



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Bruna Cerati Carvalho

**Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero**

Florianópolis

2023

Bruna Cerati Carvalho

**Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares  
Coorientador: Dr. Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior

Florianópolis

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Carvalho, Bruna Cerati

Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero / Bruna Cerati Carvalho ; orientador, Sebastião Roberto Soares, coorientador, Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior, 2023.

163 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Avaliação do Ciclo de Vida. 3. Ecotoxicidade Marinha. 4. Petróleo e gás. 5. Modelos de caracterização. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Junior, Henrique Rogerio Antunes de Souza. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Bruna Cerati Carvalho

**Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.<sup>a</sup> Julia Carina Niemeyer, Dr.<sup>a</sup>  
Universidade Federal de Santa Catarina

Vamilson Prudêncio da Silva Júnior, Dr.  
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

---

Prof.<sup>a</sup> Alexandra Rodrigues Finotti Dr.<sup>a</sup>.  
Coordenadora do programa

---

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.  
Orientador

Florianópolis, 2023

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Osnildo e Carla, que sempre fizeram questão de apoiar os meus estudos e incentivar o meu desenvolvimento. Obrigada por toda a confiança depositada nas minhas escolhas, amo vocês.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares, por ter me aceito como sua aluna, pelo suporte fornecido ao longo do meu mestrado e pela confiança no meu trabalho. Obrigada por abrir as portas da UFSC e do CICLOG para mim e, ainda mais, por mantê-las abertas.

Agradeço ao meu coorientador, Dr. Henrique Rogerio Antunes de Souza Junior, por toda a parceria no projeto PETROBRAS e, especialmente, pela confiança depositada em mim desde quando fui sua aluna na graduação, até agora, ao fim do meu mestrado. Agradeço, ainda, pelos conselhos de vida, que vieram como um brinde valioso à orientação técnica. Se hoje me identifico com a ACV e encontrei a área que quero seguir dentro da Engenharia Ambiental, você é o principal responsável. Obrigada!

Agradeço ao meu namorado Eduardo Gonçalves Eckert, que foi o meu alicerce, meu ponto de equilíbrio e meu melhor amigo durante todo o meu mestrado (na verdade, desde que nos encontramos). Obrigada por ser meu parceiro de vida, por sempre acreditar em mim e por me impedir de surtar demais. Amo você.

Agradeço aos colegas do CICLOG pois, acima de todos, vocês são aqueles que estiveram presentes todos os dias ao longo do meu mestrado, que compartilharam os almoços no RU comigo e que acompanharam de pertinho a minha jornada. Agradeço especialmente aos bolsistas de Iniciação Científica Ana, Eula, João, Maitê e Rafaela, que também atuaram no projeto PETROBRÁS e ofereceram todo o suporte necessário no desenvolvimento da minha pesquisa. Agradeço ao Ailton, Roni e Thales, que reservaram uma parte de seu tempo para corrigir meu documento de qualificação e também a minha dissertação, fornecendo-me dicas valiosas.

Por fim, agradeço aos membros da banca examinadora pela disponibilidade em colaborar com o desenvolvimento dessa pesquisa; à PETROBRAS e ao CNPQ, pela concessão do suporte financeiro e da bolsa de estudos para execução do meu projeto, e à UFSC e UDESC, universidades que fizeram parte da minha construção acadêmica.

*“There is nothing so stable as change.”*

— Bob Dylan

## RESUMO

A atividade de perfuração de poços de petróleo é responsável por relevante geração de resíduos, com destaque para os cascalhos de perfuração. Esses resíduos, se inadequadamente geridos, podem ocasionar passivo ambiental. Atualmente, a principal forma de descarte dos cascalhos de perfuração é a sua disposição final *offshore* após pré-tratamento em plataforma. A avaliação do ciclo de vida (ACV), por meio da categoria de impacto ecotoxicidade marinha, apresenta-se como uma metodologia com potencial para quantificar os potenciais impactos ambientais ocasionados pelo descarte desses resíduos nos ecossistemas marinhos. Diferentes modelos de caracterização de avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) estão disponíveis para essa categoria, entretanto, não há até o momento uma convergência em relação ao mais adequado para representar tais impactos, cabendo ao praticante de ACV escolher aquele que melhor se aplica a cada caso. Esta pesquisa teve como objetivo desenvolver um grupo de critérios para avaliar modelos de caracterização para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, visando aplicação em um estudo de caso do setor petrolífero. Primeiramente definiu-se critérios excludentes, com o objetivo de eliminar modelos não-potenciais. Posteriormente, foram desenvolvidos quatro critérios avaliativos: C1 – Abrangência do escopo; C2 – Relevância ambiental; C3 – Robustez científica e transparência, e C4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil. Entre os modelos avaliados, os três melhor classificados foram aplicados em um estudo de caso para o ciclo de vida das atividades de perfuração de poços de óleo e gás, com o objetivo de permitir uma melhor visualização e discussão das diferenças nos resultados obtidos com a classificação fornecida pelos critérios. Foram identificados sete modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha na literatura; um deles foi descartado após a aplicação dos critérios excludentes. O melhor desempenho foi do modelo de Verones et al. (2020a), seguido dos modelos de Dong et al. (2018; 2016) e de Van Zelm et al. (2009a). O melhor desempenho geral dos modelos foi no critério C3, enquanto o pior desempenho ocorreu no critério C4, o que permitiu concluir que nenhum dos modelos foi considerado apto o suficiente para avaliar adequadamente a rota de descarte dos resíduos de perfuração no mar. A aplicação dos modelos no estudo de caso resultou em divergências nos resultados em relação ao cenário mais impactante e às substâncias responsáveis pelos impactos, porém, todos os modelos apontaram os metais como o grupo de substâncias que mais contribuiu para a ecotoxicidade marinha. Com base nos resultados deste trabalho, recomendou-se que, sempre que possível, sejam aplicados dois modelos de ecotoxicidade marinha nos estudos em que essa categoria de impacto é relevante, e que seus resultados sejam utilizados de maneira complementar nos processos de tomada de decisão. O modelo preferível foi o de Verones et al. (2020a), complementado com resultados de Van Zelm et al. (2009a) ou, em casos específicos, de Dong et al. (2016; 2018). A seleção desses modelos não deve ser entendida como regra geral, mas sim como uma alternativa para orientação. A escolha do modelo de caracterização também depende da experiência do especialista e das especificidades do sistema de produto avaliado.

**Palavras-chave:** Avaliação do Ciclo de Vida; Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Modelos de Caracterização; Ecotoxicidade Marinha; Cascalhos de Perfuração.

## ABSTRACT

Oil well drilling is responsible for significant generation of waste, especially drilling cuttings. These residues, if improperly managed, can cause environmental impacts. The most common way of disposing of drill cuttings is offshore disposal after treatment on the rig. Life Cycle Assessment, through the marine ecotoxicity impact category, is a methodology that can potentially be used to quantify the potential environmental impacts caused by the disposal of these waste in marine ecosystems. Different LCIA characterization models are available for this category, however, there is no scientific consensus regarding the most appropriate method to represent such impacts, leaving the LCA practitioner to choose the one that best applies to each case. The aim of this research was to develop a group of criteria to evaluate characterization models for the marine ecotoxicity impact category, aiming application in a case study of the oil and gas sector. In order to analyze the models, a group of exclusionary criteria was first defined, with the aim of eliminating non-potential models. Subsequently, four evaluative criteria were developed: C1 – Scope comprehensiveness; C2 – Environmental relevance; C3 – Scientific robustness and transparency, and C4 – Applicability to the Brazilian oil and gas sector. Among the evaluated models, the top three rated ones were applied in a case study for the life cycle of the oil well drilling activities, with the aim of allowing a better visualization and discussion of the differences in the results provided by the criteria evaluation. Seven characterization models were identified in the literature; one of them was excluded after applying the exclusion criteria. Six models were evaluated using the evaluative criteria. The best performance came from the model by Verones et al. (2020a), followed by the models by Dong et al. (2018; 2016) and Van Zelm et al. (2009a). The best overall performance of the models was in C3, and the worst occurred in C4, which led to the conclusion that none of the models was suitable enough to properly assess the offshore route of disposal of drilling waste. Application of the models in the case study resulted in divergent results regarding the most impactful scenario and the substances responsible for those impacts, however, all the models indicated the metals as the group of substances which contributed the most for the marine ecotoxicity impact category. Based on the results of this work, it was recommended that, whenever possible, two models of marine ecotoxicity get applied in studies in which this impact category is relevant. Their results should be used complementarily to subsidize decision-making processes. The preferred model was that of Verones et al. (2020a), complemented with results from Van Zelm et al. (2009a). The selection of these models should not be understood as a general rule but rather as an alternative for guidance. The choice of characterization models also depends on the specialist's experience and the specificities of the evaluated product system.

**Keywords:** Life Cycle Assessment; Life Cycle Impact Assessment; Characterization Models; Marine Ecotoxicity; Drill Cuttings.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema ilustrativo da geração e remoção de cascalhos de perfuração. ....	20
Figura 2 – Fases de um estudo de ACV. ....	26
Figura 3 – Elementos obrigatórios e opcionais na AICV. ....	27
Figura 4 – Exemplo de caracterização para a categoria de impacto mudanças climáticas. ....	29
Figura 5 - Mecanismo ambiental dos impactos ecotoxicológicos das substâncias químicas. ..	32
Figura 6 – Combinações de palavras-chave utilizadas na revisão quantitativa da literatura. ..	42
Figura 7 – Fluxograma geral dos cenários de gestão dos cascalhos de perfuração. ....	58
Figura 8 – Delimitação das fronteiras do sistema. ....	59
Figura 9 – Fluxograma geral da metodologia. ....	63
Figura 10 - Modelos de caracterização em relação à cadeia de causa e efeito. ....	67
Figura 11 – Cadeia de causa e efeito do modelo de Verones et al. (2020a). ....	73
Figura 12 – Gráfico de comparação dos resultados da análise de cenários. ....	124
Figura 13 – Gráfico de contribuição das etapas do ciclo de vida - modelo de Verones et al. (2020a). ....	125
Figura 14 – Gráfico de contribuição das etapas do ciclo de vida - modelo de Dong et al. (2016; 2018). ....	126
Figura 15 – Gráfico de contribuição das etapas do ciclo de vida - modelo de Van Zelm et al. (2009a). ....	126
Figura 16 – Gráfico de análise de contribuição para o Cenário 1 – FPBA + Arenítica. ....	129
Figura 17 - Gráfico de análise de contribuição para o Cenário 3 – FPBNA + Arenítica. ....	130

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Sistema de pontuação para avaliação qualitativa de conformidade aos critérios. .	39
Quadro 2 – Critérios excludentes e sistema de pontuação. ....	46
Quadro 3 – Descrição das pontuações para o Critério 1.....	49
Quadro 4 – Descrição das pontuações para o Critério 2.....	50
Quadro 5 – Descrição das pontuações para o Critério 3.....	52
Quadro 6 – Descrição das pontuações para o Critério 4.....	55
Quadro 7 – Tipo, descrição e fonte dos dados de ICV. ....	60
Quadro 8 – Avaliação do Critério 1 para Verones et al. (2020a). ....	71
Quadro 9 – Avaliação do Critério 2 para Verones et al. (2020a). ....	73
Quadro 10 – Avaliação do Critério 3 para Verones et al. (2020a). ....	75
Quadro 11 – Avaliação do Critério 4 para Verones et al. (2020a). ....	78
Quadro 12 – Avaliação do Critério 1 para Dong et al. (2016; 2018). ....	79
Quadro 13 – Avaliação do Critério 2 para Dong et al. (2016; 2018). ....	81
Quadro 14 – Avaliação do Critério 3 para Dong et al. (2016; 2018). ....	83
Quadro 15 – Avaliação do Critério 4 para Dong et al. (2016; 2018). ....	85
Quadro 16 - Avaliação do Critério 1 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0. ....	87
Quadro 17 - Avaliação do Critério 2 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0. ....	88
Quadro 18 – Avaliação do Critério 3 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0.....	96
Quadro 19 – Avaliação do Critério 4 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0.....	100
Quadro 20 – Avaliação do Critério 1 para Lundie et al. (2007). ....	102
Quadro 21 – Avaliação do Critério 2 para Lundie et al. (2007). ....	104
Quadro 22 – Avaliação do Critério 3 para Lundie et al. (2007). ....	105
Quadro 23 – Avaliação do Critério 4 para Lundie et al. (2007). ....	107
Quadro 24 – Avaliação do Critério 1 para o REIMSEA. ....	108
Quadro 25 – Avaliação do Critério 2 para o REIMSEA. ....	109
Quadro 26 – Avaliação do Critério 3 para o REIMSEA. ....	112
Quadro 27 – Avaliação do Critério 4 para o REIMSEA. ....	114

