uma influência dos dados rurais nos FIs urbanos. Esses 11 municípios foram excluídos da análise comparativa dos FIs regionalizados com os originais, uma vez que não foi identificada uma forma adequada de gerar tais dados.

Para ambos os arquétipos, externo urbano e rural, a comparação entre os FIs originais e os regionalizados indicaram variações percentuais representativas. Assim, para um melhor entendimento dessa análise, a Figura 8 ilustra os FIs de Fantke *et al.* (2017) e os regionalizados como gráficos de área, e a variação percentual entre eles.

Figura 8: Análise comparativa dos Fatores de Inalação de Fantke *et al.* (2017) e os regionalizados para os arquétipos externo urbano (A) e externo rural (B).



Os FIs regionalizados para ambos os arquétipos externos (urbano e rural) sofreram tanto variações percentuais negativas (ou seja, foram reduzidos), quanto positivas em relação aos fatores originais do modelo. A inversão das barras na linha de variação 0% no eixo secundário das Figuras 8.A e 8.B indica esse resultado. Além disso, a existência de barras mais próximas dessa mesma linha de 0% aponta cidades para as quais os dados usados no modelo de Fantke *et al.* (2019) são similares aos dados calculados usando as bases de dados brasileiras, sendo um indicativo de menores incertezas associadas aos FIs.



Por outro lado, variações extremas negativas e positivas também podem ser observadas nos fatores regionalizados para ambos os arquétipos. Para o arquétipo externo urbano, um total de 100 cidades tiveram seus FIs reduzidos com a regionalização, sendo que para 21 essa redução foi na faixa de 50% à 77,25%. Apenas 15 cidades tiveram seus FIs elevados com a regionalização, sendo o destaque a cidade de João Pessoa - PB, para a qual a variação foi de 216%.

Mais significante foram as variações dos FIs para o arquétipo externo rural, para a qual 55 municípios do Brasil tiveram seus FIs reduzidos na faixa de 50% à 96,29% e outros 19 municípios tiveram suas variações no extremo oposto, com aumento de 50% à 4.734,5%, sendo os destaques os municípios de São Paulo – SP (3.078,5%) e Salvador – BA (4.734,5%), pelos motivos anteriormente discutidos.

Destaque-se a importância de mais esforços serem feitos para a regionalização das variáveis de taxa de troca de ar de ambiente interno para externo e taxa de diluição atmosférica. Estas influenciam principalmente os arquétipos internos, para os quais o presente trabalho encontrou variações percentuais menos significativas.

#### 4.3.2.2 Regionalização parcial dos Fatores de Efeito

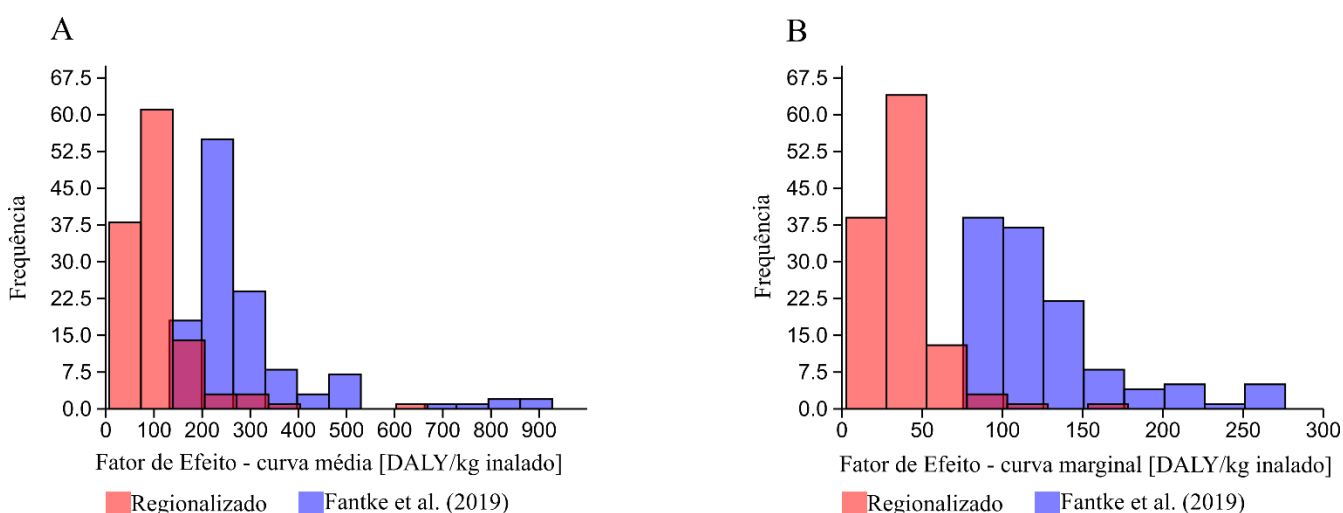
De acordo com Fantke *et al.* (2019), estudos de ACV do tipo atribucional e consequential requerem FEs distintos. Isso ocorre, pois, uma ACV atribucional acessa os impactos ambientais de um sistema de produção ao longo de seu ciclo de vida e, a ACV consequential acessa os impactos esperados em consequência de escolher um sistema de produção ou outro. Diante disso, o modelo de Fantke *et al.* (2019) calcula dados de FEs considerando funções não lineares de curvas exposição-resposta, que permitem diferenciar curvas médias e marginais (Apêndice A – seção A.5). Visto que ambos os fatores são calculados com variáveis similares, ambos puderem ser regionalizados com as alterações de população e mortalidade dos municípios brasileiros.

No cálculo dos FEs pela planilha original de Fantke *et al.* (2019), cinco cidades resultaram em fatores nulos: Angra dos Reis – RJ, Cabo Frio – RJ, Macaé – RJ, Magé – RJ e Santos – SP. Essas mesmas cidades também resultaram em FEs iguais a zero com a regionalização. A explicação está nos dados de entrada originais das concentrações de MP<sub>2,5</sub> para essas cidades, uma vez que são originalmente nulos no modelo e a variável não foi englobada na regionalização parcial. Assim, essas cidades não foram incluídas nas análises comparativas entre os modelos, descritas a seguir.

Além dessas, outras quatro cidades, que originalmente tinham FEs diferentes de zero, tiveram seus fatores zerados com o processo de regionalização: Campo Grande - MS, Cascavel - PR, Rio Claro - SP e Santa Maria - RS. O motivo é a base de dados do DATASUS (2019) indicar zero mortes para as doenças acessadas pelo modelo para essas cidades e os FEs serem obtidos em função da diferença de mortalidade atribuída à exposição de  $MP_{2,5}$ .

Os FEs médios e marginais regionalizados para as 126 cidades brasileiras estão disponíveis no Apêndice B deste artigo. Vale ressaltar que, na presente regionalização parcial foram trabalhados especificamente os fatores por municípios, não sendo englobados no escopo deste trabalho a regionalização dos fatores por estados e os fatores médios nacionais. O gráfico ilustrado na Figura 9 apresenta um histograma comparativo da frequência de distribuição dos FEs originais e regionalizados para as curvas média (Figura 9.A) e marginal (Figura 9.B).

Figura 9: Histogramas de frequência de Fatores de Efeito para curva média (A) e marginal (B) comparativos entre a regionalização parcial e fatores originais



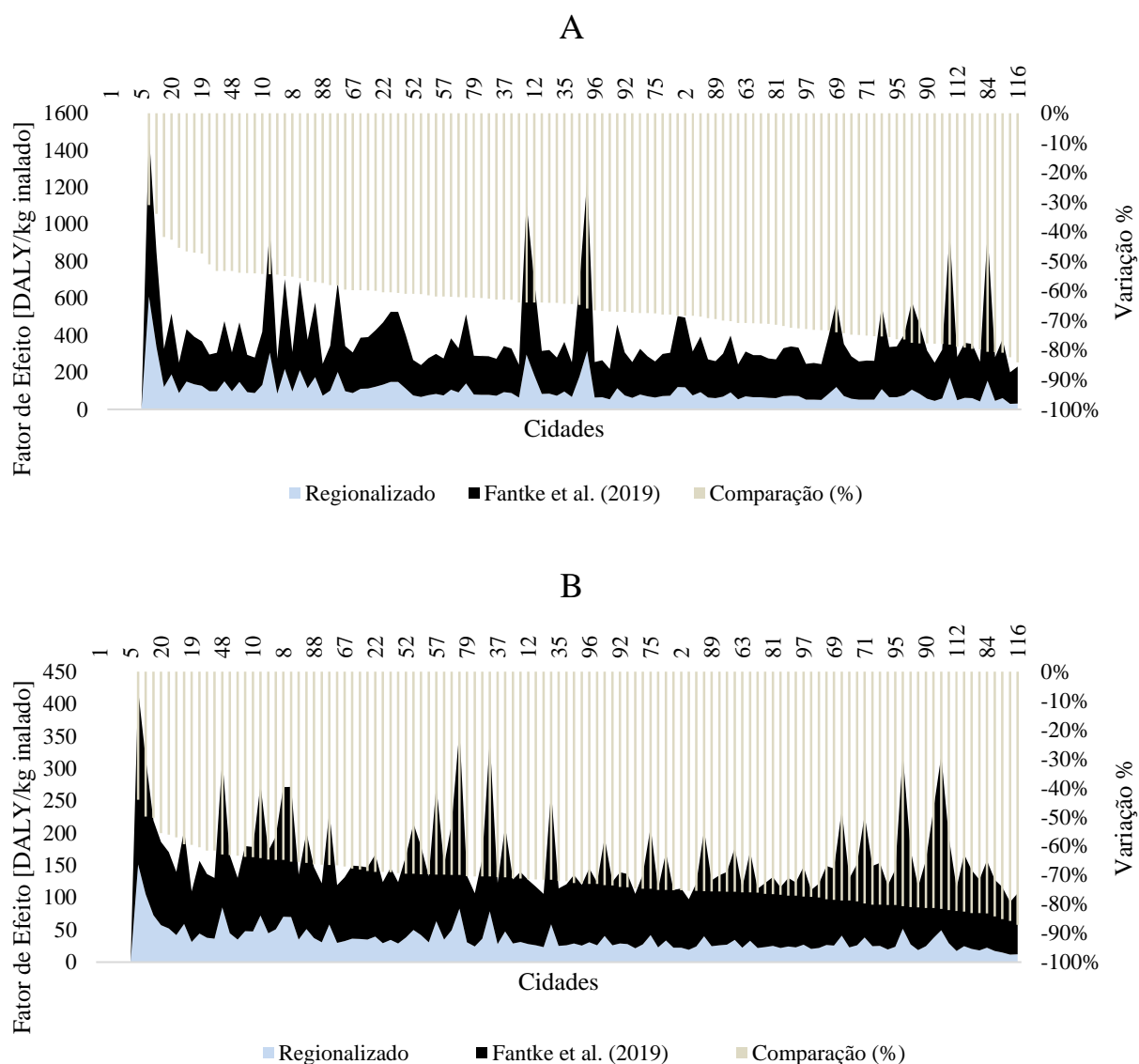
Fonte: Elaboração própria (2021)

Os histogramas ilustram que, para ambas as curvas médias e marginais, os FEs regionalizados mostraram-se menores que os originais. Os dados de mortalidade explicam esses resultados, uma vez que para 124 municípios (98,4%) a mortalidade total, ou seja, a soma de ocorrências de mortes dos cinco efeitos, considerada por Fantke *et al.* (2019), se mostrou superior à fornecida pelo DATASUS (2019).

Para uma melhor análise dos dados, a Figura 10 apresenta os valores dos FEs regionalizados e de Fantke *et al.* (2019), por município analisado, em gráficos de área para as

curvas média (Figura 10.A) e marginal (Figura 10.B), bem como a variação percentual entre os mesmos no eixo secundário do gráfico.

Figura 10: Análise comparativa dos Fatores de Efeito de Fantke et al. (2019) e os regionalizados para as curvas média (A) e marginal (B) da função exposição-resposta.



Fonte: Elaboração própria (2021)

A Figura 10 ilustra que para ambos os fatores médios e marginais, os dados regionalizados e de Fantke *et al.* (2019) apresentam um comportamento similar, porém com os FE regionalizados sendo sempre reduzidos. É possível observar que a maior parte dos municípios tiveram seus FEs reduzidos em mais de 50%, indicados pela barra de variação percentual abaixo da linha de -50%.