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Sistema de pontuação dos subcritérios avaliativos. ....	47
Tabela 2 – Modelo para apresentação dos resultados finais da avaliação. ....	56
Tabela 3 – Modelos identificados na revisão sistemática. ....	64
Tabela 4 – Pré-descrição dos modelos de caracterização previamente identificados. ....	66
Tabela 5 – Resultados da aplicação dos critérios excludentes. ....	69
Tabela 6 – Classificação final dos modelos.....	115
Tabela 7 – Fatores de caracterização dos metais da análise de contribuição. ....	132

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABPG – Associação Brasileira de Petróleo e Gás

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis

AoP – Área de proteção

*BAF – Bioaccumulation factor*

*BF – Bioavailability factor*

CO<sub>2</sub> – Dióxido de carbono

CGMAC – Coordenação Geral de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Marinhos e Costeiros

CICLOG – Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida

*CM – Characterization Modeling*

*CML – Centrum voor Milieuwetenschappen in Leiden*

*DALY – Disability-Adjusted Life Years*

*DC – Drill Cuttings*

DILIC – Diretoria de Licenciamento Ambiental

*EC-JRC – European Commission - Joint Research Centre*

*EF – Effect factor*

*EPA – Environmental Protection Agency*

*EUSES – European Uniform System for the Evaluation of Substances*

*FF – Fate factor*

FC – Fatores de caracterização

FPBA – Fluido de Perfuração de Base Aquosa

FPBNA – Fluido de Perfuração de Base Não-Aquosa

GABIN – Gestão de Gabinetes Políticos

HPA – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBP – Instituto Brasileiro de Petróleo e Gás

ICV – Inventário de Ciclo de Vida

*ILCD – International Life Cycle Data System*

IN – Instrução Normativa

*IOGP – International Association of Oil & Gas Producers*

*IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change*

*IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada*

*IPIECA – International Petroleum Industry Environmental Conservation Association*

*ISO – International Organization for Standardization*

*IUCN - International Union for Conservation of Nature*

*LCA – Life Cycle Assessment*

*ME – Marine Ecotoxicity*

*MMS – Minerals Management Service*

*NBR – Norma Brasileira*

*NOEC – No-Observed Effect Concentration*

*OD – Oil drilling*

*OF – Offshore Drilling*

*OSPAR – Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*

*PAF – Potentially Affected Fraction*

*PDF – Potentially Disappeared Fraction*

*PEC – Predicted Environmental Concentration*

*PNEC – Predicted No-Effect Concentration*

*SETAC – Society of Environmental Toxicology and Chemistry*

*SSD – Species Sensitivity Distribution*

*UF – Unidade funcional*

*UNEP – United Nations Environment Programme*

*USES – Uniform System for the Evaluation of Substances*

*WHAM – Windermere Humic Aqueous Model*

*WMO - World and Global Meteorological Organisation*

*XF – Exposure factor*

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>19</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	19
<b>3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>20</b>
3.1 PERFURAÇÃO DE POÇOS MARÍTIMOS DE PETRÓLEO E GÁS .....	20
<b>3.1.1 Gerenciamento dos resíduos de perfuração.....</b>	<b>22</b>
<b>3.1.2 Contexto legal para disposição <i>offshore</i> de resíduos petrolíferos no Brasil .....</b>	<b>24</b>
3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) .....	25
<b>3.2.1 Categoria de impacto de ecotoxicidade marinha .....</b>	<b>29</b>
<b>3.2.2 Desafios na fase de caracterização dos impactos do ciclo de vida .....</b>	<b>33</b>
<b>3.2.3 Desafios na caracterização da ecotoxicidade na AICV.....</b>	<b>35</b>
3.3 METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO	38
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>41</b>
4.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO .....	41
<b>4.1.1 Revisão quantitativa .....</b>	<b>41</b>
<b>4.1.2 Revisão qualitativa .....</b>	<b>42</b>
<b>4.1.3 <i>Snowballing</i> .....</b>	<b>44</b>
4.2 COMPARAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO .....	44
<b>4.2.1 Pré-descrição .....</b>	<b>44</b>
<b>4.2.2 Definição dos critérios de comparação.....</b>	<b>45</b>
4.3 APLICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO EM ESTUDO DE CASO .	56
<b>4.3.1 Definição de objetivo e escopo.....</b>	<b>57</b>
<b>4.3.2 Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV) .....</b>	<b>60</b>
<b>4.3.3 Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida.....</b>	<b>61</b>

<b>4.3.4 Interpretação</b> .....	<b>61</b>
4.4 FLUXOGRAMA GERAL DA METODOLOGIA .....	62
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>64</b>
5.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO .....	64
5.2 SELEÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO .....	65
<b>5.2.1 Pré-descrição dos modelos de caracterização</b> .....	<b>65</b>
<b>5.2.2 Aplicação dos critérios excludentes</b> .....	<b>69</b>
5.3 ANÁLISE COMPARATIVA DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO.....	70
<b>5.3.1 Modelo de Verones et al. (2020a)</b> .....	<b>71</b>
<b>5.3.2 Modelo de Dong et al. (2016; 2018)</b> .....	<b>79</b>
<b>5.3.3 Modelos de Huijbregts et al. (2000a) e Van Zelm et al. (2009a)</b> .....	<b>86</b>
<b>5.3.4 Modelo de Lundie et al. (2007)</b> .....	<b>102</b>
<b>5.3.5 Modelo REIMSEA (SLEESWIJK et al., 2003)</b> .....	<b>108</b>
<b>5.3.6 Classificação e discussão</b> .....	<b>115</b>
5.4 ESTUDO DE CASO .....	123
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	<b>137</b>
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS e RECOMENDAÇÕES</b> .....	<b>139</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>141</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O petróleo consolidou-se, ao longo do século XX, como a principal fonte energética no processo da industrialização, tornando-se um dos pilares da economia mundial (BORBA; SILVA NETO, 2008). No Brasil, o cenário de abertura para exploração de petróleo, possibilitado pela flexibilização do monopólio estatal da década de 1990 conjuntamente às descobertas mais recentes de reservas *offshore* na camada pré-sal, transformaram a perspectiva da segurança energética nacional (RANGEL, 2015). Em 2021, o petróleo e seus derivados representaram 34,4% da oferta interna nacional de energia (EPE, 2022). Da produção total de petróleo e gás natural do país, cerca de 97% é extraída do mar (*offshore*) (ANP, 2021).

São três as fases de atividades que compõem o setor de óleo e gás: *upstream* (exploração e produção), *midstream* (transporte e armazenamento), e *downstream* (refino e produção de combustíveis e derivados) (MORAIS; OLIVEIRA, 2022). A etapa de perfuração *offshore*, correspondente à fase *upstream*, objetiva confirmar e quantificar o potencial de uma estrutura geológica portadora de hidrocarbonetos. A perfuração é realizada com sondas que perfuram a camada rochosa, gerando fragmentos que são removidos da coluna de perfuração com o auxílio de um fluido (THOMAS, 2004). Essa atividade está associada à geração de resíduos, com destaque para os fragmentos de rochas, denominados cascalhos de perfuração, e para os fluidos de perfuração (IPEA, 2012). Esses resíduos se destacam devido ao volume gerado, às dificuldades em seu gerenciamento, e à presença de contaminantes em sua composição (IOGP, 2016a).

Os cascalhos de perfuração, gerados durante a perfuração da camada rochosa, tornam-se resíduos de interesse pois chegam à superfície com fluidos de perfuração aderidos a si (IOGP, 2016b). Esses fluidos, por sua vez, podem ser de base aquosa (FPBA), tendo água doce ou salina em sua composição, ou de base não-aquosa (FPBNA), a partir de óleo mineral de baixa toxicidade, óleo mineral melhorado, ou componentes sintéticos (AMORIM, 2003). Ambos os tipos de fluidos apresentam diversos aditivos em sua composição, que desempenham diferentes funções (*e.g.*, aumento de massa, controle de pH, lubrificação, inibidores de corrosão, entre outras) e, posteriormente, farão parte da composição dos cascalhos gerados (IOGP, 2016b).

No Brasil, os cascalhos e fluidos de perfuração tem como principal forma de destinação final o descarte no mar, após tratamento em plataforma (IPEA, 2012). Esse tipo de disposição final é comum ao redor do mundo devido aos baixos custos envolvidos e a simplicidade do processo, já que não envolve transporte dos cascalhos até a costa e não necessita de infraestrutura de tratamento em terra (IOGP, 2016a). A quantidade de substâncias



químicas que podem ser lançados ao mar por meio da descarga desses resíduos tem limites específicos e é regulada por meio de legislações específicas de cada país, baseadas na experiência prévia e avanços das tecnologias de perfuração e operação na região (IBP, 2021; ISMAIL et al., 2017). Ismail et al. (2017) concluíram, em seu estudo de revisão sobre legislações concernentes ao descarte de cascalhos de perfuração em ambientes marinhos, que a maioria dos instrumentos regulatórios permite a descarga de cascalhos com FPBA aderidos no assoalho oceânico, desde que seguidos alguns pré-requisitos exclusivos de cada legislação (*e.g.*, aprovação prévia, testes de toxicidade, redução da concentração de fluido aderido, entre outros). Ainda segundo os autores, o descarte de cascalhos com FPBNA aderidos, por sua vez, é regulado de acordo com sua base (oleosa ou sintética) e com a concentração de óleo ou outros componentes de interesse presentes no cascalho.

Em 2018, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) estabeleceu, por meio da Instrução Normativa (IN) 01/2018 (IBAMA, 2018a), novas diretrizes para o uso e descarte de fluidos e cascalhos de perfuração em águas marinhas. Entre outras definições, a IN 01/2018 proíbe o descarte em águas marinhas de cascalhos gerados na fase de reservatório do poço (*i.e.*, zonas produtoras do poço). Embora essa IN tenha sido suspensa pela IN 11/2019 (IBAMA, 2019a) devido as divergências jurídicas, as informações nela contidas são pertinentes e levantam a questão dos potenciais impactos que esses resíduos podem causar nos ecossistemas marinhos brasileiros. Nesse contexto, a aplicação da metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (ABNT, 2009a) pode auxiliar na quantificação dos impactos ambientais potenciais relacionados às atividades de perfuração de poços de petróleo, com enfoque na rota de disposição final dos cascalhos de perfuração no assoalho oceânico.

Segundo a norma NBR ISO 14040 (2009a), a ACV estuda os aspectos e impactos ambientais potenciais ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, atividade ou serviço, desde a aquisição de matérias primas, produção, uso, tratamento pós-uso e reciclagem, até a disposição final. A ACV é composta por quatro fases: i) definição de objetivo e escopo; ii) inventário de ciclo de vida (ICV); iii) avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV), e iv) interpretação. A AICV, terceira fase da metodologia, estuda e quantifica as repercussões ambientais potenciais por meio das categorias de impacto, que são as responsáveis por representar as questões ambientais relevantes às quais o produto ou atividade sob análise pode estar relacionado (*e.g.*, mudanças climáticas, eutrofização, toxicidade humana, ecotoxicidade) (HAUSCHILD, 2018). Porém, nem todas as categorias de impacto disponíveis atingiram

consenso científico em relação aos modelos de caracterização que as constituem (HAUSCHILD et al., 2012).

As categorias de impacto de toxicidade humana e ecotoxicidade são bastante controversas na AICV. Os modelos de caracterização utilizados para avaliar os impactos do ciclo de vida de emissões químicas diferem uns dos outros nos seus princípios básicos de modelagem, escopo e resultados, o que dificulta o alcance de um consenso científico sobre aquele mais adequado para representar tais impactos (HAUSCHILD et al., 2008). Em 2008, por meio de uma iniciativa da *UNEP/SETAC* (ROSENBAUM et al., 2008) que reuniu especialistas em modelagem de emissões químicas no contexto da ACV, foi lançado o *USEtox*, o modelo específico para toxicidade humana e ecotoxicidade aquática (*i.e.*, água doce) considerado, atualmente, o mais adequado pela comunidade científica para essas categorias (HAUSCHILD et al., 2012). Entretanto, a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, fundamental para representar os impactos dos resíduos de perfuração de poços de petróleo descartados no mar, não foi abordada no *USEtox* e segue até hoje sem um modelo de caracterização amplamente aplicável e recomendado consensualmente por cientistas da área.

A categoria de impacto de ecotoxicidade marinha é especialmente desafiadora devido à quantidade numerosa de substâncias químicas disponíveis e relatadas nos inventários de ciclo de vida; aos variados comportamentos das substâncias nesse ambiente; à complexidade dos ecossistemas marinhos; à grande diversidade de espécies potencialmente afetadas, e à limitada quantidade de dados de sensibilidade das espécies marinhas aos compostos químicos (FANTKE et al., 2018b). Esses fatores implicam em modelos de caracterização que nem sempre conseguem abranger de forma ideal as diversas repercussões ambientais dos compostos químicos nesse ambiente (ROSENBAUM, 2015). Com a crescente preocupação social e científica relacionada à entrada, intencional ou não, de resíduos no ambiente marinho, entre eles os oriundos da indústria petrolífera, a importância dessa categoria de impacto é cada vez mais evidenciada.

A NBR ISO 14044 (ISO, 2009b) recomenda que a escolha dos modelos de caracterização utilizados nos estudos de ACV seja devidamente embasada e justificada, e que esteja alinhada com o seu objetivo e escopo. Porém, os guias para seleção de modelos de caracterização atualmente disponíveis (EC-JRC, 2011; UGAYA; NETO; FIGUEIREDO, 2019) não recomendam nenhum modelo de caracterização que aborde essa categoria, dificultando a escolha do praticante de ACV. Diante disso, na ausência de um modelo de ecotoxicidade marinha consensualmente aceito e recomendado pela comunidade científica, surge como desafio desta pesquisa fornecer subsídios para a escolha do modelo que consiga representar, da

maneira mais precisa e abrangente possível, os potenciais impactos da rota de descarte *offshore* dos resíduos de perfuração de poços de petróleo nos ecossistemas marinhos.

Este trabalho originou-se de uma parceria entre a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e uma empresa brasileira do setor de óleo e gás. A pesquisa aqui apresentada é parte de um projeto mais abrangente, desenvolvido por diversos integrantes do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) da UFSC, e que tem como objetivo principal avaliar o ciclo de vida de rotas marítimas e terrestres de destinação de cascalhos e fluidos de perfuração de petróleo e gás. Ademais, essa pesquisa contribui para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015), especificamente aos ODS de nº 12 – Consumo e produção responsáveis, e de nº 14 – Vida na água.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral deste estudo foi desenvolver e aplicar critérios para avaliação de modelos de caracterização para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, visando a aplicação em um estudo de caso da atividade de perfuração de poços de petróleo.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Identificar os modelos de caracterização desenvolvidos para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha;
- Avaliar e classificar os modelos identificados por meio de um conjunto de critérios pré-definidos;
- Identificar e discutir as diferenças entre os resultados fornecidos pelos modelos por meio de um estudo de caso de ACV para atividades de perfuração de poços de petróleo.

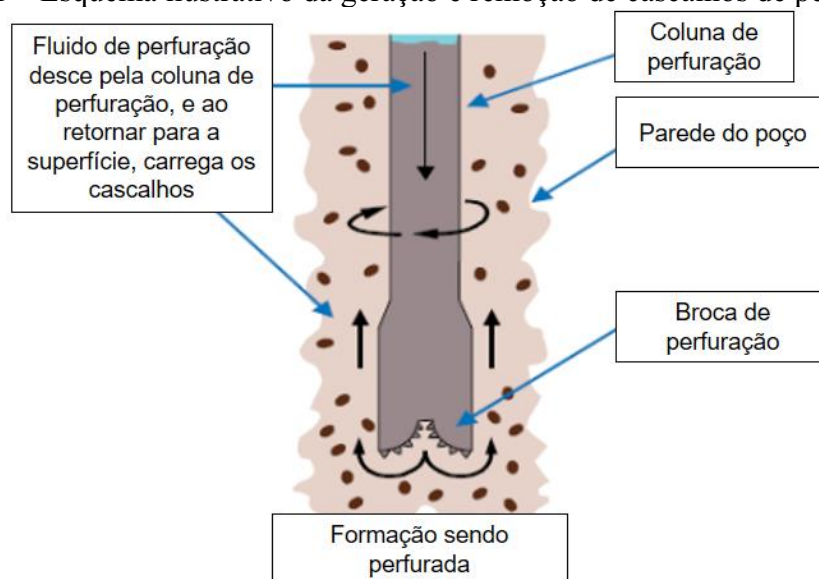
### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesta seção, discorre-se sobre a atividade de perfuração de poços de petróleo, com maior enfoque na caracterização dos principais tipos de resíduos gerados e nos desafios de sua gestão. Ademais, introduz-se a metodologia da ACV, em especial a fase de AICV, com destaque para os principais desafios envolvidos na etapa de caracterização dos impactos e nas categorias de impacto de ecotoxicidade.

#### 3.1 PERFURAÇÃO DE POÇOS MARÍTIMOS DE PETRÓLEO E GÁS

Para que o petróleo chegue à superfície, é necessária a perfuração de poço através de uma formação rochosa, que atinja o reservatório e permita a elevação do óleo lá contido (VICTOR et al., 2012). Essa perfuração pode ser feita em terra (*onshore*) ou em alto mar (*offshore*) (PEREIRA, 2014). De acordo com Thomas (2004), no processo de perfuração dos poços *offshore*, a operação é executada por meio de um sistema rotativo, no qual a ação de rotação de uma broca, posicionada na extremidade de uma coluna de perfuração encaixada em uma torre de sonda, causará a perfuração da formação rochosa. Um fluido de perfuração, injetado por bombeamento nessa coluna, é responsável, entre outras funções, pela manutenção da estabilidade do poço e pela suspensão dos fragmentos de rocha gerados até a superfície (Figura 1).

Figura 1 – Esquema ilustrativo da geração e remoção de cascalhos de perfuração.



Fonte: Adaptada de OGP (2003).

A atividade de perfuração de poços de petróleo *offshore* gera diversos tipos de resíduos (IBP, 2021). Os principais, gerados em maior quantidade, são os fluidos e cascalhos de perfuração. Os fluidos de perfuração consistem em misturas de componentes químicos sintéticos e naturais, utilizados durante as operações de perfuração de poços de petróleo para desempenhar algumas funções, tais quais resfriar e lubrificar a broca de perfuração; limpar o poço e carrear os cascalhos gerados durante a perfuração da formação rochosa até a superfície; controlar a pressão na coluna de perfuração; evitar danos à formação produtora, entre outras (FINK, 2021). De acordo com o IOGP (2016b), os fluidos de perfuração podem ser divididos em dois tipos primários: fluidos de perfuração de base aquosa (FPBA) e fluidos de perfuração de base não-aquosa (FPBNA).

Os FPBA têm como fase primária a água, que pode ser água doce, água do mar ou água saturada, também chamada de salmoura (OGP; IPIECA, 2009). Nesse tipo de fluido, a água geralmente compõe, pelo menos, 50% do volume total do fluido, que também é composto por substâncias viscosificantes, agentes de controle de perdas de fluido, adensantes, lubrificantes, emulsificantes, inibidores de corrosão, sais e agentes controladores de pH (FINK, 2021). A composição de um FPBA pode variar durante a perfuração do mesmo poço, pois diferentes aditivos podem ser necessários em diferentes seções, devido à variação nas formações geológicas (IOGP, 2016b). As principais vantagens dos FPBA incluem o seu baixo custo, biodegradabilidade e fácil dispersão na coluna d'água. Por outro lado, muitas vezes esses fluidos não são adequados para uso em alguns tipos de operações de perfuração, como aquelas de poços horizontais, altamente desviados, ou de poços muito profundos, de temperatura e pressão muito altas, comuns nas perfurações *offshore* (IOGP, 2016b). Nesses poços, é preferível a utilização dos FPBNA, desenvolvidos como uma alternativa às limitações impostas pelos fluidos aquosos (SCHAFFEL, 2002).

Os FPBNA são emulsões invertidas que se caracterizam por ter o óleo como meio de dispersão de sólidos. Esses fluidos apresentam maior estabilidade em altas temperaturas; leveza; maior eficiência na perfuração; baixa tendência à corrosão, e alto grau de inibição frente às rochas ativas, o que os tornam aplicáveis a altas profundidades (GUIMARÃES; ROSSI, 2007). Suas principais desvantagens incluem a lenta biodegradabilidade no ambiente marinho e os custos mais elevados quando comparados aos FPBA, mas que muitas vezes acabam sendo compensados devido à maior eficiência (SCHAFFEL, 2002). É comum a utilização de FPBA e FPBNA durante a perfuração de diferentes seções do mesmo poço, sendo o primeiro mais utilizado nas parcelas mais rasas, enquanto o segundo, nas mais profundas (OGP; IPIECA, 2009).

Os cascalhos de perfuração, por sua vez, consistem em uma mistura fragmentos de rochas e material de solo, originados pela ação da penetração da broca rotativa através das camadas rochosas (THOMAS, 2004). Os cascalhos gerados durante a perfuração precisam ser removidos da coluna para que a broca possa continuar perfurando o poço. Os fluidos de perfuração utilizados nessa etapa são os responsáveis por suspender esses fragmentos rochosos até a superfície, o que ocasiona a sua contaminação (IOGP, 2016b). O volume de cascalho gerado em um poço, segundo Schaffel (2002), é variável e depende de características como o diâmetro e profundidade do poço, as características geológicas do local perfurado, e o fluido utilizado. De acordo com estimativas da EPA (2016), são produzidos entre 0,6 e 6,0 barris de cascalho a cada metro vertical de perfuração.

As características físicas e químicas dos cascalhos de perfuração serão determinadas pelo tipo e quantidade de fluido retido, e pela composição mineral e química das rochas perfuradas (IOGP, 2016b). Camara (2013) estima que entre 10 e 15% do volume total de fluido de perfuração utilizado ficam aderidos aos cascalhos, o que pode representar potenciais impactos ao meio ambiente devido às substâncias presentes nesse insumo. Alguns contaminantes comumente encontrados na composição dos cascalhos incluem os hidrocarbonetos presentes no petróleo, como os hidrocarbonetos alifáticos e os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs); as bifenilas policloradas (BPCs), e metais pesados como o bário, chumbo, mercúrio, cromo, zinco, entre outros (LEONARD; STEGEMANN, 2010).

### **3.1.1 Gerenciamento dos resíduos de perfuração**

O gerenciamento dos resíduos de perfuração de poços de petróleo é considerado um grande desafio para as indústrias do setor petrolífero, devido, principalmente, às grandes quantidades geradas e à presença de diversos poluentes em sua composição (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021). Definir a melhor estratégia de gestão desses resíduos é um processo que deve levar em consideração um conjunto de variáveis, entre elas os aspectos técnicos, econômicos e ambientais de cada opção disponível (LOIZIA et al., 2021).

São diversas as alternativas de gestão dos resíduos de perfuração disponíveis atualmente. Os cascalhos de perfuração podem ser dispostos diretamente no assoalho oceânico, reinjetados em uma formação rochosa adequada, ou ainda transportados até o continente para tratamento em terra, disposição final ou reutilização em outra atividade (IOGP, 2016b). No Brasil, a estratégia de gerenciamento mais utilizada é a disposição final dos cascalhos de

perfuração no assoalho oceânico, após tratamento primário e secundário da mistura de sólidos e fluido em plataforma (MELTON et al., 2004).

A fase de tratamento primário na plataforma tem como objetivo realizar a separação entre o cascalho e fluido de perfuração a ele aderido, para recuperação e posterior reutilização do fluido (PEREIRA, 2014). Para isso, é utilizada uma série de equipamentos que compõem o sistema de controle de sólidos (HUANG et al., 2018; PEREIRA, 2014). A mistura de fluidos e cascalhos passa por esses equipamentos em sequência, que removerão os cascalhos de diferentes granulometrias visando obter, ao final do processo, o fluido pronto para ser reutilizado (SILVA, 2015).

Muitas vezes, após a passagem pelo sistema de controle de sólidos, os cascalhos ainda não estão com concentrações de fluidos suficientemente baixas para descarte em alto mar, principalmente no caso de cascalhos com FPBNA aderidos (SANTOS, 2014). Para isso, introduziu-se o tratamento secundário em plataforma, que consiste num conjunto de processos físicos e termomecânicos específicos para tratamento de cascalhos com FPBNA, de forma a reduzir ainda mais a concentração de fluidos aderidos e enquadrar o cascalho nos limites permitidos para descarte *offshore* (PEREIRA, 2014).

Após tratamento em plataforma, os cascalhos, ainda contendo uma pequena quantidade de fluido aderido, são misturados com água do mar e descartados para o oceano (IOGP, 2016a). Em ambiente marinho, os cascalhos recém-tratados podem apresentar diferentes comportamentos, a depender do tipo de fluido que foi utilizado durante a perfuração. Os cascalhos oriundos de processos com FPBA se dispersam na coluna d'água formando uma pluma de dispersão, até finalmente sedimentarem no assoalho oceânico, sem a formação de pilhas de cascalhos (PAMPHILI, 2001). Por outro lado, os cascalhos gerados em perfurações com FPBNA não se dispersam na coluna d'água, mas se agregam em blocos ou placas, afundando rapidamente e tendendo a formar pilhas submarinas de cascalho (SCHAFFEL, 2002).