A elevada variação percentual evidencia, entre outros, a necessidade de regionalização de FEs para o Brasil, uma vez que Fantke *et al.* (2019) é o modelo com dados mais representativos para o país em relação aos demais modelos avaliados no Capítulo 3 deste trabalho. Ainda assim, a regionalização parcial resultou em variações significativas nos FEs. Vale ressaltar que, ainda é importante a regionalização das demais variáveis de cálculo para uma melhor aproximação do modelo à realidade brasileira. Mas, de forma geral, o uso de dados coletados por instituições brasileiras, bem como a melhoria do escopo temporal das variáveis reduz as incertezas associadas aos fatores resultantes.

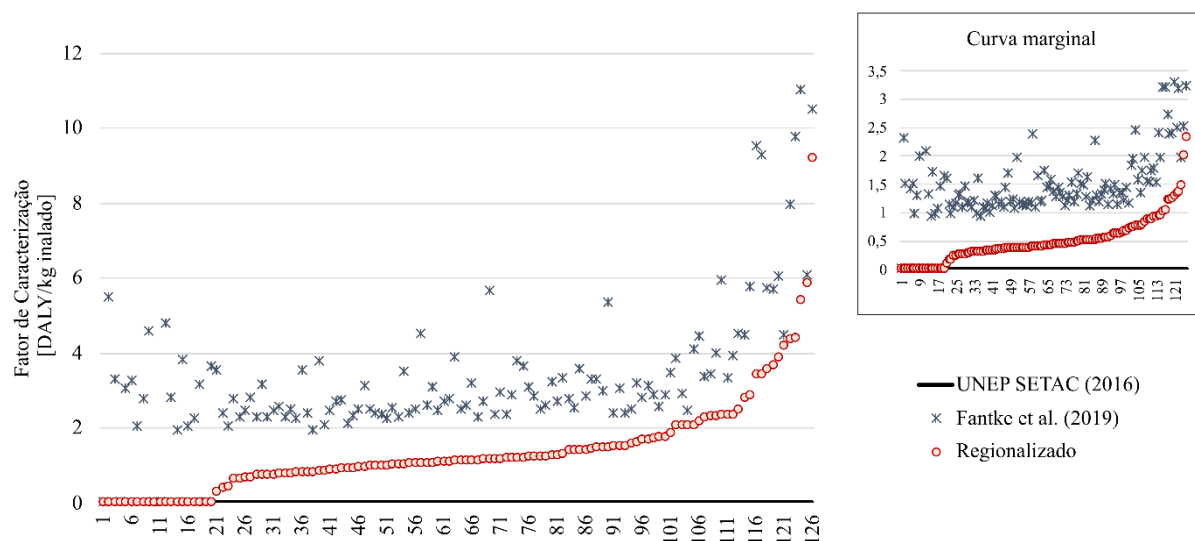
#### 4.3.2.3 Regionalização parcial: Fatores de Caracterização

A partir dos FIs e FEs regionalizados de forma parcial, foram calculados novos FCs. Oito fatores regionalizados foram obtidos para cada município brasileiro inserido na análise, variando em quatro arquétipos e para as curvas média e marginal de exposição-resposta da modelagem de FE. Estes foram comparados com FCs obtidos pela multiplicação dos FIs e FEs originais de Fantke *et al.* (2017, 2019), com os fornecidos por Van Zelm *et al.* (2016) para o contexto brasileiro, e com os recomendados por UNEP e SETAC (2016) para o globo, uma vez que foram os quatro modelos recomendados para uso no contexto brasileiro (ver Capítulo 3).

As Figuras 11, 12, 13 e 14 apresentam essa análise, respectivamente para os arquétipos interno urbano, interno rural, externo urbano e externo rural. Os dados foram classificados do menor para o maior FC com base nos dados regionalizados. As cidades para as quais o FI e FE resultou em zero, ou não pôde ser calculado no caso do FI, foram mantidas para a plotagem dos gráficos dos FCs, resultando sempre em FCs nulos.

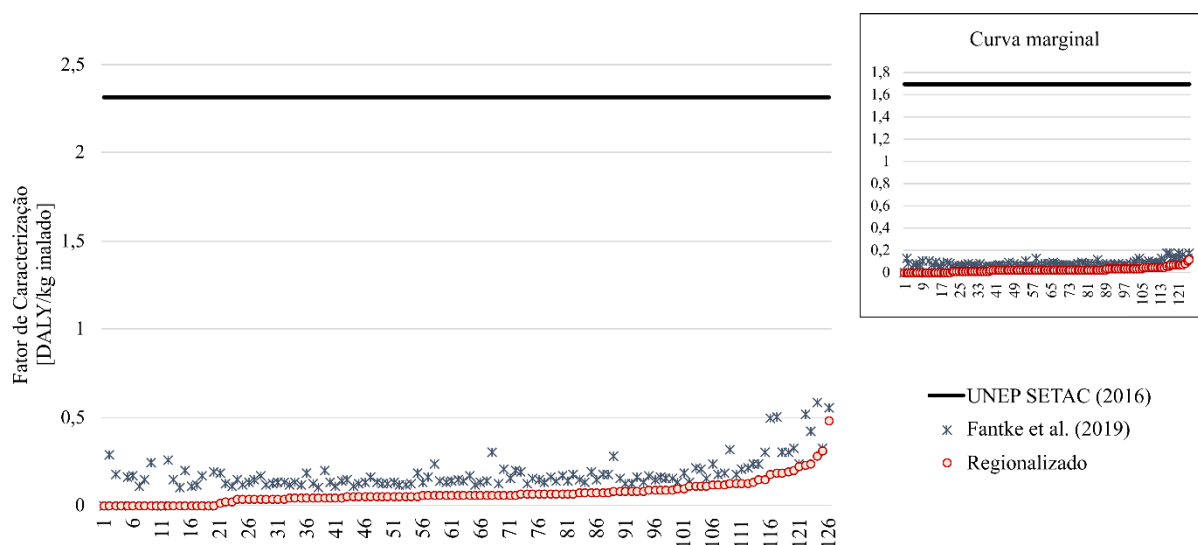
Para a análise dos FCs regionalizados dos arquétipos internos optou-se por não incluir a comparação com o dado fornecido pelo modelo de Van Zelm *et al.* (2016), uma vez que os autores trabalham com um dado único para o Brasil, sendo entendido que o mesmo é principalmente associado a ambientes externos.

Figura 11: Fatores de caracterização para o arquétipo interno urbano regionalizados e comparação com outros fatores da literatura para as curvas média (gráfico principal) e marginal.



Fonte: Elaboração própria (2021)

Figura 12: Fatores de caracterização para o arquétipo interno rural regionalizados e comparação com outros fatores da literatura para as curvas média (gráfico principal) e marginal.

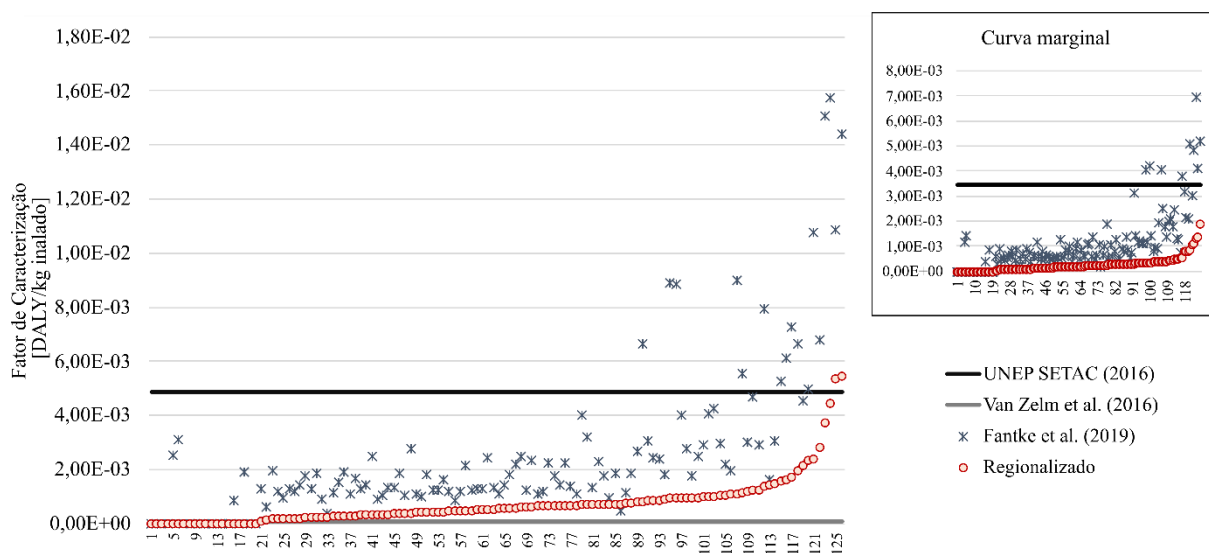


Fonte: Elaboração própria (2021)

As Figuras 11 e 12 mostram que os FCs regionalizados são menores que os obtidos por Fantke *et al.* (2017, 2019) em todos os municípios inclusos na modelagem, e para ambas as curvas, média e marginal, de exposição resposta. Essa redução nos FCs de ambientes internos é explicada pela redução significativa dos FEs regionalizados, visto que para esses arquétipos, os FIs apresentaram baixas variações percentuais em relação aos do modelo original.

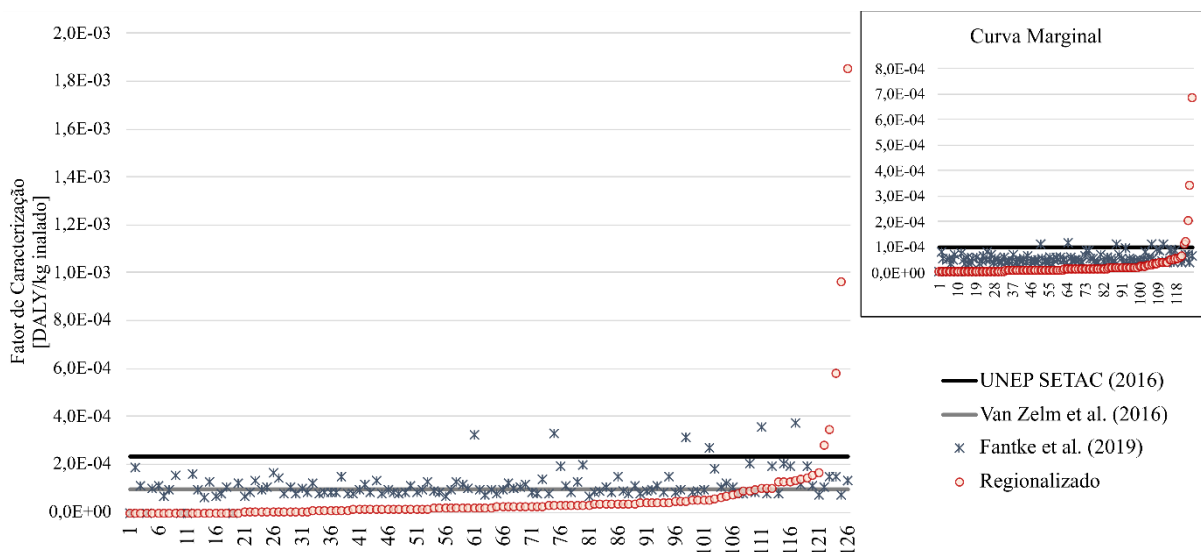
UNEP e SETAC (2016), por sua vez, recomenda FCs mais baixo e mais alto, em relação aos regionalizados e também aos de Fantke *et al.* (2017, 2019), para os arquétipos interno urbano (0,0166 DALY/kg MP<sub>2,5</sub> emitido) e interno rural (2,32 DALY/ kg MP<sub>2,5</sub> emitido), respectivamente. Desta forma, o uso deste modelo pode sub ou superestimar os impactos de formação de MP associados à emissão de MP<sub>2,5</sub> de um sistema de produção em um estudo de caso de ACV. No entanto, a regionalização de FCs para a média mundial e para o Brasil não foram incluídos no escopo do presente artigo e Fantke *et al.* (2017, 2019) recomenda que FCs globais, como é o caso de UNEP e SETAC (2016), sejam usados apenas para fluxos que não tenham especificações de local de emissão no inventário.

Figura 13: Fatores de caracterização para o arquétipo externo urbano regionalizados e comparação com outros fatores da literatura para as curvas média (gráfico principal) e marginal.



Fonte: Elaboração própria (2021)

Figura 14: Fatores de caracterização para o arquétipo externo rural regionalizados e comparação com outros fatores da literatura para as curvas média (gráfico principal) e marginal.



Fonte: Elaboração própria (2021)

Para os arquétipos externos, novamente foi observado uma redução dos FCs em relação ao que foi obtido com os FIs e FEs originais de Fantke *et al.* (2017, 2019), para a maior parte dos municípios brasileiros. A explicação está na redução dos FEs para todos os municípios brasileiros, associada a uma redução também dos FIs para a maior parte dos municípios em ambos os arquétipos externos. Alguns poucos municípios para os quais o FI aumentou em maiores proporções resultaram em aumento dos FCs. Para o arquétipo externo urbano curva média o município de João Pessoa – PB foi o único que apresentou um aumento do FC, sendo esse de 19%, justificado pelo município ter apresentado o maior aumento percentual no cálculo do FI (216% de aumento). Já para o arquétipo externo rural, foram obtidos aumentos percentuais nos FCs de Belém - PA, Campinas - SP, Maceió - AL, Sorocaba - SP, Goiânia - GO, João Pessoa - PB, Salvador - BA e São Paulo – SP, sendo esses os municípios que também apresentaram maiores percentuais de aumento dos FIs. Para os demais municípios com aumento do FI, a redução dos FEs foi significativa a ponto de reduzir também os FCs.

O FC fornecido por Van Zelm *et al.* (2016) para o Brasil foi incluso apenas nos gráficos principais das Figuras 13 e 14, uma vez que não são fornecidos pelos autores, FCs considerando a curva marginal de exposição-resposta. Especificamente para o arquétipo externo urbano, a Figura 13 mostra que, ambos os modelos de UNEP e SETAC (2016) e Van Zelm *et al.* (2016) indicam FCs dentro da faixa de variação dos fatores dos municípios brasileiros obtidos na regionalização e, também por Fantke *et al.* (2017, 2019). No entanto, o FC proposto por Van Zelm *et al.* (2016) ( $9,7 \times 10^{-5}$  DALY/ kg de MP<sub>2,5</sub> emitido) encontra-se próximo aos das cidades

com menores FCs, enquanto o de UNEP e SETAC (2016) encontra-se opostamente próximo às cidades de maiores FCs para a curva média ( $4,87 \times 10^{-3}$  DALY/ kg de MP<sub>2,5</sub> emitido) e marginal ( $3,44 \times 10^{-3}$  DALY/ kg de MP<sub>2,5</sub> emitido).

Para o arquétipo externo rural, a Figura 14 indica que UNEP e SETAC (2016) também fornece FCs próximos aos dos municípios de maiores FCs da regionalização e também de Fantke *et al.* (2016), para ambas as curvas, média ( $2,32 \times 10^{-4}$  DALY/ kg de MP<sub>2,5</sub> emitido) e marginal ( $9,75 \times 10^{-5}$  DALY/ kg de MP<sub>2,5</sub> emitido). Já Van Zelm *et al.* (2016), para a curva média, indicam FC ( $9,7 \times 10^{-5}$  DALY/ kg de MP<sub>2,5</sub> emitido) dentro da escala de variação dos FCs originais de Fantke *et al.* (2017, 2019) e regionalizados.

Analisando os FCs regionalizados em todos os arquétipos e para ambas as curvas de exposição resposta, pode-se afirmar que o uso de dados obtidos em bases brasileiras gerou uma redução dos fatores, indicando que o modelo de Fantke *et al.* (2017, 2019) pode gerar uma superestimativa dos impactos associados à emissão de MP<sub>2,5</sub> primário no contexto brasileiro. De forma geral, para os FCs da literatura que se encontram dentro da faixa de variação dos fatores dos municípios brasileiros, entende-se que, apesar de ainda incertos, representam uma estimativa adequada para o Brasil. No entanto, para os casos em que os FCs disponíveis se encontram fora desta faixa de variação, pode ocorrer uma super ou subestimativa mais significativa dos impactos para a categoria em questão.

Uma vez que a recomendação para essa categoria de impacto é o acesso à FCs regionalizados, o uso de um FC único para o Brasil, como o de Van Zelm *et al.* (2016), ou para o globo, como UNEP e SETAC (2016) estão associados à maiores incertezas para um estudo de caso. No entanto, quando o local de emissão não é conhecido, o uso destes fatores pode ser necessário (FANTKE *et al.*, 2017).

Em relação às incertezas associadas à regionalização, é possível afirmar, com base em uma análise qualitativa, como sugerido por UNEP e SETAC (2016), que elas foram reduzidas. A afirmação justifica-se pelo uso de dados específicos do Brasil na modelagem de cálculo, sendo esses obtidos por agências nacionais que fazem o controle das informações necessárias (IBGE, INMET e DATASUS). Além disso, houve uma melhoria no escopo temporal das variáveis de cálculo. Para o cálculo do FI, Fantke *et al.* (2017) utiliza dados meteorológicos de 2007 à 2009, dados de população de 2000 e, para área dos municípios, as informações são obtidas de um estudo publicado em 2012; enquanto na regionalização, os dados meteorológicos foram de 2010 à 2019, população do ano de 2010 e área de 2017. Para os FEs, Fantke *et al.*



(2019) utiliza dados de população e de mortalidade de 2015, enquanto na regionalização foram utilizados dados de população de 2020 e mortalidade de 2019. Vale ressaltar que, uma análise de incertezas quantitativa ainda é relevante para os FCs desta categoria, no entanto a literatura atual carece de um consenso sobre a melhor forma de quantificar tais incertezas, como discutido por Qin, Cucurachi e Suh (2020).

Apesar da redução das incertezas das variáveis de cálculo, limitações significativas podem ainda ser apontadas para os FCs de formação de MP para o contexto brasileiro. Ao ser selecionado o modelo de Fantke *et al.* (2017, 2019) para a regionalização, o procedimento pôde ser desenvolvido apenas para FCs de MP<sub>2,5</sub> primário. No entanto, FCs para MP secundário (por exemplo devido à emissão de NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> e SO<sub>2</sub>) são também relevantes para essa categoria de impacto, e os dados disponíveis atualmente em literatura para essas substâncias são para o globo (UNEP e SETAC, 2016) ou para o Brasil como território único (VAN ZELM *et al.*, 2016). Além disso, ainda é necessária a geração de um FC médio para o Brasil, uma vez que essa análise não foi incluída na presente regionalização parcial e é relevante para estudos de caso em que não são especificados os locais de emissão à nível de cidades nos inventários desenvolvidos.

Também é importante destacar a falta de FCs para grande parte dos municípios brasileiros, uma vez que o país tem 5.570 municípios (IBGE, 2020a) e apenas 126 são incluídos no modelo de Fantke *et al.* (2017, 2019). Os desenvolvedores do modelo justificam que os municípios incluídos são aqueles com dados disponíveis em Apte *et al.* (2012), que por sua vez, analisam frações de inalação para municípios do globo com mais de 100.000 habitantes. Como foi brevemente apresentado na seção 4.2.4 deste artigo, para as variáveis que foram regionalizadas, existe a disponibilidade de dados para a maior parte dos municípios do Brasil. Porém, existe uma desigualdade notória de monitoramento de dados ao longo do território brasileiro. Pode-se citar como exemplo, os próprios dados de precipitação utilizados, uma vez que a maior parte das estações automáticas disponíveis no INMET (2020) se encontram na região sul-sudeste do país (ver Figura 4), para dados de concentração de poluentes no ar e estudos acadêmicos de cálculo de risco relativo é esperado que essa desigualdade seja ainda mais evidente e limitante no processo de regionalização completa dos modelos.

### 4.3.3 Aplicação em estudo de caso de Avaliação do Ciclo de Vida: Análise de sensibilidade entre fatores originais e regionalizados

O ICV para a produção de painel de madeira MDP compilado e reduzido para os fluxos de emissão associados à categoria de impacto formação de MP, bem como os FCs dos modelos selecionados estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Fluxos de MP inventariados e seus fatores de caracterização respectivos por modelo de caracterização incluído na análise

Inventário			Fatores de Caracterização [DALY/ kg emitido]			
Substância	Sub-compartimento	Emissão (kg/ m <sup>3</sup> de painel MDP)	Van Zelm <i>et al.</i> (2016)	UNEP e SETAC (2016)	Fantke <i>et al.</i> (2017, 2019) - Original	Fantke <i>et al.</i> (2017, 2019) - Regionalizado
Amônia (NH <sub>3</sub> )	<i>high population density</i>	7,95 E-09	1,10 E-05	2,60 E-04	-	-
	<i>low population density</i>	2,07 E-07	1,10 E-05	4,00 E-05	-	-
	<i>unspecified</i>	9,44 E-02	1,10 E-05	2,60 E-04	-	-
Óxidos de Nitrogênio (NO <sub>x</sub> )	<i>high population density</i>	1,81 E-06	4,90 E-07	3,10 E-05	-	-
	<i>low population density</i>	5,57 E-04	4,90 E-07	4,00 E-06	-	-
	<i>unspecified</i>	3,50 E-01	4,90 E-07	3,10 E-05	-	-
MP < 2,5 µm	<i>high population density</i>	2,00 E-02	9,70 E-05	4,87 E-03	1,41 E-03	2,43E-04
	<i>low population density</i>	4,06 E-05	9,70 E-05	2,32 E-04	9,68 E-05	1,09E-05
	<i>unspecified</i>	9,00 E-04	9,70 E-05	2,32 E+00	2,85 E+00	1,08E+00
Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> )	<i>high population density</i>	1,31 E+00	6,40 E-05	1,50 E-04	-	-
	<i>low population density</i>	2,69 E-05	6,40 E-05	1,90 E-05	-	-
	<i>unspecified</i>	9,91 E-02	6,40 E-05	1,50 E-04	-	-

Fonte: Elaboração própria (2021)

Como pode ser observado, a Tabela 2 não apresenta os fluxos de emissão de MP maior que 2,5 micrometros (MP<sub>2,5-10</sub>, MP<sub>10</sub>), pois nenhum dos quatro modelos de caracterização selecionados para esse estudo de caso disponibiliza FC para tais emissões, de forma que os impactos associados a elas seriam anulados no cálculo da AICV. Vale ressaltar, no entanto, que as emissões de MP<sub>2,5</sub> são mais preocupantes na discussão sobre impactos na saúde humana por inalação de MP, uma vez que seu menor diâmetro permite que a mesma atinja mais profundamente o sistema respiratório (GUARIEIRO; GUARIEIRO, 2013; EPA, 2020).

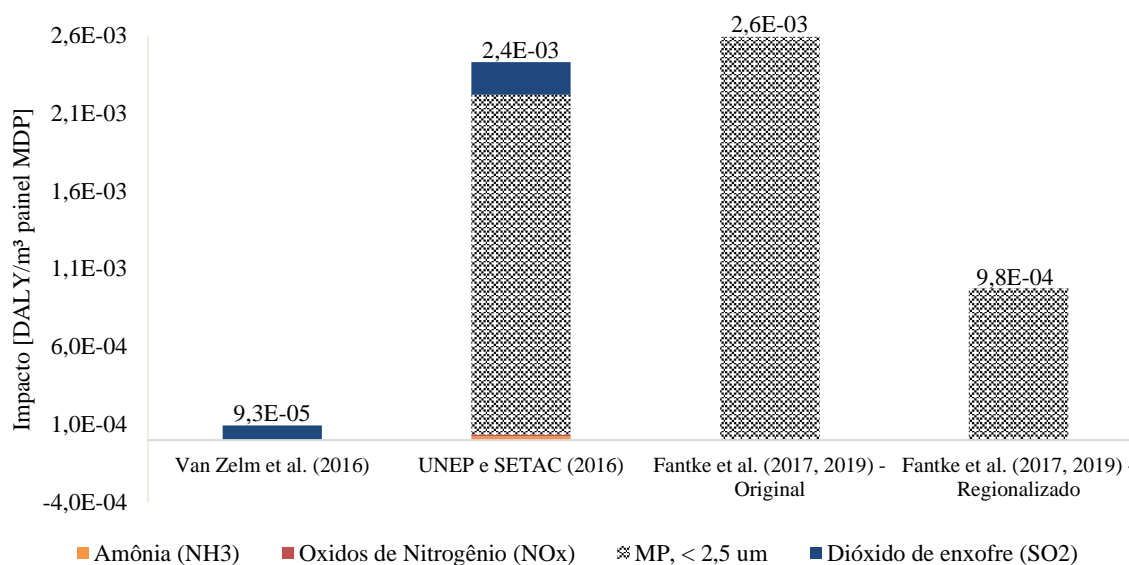
Uma vez que Van Zelm *et al.* (2016) e UNEP e SETAC (2016) disponibilizam FCs para substâncias secundárias, essas foram também inclusas na AICV. Porém, como já mencionado, Fantke *et al.* (2017, 2019) não inclui tais substâncias em sua modelagem, e da mesma forma, a regionalização parcial não as incluiu.