O acúmulo de cascalhos de perfuração no assoalho oceânico pode causar modificações na estrutura física e na composição química dos sedimentos, incluindo mudanças em sua granulometria e mineralogia, e aumento de suas concentrações de químicos, como metais e hidrocarbonetos (IOGP, 2016a). Os componentes dos fluidos aderidos aos cascalhos podem se desprender para a coluna d'água, potencialmente impactando a fauna marinha (MMS, 2000). Entretanto, a descarga dos cascalhos previamente tratados em alto mar pode evitar emissões atmosféricas incrementais e a transferência de impactos ambientais para o continente, no caso



de tais resíduos serem levados para tratamento e disposição final *onshore* (OPG; IPIECA, 2009).

### **3.1.2 Contexto legal para disposição *offshore* de resíduos petrolíferos no Brasil**

No Brasil, as diretrizes ambientais relacionadas às atividades do setor de óleo e gás foram elaboradas a partir do trabalho conjunto da Agência Nacional do Petróleo (ANP), do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), e dos órgãos ambientais estaduais (PEREIRA, 2014). Em relação às condições para descarte dos resíduos de perfuração de poços de petróleo, as normas brasileiras passaram por diversas fases, sendo modificadas ao longo do tempo.

A Lei nº 9966/2000 (BRASIL, 2000), também conhecida como Lei do Óleo, foi responsável por revogar a Lei nº 5357/1967 (BRASIL, 1967), que vigorava até então e somente estabelecia “penalidades para embarcações e terminais marítimos e fluviais que lançassem detritos ou óleo em águas brasileiras”, sem fornecer diretrizes acerca desses detritos. A Lei do Óleo, em seus artigos 15 e 16, proibia o descarte de substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional. Por outro lado, em seu Artigo 20, essa lei define que “a descarga de resíduos sólidos das operações de perfuração de poços de petróleo será objeto de regulamentação específica pelo órgão federal do meio ambiente”, diferenciando assim os resíduos de perfuração de poços de petróleo das substâncias nocivas ou perigosas previamente citadas. A partir de então, as regras relacionadas ao uso e descarte de fluidos e cascalhos de perfuração eram tratadas caso a caso por meio de pareceres técnicos emitidos pelo órgão ambiental licenciador, a Coordenação Geral de Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Marinhos e Costeiros (CGMAC), parte Diretoria de Licenciamento Ambiental (DILIC) do IBAMA, vinculados ao processo de licenciamento de operação (IBP, 2020).

A imprevisibilidade gerada pela ausência de uma norma específica que regulamentasse o uso e descarte dos fluidos de perfuração e seus respectivos cascalhos levou à publicação da Instrução Normativa nº 1/2018 (IBAMA, 2018a), criada para atender ao Artigo 20 da Lei do Óleo (IBP, 2021; BRASIL, 2000). A IN 01/2018 foi desenvolvida com base na Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) e no regulamento federal 40 CFR 435 da EPA (ESTADOS UNIDOS, 1999). Porém, por mais que boa parte das diretrizes constantes na IN 01/2018 sejam semelhantes às do regulamento americano, alguns pontos a diferenciam de forma significativa. Entre as principais divergências, está a proibição, pelo regulamento

brasileiro, do “descarte em águas marinhas de cascalhos com fluidos aquosos e não aquosos aderidos, gerados nas fases de reservatório (ou zonas produtoras) dos poços”.

As diretrizes da IN 01/2018 (IBAMA, 2018a) referentes ao descarte dos resíduos de perfuração causaram divergência jurídica entre os órgãos de assessoramento jurídico do IBAMA e da ANP (IBP, 2021), o que ocasionou a prorrogação da IN 01/2018 pelas INs 08/2018 (IBAMA, 2018b) e 16/2018 (IBAMA, 2018c), e sua posterior suspensão pela IN 11/2019 (IBAMA, 2019a). Isso gerou um vácuo regulatório nos processos de licenciamento ambiental da atividade de exploração e produção de petróleo e gás.

Por fim, o Despacho nº 5540547/2019-GABIN (IBAMA, 2019b) foi publicado para preencher a lacuna regulatória deixada pela suspensão da IN 01/2018 enquanto uma nova regulamentação é discutida, e é, atualmente, a legislação nacional vigente no que diz respeito ao uso e descarte dos fluidos de perfuração e seus respectivos cascalhos. Esse documento também teve como base as práticas adotadas no Golfo do México (IBP, 2021), porém, é mais restritivo quanto aos limites de base orgânica aderido aos cascalhos descartados, adotando o limite de 5,9% no caso de n-parafinas, olefinas internas, olefinas alfa lineares, polialfa olefinas e fluidos a base de óleo mineral tratados, ou 7,9% no caso de ésteres, éteres e acetais. Atualmente, a abordagem de “descarte zero” dos resíduos gerados na perfuração da fase de reservatório está suspensa (IBAMA, 2019b).

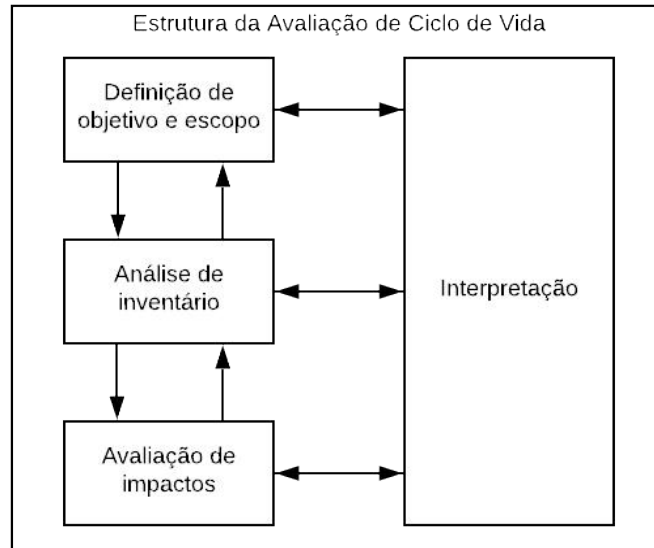
### 3.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica de gestão ambiental que enfoca os aspectos e impactos ambientais potenciais de um produto ao longo de todo o seu ciclo de vida, ou seja, desde a aquisição ou geração das matérias-primas, passando pelas fases de produção e uso, até a sua disposição final (ABNT, 2009a; 2009b). Os impactos avaliados pela ACV se estendem desde aqueles relacionados à escassez de recursos e à degradação da qualidade do meio ambiente, até impactos à saúde humana (PETTERSEN; PETERS; HERTWICH, 2004). Essa metodologia ganhou destaque e apareceu pela primeira vez, de forma estruturada, em publicações científicas na década de 90 (*e.g.*, Guinée et al., 1993a; 1993b), enquanto a primeira versão da ISO 14040, norma internacional reguladora da ACV, foi publicada em 1997 (FINNVEDEN et al., 2009).

No Brasil, a aplicação da ACV segue a metodologia descrita nas NBRs ISO 14040 e ISO 14044, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2009a; 2009b). De acordo com essas normas, são quatro as fases que compõem um estudo de ACV: definição de objetivo

e escopo; análise de inventário; avaliação de impacto, e interpretação (Figura 2). As quatro fases, por mais que distintas, estão relacionadas e podem ser executadas de forma iterativa.

Figura 2 – Fases de um estudo de ACV.



Fonte: Adaptado de ABNT (2009a).

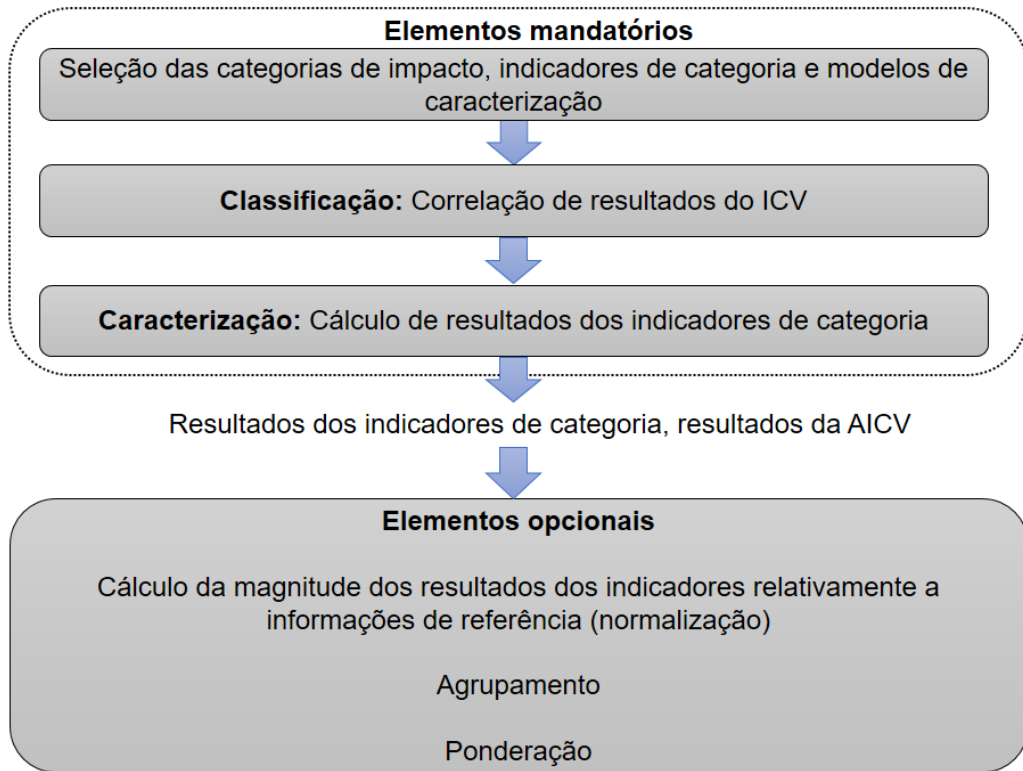
A primeira fase, que consiste na definição do objetivo e escopo, define uma série de premissas que formarão a base para a condução do estudo de ACV. De acordo com a norma (ABNT, 2009a; 2009b), o objetivo visa definir quais as aplicações e motivações da elaboração do estudo, e para qual público-alvo ele se destina. No escopo, define-se, principalmente, o sistema de produto e sua função, unidade funcional e fronteiras, além de outras premissas como o procedimento de alocação, se houver, as categorias de impacto e a metodologia de AICV que será utilizada.

Na análise de inventário, fase subsequente à definição de objetivo e escopo, serão coletados os dados referentes ao sistema de produto avaliado, e quantificados os fluxos de entrada e saída do sistema. Posteriormente, na etapa de avaliação de impacto, os dados do inventário são classificados em categorias de impacto e transformados em valores indicadores desses impactos, por meio de fatores de caracterização (FCs). A fase final, de interpretação, considera conjuntamente os resultados das etapas de análise de inventário e avaliação de impacto para chegar a constatações, conclusões e recomendações relevantes para o estudo (ABNT, 2009a; 2009b).

O foco do presente estudo está na fase de AICV, etapa que tem como objetivo compreender a significância dos impactos ambientais potenciais, associando os dados de inventário com categorias de impacto e indicadores de categoria (ABNT, 2009a; 2009b). Essa

etapa visa aumentar o entendimento sobre a relevância das emissões e extrações nos ciclos de vida dos produtos (HUIJBREGTS, 2011). A AICV é dividida em elementos obrigatórios e opcionais (Figura 3).

Figura 3 – Elementos obrigatórios e opcionais na AICV.



Fonte: Adaptado de ISO 14040 (2006a).

A primeira etapa obrigatória da AICV consiste, conforme Figura 3, na seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização. A ISO 14040 (2006a) define categoria de impacto como “classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise de inventário do ciclo de vida podem ser associados”. As categorias de impacto podem ser expressas a nível *midpoint* ou *endpoint*. De acordo com Cavalett et al. (2012), a abordagem *midpoint* é orientada ao problema, e representa os potenciais impactos em um ponto intermediário na cadeia de causa e efeito de uma emissão, não representando as consequências finais desses impactos. Ainda segundo o autor, a abordagem *endpoint*, por outro lado, é orientada ao dano, e caracteriza as consequências das categorias de impacto *midpoint* em três áreas de proteção: danos aos ecossistemas, saúde humana e recursos.