Os fatores dos arquétipos internos foram usados para emissões em ambientes não especificados nos modelos de UNEP e SETAC (2016) e Fantke *et al.* (2017, 2019). O FC mais elevado para estes arquétipos está associado principalmente ao fator de exposição, utilizado no cálculo do FI. Fantke *et al.* (2017) considera que as pessoas passam 90% de seus dias em

ambiente interno e que o volume de ar nesses ambientes é menor que o volume de ar externo. Assim, uma emissão em ambiente interno acaba gerando uma maior concentração (massa de ar por volume) do poluente no local, elevando o fator de exposição. Mesmo que parte do poluente seja transportado para ambientes externos, o destino principal é o ar que ele foi emitido. Já no caso das emissões externas, a dispersão do poluente pelo maior volume do ar dilui sua concentração, e associada à uma menor fração do dia que as pessoas passam em ambientes externos (10%) ocorre uma redução do fator de exposição. Assim, ambientes internos resultam em FIs maiores que os ambientes externos.

A Figura 15 apresenta os impactos potenciais do sistema para a categoria de formação de MP, a partir do uso dos três modelos de caracterização selecionados mais os FCs obtidos com a regionalização parcial.

Figura 15: Impactos de danos na saúde humana por formação de MP para produção de 1 m<sup>3</sup> de painel de madeira MDP em DALY/m<sup>3</sup> de painel



Fonte: Elaboração própria (2021)

A Figura 15 evidencia que o modelo de Van Zelm *et al.* (2016), através do uso de FCs para a realidade brasileira, é o modelo que resulta nos menores impactos para formação de MP. Além disso, esse modelo indica como *hotspot* para essa categoria, as emissões de SO<sub>2</sub>, que apesar de não consideradas por Fantke *et al.* (2017, 2019), não foram evidenciadas com o uso do modelo de UNEP e SETAC (2016). UNEP e SETAC (2016) por sua vez, com os dados a nível global resultou em uma quantificação de impacto aproximadamente 2.500% maior que Van Zelm *et al.* (2016) e identificou a emissão de MP<sub>2,5</sub> primário como *hotspot* do sistema de produção.

Em relação a essa diferença na identificação de *hotspots* pelos modelos de Van Zelm *et al.* (2016) e UNEP e SETAC (2016), é importante destacar que o SO<sub>2</sub> foi a emissão associada a MP mais elevada do sistema de produção. No entanto, os FCs para a emissão de MP<sub>2,5</sub> do modelo de UNEP e SETAC (2016) é consideravelmente maior que para o SO<sub>2</sub> (ver Tabela 2), fazendo com que o modelo associe mais impactos à saúde humana à emissão de MP<sub>2,5</sub> do que à uma emissão 6.630% maior de SO<sub>2</sub>. Tais resultados evidenciam a importância de selecionar cautelosamente um modelo de caracterização conforme o estudo a ser desenvolvido, analisando entre outros, a abrangência geográfica do modelo, pois os resultados de um estudo de caso se mostram altamente sensíveis a essa escolha, inclusive no quesito identificação de *hotspot*.

Em relação à modelagem de Fantke *et al.* (2017, 2019), não é viável uma análise de *hotspot* comparativa com os demais, uma vez que apenas os impactos de MP<sub>2,5</sub> são acessados. Fica evidente, no entanto, que quanto ao montante total de impacto em DALY/m<sup>3</sup> de painel de madeira MDP, os resultados por esse modelo são mais próximos aos de UNEP e SETAC (2016) do que de Van Zelm *et al.* (2016). Porém, o mais importante a ser observado nesse estudo de caso é a redução de aproximadamente 62% do impacto total do sistema de produção nessa categoria, ao serem utilizados os FCs regionalizados de forma parcial. Isso evidencia mais uma vez que, os FCs obtidos com os FIs e FEs originais de Fantke *et al.* (2017, 2018) geram uma superestimativa dos impactos para as emissões em contexto brasileiro.

Os resultados deste estudo de caso mostraram que existe uma influência relevante da escolha de um modelo de caracterização para um estudo de caso, mesmo entre os modelos que são apontados como os mais adequados para a realidade brasileira (Capítulo 3). No entanto, Owsianiak *et al.* (2014) e Bueno *et al.* (2016), analisando a influência da escolha de método de AICV em um estudo de caso, concluem que há concordância entre os impactos da categoria de formação de MP para os métodos CML 2001, EDIP 97/2003, IMPACT 2002+, ReCiPe e ILCD.

Porém, vale ressaltar que os modelos acessados por Owsianiak *et al.* (2014) e Bueno *et al.* (2016) foram desenvolvidos para outras realidades geográficas, (CML 2001 - global; IMPACT 2002+ - América do Norte, e; ReCiPe 2008, ILCD e EDIP 97/2003 – Europa) e para o nível *midpoint* da cadeia de causa e efeito. Assim, observa-se que o uso de modelos de MP desenvolvidos para as regiões que já contam com estudos de regionalização avançados em relação ao Brasil, apresentam uma menor variabilidade de resultados do que o uso de fatores brasileiros. Essa análise mostra, mais uma vez, a necessidade do desenvolvimento de uma regionalização completa de um modelo de caracterização de formação de MP para o Brasil,

incluindo também as emissões de MP secundário, que apesar de não terem sido destacadas por UNEP e SETAC (2016), mostraram-se relevante através do modelo de Van Zelm *et al.* (2016), específico para o Brasil.

#### 4.5 CONCLUSÃO

Os FCs regionalizados neste artigo em uma abordagem parcial podem ser considerados como menos incertos diante do contexto brasileiro, principalmente pelo uso de dados mais atualizados e específicos para o país. As planilhas de cálculo automatizadas dos modelos responderam adequadamente à alteração de seus dados de entrada e podem facilitar consideravelmente os processos de regionalização para esta categoria. No entanto, limitações importantes também foram observadas, destacando-se a impossibilidade do cálculo de FIs para cidades exclusivamente urbanas e a falta de dados para MP secundário, que gera a necessidade de uso de FCs de outros modelos para possibilitar uma análise completa desta categoria, aumentando as incertezas dos resultados de um estudo de caso.

Trabalhos futuros que visem gerar melhorias para os FCs brasileiros da categoria de AICV formação de MP devem, portanto, gerar esforços no sentido de: prover a regionalização completa de um modelo de caracterização para formação de MP; acessar FCs para substâncias secundárias; analisar mais amplamente o funcionamento de cálculo para cidades exclusivamente urbanas (caso também trabalhe com os modelos de Fantke *et al.*, 2017, 2019), e; ampliar a extensão territorial dos dados regionais brasileiros, para além dos 126 municípios inicialmente acessados.

**Agradecimentos:** Processo nº 2019/03287-5, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento deste trabalho.

#### REFERÊNCIAS

ALEMAYEHU, Y. A.; ASFAW, S. L.; TERFIE, T. A. Exposure to urban particulate matter and its association with human health risks. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, p. 27491-27506, 2020.

ALMETWALLY, A. A.; BIN-JUMAH, M.; ALLAM, A. A. Ambient air pollution and its influence on human health and welfare: an overview. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, p. 24815-24830, 2020.

AMADOR, M. C.; SILVA, C. A. O preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação: o método de ponderação regional associado ao hidro-plu e o hidroweb. **Revista eletrônica da associação dos geógrafos brasileiros**, Três Lagoas, v. 1, n. 31, p. 178 – 202, 2020.

ANDRADE, E. P. *et al.* Water scarcity in Brazil: part 1- regionalization of the AWARE model characterization factors. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 2019, <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5>.

APTE, J. S. *et al.* Global intraurban intake fractions for primary air pollutants from vehicles and other distributed sources. **Environmental, Science and Technology**, Easton, v. 46, p. 3415–3423, 2012.

BARE, J. C. TRACI 2.0: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. **Clean Techn. Environ. Policy**, [s. l.], v. 13, p. 687-696, 2011.

BORGES, P. A. *et al.* Comparison of spatial interpolation methods for the estimation of precipitation distribution in Distrito Federal, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, Wien, v. 123, p. 335-348, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1359-9>.

BUENO, C. *et al.* Sensitivity analysis of the use of Life Cycle Impact Assessment methods: a case study on building materials. *Journal of Cleaner Production*, Amsterdam, v. 112, p. 2208-2220, 2016.

BURNET, R. *et al.* Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 115, p. 9592-9597, 2014.

CAVALETT, O. *et al.* Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 647-658, 2013.

CHELI, G. R. *et al.* Avaliação de impacto do ciclo de vida: fatores de efeito para material particulado. **Revista Gestão Indústria**, Ponta Grossa, v. 15, n. 4, p. 14-27, 2019.

COUTINHO, L. M. **Biomass brasileiros**. 1. ed., São Paulo: Oficina de textos, 2016. ISBN 978-85-7975-254-4.

DATA SUS. **Informações de saúde TABNET**, Brasília, 2019. Disponível em: <http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0205>. Acesso em julho 2020.

DU, C. *et al.* Life cycle assessment addressing health effects of particulate matter of mechanical versus manual sugarcane harvesting in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 787-799, 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Particulate Matter (Basics)**. [s.l.], outubro, 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>.

EUROPEAN COMMISSION (EU), JOINT RESEARCH CENTRE (JRC), INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (IES). **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook** – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. 1. ed. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010.

FANTKE, P. *et al.* Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 276-288, 2015.

FANTKE, P. *et al.* Characterizing aggregated exposure to primary particulate matter: Recommended Intake Fractions for Indoor and Outdoor sources. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 51, n. 16, p. 9089-9100, 2017.

FANTKE, P. *et al.* Global effect factors for exposure to fine particulate matter. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 53, n. 12, p.6855-6868, 2019.

GLOBAL BURDEN OF DISEASE COLLABORATORS. **Global Burden of Disease study 2010 data downloads**, Seattle, 2013. Disponível em: <http://ghdx.healthmetricsandevaluation.org/global-burden-disease-study-2010-gbd-2010-data-downloads>.

GLOBAL BURDEN OF DISEASE STUDY. **Global Burden of Disease Collaborative Network**, Seattle, 2017. Disponível em: <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>.

GUARIEIRO, L. L. N.; GUARIEIRO, A. L. N. Vehicle Emissions: What Will Change with Use of Biofuel?. **Biofuels - Economy, Environment And Sustainability**, [S.l.], p.357-378, 23 jan. 2013.

GRONLUND, C. J. *et al.* Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. **Air Quality, Atmosphere and Health**, [s. l.], v. 8, p. 29-46, 2015.

HAUSCHILD, M. Z.; POTTING, J. S. **Spatial differentiation in life-cycle impact assessment: The EDIP 2003 methodology**. Copenhagen: Technical University of Denmark, 2003.

HODAS, N. *et al.* Indoor inhalation intake fractions of fine particulate matter: Review of influencing factors. **Indoor Air**, Copenhagen, v. 26, p. 836–856, 2016.

HOFSTETTER, P. **Perspectives in life cycle impact assessment a structured approach to combine models of the technosphere ecosphere valuesphere**. Dissertation (Doctor of Natural Sciences) – Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich, 1998.

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

HUMBERT, S.; FANTKE, P.; JOLLIET, O. 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.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**, [s. l.], 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em janeiro de 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Malha censitária do Censo agropecuário de 2017**, [s. l.], 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/26565->

malhas-de-setores-censitarios-divisooes-intramunicipais.html?=&t=downloads. Acesso em: janeiro 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Malha municipal**. [s. l.], 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15774-malhas.html?edicao=27733&t=downloads>. Acesso em: janeiro 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **População**, [s. l.], 2020a. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao.html>. Acesso em julho de 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Malha censitária – o que é?**, [s. l.], 2020b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/26565-malhas-de-setores-censitarios-divisooes-intramunicipais.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: janeiro 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Banco de dados meteorológicos**, Brasília, 2020. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: julho 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Estações do ano**, [s. l.], 2021. Disponível em: <https://clima1.cptec.inpe.br/estacoes/>. Acesso em: janeiro 2021.

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

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO, 2006b.

ITSUBO, N.; INABA, A. **Life-cycle impact assessment method based on endpoint modeling (LIME 2)**. n. 14, [s. l.]: JLCA, 2012. Disponível em: <https://lca-forum.org/english/>. Acesso em julho de 2020.

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, New York, v. 74, p. 136–143, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002992>. Acesso em janeiro 2019.

KOUNINA, A. *et al.* Spatial analysis of toxic emissions in LCA: A sub-continental nested USEtox model with freshwater archetypes. **Environment International**, New York, v. 69, p. 67–89, 2014.

KREWSKI, D. *et al.* **Reanalysis of the Harvard six cities study and the American Cancer Society study of particulate air pollution and mortality**. Cambridge: Health Effects Institute, 2000.



KREWSKI, D. *et al.* **Extended Follow-up and Spatial Analysis of the American Cancer Society Linking Particulate Air Pollution and Mortality**. Report 140. ed. Boston: Health Effects Institute, 2009.

LIU, X. *et al.* Fine particulate matter pollution in north China: Seasonal-spatial variations, source apportionment, sector and regional transport contributions. **Environmental Research**, San Diego, v. 184, p. 1-13, 2020.

MACHADO, M. *et al.* Use of multivariate time series techniques to estimate the impact of particulate matter on the perceived annoyance. **Atmospheric Environment**. [s. l.], v. 222, p. 117080, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117080>.

MAGA, D. *et al.* Comparative life cycle assessment of first- and second-generation ethanol from sugarcane in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 266-280, 2019.

MENDES, N. C.; LAURENT, A.; HAUSCHILD, M. Z. Effect factor of terrestrial acidification in Brazil for use in Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, p. 1105-1117, 2019.

MUTEL, C. *et al.* Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, p. 856-865, 2019.

NASCIMENTO, L. F. C.; FRANCISCO, J. B. Particulate matter and hospital admission due to arterial hypertension in a medium-sized Brazilian city. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 8, p. 1565-1571, 2013.

NATIONAL CENTER FOR HEALTH STATISTICS, U.S. **Centers for Disease Control and Prevention. Vital Statistics Data**, [s. l.], 2010. Disponível em: [http://www.cdc.gov/nchs/data\\_access/Vitalstatsonline.htm](http://www.cdc.gov/nchs/data_access/Vitalstatsonline.htm).

NOTTER, D. A. Life cycle impact assessment modeling for particulate matter: A new approach based on physico-chemical particle properties. **Environment International**, New York, v. 82, p. 10-20, 2015.

OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY. **LandScan global population 2004 database**, [s. l.], 2004. Disponível em: <http://www.ornl.gov/landscanS>.

OLIVEIRA, L. F. C. *et al.* Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 11, p. 1186-1192, 2010.

OWSIANIAK, M. *et al.*, 2014. IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD's recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: A case study-based comparison. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 19, p. 1007–1021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0708-3>

OZTURK, D.; KILIC, F. Geostatistical Approach for Spatial Interpolation of Meteorological Data. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 88, n. 4, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150103>.

PAVAN, A. L. R.; OMETTO, A. R. Regionalization of land use impact models for life cycle assessment: Recommendations for their use on the global scale and their applicability to Brazil. **Environment Impact Assessment Review**, [s. l.], v. 60, p. 148-155, 2016.

PAVAN, A. L. R. **Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida no Brasil: Desenvolvimento de fatores de caracterização regionais para serviços ecossistêmicos relacionados à qualidade do solo**. 2019. 190 f. Dissertação (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2019.

POPE, C. A.; EZZATI, M.; DOCKERY, D. W. F. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. **The New England Journal of Medicine**, Boston, v. 360, n. 4, p. 376-386, 2009.

POPE, C. A. *et al.* Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. **JAMA**, Chicago, v. 287, n. 9, p. 1132-1141, 2002.

POTTING, J. HAUSCHILD, M. Z. 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**, [s. l.], v. 11, special issue 1, p. 11-13, 2006.

QIN, Y.; CUCURACHI, S.; SUH, S. Perceived uncertainties of characterization in LCA: a survey. **The international Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 25, p. 1846-1858, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01787-9>.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. 1. ed. Brasília: IBICT, 2019.

ROSENBAUM, R. K. *et al.* Indoor air pollutant exposure for life cycle assessment: Regional health impact factors for households. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 49, p. 12823–12831, 2015.

SILVA, A. S. A. *et al.* Comparison of Interpolation Methods for Spatial Distribution of Monthly Precipitation in the State of Pernambuco, Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, [s. l.], v. 24, n. 3, 2019. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001743. Acesso em: janeiro 2021.

SILVA, D. A. L. *et al.* Life cycle assessment of medium density particleboard (MDP) produced in Brazil. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 18, p. 1404-1411, 2013.

SILVA, D. A. L. *et al.* Life Cycle Assessment in automotive sector: A case study for engine valves towards cleaner production. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 184, p. 286-300, 2018.

STEEN, B. A 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, 1999.

UNITED NATIONS. World Population Prospects: the 2010 Revision, CD-rom Edition. e File 1: Total Population (Both Sexes Combined) by Five-year Age Group, Major Area, Region and Country, 1950 e 2100 [thousands], Variant “Estimates”. Department of Economic and Social Affairs, Population Division, United Nations, New York, USA, 2011.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**. 1. ed. [s.l.], 2016.

U.S. EPA: **Exposure Factors Handbook**. Office of Research and Development. 1. ed. Washington: National Center for Environmental Assessment, 1997.

VAN ZELM, R. *et al.* European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 3, p. 441-453, 2008.

VAN ZELM, R. *et al.* Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 134, p. 129-137, 2016.

WANG, J. *et al.* Historical trends in PM2.5-related premature mortality during 1990-2010 across the Northern Hemisphere. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 125, n. 3, p. 400-408, 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Ambient (outdoor) air pollution**, [s. l.], may, 2, 2018. Disponível em: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). Acesso em julho de 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **World Health Organization Statistical Information System**, [s. l.], 2015a. Disponível em: [http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/estimates/en/index1.html](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates/en/index1.html).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **World Health Statistics 2015**, Geneva, 2015b. Disponível em: [https://www.who.int/gho/publications/world\\_health\\_statistics/en/](https://www.who.int/gho/publications/world_health_statistics/en/).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Global Modelled Ambient Air Pollution: Annual mean PM2.5 levels estimated with the Data Integration Model for Air Quality (DIMAQ)**, [s. l.], 2016. Disponível em: <https://www.who.int/airpollution/data/modelled-estimates/en/>. Acesso em julho de 2020

YANAGI, Y.; ASSUNÇÃO, J. C.; BARROZO, L. V. The impact of atmospheric particulate matter on cancer incidence and mortality in the city of São Paulo, Brazil. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 9, p. 1737-1748, 2012.

## APÊNDICE A – DESCRIÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO PARA A CATEGORIA DE FORMAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO POTENCIAIS PARA REGIONALIZAÇÃO PARA O CONTEXTO BRASILEIRO

Os tópicos a seguir apresentam o procedimento de cálculo, bem como identificam as principais variáveis de entrada de cada modelo identificado como potencial para regionalização dos fatores para o contexto brasileiro.

### A.1 FATOR DE INALAÇÃO DE VAN ZELM *et al.* (2008)

O modelo de Van Zelm *et al.* (2008) foi desenvolvido para o escopo geográfico da Europa, tanto para FI como FE. No entanto, o procedimento de cálculo desenvolvido para o FI o torna viável para replicação e, conseqüentemente, para regionalização para outros locais do globo.

O FI foi definido pelos autores como o aumento da taxa de inalação ( $dI_{pop,k,i}$ ) de um poluente ‘k’ pela população (pop) de cada *grid-cell* ‘i’, sendo esse aumento da taxa de inalação induzido por um aumento na emissão da substância ‘x’ ( $dM_x$ ). Para o cálculo do FI (equação 1), foi utilizado o modelo de destino atmosférico EUTREND, dividindo-se o continente europeu em 8.064 *grid-cells*, com resolução de 50×50 km cada.

$$IF_{pop,x,i} = \frac{dI_{pop,k,i}}{dM_x} = (IH \times N_i) \frac{dC_{k,i}}{dM_x} \quad (1)$$

Na equação 1, tem-se que:  $N_i$  é o número de habitantes em cada *grid-cell* ‘i’;  $C_{k,i}$  ( $kg/m^3$ ) é a concentração média anual do poluente ‘k’ em cada *grid-cell* ‘i’, e; IH é a taxa de respiração média humana, considerada equivale a 13  $m^3/dia$  ou 4745  $m^3/ano$ .

Por meio deste procedimento, Van Zelm *et al.* (2008) disponibilizam valores de FI regionalizados para o continente europeu.

### A.2 FATOR DE EFEITO DE GRONLUND *et al.* (2015)

Gronlund *et al.* (2015) estimou fatores de dose-resposta (DR em casos/kg inalado) e fatores de severidade (FS em DALY/casos). Os dois fatores foram multiplicados para estimar o fator de efeito para a categoria formação de MP (FE em DALY/kg inalado).

O fator dose-resposta foi obtido pela divisão do fator concentração-resposta (FCR) pela média individual da taxa de respiração humana (4745 m<sup>3</sup>/pessoa/ano), sendo que o FCR é um fator de taxa anual de mortalidade em micrograma por m<sup>3</sup> de MP<sub>2,5</sub> inalado, obtido para diferentes faixas etárias e causas de morte. Assim, os fatores concentração-resposta foram mensurados pela equação 2.

$$FCR = (RR - 1) \times \sum_{i=1}^{63 \text{ SMSAs}} \left[ \frac{MR_{total,i}}{(RR - 1) \times C_i + 1} \times \frac{POP_i}{\sum_{i=1}^{63 \text{ SMSAs}} POP_i} \right] \quad (2)$$

Na equação 2, tem-se que: MR<sub>total,i</sub> (mortes/pessoa/ano) é a taxa de mortalidade total para a área metropolitana ‘i’; POP<sub>i</sub> (pessoas) é o tamanho da população na área metropolitana ‘i’, C<sub>i</sub> é a concentração de MP<sub>2,5</sub> em ‘i’; RR é o aumento no risco de mortalidade por unidade de aumento em C<sub>i</sub>, e; 63 SMSAs são as 63 áreas estatísticas metropolitanas padrão consideradas no modelo.

Os valores de RR foram obtidos em Pope *et al.* (2002) para 4 faixas etárias diferentes: menor ou igual a 30 anos, de 30-59 anos, de 60-69 anos e maior ou igual a 70 anos. Os efeitos na saúde foram todos os casos de doenças, doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão associados a níveis de MP<sub>2,5</sub> no ambiente para os Estados Unidos.

O FS, por sua vez, relaciona os casos de morte atribuídos ao MP com o número de anos de vida perdidos correspondentes (mensurados em DALY – sigla inglês para “anos de vida ajustados por incapacidade” por casos). No estudo, o FS foi obtido para mortes por doenças cardiopulmonares e câncer de pulmão para América do Norte. Foi considerado que, a média de DALY/morte para todos os casos de mortalidade (não só doenças associadas ao MP<sub>2,5</sub>) por doenças cardiopulmonares é equivalente à média de DALY/morte apenas para MP<sub>2,5</sub> para mortalidade por doenças cardiopulmonares.

Assim, o modelo de Gronlund *et al.* (2015) é de abrangência continental, tem suas equações e variáveis claras permitindo sua reprodutibilidade para outras regiões.

### A.3 FATOR DE INALAÇÃO E FATOR DE EFEITO DE VAN ZELM *et al.* (2016)

O modelo de Van Zelm *et al.* (2016) foi desenvolvido para abrangência global, e para obtenção dos FCs, os autores utilizaram o modelo de transporte químico TM5-FASST (*Fast Scenario Screening Tool for Global Air Quality and Instantaneous Radiative Forcing*) com resolução espacial de *grid-cell* de 100×100 km, e ao final dividiram o globo em 56 regiões.

Neste modelo, o FC para danos à saúde humana é composto pelos fatores de inalação, efeito e dano (equação 3).

$$CF_{HH,k,x,i} = \sum_j \left( (iF_{k,x,i-j}) \times \sum_e (EF_{e,k,j} \times DF_{e,k,j}) \right) \quad (3)$$

Na equação 3 os índices subscritos ‘x’, ‘k’, ‘i’, ‘j’ e ‘e’ referem-se, respectivamente à substância emitida, poluente atmosférico, região emissora, região receptora e efeito na saúde. Além disso:  $iF_{k,x,i-j}$  é o fator de inalação, adimensional;  $EF_{e,k,j}$  é o fator de efeito, mensurado em  $kg^{-1}$ , e;  $DF_{e,k,j}$  é o fator de dano, mensurado em anos.