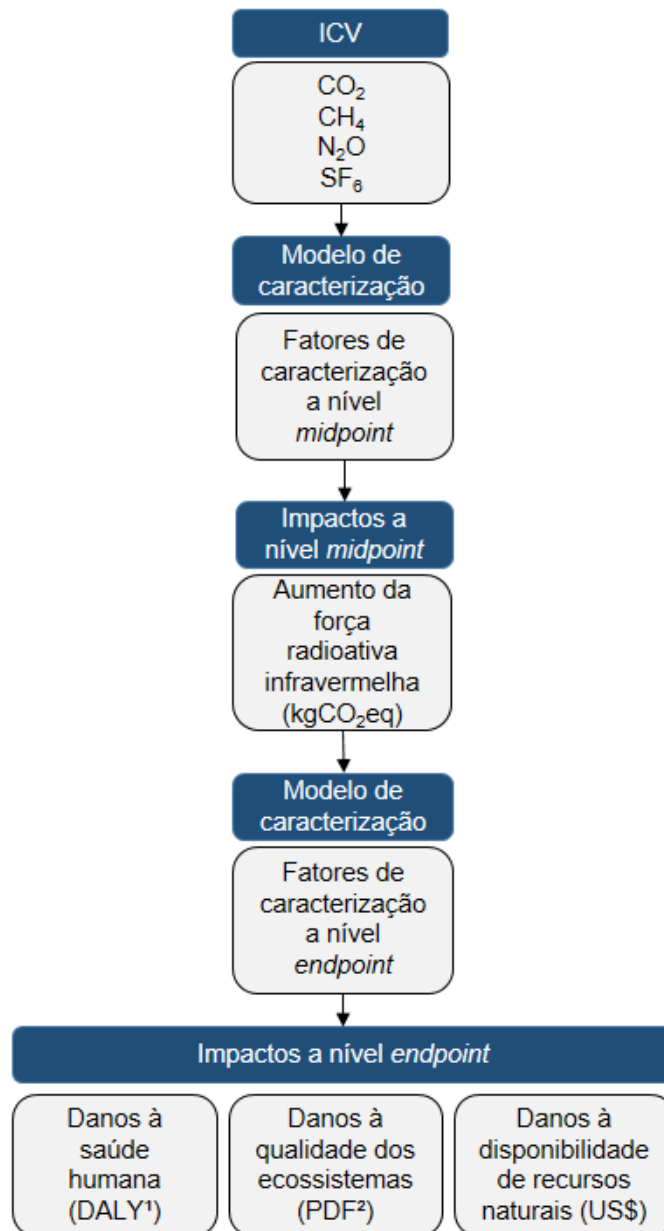
Cada categoria de impacto, segundo a ISO 14040 (2006a), é acompanhada de um indicador de categoria, definido como uma “representação quantificável de uma categoria de impacto” (e.g., aumento do forçamento radioativo infravermelho como indicador da categoria

“mudanças climáticas”). Por fim, os modelos de caracterização são modelos matemáticos que conectam e quantificam a contribuição potencial dos fluxos do inventário para as categorias de impacto, por meio do cálculo dos FCs (ALEJANDRE et al., 2022). Um conjunto individual de modelos de caracterização, cada um relacionado a uma categoria de impacto específica, forma um método de AICV (*e.g.*, CML, IMPACT 2002+, ReCiPe) (HAUSCHILD et al., 2012).

Na segunda etapa obrigatória da AICV, a classificação, as substâncias do inventário são classificadas em diferentes grupos, de acordo com o efeito que elas exercem sobre o meio ambiente ou saúde humana (GOLSTEIJN, 2014). Basicamente, determina-se, qualitativamente, para quais categorias de impacto cada elemento do inventário de ciclo de vida contribui (*e.g.*, o benzeno contribui para a toxicidade humana, ecotoxicidade e formação de ozônio fotoquímico) (HUIJBREGTS, 2020).

A fase de caracterização dos impactos, terceira etapa da AICV, consiste na determinação quantitativa do impacto para cada categoria. Essa etapa acontece por meio da aplicação dos FCs, que, segundo a ISO 14040 (2006a), são “fatores derivados de modelos de caracterização, aplicados para converter o resultado da análise do inventário de ciclo de vida na unidade comum do indicador de categoria”. Em outras palavras, o fator de caracterização é a representação quantitativa da importância relativa de uma intervenção específica (HUIJBREGTS, 2020). Os dados de inventário são multiplicados pelos FCs, e o produto disso é o resultado do indicador de categoria, expresso em uma unidade comum a todas as contribuições dentro da categoria de impacto (*e.g.*, quilogramas de CO<sub>2</sub> equivalentes como unidade comum para gases de efeito estufa, que contribuem para a categoria de impacto “mudanças climáticas”) (HAUSCHILD et al., 2012). A Figura 4 apresenta um exemplo ilustrativo simplificado da fase de caracterização para a categoria de impacto “mudanças climáticas”.

Figura 4 – Exemplo de caracterização para a categoria de impacto mudanças climáticas.



Fonte: Adaptado de Huijbregts (2020).

[1] *DALY*: *Disability-Adjusted Life Years* (anos de vida ajustados por incapacidade). [2] *PDF*: *Potentially Disappeared Fraction of Species* (fração de espécies potencialmente perdidas). Ambas consistem em métricas de representação de impactos a nível *endpoint*.

Por fim, entre as etapas opcionais da AICV, tem-se a normalização, o agrupamento e a ponderação, conforme Figura 3. Tais etapas não serão descritas neste trabalho pois não estão abrangidas pelo escopo definido.

### 3.2.1 Categoria de impacto de ecotoxicidade marinha

As primeiras menções à necessidade de incluir o impacto de substâncias tóxicas na metodologia da ACV ocorreram no início da década de 1990. Em 1992, Heijungs et al. (1992)

propuseram que houvesse distinção desses impactos em duas categorias, sendo uma para toxicidade humana e outra para ecotoxicidade e que, dentro da última, os ambientes terrestres e aquáticos fossem tratados de forma separada. Os autores introduziram um método para cálculo dos chamados, na época, de “fatores ecotoxicológicos de classificação” (*i.e.*, fatores de caracterização) para os ambientes aquáticos e terrestres, com base exclusivamente em dados de testes de toxicidade. Essa abordagem de cálculo não considerava dinâmicas de transporte e destino das substâncias químicas emitidas, e nem a exposição do ecossistema.

Guinée e Heijungs (1993) foram pioneiros na proposição de um framework que considerava, além dos efeitos tóxicos das substâncias emitidas nos organismos, processos que influenciavam o seu comportamento e a sua biodisponibilidade nos ecossistemas. Os autores indicaram a necessidade de que a equação geral das categorias de ecotoxicidade fosse composta por um componente de transporte e exposição, responsável por traduzir a emissão para uma dose a qual o ecossistema é exposto; e por um componente de efeito, que traduz a dose de exposição para possíveis efeitos no ecossistema. Para os autores, a componente de exposição poderia ser calculada por meio de modelos ambientais do tipo multimídia, que simulam o comportamento de substâncias em diferentes meios, com base em processos físico-químicos de adsorção, deposição, evaporação, lixiviação, degradação, entre outros. Guinée e Heijungs (1993) também propuseram que, assim como na categoria de impacto de aquecimento global, as categorias de ecotoxicidade utilizassem a abordagem da substância de referência, à qual todas as emissões do inventário de ciclo de vida seriam relacionadas para calcular o seu potencial de ecotoxicidade.

Em 1996, na tentativa de definitivamente aplicar os pressupostos abordados em trabalhos anteriores, Guinée et al. (1996) calcularam potenciais de ecotoxicidade aquática e terrestre para 94 substâncias químicas com o auxílio do USES 1.0, modelo multimídia<sup>1</sup> desenvolvido pelo National Institute for Public Health and the Environment dos Países Baixos. Os autores definiram o 1,4-diclorobenzeno (1,4-DCB) como substância de referência para ambas as categorias; o ambiente aquático como compartimento ambiental de referência para a ecotoxicidade aquática, e o solo industrial para a ecotoxicidade terrestre. Seus resultados foram reportados em termos de kg de 1,4-DCB equivalentes. Algumas limitações apontadas pelos autores em relação à utilização do USES 1.0 estão relacionadas ao fato de ser um modelo

---

<sup>1</sup>**Nota da autora:** Modelos multimídia são modelos de simulação do comportamento ambiental de substâncias, baseados na subdivisão do globo em frações representativas de compartimentos ambientais relevantes, tais como o ar, os compartimentos aquáticos e marinhos, o solo, entre outros. Esses modelos simulam a distribuição dos compostos químicos entre os compartimentos de acordo com propriedades físico-químicas relevantes (EEA, n.d.) e são amplamente utilizados na modelagem de transporte e destino de químicos em ACV.

regional, apto somente para a Europa Ocidental, e de mares e oceanos não serem reconhecidos como parte do ambiente.

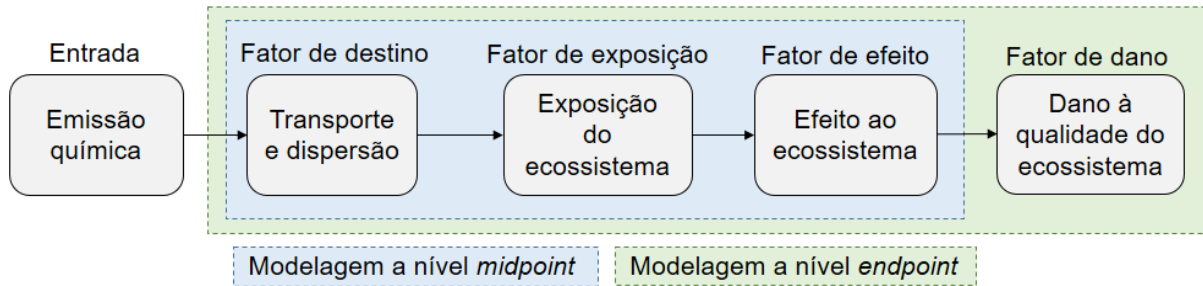
Huijbregts et al. (2000) avançaram nas adaptações do modelo multimídia USES 1.0 para melhor aplicação em ACV, e finalmente introduziram o ambiente marinho na modelagem dos potenciais de ecotoxicidade. A categoria de impacto ecotoxicidade marinha apareceu pela primeira vez na publicação que originou o modelo USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000), e seguiu os mesmos pressupostos de modelagem atrelada à uma substância de referência proposta no trabalho de Guinée et al. (1996). Os autores inovaram ao avaliar, também, a ecotoxicidade nos compartimentos ambientais de sedimento, subdivididos em sedimento aquático e sedimento marinho. O USES-LCA é usado até hoje no método de AICV CML-IA (GUINÉE et al., 2002) e serviu de base para diversos modelos de ecotoxicidade mais recentes. Em anos subsequentes, ele foi adaptado para, entre outras mudanças, permitir a modelagem a nível *endpoint*,

Na maioria dos modelos de caracterização mais recentes de ecotoxicidade em AICV (ROSENBAUM et al., 2008; DONG et al., 2014; 2016; 2018; VERONES et al., 2020a), o mecanismo dos impactos tóxicos das substâncias químicas, também denominado “cadeia de causa e efeito”, é dividido entre três a quatro partes (ROSENBAUM, 2015; FANTKE et al., 2018a), a depender do nível de modelagem dos impactos (Figura 5):

- i. Modelagem do transporte e dispersão: estima o aumento da concentração de um composto químico em um determinado ambiente devido a uma emissão quantificada no ICV, por meio do *fator de destino*;
- ii. Modelagem de exposição: por meio do *fator de exposição*, quantifica a fração biodisponível do químico nos diferentes meios;
- iii. Modelagem do efeito: mensura os efeitos da fração biodisponível do químico no ecossistema em análise por meio do *fator de efeito*; e
- iv. Modelagem da severidade ou dano: traduz os efeitos no ecossistema em efeitos na biodiversidade, por meio do *fator de dano*. Presente somente em modelos *endpoint*.



Figura 5 - Mecanismo ambiental dos impactos ecotoxicológicos das substâncias químicas.



Fonte: Adaptado de Fantke et al. (2018a).

As etapas desse mecanismo ambiental (Figura 5) são utilizadas para definir um fator de caracterização específico para cada substância e para cada compartimento de emissão (ROSENBAUM, 2015). Segundo Pizzol et al. (2011), as principais diferenças entre os modelos de caracterização de ecotoxicidade envolvem o seu nível de detalhe (ecotoxicidade tratada de forma genérica ou dividida entre terrestre, aquática e marinha); o tipo de modelagem utilizado no cálculo do fator de destino (*e.g.*, modelagem multimídia); os dados de entrada e pressupostos associados, e os indicadores de toxicidade usados no cálculo do fator de efeito.

As unidades métricas em que os impactos são apresentados também variam a depender do modelo de caracterização. Enquanto modelos mais pioneiros calculam FCs reportados em termos de 1,4-DCB equivalentes (HUIJBREGTS et al., 2000; VAN ZELM et al., 2009a), sustentados na abordagem da substância de referência, modelos mais recentes passaram a aplicar métricas relacionadas a efeitos aos organismos ou a perdas de biodiversidade. Os modelos estatísticos de Distribuição de Sensibilidade de Espécies (SSD) começaram a ser introduzidos nessa categoria por descreverem as variações de sensibilidade de diversas espécies a um determinado químico, com base em dados coletados de diferentes bases de dados de ecotoxicidade (POSTHUMA et al., 2002). Desses modelos, é possível derivar valores de uma métrica definida como *Potentially Affected Fraction of Species (PAF)*, que representa a fração de espécies expostas acima da concentração sem efeito observado do composto químico em questão (FANTKE et al., 2018b) e é utilizada em modelos como o USEtox (ROSENBAUM et al., 2008) e Dong et al. (2014; 2016; 2018).

Outra métrica de biodiversidade utilizada em modelos de ecotoxicidade, a nível de dano, é a *Potentially Disappeared Fraction of Species (PDF)*, que quantifica a fração de espécies potencialmente perdidas devido a alterações na concentração ambiental de um composto químico, e é geralmente derivada da PAF. A PDF é, atualmente, a métrica padrão recomendada para modelagem da ecotoxicidade a nível de dano, devido à sua alta prevalência em outras categorias de impacto que afetam ecossistemas (OWSIANIAK et al., 2019; FANTKE

et al., 2018b). Modelos de caracterização *endpoint*, como o USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009a) e o modelo de Verones et al. (2020a) apresentam os resultados da modelagem de dano atrelados ao conceito da PDF. A relação entre PAF e PDF, porém, precisa ser melhor estabelecida para que seja possível comparar os resultados ao longo de todas as categorias de impacto que utilizam essas métricas e reduzir as incertezas associadas à modelagem *endpoint* (OWSIANIYAK et al., 2019). Além disso, segundo Woods et al. (2017), os conceitos subjacentes à modelagem da PDF podem variar entre os modelos, principalmente no que diz respeito ao horizonte espaço-temporal utilizado para calcular as perdas de espécies. Devido a isso, muitos modelos que oferecem seus resultados nessa métrica ainda não são diretamente comparáveis entre si.

### 3.2.2 Desafios na fase de caracterização dos impactos do ciclo de vida

A ISO 14044 (2006b) recomenda que, sempre que possível, sejam utilizados na fase de caracterização da AICV modelos de caracterização aceitos internacionalmente, científica e tecnicamente. Isso, porém, nem sempre é possível. A própria norma aponta como limitações da fase de caracterização da AICV o desenvolvimento limitado dos modelos, visto que para a maioria das categorias de impacto eles estão em fases diferentes de desenvolvimento (ISO, 2006a).

As primeiras categorias de impacto *midpoint* que atingiram consenso científico na etapa de caracterização foram aquelas cujas consequências de uma emissão química não dependiam do local de emissão (BARE, 2010). Logo, a categoria “depleção de ozônio”, com os FCs denominados “potenciais de depleção de ozônio” desenvolvidos pela *World and Global Meteorological Organisation (WMO)*, e a categoria “aquecimento global”, com o modelo do *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, rapidamente atingiram consenso em relação aos seus modelos de caracterização e indicadores de categoria (HAUSCHILD et al., 2012).

Em 2008, esforços coletivos de um grupo internacional composto pelos desenvolvedores dos modelos de caracterização mais utilizados em AICV e por especialistas nas áreas de toxicologia humana e aquática, deram origem ao *USEtox* (ROSENBAUM et al., 2008), um modelo de caracterização para toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce recomendado, ainda que com ressalvas, pela comunidade científica. Porém, ainda há um longo caminho a percorrer para atingir consenso científico e internacional para diversas categorias de impacto, em especial as categorias de radiação ionizante, uso de terra, toxicidade humana e

ecotoxicidade (HAUSCHILD et al., 2012), para assim atender às recomendações da ISO 14044 (2006b).

Grupos de trabalho e forças-tarefa no campo da ACV, tais quais aqueles conduzidos pela *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)* e, posteriormente, a *UNEP-SETAC Life Cycle Initiative*, tentaram definir uma série de modelos e FCs aceitos e recomendados internacionalmente para todas as categorias de impacto *midpoint* existentes até então (*e.g.*, eutrofização, ecotoxicidade, toxicidade humana, acidificação, entre outras), porém, não conseguiram atingir consenso (UDO DE HAES et al., 1999a; 1999b; 2002; JOLLIET et al., 2004). Hauschild et al. (2012), em trabalho que publicou de forma resumida a metodologia e os resultados anteriormente apresentados no guia da *ILCD (International Reference Life Cycle Data System)* (EC-JRC, 2011) para escolhas de modelos de caracterização, recomendaram um conjunto de modelos de caracterização para 15 categorias de impacto *midpoint*. Porém, os autores sustentam que vários desses modelos, mesmo qualificados como os melhores disponíveis, ainda não atingiram um nível suficiente de maturidade. Até mesmo o *USEtox*, modelo bastante aceito e recomendado pela academia, foi classificado pelos autores como “recomendado, porém com necessidade de melhorias e de aplicação com cautela”.

Para as categorias de impacto *endpoint*, o desafio é ainda maior. Quanto mais próxima a avaliação de impacto está do dano (fim da cadeia de causa e efeito), maiores são as incertezas agregadas ao resultado, pois mais pressupostos e suposições são necessários (KOCH; FRIEDL; MIHALY, 2022). Devido a isso, os FCs *midpoint* são considerados mais robustos quando comparados aos FCs *endpoint* (HUIJBREGTS, 2020). No guia da *ILCD* (EC-JRC, 2011), somente os modelos *endpoint* de Van Zelm et al. (2008) para as categorias de impacto “materiais particulados/inorgânicos respiratórios” e “formação de ozônio fotoquímico” foram recomendados para uso, ainda que com necessidades de serem aprimorados. Os modelos *endpoint* selecionados pelo guia para as demais categorias de impacto avaliadas (*e.g.*, uso de terra, depleção de recursos fósseis, eutrofização aquática, entre outras) foram classificados como interinos, ou seja, por mais que sejam os melhores disponíveis, ainda não são maduros o suficiente para serem recomendáveis.

A disponibilidade de diferentes modelos de caracterização para uma mesma categoria de impacto ocasiona resultados divergentes na etapa da AICV, dependendo do método aplicado (KOCH; FRIEDL; MIHALY, 2022). Diversos métodos de AICV estão disponíveis (*e.g.*, CML 2002, ReCiPe, IMPACT 2002+), cada um composto por um conjunto diferente de modelos de caracterização (HAUSCHILD et al., 2012). Muitas vezes, o praticante de ACV não encontrará uma escolha óbvia entre eles, devendo, assim, escolher aquele que mais se aplica aos objetivos

do seu estudo (DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003). As diferenças entre os métodos e modelos disponíveis devem ser identificadas para subsidiar a escolha, assim como a possibilidade de tais diferenças influenciarem os resultados obtidos (KOCH; FRIEDL; MIHALY, 2022).

### 3.2.3 Desafios na caracterização da ecotoxicidade na AICV

As categorias de impacto de ecotoxicidade começaram a ser consideradas maduras o suficiente para aplicação nos estudos de ACV a partir de meados dos anos 2000 (ROSENBAUM, 2015). Porém, até hoje, tais categorias são controversas. De acordo com Schulze et al. (2001), a abordagem dos impactos de ecotoxicidade na ACV é dificultada devido à sua ocorrência local, diferentemente de outras categorias cujos impactos são de amplitude global, tais quais as categorias de mudanças climáticas e depleção da camada de ozônio. Segundo Barnthouse et al. (1998), os impactos de substâncias tóxicas podem variar de acordo com os compartimentos ambientais de emissão, as regiões de ocorrência, os ecossistemas e as espécies que os compõem, pois eles são determinados, entre outros fatores, pelas concentrações prévias dos compostos químicos no meio (*i.e.*, concentração de *background*), por comportamentos de dispersão e degradação dessas substâncias, e pela sensibilidade das espécies expostas.

Fantke et al. (2018b) destacam dois desafios conceituais na caracterização da ecotoxicidade na ACV. O primeiro desafio envolve o fato de que os impactos precisam ser estimados para sistemas naturais complexos e para milhares de substâncias químicas, que podem ocorrer em vários compartimentos ambientais, o que implica em diferentes níveis de exposição e sensibilidade das espécies expostas. Rosenbaum et al. (2015) afirma que, diferentemente de outras categorias de impacto, que dificilmente apresentam mais de 100 substâncias contribuintes (com exceção da categoria de formação de ozônio fotoquímico), a avaliação da ecotoxicidade necessita da caracterização de dezenas de milhares de químicos. Atualmente, porém, os modelos de caracterização de ecotoxicidade aquática disponíveis cobrem em torno de 2500 químicos (ROSENBAUM et al., 2008).

O segundo desafio levantado por Fantke et al. (2018b) se trata da extrapolação dos impactos a partir de dados limitados de ecotoxicidade para algumas espécies aquáticas padrão, geralmente obtidos sob condições de laboratório. Pizzol et al. (2011), por sua vez, aponta a modelagem da ecotoxicidade dos metais como um dos principais desafios da categoria, devido às suas características de persistência no ambiente, especiação, e o fato de que cada metal se

comporta de maneira única e provoca diferentes efeitos tóxicos nos organismos, o que impossibilita sua agregação em grupos uniformes, como é feito para as substâncias orgânicas.

Além disso, a maioria dos modelos de caracterização de ecotoxicidade aquática e marinha atuais se baseiam no pressuposto de estado estacionário na modelagem do transporte e destino das substâncias emitidas (FANTKE et al., 2018b), isto é, na ocorrência de uma distribuição uniforme e homogênea das mesmas ao longo de todo o compartimento ambiental em análise. Por mais que para substâncias orgânicas, condições de estado estacionário possam ser atingidas dentro de meses ou poucos anos após a emissão, para a maioria dos metais, essa condição pode não ser atingida mesmo dentro de milhares de anos (FANTKE et al., 2015; LEBAILLY et al., 2014), o que torna esses modelos inadequados para a modelagem do destino desse grupo de substâncias.

A aplicação da abordagem regionalizada nas categorias de ecotoxicidade representa outra limitação na avaliação dos impactos potenciais pois, geralmente, poucos dados de testes de toxicidade estão disponíveis para espécies terrestres, aquáticas e marinhas de variados níveis tróficos, tampouco para espécies representativas de locais específicos. Usualmente, são utilizados dados de algumas espécies de teste padrão, como a *Daphnia magna*, espécie de ecossistemas temperados, e a *Danio rerio*, ocorrente em ecossistemas subtropicais e tropicais (FANTKE et al., 2018b). Além disso, dificilmente dados de inventário de ciclo de vida referentes a emissões são reportados de maneira regionalizada e, quando são, não seguem um padrão específico de regionalização. Isso, em conjunto à atual inabilidade de diversos *softwares* de ACV em processar dados regionalizados, dificulta e limita a aplicação de modelos com esse tipo de abordagem (MUTEL et al., 2019).

Quando se trata da avaliação da ecotoxicidade marinha como uma categoria de impacto individual, os desafios são ainda maiores. Geralmente, devido à baixa disponibilidade de dados de toxicidade das substâncias químicas às espécies marinhas, os modelos de caracterização para essa categoria tendem a utilizar dados para espécies de água doce no cálculo dos fatores de efeito (ROSENBAUM, 2015). O autor também destaca a ausência de um padrão referente a quais níveis tróficos considerar no desenvolvimento dos FCs para essa categoria de impacto. Além disso, ecossistemas marinhos sensíveis ocorrentes em regiões tropicais não são representados pelos modelos de caracterização existentes, tais como os recifes de corais (FANTKE et al., 2018b), limitação relacionada à necessidade de regionalização das categorias de ecotoxicidade.

A essencialidade de alguns metais é outro ponto de discussão na modelagem da ecotoxicidade marinha, como afirma a Declaração de Apeldoorn para Metais Não-Férricos

(ABOUSSOUAN et al., 2004), documento resultante de um encontro entre diversos especialistas nos campos de AICV e da avaliação de risco, ocorrido em 2004 em Apeldoorn – Países Baixos. Esse documento atesta que, a depender das quantidades emitidas e da concentração de *background* prévia – muitas vezes, deficiente nas zonas costeiras -, ao invés de tóxicos, alguns metais podem ser até benéficos para alguns grupos de organismos, contribuindo para a manutenção da biota marinha. Porém, de acordo com Fantke et al. (2018b), modelar a janela de essencialidade dos metais (*i.e.*, concentração na qual seus efeitos são benéficos) é um desafio pois depende das características do ambiente de exposição e da ecofisiologia das espécies expostas, algo limitado devido à baixa disponibilidade de dados de emissões local-específicas e de efeito para espécies marinhas. Ainda segundo os autores, por mais que vários metais possam ser benéficos para algumas espécies em concentrações específicas, para aquelas mais sensíveis, podem ocorrer efeitos tóxicos e, por isso, esses metais devem ser caracterizados nessa categoria de impacto.