O FI representa a mudança na exposição do poluente ‘k’ na região receptora ‘j’ ( $dEXP_{k,j}$ ), devido à mudança na emissão da substância ‘x’ na região emissora ‘i’ ( $dM_{x,i}$ ). Seu cálculo é realizado pela equação 4.

$$iF_{k,x,i-j} = \frac{dEXP_{k,j}}{dM_{x,i}} = \frac{dC_{k,j} \times N_j \times BR}{dM_{x,i}} \quad (4)$$

Na equação 4,  $dC_{k,j}$  é a mudança na concentração do poluente ‘k’ na região receptora ‘j’;  $N_j$  é o número de pessoas na região receptora ‘j’, e;  $BR$  é a taxa de respiração média por pessoa ( $4.745 \text{ m}^3/\text{pessoa}/\text{ano}$ ). Os dados de população foram considerados para pessoas com idade superior a 30 anos. O modelo considera os fluxos elementares de  $MP_{2,5}$ ,  $NH_3$ ,  $NO_x$  e  $SO_2$ .

Ainda em relação à equação 4, os desenvolvedores do modelo obtêm  $dC_{k,j}/dM_{x,i}$ , por meio do modelo TM5-FASST utilizando dados de emissão do ano 2000.

Já o FE representa a mudança na incidência da doença ( $dINC_{k,j}$ ) devido a uma mudança na exposição ( $dEXP_{k,j}$ ). Esse fator considera o efeito de saúde ‘e’, que foi causado pelo poluente ‘k’ na região ‘j’ (equação 5).

$$EF_{e,k,j} = \frac{dINC_{k,j}}{dEXP_{k,j}} = \frac{CRF_{e,k,j}}{BR} = \frac{\frac{(RR_{e,k}-1) \times MR_{e,j}}{(RR_{e,k}-1) \times C_{k,j} + 1}}{BR} \quad (5)$$

Na equação 5,  $CRF_{e,k,j}$  ( $\text{m}^3/\text{ano}/\text{kg}$ ) é a função concentração-resposta;  $BR$  ( $\text{m}^3/\text{pessoa}/\text{ano}$ ) é a taxa respiratória ( $4.745 \text{ m}^3/\text{pessoa}/\text{ano}$ );  $RR_{e,k}$  (por  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) é o risco relativo (RR) de obter o efeito na saúde ‘e’, devido à exposição ao poluente ‘k’;  $MR_{e,j}$

(mortes/pessoa/ano) é a taxa de mortalidade pelo efeito na saúde ‘e’ na região receptora ‘j’, e;  $C_{k,j}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) é a concentração média de fundo, do poluente ‘k’ em uma região receptora ‘j’. Os dados de RR foram obtidos de outros trabalhos da literatura, com foco na Europa e no mundo, para doenças cardiopulmonares (equivalente a 1,013 por  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e câncer no pulmão (equivalente a 1,014 por  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Por fim, o fator de dano é definido como anos de vida perdidos (YLL do inglês *Years of Life Lost*) associados ao efeito na saúde ‘e’, por incidência de casos. Os fatores de dano foram estimados por região receptora ‘j’, pela equação 6.

$$DF_{e,k,j} = \frac{dYLL_{e,k,j}}{dINC_{e,k,j}} \quad (6)$$

Assim, o modelo de Van Zelm *et al.* (2016) é um modelo de abrangência global que define FC para 56 regiões do globo.

#### A.4 FATOR DE INALAÇÃO DE FANTKE *et al.* (2017)

O modelo de Fantke *et al.* (2017) foi desenvolvido para o cálculo de FI em um contexto global. A abordagem metodológica é baseada em balanços de massa para descrever os processos de destino e transporte do  $\text{MP}_{2,5}$ . Os autores acessam a variabilidade dos FIs por meio de um conjunto de arquétipos interconectados (ambiente interno urbano, interno rural, externo urbano e externo rural) e acessam desde uma média global, até condições urbanas específicas de 3646 cidades do globo.

O procedimento de cálculo baseia-se em um sistema de matrizes que pode ser representado pela equação 7.

$$iF = XF \times FF = XF \times (-K^{-1}) \quad (7)$$

Nesta equação, XF é uma matriz coluna do tipo  $4 \times 4$ , composta por fatores de exposição na unidade kg inalado por dia, por kg de poluente no ar ( $\text{kg}_{\text{inalado}}/\text{dia}/\text{kg}_{\text{no ar}}$ ). As linhas da matriz representam os arquétipos de emissão e as colunas representam os compartimentos de destino (ou receptores). O cálculo dos fatores XF varia conforme o arquétipo, e em termos gerais, segue a equação 8.

$$XF = \frac{BR \times f \times POP}{V} \quad (8)$$

Na equação 8, BR é a taxa de respiração humana ( $16 \text{ m}^3/\text{pessoa}/\text{dia}$ );  $f$  é a fração do dia em que as pessoas passam no compartimento (adimensional), varia entre compartimento interno e externo; POP é a população do compartimento (em número de pessoas), varia entre compartimento urbano e rural, e;  $V$  é o volume do compartimento (em  $\text{m}^3$ ), varia entre compartimento interno urbano, interno rural, externo urbano e externo rural.

A variável FF da equação 7, representa a matriz dos fatores de destino, na unidade kg de poluente no ar por kg emitido por dia ( $\text{kg}_{\text{no ar}}/\text{kg}_{\text{emitido}}/\text{dia}$ ). A obtenção dessa matriz ocorre pelo cálculo da matriz inversa de K. A matriz K é uma matriz de taxas constantes, também do tipo  $4 \times 4$ , na qual as linhas representam os compartimentos de destino (receptores) e as colunas representam os compartimentos emissores.

O cálculo dos componentes da matriz K ocorre por um número extensivo de equações e maiores informações sobre elas podem ser acessadas em Fantke *et al.* (2017). Os autores também utilizam um alto número de variáveis de cálculo (33 variáveis), de forma que uma análise de sensibilidade foi desenvolvida no presente trabalho para possibilitar a identificação daquelas entradas que apresentam maior influência no cálculo final dos FI para as cidades. Assim, os valores de todas as variáveis de cálculo foram aumentados separadamente, em 10%, 50% e 100% (percentuais de aumento selecionados de forma aleatória). Destaque-se que os autores disponibilizaram dados para 126 cidades do Brasil, além de um valor médio para o Brasil e um valor médio para a América Latina. Vale ressaltar que no modelo existem 127 cidades brasileiras, no entanto uma das cidades possivelmente esteja classificada como brasileira incorretamente (cidade “Cabo”), uma vez que nenhum base de dados brasileiro apresenta essa cidade.

A análise de sensibilidade foi desenvolvida diretamente na planilha de cálculo disponibilizada no material suplementar de Fantke *et al.* (2017), selecionando 5 cidades brasileiras ao acaso e alterando as variáveis de entrada, uma a uma.

O resultado desta análise permitiu identificar que, para o cálculo do FI das cidades selecionadas (Campinas, Ilhéus, Marília, Rio Branco e Vitória), 10 variáveis são relevantes a partir da análise de conteúdo do modelo descrito nas Equações 7 e 8. Assim, a Tabela A.1 indica essas variáveis, suas unidades de medida, o arquétipo que elas mais influenciam e a média de variação do FI considerando um aumento de 100% no valor de entrada da variável.



Tabela A. 1: Variáveis que mais influenciam o cálculo do FI das cidades

Variável	Unidade	Arquétipo	Varição média do FI (para aumento de 100%)
População por cidade	pessoas	Externo urbano	95,25 %
Área por cidade	km <sup>2</sup>	Externo urbano	-30,99 %
Taxa de diluição atmosférica por cidade	m <sup>2</sup> /s	Externo urbano	-42,58 %
Área terrestre do país	km <sup>2</sup>	Externo rural	-46,38 %
Taxa de chuva do país	mm/ano	Externo rural	- 27,43 %
Tempo de duração de episódios secos do país	s	Externo rural	49,02 %
Velocidade de deposição externa rural do país	m/d	Externo rural	- 45,88 %
População do país	pessoas	Externo rural	99,62 %
Taxa de troca de ar do ambiente interno para externo em área urbana do país	por hora	Interno urbano	-45,04%
Taxa de troca de ar do ambiente interno para externo em área rural do país	por hora	Interno rural	-49,73%

Fonte: Elaboração própria (2020).

Além das variáveis da Tabela A.1, a velocidade do vento do país e a taxa de deposição úmida do país, também mostraram influência nos resultados do FI, porém uma alteração de 100% no dado utilizado por Fantke *et al.*, (2017) reduziu apenas 13,21% e 12,25%, respectivamente, no FI final, o que foi considerado uma baixa alteração, perto das demais.

Ressalta-se que, apesar de ser um modelo com mais equações e variáveis de cálculo, os autores disponibilizam como material suplementar uma tabela calculadora, na qual é possível fazer alterações nos valores de entrada para obter novos valores de FI, facilitando a reprodução do modelo.

#### A.5 FATOR DE EFEITO DE FANTKE *et al.* (2019)

O modelo de Fantke *et al.* (2019) é o último dentre os modelos considerados como potenciais para o trabalho de regionalização. Os autores desenvolveram um estudo exclusivo para o FE, e por meio dele, disponibilizam fatores para 3448 cidades, dentre elas, as mesmas 126 cidades brasileiras acessadas por Fantke *et al.* (2017). Os fatores por cidade foram ainda agregados, sendo disponibilizado um FE médio para o Brasil e um para a América Latina. O procedimento de cálculo ocorreu por duas abordagens, uma acessando fatores marginais (equação 9) e, outra acessando fatores médios (equação 10).

$$\begin{aligned}
 EF_{\text{marginal}}(C_j) &= \frac{dM_{PM_{2.5,j}}}{dI_j} \times SF_{i,r} \\
 &= \frac{\sum_{i,j} \left[ \left( RR_i(C_j + \Delta C_j) - RR_i(C_j) \right) \times \frac{M_{i,r}}{RR_i(C_r) \times N_{pop,r}} \times SF_{i,r} \right]}{\Delta C_j \times BR \times f_1 \times f_2}
 \end{aligned} \tag{9}$$

$$\begin{aligned}
 EF_{\text{médio}} &= \frac{M_{\text{PM}_{2.5}}(C_j) - M_{\text{PM}_{2.5}}(C_0)}{I(C_j) - I(C_0)} \times SF_{i,r} \\
 &= \frac{\sum_{i,j} \left[ (RR_i(C_j) - 1) \times \frac{M_{i,r}}{RR_i(C_r) \times N_{\text{pop},r}} \times SF_{i,r} \right]}{(C_j - C_0) \times BR \times f_1 \times f_2}
 \end{aligned} \tag{10}$$

Nas equações 9 e 10, os subíndices  $i$ ,  $j$  e  $r$  são, respectivamente, doença, cidade e região (sendo que para o Brasil, região são os 27 estados do país),  $EF$  representa o fator de efeito em DALY (ou em YLL - sigla inglês para anos de vida perdidos) por kg de  $MP_{2.5}$  inalado;  $M_{\text{PM}_{2.5},j}$  (mortes/ano) é a mortalidade atribuída à exposição ao  $MP_{2.5}$ ;  $I_j$  (kg/ano) é a taxa de ingestão de  $MP_{2.5}$ ;  $M_{i,r}$  (mortes/ano) é a mortalidade total;  $RR_i$  (adimensional) é o risco relativo, obtido em função da concentração;  $N_{\text{pop},r}$  (pessoas) é o número de pessoas expostas;  $BR$  ( $11,68 \text{ m}^3/\text{pessoa}/\text{dia}$ ) é a taxa de respiração média por pessoa;  $SF_{i,r}$  é o fator de severidade, obtido em DALY por morte (ou em YLL por morte);  $C_0$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) é a concentração de exposição com mínimo risco teórico;  $C_j$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) é concentração de  $MP_{2.5}$  de exposição;  $f_1$  é um fator de conversão de tempo, de dias para anos e;  $f_2$  é um fator de conversão de massa, de kg para  $\mu\text{g}$ .