A ecotoxicidade marinha em estudos de ACV relacionados às atividades petrolíferas de perfuração de poços e descarte de resíduos geralmente é avaliada por meio do método de AICV desenvolvido por Huijbregts et al. (2017), o ReCiPe, como nos estudos de Saleem et al. (2022), Hu et al. (2021), Puiseux et al. (2020) e Chen et al. (2016). O ReCiPe utiliza o modelo de caracterização USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009) para avaliar essa categoria de impacto. A escolha do método, porém, não é justificada pelos autores, o que pode decorrer do fato de que somente estudos *ISO-compliance*, que passam por avaliação de terceira parte, necessitam justificar tal escolha. Outros autores optaram por não abordar essa categoria de impacto em suas análises, como é o caso de Liu et al. (2022) e Pettersen et al. (2013). Em categorias de impacto que possuem mais de um modelo de caracterização disponível, tais quais a ecotoxicidade marinha, os resultados tendem a ser divergentes a depender do método de AICV selecionado (DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; PIZZOL et al., 2011; SCHULZE et al., 2000). Dessa forma, é importante que a escolha do modelo de caracterização seja criteriosa, subsidiada, justificada e, ainda, que os resultados fornecidos por cada modelo sejam comparados de forma a verificar suas convergências e divergências (PIZZOL et al., 2011).

O guia para escolha de modelos de caracterização da ILCD (EC-JRC, 2011) recomenda o USEtox (ROSENBAUM et al., 2008) como modelo padrão para avaliação da ecotoxicidade em estudos de ACV. O USEtox, porém, ainda não avalia a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, limitando-se à ecotoxicidade aquática e à toxicidade humana. A ausência de recomendação de um modelo para essa categoria de impacto pode induzir o praticante de ACV a não apresentar resultados para a ecotoxicidade marinha, ou a não

considerá-la nas conclusões de seus estudos (PIZZOL et al., 2011). Isso evidencia a importância de avanços nessa categoria e de uma avaliação criteriosa e robusta dos modelos de caracterização disponíveis atualmente para, dessa forma, guiar a escolha do mais adequado para cada caso (MARGNI et al., 2008).

### 3.3 METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Em 2008, a *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*, parceria entre o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (*UNEP*) e a Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (*SETAC*), propôs uma metodologia de avaliação de modelos de caracterização que objetiva garantir maior consistência e transparência na escolha dos modelos para condução de estudos de ACV, publicada em Margni et al. (2008). Cientistas de duas forças-tarefa dessa parceria, a Força Tarefa 1 – Estrutura e sistema de informação da AICV, e a Força Tarefa 4 – Impactos transfronteiriços, participaram da elaboração desse método.

A metodologia foi desenvolvida com base nas recomendações da ISO 14044 (ISO, 2006b) para seleção de categorias de impacto, modelos de caracterização e indicadores de categoria, e é voltada para aplicação em categorias de impacto de emissões (*e.g.*, acidificação, toxicidade, ecotoxicidade), por mais que possa ser adaptada para outras categorias. Os autores definiram cinco grupos de critérios gerais para avaliar os indicadores de categoria e os modelos de caracterização (MARGNI et al., 2008):

1) Abrangência do escopo do modelo: Representa o quão bem o modelo de caracterização cobre os mecanismos ambientais associados à categoria de impacto analisada;

2) Relevância ambiental e reprodutibilidade: Determina até que ponto as partes críticas da cadeia de causa e efeito (transporte, exposição, efeito e dano) estão inclusas e modeladas em conformidade com o atual estado da arte;

3) Transparência, facilidade de entendimento e aplicabilidade: Verifica o quão acessível é a documentação do modelo, os FCs e os dados de entrada utilizados. Avalia se são fornecidos FCs para os fluxos elementares mais importantes para a categoria de impacto em análise;

4) Validação científica: Verifica se o modelo foi revisado por pares; se pode ser validado contra dados de monitoramento; se as incertezas são devidamente reportadas, e se as escolhas de valores e os pressupostos são explicitados;

5) Inclusão e compatibilidade com ponderação e normalização: Verifica se o modelo é consistente com procedimentos de ponderação e normalização que possam vir a ser aplicados.

Cada um desses grupos inclui uma série de critérios e subcritérios gerais que, segundo Margni et al. (2008), devem ser adaptados para cada categoria de impacto para serem considerados totalmente operacionais. Além disso, um procedimento de avaliação qualitativa foi proposto pelos autores para determinar a conformidade aos critérios (Quadro 1). É importante ressaltar que os critérios propostos não são considerados igualmente importantes pelos autores do método, porém, eles ressaltam que o objetivo desse método é comparar os modelos de forma qualitativa, destacando sua performance e suas limitações em relação a cada critério.

Quadro 1 – Sistema de pontuação para avaliação qualitativa de conformidade aos critérios.

Pontuação	Descrição
A	Conformidade total
B	Conformidade aos pontos essenciais
C	Conformidade em alguns aspectos
D	Baixa conformidade
E	Não-conforme

Fonte: Adaptado de Margni et al. (2008).

A metodologia proposta pela *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative* foi utilizada como base para o desenvolvimento do guia para seleção de modelos de caracterização para o contexto europeu da *ILCD* (EC-JRC, 2011). Os autores do guia aplicaram a metodologia para avaliar e classificar modelos de caracterização para 15 categorias de impacto *midpoint* e *endpoint*, por meio do desenvolvimento de critérios e subcritérios de avaliação para cada categoria de impacto com base no conjunto de critérios gerais propostos por Margni et al. (2008). Seis grupos de critérios foram propostos para avaliação dos modelos nesse guia: i) completudeza do escopo; ii) relevância ambiental; iii) robustez e certeza científica; iv) documentação, transparência e reprodutibilidade; v) aplicabilidade, e vi) aceitação pelas partes interessadas. Como resultado, o guia *ILCD* classificou os modelos de caracterização avaliados em quatro níveis:

- I. Recomendados e satisfatórios;
- II. Recomendados, mas que necessitam de melhorias;
- III. Recomendados, mas que devem ser aplicados com cautela;
- IV. Interinos, modelos ainda não maduros o suficiente para serem recomendados.

Os autores do guia *ILCD* (EC-JRC, 2011) avaliaram as categorias de ecotoxicidade aquática, terrestre e marinha de forma integrada, agrupando todos os modelos de ecotoxicidade em uma mesma categoria. A recomendação final foi o modelo USEtox, desenvolvido por Rosenbaum et al. (2008), que foi classificado nos níveis II e III de recomendação, a depender das substâncias analisadas (*i.e.*, o modelo é melhor para algumas substâncias do que para



outras). Esse modelo, porém, avalia somente a ecotoxicidade em água doce, não contemplando a categoria de impacto ecotoxicidade marinha.

Em 2019, uma iniciativa da Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida deu origem ao relatório intitulado “Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro” (UGAYA; NETO; FIGUEIREDO, 2019). Para chegar à seleção de modelos recomendados, os autores adaptaram os critérios e subcritérios de avaliação de modelos apresentados no guia do *ILCD* (EC-JRC, 2011) para o contexto brasileiro. Três grandes grupos de critérios foram propostos: i) escopo; ii) robustez científica, e iii) existência de FCs nacionais e/ou possibilidade de regionalização. Os autores propuseram um sistema de pontuação para os modelos de caracterização baseado em níveis de atendimento aos critérios: (1) baixo atendimento; (2) médio-baixo atendimento; (3) médio atendimento; (4) médio-alto atendimento, e (5) alto atendimento. Esses critérios e níveis de pontuação, porém, foram adaptados para cada uma das categorias de impacto avaliadas de acordo com suas necessidades específicas, pois diferentes grupos de trabalho foram responsáveis por avaliar cada categoria.

Como resultado das avaliações apresentadas em Ugaya, Neto e Frederico (2019), foram recomendados modelos de caracterização para as categorias de impacto de escassez hídrica, recursos abióticos, recursos bióticos, eutrofização de água doce, acidificação terrestre e método de contabilidade de recursos. Outras categorias de impacto não foram avaliadas.

Percebe-se que a metodologia proposta pela *UNEP/SETAC* (Margni et al. 2008) serviu como a principal base para o desenvolvimento de critérios específicos e recomendações de modelos de caracterização para várias categorias de impacto (EC-JRC, 2011; UGAYA; NETO; FIGUEIREDO, 2019), tanto para o contexto europeu como para o Brasil. Porém, algumas categorias não foram abrangidas nessas avaliações, entre elas a ecotoxicidade marinha. Para essa categoria de impacto, ainda não se tem um conjunto de critérios específicos que permita a avaliação e comparação dos modelos de caracterização existentes, o que dificulta o procedimento de escolha do praticante de ACV em relação àquele que mais se adequa aos objetivos de seu estudo.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Uma revisão sistemática da literatura foi conduzida para identificação dos modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha. A revisão sistemática da literatura é uma metodologia usada para agregar evidências relevantes relacionadas a uma ou mais perguntas de pesquisa (KITCHENHAM; CHARTERS, 2007). Essas revisões auxiliam a sintetizar informações e dados existentes sobre um determinado assunto, de forma a melhor responder perguntas existentes ou, até mesmo, dar origem a novas questões (ZUMSTEG; COOPER; NOON, 2012).

Recomendações de Counsell (1997) e do método de revisão “*Standardized Technique for Assessing and Reporting Reviews of LCA (STARR-LCA)*” (ZUMSTEG; COOPER; NOON, 2012), proposto especificamente para revisão sistemática de estudos de ACV, foram adaptadas e seguidas para a presente revisão. Tais métodos defendem, entre outros pontos, que:

- Uma revisão sistemática deve ser estruturada ao redor de uma questão principal clara;
- O protocolo de revisão deve ser devidamente descrito e incluir quais foram as fontes de informação e como os estudos foram encontrados;
- Os processos de seleção e síntese dos estudos devem estar claros, descrevendo os critérios utilizados para considerar ou não um estudo para futura investigação;
- As principais descobertas e características dos estudos individuais devem ser reportadas na revisão, de preferência de forma gráfica ou tabulada.

Dessa forma, a revisão sistemática da literatura buscou responder à seguinte pergunta norteadora, baseada no tema da pesquisa: Quais são os modelos de caracterização disponíveis para a categoria de impacto “ecotoxicidade marinha” em ACV? Para respondê-las, optou-se por dividir a etapa de revisão sistemática em três sub-etapas: revisão quantitativa, revisão qualitativa e etapa de *snowballing*.

#### 4.1.1 Revisão quantitativa

Para executar a revisão quantitativa da literatura, optou-se pela utilização de cinco diferentes portais de periódicos: *Scopus*, *ScienceDirect*, *SciELO*, *SpringerLink* e *Web of Science (WoS)*. Também foi utilizada a Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD) e o Catálogo de Teses e Dissertações da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) para busca de dissertações e teses elaboradas no Brasil. Por fim, a ferramenta de buscas Google Acadêmico foi utilizada para complementação das buscas.

Uma busca interativa foi realizada com diferentes combinações de palavras-chave (Figura 6) e os operadores booleanos “AND” e “OR” foram usados para expandir ou estreitar a pesquisa. Nos portais *Scopus*, *ScienceDirect*, *SpringerLink* e *Web of Science*, as buscas foram realizadas utilizando palavras-chave em inglês. Nos bancos de teses e dissertações, utilizou-se palavras-chave em português. Por fim, nos portais *Scielo* e Google Acadêmico, as palavras-chave foram utilizadas nos dois idiomas. Não foi estabelecido um limite de tempo, estágio de publicação (no prelo ou já publicado) ou idioma específico.

Figura 6 – Combinações de palavras-chave utilizadas na revisão quantitativa da literatura.

<p>Combinações de palavras-chave em inglês</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• "LCA<sup>[1]</sup>" AND "characterization factors" OR "characterization modeling<sup>[2]</sup> OR "characterization model"</li> <li>• "LCA" AND "marine ecotoxicity"</li> <li>• "marine ecotoxicity" AND "characterization factors" OR "characterization modeling"</li> <li>• "LCA" AND "marine ecotoxicity" AND "characterization modeling" OR "characterization factors"</li> </ul>
<p>Combinações de palavras-chave em português</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• "ACV<sup>[3]</sup>" E "modelos de caracterização"</li> <li>• "ACV" E "fatores de caracterização"</li> <li>• "ACV" E "ecotoxicidade marinha"</li> <li>• "ACV" E "modelos de caracterização" OU "fatores de caracterização" E "ecotoxicidade marinha"</li> </ul>

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

[1] Aqui simplificado como LCA, porém, utilizou-se na pesquisa "LCA" OR "life cycle analysis" OR "life cycle assessment".