Os dados de  $RR$  das equações 9 e 10 foram obtidos pela equação 11.

$$RR(C) = \begin{cases} 1 + \alpha \times (1 - e^{-\beta \times (C - C_0)^\delta}), & \text{para } C \geq C_0 \\ 1 & , \text{ para } C < C_0 \end{cases} \tag{11}$$

Na equação 11,  $1 + \alpha$  representa o  $RR$  máximo;  $\beta$  representa a razão do  $RR$  de um nível de exposição baixo à alto de  $MP_{2.5}$ ;  $\delta$  é o poder da concentração de exposição do  $MP_{2.5}$ ;  $C$  é a concentração de exposição do  $MP_{2.5}$ , e;  $C_0$  é a concentração no nível teórico de risco mínimo. Os dados de  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\delta$  e  $C_0$  foram estimados por um modelo de regressão não linear por Burnett *et al.* (2014), para a estimava desses valores com um intervalo de confiança de 95%, foram calculados 1000 valores previstos de cada variável, para cada efeito na saúde e para cada faixa etária considerada (iniciando em 25 anos, agrupando a cada 5 anos, finalizando com maior ou igual 80)

Ao final do estudo, Fantke *et al.* (2019) obtém os valores de FE considerando cardiopatia isquêmica, acidente vascular cerebral, doença pulmonar obstrutiva crônica e câncer de pulmão em adultos, bem como infecções respiratórias agudas inferiores em crianças. Assim como o modelo de Fantke *et al.* (2017), este apresenta maior complexidade de equações, porém os autores também disponibilizam, como material suplementar, uma planilha calculadora, na qual é possível alterar os valores de entrada e reproduzir as equações, facilitando a reprodutibilidade do modelo.

## APÊNDICE B – FATORES DE INALAÇÃO E EFEITO REGIONALIZADOS

Os Fatores de Inalação (kg inalado/kg emitido) e de Efeito (DALY/ kg inalado) regionalizados em uma abordagem parcial estão disponíveis no Quadro 1.B para quatro arquétipos (interno urbano, interno rural, externo urbano e externo rural) e para as curvas média e marginal de exposição resposta do Fator de Efeito.

Quadro 1.B: Fatores de Inalação e Efeito regionalizados em uma abordagem parcial (continua)

Cidades	Fatores de Inalação [kg inalado/ kg emitido]				Fatores de Efeito [DALY/ kg inalado]	
	Arquétipo interno urbano	Arquétipo interno Rural	Arquétipo externo urbano	Arquétipo externo rural	Curva média	Curva Marginal
<i>Aguas Lindas de Goiás</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,8E-06	7,8E-07	41,79	14,75
<i>Alagoinhas</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,9E-06	1,6E-07	175,70	58,61
<i>Anápolis</i>	1,2E-02	6,3E-04	6,3E-06	3,3E-07	105,60	39,54
<i>Angra dos Reis</i>	1,2E-02	6,3E-04	4,4E-06	1,8E-07	0,00	0,00
<i>Apucarana</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,6E-06	1,6E-07	126,85	44,39
<i>Aracaju</i>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	120,35	41,16
<i>Aracatuba</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,9E-06	1,5E-07	52,54	22,15
<i>Araguaina</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,9E-06	6,4E-08	70,51	24,84
<i>Arapiraca</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,9E-06	4,0E-07	183,57	63,26
<i>Araraquara</i>	1,2E-02	6,3E-04	4,6E-06	2,0E-07	74,06	26,20
<i>Barbacena</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,9E-06	1,3E-07	74,93	28,69
<i>Bauru</i>	1,2E-02	6,3E-04	9,3E-06	4,3E-07	82,63	30,84
<i>Belem</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,1E-05	1,3E-06	63,23	22,31
<i>Belo Horizonte</i>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	65,14	26,35
<i>Blumenau</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,1E-05	4,7E-07	65,95	25,00
<i>Boa Vista</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,6E-06	6,8E-08	58,43	20,60
<i>Botucatu</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,4E-06	9,4E-08	61,59	23,01
<i>Bragança Paulista</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,4E-06	2,9E-07	120,03	41,98
<i>Brasília</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,6E-05	9,6E-07	62,00	22,56
<i>Cabo Frio</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,3E-06	4,6E-07	0,00	0,00
<i>Cachoeiro de Itapemirim</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,1E-06	2,0E-07	93,90	33,73
<i>Camacari</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,0E-06	3,1E-07	106,90	37,10
<i>Campina Grande</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,0E-06	4,9E-07	202,36	69,68
<i>Campinas</i>	1,2E-02	6,4E-04	1,2E-05	1,5E-06	74,77	25,93
<i>Campo Grande</i>	1,2E-02	6,3E-04	9,4E-06	2,2E-07	0,00	0,00
<i>Campos dos Goytacazes</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,9E-06	2,1E-07	76,03	27,38
<i>Caruaru</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,2E-06	3,3E-07	212,44	70,48
<i>Cascavel</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,2E-05	1,7E-07	0,00	0,00
<i>Castanhal</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,1E-05	1,5E-07	45,88	17,24

Quadro 1.B (continuação): Fatores de Inalação e Efeito regionalizados em uma abordagem parcial

<i>Catanduva</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,5E-06	2,2E-07	74,09	29,41
<i>Caxias</i>	1,2E-02	6,3E-04	9,8E-06	5,8E-08	73,40	26,52
<i>Caxias do Sul</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,0E-05	3,1E-07	84,47	34,49
<i>Chapeco</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,4E-06	2,4E-07	60,62	24,73
<i>Criciúma</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,4E-06	7,4E-07	131,75	47,41
<i>Cubatao</i>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	73,48	24,32
<i>Cuiabá</i>	1,2E-02	6,3E-04	8,1E-06	2,6E-07	54,10	19,22
<i>Curitiba</i>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	74,15	27,97
<i>Divinópolis</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,4E-06	2,7E-07	57,81	23,56
<i>Dourados</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,0E-06	8,4E-08	101,64	36,00
<i>Feira de Santana</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,6E-06	4,7E-07	110,18	38,35
<i>Florianópolis</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,1E-05	5,2E-07	69,36	26,35
<i>Fortaleza</i>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	121,30	42,12
<i>Foz do Iguaçu</i>	1,2E-02	6,3E-04	6,0E-06	3,3E-07	60,84	26,29
<i>Franca</i>	1,2E-02	6,3E-04	9,2E-06	3,9E-07	88,56	35,06
<i>Garanhuns</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,8E-06	1,9E-07	337,35	105,52
<i>Goiania</i>	1,2E-02	6,4E-04	1,6E-05	2,1E-06	95,81	36,48
<i>Governador Valadares</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,4E-06	1,6E-07	113,49	40,44
<i>Guarapuava</i>	1,2E-02	6,3E-04	7,9E-06	8,0E-08	113,31	47,80
<i>Ilheus</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,8E-06	1,3E-07	609,48	151,22
<i>Imperatriz</i>	1,2E-02	6,3E-04	6,1E-06	1,9E-07	77,96	26,03
<i>Indaiatuba</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,8E-06	4,6E-07	63,99	22,63
<i>Ipatinga</i>	1,2E-02	6,3E-04	6,5E-06	7,1E-07	65,92	24,62
<i>Itaborai</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,2E-06	4,1E-07	63,77	21,39
<i>Itabuna</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,2E-05	3,0E-07	315,44	78,58
<i>Itajai</i>	1,2E-02	6,3E-04	6,2E-06	3,7E-07	72,63	28,90
<i>Itapetininga</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,1E-06	1,0E-07	76,96	29,04
<i>Itu</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,2E-06	2,1E-07	62,76	22,60
<i>Jau</i>	1,2E-02	6,3E-04	4,9E-06	1,5E-07	53,26	21,84
<i>Jequié</i>	1,2E-02	6,3E-04	4,6E-06	7,8E-08	296,54	83,06
<i>João Pessoa</i>	1,2E-02	6,4E-04	4,0E-06	3,2E-06	141,01	47,50
<i>Joinville</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,2E-05	4,6E-07	63,79	24,05
<i>Juazeiro do Norte</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,1E-06	5,5E-07	218,54	72,44
<i>Juiz de Fora</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,8E-06	4,4E-07	60,01	23,33
<i>Lages</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,5E-06	8,3E-08	150,61	57,26
<i>Limeira</i>	1,2E-02	6,3E-04	5,2E-06	3,8E-07	88,37	30,65
<i>Londrina</i>	1,2E-02	6,3E-04	7,3E-06	3,7E-07	57,57	22,67
<i>Luziania</i>	1,2E-02	6,3E-04	3,2E-06	7,5E-08	122,48	41,73
<i>Macaé</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,1E-06	1,8E-07	0,00	0,00
<i>Macapá</i>	1,2E-02	6,3E-04	1,5E-05	8,5E-08	49,43	18,40
<i>Maceió</i>	1,2E-02	6,4E-04	1,0E-05	1,5E-06	149,17	50,08
<i>Mage</i>	1,2E-02	6,3E-04	6,1E-06	4,2E-07	0,00	0,00
<i>Manaus</i>	1,2E-02	6,3E-04	2,7E-05	3,9E-07	31,58	12,15

Quadro 1.B (continuação): Fatores de Inalação e Efeito regionalizados em uma abordagem parcial

<b>Maraba</b>	1,2E-02	6,3E-04	2,9E-06	4,8E-08	52,03	18,49
<b>Marilia</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,2E-06	1,8E-07	83,55	31,28
<b>Maringa</b>	1,2E-02	6,3E-04	7,3E-06	5,3E-07	65,85	24,32
<b>Mogi Guacu</b>	1,2E-02	6,3E-04	6,9E-06	1,4E-07	97,74	37,93
<b>Montes Claros</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,4E-06	1,7E-07	170,64	51,94
<b>Mossoro</b>	1,2E-02	6,3E-04	2,4E-06	1,7E-07	148,60	49,57
<b>Natal</b>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	173,81	58,17
<b>Nova Friburgo</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,6E-06	1,9E-07	79,33	28,70
<b>Palmas</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,0E-06	1,4E-07	43,36	15,02
<b>Paranaqua</b>	1,2E-02	6,3E-04	7,1E-06	1,4E-07	76,06	27,81
<b>Parnaiba</b>	1,2E-02	6,3E-04	1,0E-06	1,5E-08	188,21	72,77
<b>Passo Fundo</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,9E-06	1,9E-07	111,87	44,97
<b>Patos de Minas</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,6E-06	6,8E-08	133,11	51,15
<b>Pelotas</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,9E-06	2,4E-07	113,81	44,67
<b>Petrolina</b>	1,2E-02	6,3E-04	2,1E-06	1,3E-07	84,31	29,55
<b>Petropolis</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,1E-06	3,9E-07	97,37	36,21
<b>Pindamonhangaba</b>	1,2E-02	6,3E-04	2,9E-06	1,7E-07	97,82	32,62
<b>Piracicaba</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,3E-06	3,0E-07	54,89	22,20
<b>Pocos de Caldas</b>	1,2E-02	6,3E-04	4,4E-06	2,0E-07	70,40	27,26
<b>Ponta Grossa</b>	1,2E-02	6,3E-04	7,2E-06	1,9E-07	80,24	30,81
<b>Porto Alegre</b>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	84,98	37,07
<b>Porto Velho</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,8E-05	4,6E-08	30,04	11,56
<b>Praia Grande</b>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	88,94	31,45
<b>Presidente Prudente</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,9E-06	2,9E-07	98,40	36,45
<b>Recife</b>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	148,29	50,69
<b>Ribeirao Preto</b>	1,2E-02	6,3E-04	8,7E-06	9,5E-07	66,11	25,57
<b>Rio Branco</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,0E-05	8,4E-08	51,39	20,52
<b>Rio Claro</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,0E-06	2,6E-07	0,00	0,00
<b>Rio de Janeiro</b>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	85,55	29,84
<b>Rio Grande</b>	1,2E-02	6,3E-04	1,5E-06	1,1E-07	151,90	58,96
<b>Rio Verde</b>	1,2E-02	6,3E-04	4,2E-06	5,0E-08	71,62	27,18
<b>Rondonopolis</b>	1,2E-02	6,3E-04	2,7E-06	7,7E-08	52,48	21,99
<b>Salvador</b>	1,2E-02	6,5E-04	3,0E-05	2,0E-05	77,09	27,68
<b>Santa Maria</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,5E-06	1,7E-07	0,00	0,00
<b>Santarem</b>	1,2E-02	6,3E-04	4,1E-06	5,6E-08	45,65	17,33
<b>Santos</b>	1,2E-02	6,3E-04	6,2E-06	8,4E-07	0,00	0,00
<b>Sao Jose do Rio Preto</b>	1,2E-02	6,3E-04	9,8E-06	6,4E-07	95,99	34,81
<b>Sao Jose dos Campos</b>	1,2E-02	6,3E-04	1,0E-05	6,2E-07	51,96	19,49
<b>Sao Luis</b>	1,2E-02	6,4E-04	1,0E-05	1,4E-06	72,08	25,39
<b>Sao Paulo</b>	1,2E-02	6,5E-04	7,5E-05	1,4E-05	67,12	23,37
<b>Sete Lagoas</b>	1,2E-02	6,3E-04	4,9E-06	2,8E-07	59,84	24,84
<b>Sobral</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,0E-06	1,2E-07	119,28	40,18
<b>Sorocaba</b>	1,2E-02	6,4E-04	8,0E-06	2,0E-06	66,81	24,96
<b>Taubate</b>	1,2E-02	6,3E-04	5,9E-06	3,5E-07	78,77	28,19

Quadro 1.B (continuação): Fatores de Inalação e Efeito regionalizados em uma abordagem parcial

<b>Teofilo Otoni</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,2E-06	6,8E-08	155,27	49,62
<b>Teresina</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,6E-05	6,3E-07	72,56	25,51
<b>Teresopolis</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,0E-06	2,0E-07	88,12	30,61
<b>Uberaba</b>	1,2E-02	6,3E-04	2,7E-06	1,2E-07	90,88	34,53
<b>Uberlandia</b>	1,2E-02	6,3E-04	9,8E-06	2,5E-07	110,79	38,40
<b>Uruguaiana</b>	1,2E-02	6,3E-04	3,3E-06	4,4E-08	135,39	51,99
<b>Varginha</b>	1,2E-02	6,3E-04	4,5E-06	1,9E-07	92,53	34,85
<b>Vitoria</b>	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	91,51	33,26
<b>Vitoria da Conquista</b>	1,2E-02	6,3E-04	4,4E-06	1,4E-07	305,88	84,92
<b>Volta Redonda</b>	1,2E-02	6,3E-04	8,5E-06	7,1E-07	92,71	34,99

Fonte: Elaboração própria (2021)

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo geral de gerar subsídios para a regionalização de fatores de caracterização (FC) para a categoria de formação de MP, para o contexto brasileiro. Por meio de uma Revisão Bibliográfica Sistemática (RBS) foi possível concluir que as pesquisas brasileiras nessa temática são recentes, e que a maior parte dos modelos de caracterização existentes foram desenvolvidos para outras realidades, diferentes da brasileira, evidenciando a necessidade e importância de esforços para um melhoramento dos fatores disponíveis atualmente para o país.

Dentre os modelos de caracterização levantados, os mais adequados para aplicação no Brasil foram: Fantke *et al.* (2017), Fantke *et al.* (2019), UNEP e SETAC (2016) e Van Zelm *et al.* (2016). Os quatro modelos recomendados apresentam fatores disponíveis para a realidade brasileira, sendo Fantke *et al.* (2017, 2019) os que apresentaram fatores com maior representatividade para o país, uma vez que acessam 126 cidades diferentes. O uso de um desses quatro modelos em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil permitiria a redução das incertezas dos resultados do estudo frente a modelos desenvolvidos especificamente para outras realidades geográficas. Porém, a seleção do modelo de caracterização para uso em um estudo de caso deve considerar o objetivo e escopo de um estudo de caso, os dados do inventário do ciclo de vida e também o nível de conhecimento sobre os locais onde ocorrem os fluxos de emissão.

A leitura integral dos modelos recomendados mostrou que a maior parte das entradas de dados não apresentam alta qualidade para o território brasileiro, o que permitiu concluir que há a oportunidade de melhoramento desses fatores por meio do uso de bases de dados do Brasil. Assim, foram identificados cinco modelos com alta possibilidade de reprodutibilidade: Gronlund *et al.* (2015), Fantke *et al.* (2017), Fantke *et al.* (2019), Van Zelm *et al.* (2008) e Van Zelm *et al.* (2016). No entanto para a regionalização completa de um modelo, muitas das variáveis ainda não estão disponibilizadas em alta qualidade, como dados de risco relativo e de concentração de MP.

Assim, uma regionalização parcial dos modelos de Fantke *et al.* (2017, 2019) foi desenvolvida. O procedimento de regionalização indicou uma redução dos fatores de inalação e, principalmente, de efeito do modelo de caracterização base selecionado. O que consequentemente reduziu dos FCs brasileiros, levando à conclusão que o modelo de Fantke *et*



*al.* (2017, 2019) apesar de ter os dados mais adequados atualmente para o contexto brasileiro, pode estar gerando uma superestimativa dos impactos associadas aos fluxos de emissão que ocorrem no Brasil. Essa observação fica também evidente com a aplicação dos FCs regionalizados e originais em um estudo de caso de ACV brasileiro, no qual houve uma redução de 50% dos impactos para formação de MP com o uso dos FCs regionalizados. Ainda no estudo de caso, foi concluído que modelos que permitem o acesso a dados brasileiros apresentam maior variabilidade dos FCs em relação à modelos desenvolvidos para Europa e América do Norte.

Por fim, esse trabalho pode concluir que apesar de existirem modelos de caracterização na literatura que fornecem FCs para o Brasil, ainda existe uma demanda por uma maior adequabilidade dos dados conforme a heterogeneidade do país. Vale ressaltar que variáveis de cálculo importantes para o modelo não puderam ser englobadas na regionalização dada a dificuldade do acesso ao dado no Brasil. Apenas 126 municípios dos 5.570 existentes no país possuem dados no modelo de caracterização, de forma que uma ampliação do modelo é necessária para uma melhor representatividade territorial do país. Há ainda a necessidade de mais esforços para incluir substâncias secundárias no estudo de regionalização, dada a importância das mesmas em estudos de caso de ACV para a categoria de formação de MP.

Diante disso, é recomendado que trabalhos futuros que visem aprimorar os FCs para formação de MP no contexto brasileiro gerem esforços para regionalizar um modelo por completo, trabalhando com todas as variáveis de cálculo propostas; ampliem a cobertura territorial do Brasil na disponibilidade de fatores, ou seja, obtenham fatores para novos municípios brasileiros; analisem FCs para emissão de precursores de MP à nível de cidade, e; busquem analisar quantitativamente as incertezas para dar maior robustez científica na análise comparativa dos fatores.

## REFERÊNCIAS

ALI, M. U.; LIU, G.; YOUSAF, B.; ULLAH, H.; ABBAS, Q.; MUNIR, M. A. M. A systematic review on global pollution status of particulate matter-associated potential toxic elements and health perspectives in urban environment. **Environmental Geochemistry and Health**, [s. l.], v. 41, p. 1131-1162, 2019.

ANDRADE, E. P. *et al.* Water scarcity in Brazil: part 1- regionalization of the AWARE model characterization factors. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01643-5>.

BRASIL, Lei nº 6,938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, Brasília: Casa Civil, [1981]. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm). Acesso em julho de 2020.

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

BULLE, C. *et al.* IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, p. 1653-1674, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>.

CHELI, G. R. *et al.* Avaliação de impacto do ciclo de vida: fatores de efeito para material particulado. **Revista Gestão Industria**, Ponta Grossa, v. 15, n. 4, p. 14-27, 2019.

CHLEBOWSHA-STYS, A. *et al.* Analysis of concentrations trends and origins of PM<sub>10</sub> in selected European cities. **E3S Web of Conferences**, [s. l.], v. 7, n. 13, 2017. DOI: 10.1051/e3sconf/20171700013.

CURRAN, M. A. Life cycle assessment: a review of the methodology and its application to sustainability. **Current opinion in Chemical Engineering**, [s. l.], v. 2, p. 273-277, 2013.

ENGEL-COX, J. *et al.* Toward the next generation of air quality monitoring: Particulate Matter. **Atmospheric environment**, [s. l.], v. 80, p. 584-590, 2013.

FANTKE, P. *et al.* Health effects of fine particulate matter in life cycle impact assessment: findings from the Basel Guidance Workshop. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 276-288, 2015.

FANTKE, P. *et al.* Characterizing aggregated exposure to primary particulate matter: Recommended Intake Fractions for Indoor and Outdoor sources. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 51, n. 16, p. 9089-9100, 2017.

FANTKE, P. *et al.* Global effect factors for exposure to fine particulate matter. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 53, n. 12, p. 6855-6868, 2019.

GIROTTO, S. B. F. T. *et al.* Evaluation of characterization models for the photochemical smog impact category focused on the Brazilian reality. **Revista Latino-Americana em Avaliação do Ciclo de Vida**, Brasília, v. 3, p. 1-21, 2019.

GIUSTI, G.; TADANO, Y. S.; SILVA, D. A. L. **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, 2020, Gramado, Anais,, Gramado: UFRGS, 2020, p. 603-608.

GRONLUND, C. J. *et al.* Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. **Air Quality, Atmosphere and Health**, [s. l.], v. 8, p. 29-46, 2015.

HOFSTETTER, P. **Perspectives in life cycle impact assessment a structured approach to combine models of the technosphere ecosphere valuesphere**. Dissertation (Doctor of Natural Sciences) – Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Zurich, 1998.

HUMBERT, S. *et al.* Assessing regional intake fractions in North America. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 17, p. 4812-4820, 2009.

HUMBERT, S.; FANTKE, P.; JOLLIET, O. 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.

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

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO, 2006b.

ITSUBO, N.; INABA, A. **Life-cycle impact assessment method based on endpoint modeling (LIME 2)**, n. 14, [s. l.]: JLCA, 2012. Disponível em: <https://lca-forum.org/english/>. Acesso em julho de 2020.

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

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, New York, v. 74, p. 136–143, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412014002992>. Acesso em janeiro 2019.

LIN, Y. *et al.* Correlations of PM metrics with human respiratory system deposited PM mass determined from ambient particle size distributions and effective densities. **Aerosol Science and Technology**, New York, v. 54, n. 3, p. 262-276, 2020.

LIU, X. *et al.* Fine particulate matter pollution in north China: Seasonal-spatial variations, source apportionment, sector and regional transport contributions. **Environmental Research**, San Diego, v. 184, p. 1-13, 2020.

MENDES, N. C.; LAURENT, A.; HAUSCHILD, M. Z. Effect factor of terrestrial acidification in Brazil for use in Life Cycle Impact Assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, p. 1105-1117, 2019.

MUTEL, C. *et al.* Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s. l.], v. 24, p. 856-865, 2019.

PAVAN, A. L. R. **Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida no Brasil: Desenvolvimento de fatores de caracterização regionais para serviços ecossistêmicos relacionados à qualidade**

**do solo**. 2019, 190 f, Dissertação (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2019.

PAVAN, A. L. R.; OMETTO, A. R. Regionalization of land use impact models for life cycle assessment: Recommendations for their use on the global scale and their applicability to Brazil. **Environment Impact Assessment Review**, [s. l.], v. 60, p. 148-155, 2016.

POTTING, J. HAUSCHILD, M. Z. 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**, [s. l.], v. 11, special issue 1, p. 11-13, 2006.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **O que é a RAICV?**, [s. l.], [ca, 2016]. Disponível em: <https://raicvbrasil.wixsite.com/raicv>. Acesso em julho de 2020.

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (RAICV). **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**, 1. ed, Brasília: IBICT, 2019.

REICH-WEISER, C. *et al.* Metrics for green manufacturing. In: DORNFELD, D. A. (Ed.), **Green manufacturing: Fundamentals and Applications**, Berkeley: Springer, 2013.

RENOU, S. *et al.* Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA, **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 16, p. 1098-1105, 2008.

SANTOS, P. N. A.; GIROTTO, S. B. F. T.; ALVES, T. A. A.; UGAYA, C. M.; TADANO, Y. S. **Avaliação de modelos a categoria de impacto formação de material particulado em avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) para o Brasil**. In: Congresso Brasileiro sobre Gestão do Ciclo de Vida, 5, 2018. Brasília, Anais,, Brasília: IBICT, 2018, p. 852-856.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP); SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC): **Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators**, 1. ed, [s. l.], 2016.

VAN ZELM, R. *et al.* European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 42, n. 3, p. 441-453, 2008.

VAN ZELM, R. *et al.* Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 134, p. 129-137, 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Ambient (outdoor) air pollution**, [s. l.], may, 2, 2018. Disponível em: [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health). Acesso em julho de 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air pollution**, [s. l.], mês, dia, 2019. Disponível em: [https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab\\_1](https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_1). Acesso em julho de 2020.