[2] As variações “modeling” e “modelling” foram utilizadas.

[3] Aqui simplificado como ACV, porém, utilizou-se na pesquisa “ACV” OU “análise do ciclo de vida” OU “avaliação do ciclo de vida”.

As diferentes combinações de palavras-chave foram aplicadas conforme fez-se necessário maior refino dos resultados. Somente foi especificada a parte do estudo em que as palavras-chave deveriam aparecer (*e.g.* título, resumo) nos casos em que o número de retornos, mesmo após o refino por meio das palavras-chave, foi excessivamente alto. Estudos repetidos entre os portais foram considerados apenas uma vez no cálculo do total de trabalhos encontrados. Os resultados da etapa de revisão quantitativa da literatura podem ser consultados no APÊNDICE I - Resultados da revisão quantitativa para buscas na língua inglesa. e no APÊNDICE II - Resultados da revisão quantitativa para buscas na língua portuguesa.

#### 4.1.2 Revisão qualitativa

A revisão qualitativa da literatura teve como objetivos:

- Selecionar, entre os estudos identificados na revisão quantitativa, aqueles relevantes para a temática da pesquisa e que podem ajudar a responder a pergunta norteadora;
- Categorizar os estudos selecionados de acordo com sua natureza (revisão, metodológicos, comparação de modelos);
- Extrair informações uniformes e pertinentes em relação a cada estudo, de forma a permitir uma apresentação ordenada dos resultados.

Para atingir tais objetivos, primeiramente, foram elaborados critérios de inclusão e exclusão para seleção dos estudos relevantes para a pesquisa. Para ser selecionado para posterior investigação, o estudo deveria:

- Apresentar contribuições para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha no contexto da ACV, por meio da proposição, atualização ou revisão bibliográfica de modelos ou FCs;
- Abordar a ecotoxicidade marinha como uma categoria de impacto individual. Estudos que abordam a categoria de impacto “ecotoxicidade” sem diferenciação entre água doce e marinha, ou estudos que abordam apenas a ecotoxicidade de água doce, foram descartados;
- Aplicar modelos de ecotoxicidade marinha com o objetivo de comparar seus resultados.

Os artigos foram avaliados por meio de uma análise de conteúdo. De acordo com Nunes (2004), uma análise de conteúdo em revisões qualitativas geralmente contempla as seguintes etapas: pré-análise, exploração do material e interpretação dos resultados. Na etapa de pré-análise, foram lidos os títulos e resumos e, caso identificados os critérios de seleção, procedeu-se para a etapa de exploração do material, por meio da leitura flutuante do documento. Caso julgados relevantes, os estudos foram selecionados para leitura completa, categorização, extração de informações e interpretação dos resultados.

Os estudos selecionados foram classificados como estudos metodológicos, estudos de comparação de métodos e/ou modelos, e revisões bibliográficas. Buscou-se identificar, em todos os estudos selecionados, as seguintes informações: i) Modelos de caracterização existentes para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha; ii) Estado da arte e nível de maturidade da categoria de impacto; iii) Limitações da categoria de impacto e dos seus modelos de caracterização, e iv) Recomendações para avanços na categoria de impacto. Além de permitir a identificação dos modelos de caracterização, os resultados da revisão sistemática subsidiaram a elaboração dos tópicos 3.2.1 - Categoria de impacto de ecotoxicidade marinha e 3.2.3 -

Desafios na caracterização da ecotoxicidade na AICV. Os estudos identificados também embasaram a elaboração dos critérios avaliativos (tópico 4.2).

### 4.1.3 *Snowballing*

De acordo com Felizardo et al. (2016), a abordagem de pesquisa bibliográfica denominada *snowballing* consiste, basicamente, na identificação de estudos relevantes citados em outros estudos, de forma a complementar a revisão da literatura por meio de outras estratégias que não somente a busca por meio das palavras-chave. O primeiro passo é analisar a lista de referências do estudo selecionado e excluir aquelas que não cumpram os critérios básicos de inclusão (*e.g.* ano de publicação ou idioma), ou que já tenham sido identificados anteriormente por meio das palavras-chave. Depois, busca-se extrair o máximo de informações possíveis do artigo analisado ainda na lista de referências, por meio do título, meio de publicação e autoria. Caso o estudo apresente potencial de ser incluído para futuras análises, deve-se buscar a publicação e realizar a leitura do resumo e, se pertinente, a leitura flutuante do estudo completo, para, por fim, tomar a decisão sobre sua inclusão ou não.

No presente estudo, aplicou-se a técnica de *snowballing* nos estudos selecionados na etapa de revisão qualitativa, de acordo com as etapas sugeridas por Felizardo et al. (2016). Os resultados do *snowballing* podem ser consultados no APÊNDICE III - Estudos selecionados na revisão sistemática e *snowballing*.

## 4.2 COMPARAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Para executar a comparação dos modelos de caracterização identificados na revisão sistemática, optou-se por, primeiramente, apresentar uma pré-descrição dos mesmos, de forma a diferenciá-los quanto às suas características gerais. Posteriormente, elaborou-se uma série de critérios de comparação que possibilitou classificar os modelos de acordo com o seu desempenho. Os resultados dessa etapa são apresentados na seção 5.3 dessa dissertação.

### 4.2.1 Pré-descrição

A metodologia da etapa de pré-descrição teve como base o trabalho de Giroto (2018), e visou diferenciar os modelos de caracterização em relação às seguintes características:

- Método de AICV: se, e por qual(ais) método(s) de AICV o modelo é utilizado;
- Nível de avaliação do impacto: se o modelo avalia o impacto a nível *midpoint*, *endpoint*, ou ambos;

- Indicador de impacto: descreve qual(is) impacto(s) relacionado(s) à ecotoxicidade marinha, dentro da cadeia de causa e efeito da categoria, o modelo avalia (*e.g.*, danos ao ecossistema, danos às espécies);
- Unidade de referência final: em qual unidade métrica os FCs são fornecidos;
- Abrangência espacial: para qual(is) região(ões) do globo o modelo disponibiliza FCs: global (FCs aplicáveis em todo o globo), continental, sub-continental (bloco de países) ou nacional.

Nessa etapa, também foi desenvolvido, com base no proposto pela ILCD (EC-JRC, 2010; 2011), um fluxograma da cadeia de causa e efeito da categoria de impacto ecotoxicidade marinha, com os modelos de caracterização devidamente posicionados na etapa da cadeia a qual se propõem a avaliar (Figura 10, seção 5.2.1).

#### **4.2.2 Definição dos critérios de comparação**

Foram definidos dois grupos de critérios para analisar e comparar os modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha identificados na revisão sistemática: Grupo I - Critérios excludentes, e Grupo II - Critérios avaliativos. Esses critérios foram definidos com base nas metodologias da *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative* (MARGNI et al., 2008), da ILCD – *International Life Cycle Data System* (EC-JRC, 2010; 2011) e da RAICV – Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (Ugaya et al., 2019). Optou-se por adaptar critérios de diversas metodologias para o objetivo e escopo do presente estudo, ao invés de utilizar uma dessas metodologias de forma integral, pois:

i) Nenhuma das metodologias abordou critérios específicos para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha; somente a ILCD propôs critérios para avaliar a ecotoxicidade de forma geral. Logo, alguns critérios precisaram ser adaptados para melhor abranger as especificidades dessa categoria;

ii) Os critérios para ecotoxicidade trazidos pela metodologia da ILCD refletem o estado da arte de 2008, quando foram elaborados (HAUSCHILD et al., 2013). Avanços mais recentes na categoria tornaram alguns desses critérios ultrapassados, impossibilitando sua aplicação integral;

iii) Alguns critérios e subcritérios foram considerados fora do escopo do presente estudo (*e.g.*, aceitação de *stakeholders* (EC-JRC, 2010; 2011); compatibilidade com normalização e ponderação (Margni et al., 2008)), logo, não compõem a série adaptada de critérios para esse trabalho;

iv) Nenhuma das metodologias trouxe critérios voltados à aplicação do modelo para o setor de óleo e gás, um dos objetivos do presente estudo. Logo, foi necessária a criação de critérios com o objetivo de avaliar a aplicabilidade dos modelos para esse setor.

#### 4.2.2.1 Grupo I – Critérios excludentes

O primeiro grupo de critérios consiste nos critérios excludentes, ou seja, o modelo deve cumpri-los em sua integralidade para ser considerado apto para aplicação e seguir para as etapas posteriores da avaliação. Dois critérios fazem parte desse grupo: I - Operacionalidade e II – Aplicabilidade, descritos no Quadro 2. O sistema de pontuação desses critérios consiste simplesmente em “atende” ou “não atende”.

Quadro 2 – Critérios excludentes e sistema de pontuação.

Critério	Descrição	Pontuação
1 – Operacionalidade	Avalia se o modelo apresenta os recursos mínimos para ser prontamente aplicado <sup>[1]</sup>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Atende:</b> O modelo apresenta equações para o cálculo dos fatores de caracterização (FCs) e disponibiliza os FCs calculados, possibilitando sua aplicação em estudos de ACV.</li> <li>• <b>Não atende:</b> O modelo não gera FCs, somente apresenta equações, e/ou gera FCs para exemplos específicos.</li> </ul>
2 – Aplicabilidade	Avalia a disponibilidade do modelo em <i>softwares</i> de ACV e as possibilidades de implementação	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Atende:</b> Os FCs estão disponíveis nos principais <i>softwares</i> de ACV, e/ou são viáveis de serem implementados.</li> <li>• <b>Não atende:</b> Os FCs não estão disponíveis nos principais <i>softwares</i> de ACV, e sua implementação é inviabilizada<sup>[2]</sup>.</li> </ul>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>[1]</sup> Como o objetivo do presente trabalho não é desenvolver ou calcular FCs, modelos que disponibilizaram somente as equações, mas não os FCs calculados, foram considerados não-operacionais.

<sup>[2]</sup> Considera-se implementação inviabilizada quando o modelo não disponibiliza um arquivo implementável e a quantidade de FCs é muito grande (*e.g.*, modelos com mais de 2000 FCs), a ponto de inviabilizar a implementação manual no período da pesquisa.

Modelos que atenderam a todos os critérios excludentes foram categorizados como “aptos” e seguiram para a avaliação pelos critérios do Grupo II – Avaliativos. Por outro lado, modelos que não atenderam a um ou ambos os critérios excludentes foram considerados “não-aptos” e excluídos das avaliações posteriores.

#### 4.2.2.2 Grupo II – Critérios Avaliativos

Os modelos que atenderam os critérios excludentes foram, posteriormente, avaliados por meio do segundo grupo de critérios, denominados avaliativos. Foram estabelecidos quatro critérios avaliativos gerais e seus respectivos subcritérios. Três desses critérios foram direcionados à avaliação da qualidade geral do modelo e sua aptidão para a categoria de impacto

ecotoxicidade marinha, enquanto o quarto critério foi desenvolvido especificamente para avaliar a aplicabilidade do modelo no setor de óleo e gás.

O sistema de pontuação atribuído para verificação da conformidade de cada modelo aos critérios e subcritérios foi baseado na metodologia de Ugaya et al. (2019). Cada modelo recebeu uma pontuação variando de 0 a 5 em cada subcritério avaliado, de acordo com o nível de conformidade atingido, conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1 – Sistema de pontuação dos subcritérios avaliativos.

<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>
Alto	5
Médio-alto	4
Médio	3
Médio-baixo	2
Baixo	1
Não aplicável - N/A	0

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O nível de atendimento descrito na Tabela 1 como “não aplicável” foi utilizado nos casos em que o modelo e a sua documentação pública não apresentaram informações o suficiente para verificar o atendimento ao subcritério avaliado, ou quando o nível de atendimento foi considerado “nenhum”, zerando assim a sua pontuação. Ademais, nem todos os subcritérios apresentaram todos os níveis de atendimento (*e.g.*, somente “baixo” ou “alto”, ao invés dos cinco níveis), sendo esse fator adaptado à necessidade de cada subcritério. As definições de “alto”, “médio-alto”, “médio”, “médio-baixo” e “baixo” atendimento diferem entre os subcritérios e estão descritas nas seções explicativas de cada critério e subcritério (Quadro 3 a Quadro 6).

Os fatores que resultaram na pontuação atribuída ao modelo em cada subcritério foram explicados de forma breve no espaço para comentários em seus respectivos quadros de resultados (tópico 5.3), e posteriormente discutidos de forma mais aprofundada no texto. A pontuação final de cada critério consistiu na média aritmética simples entre as pontuações de seus subcritérios, conforme a metodologia base contida em Ugaya et al. (2019). Da mesma forma, a pontuação final do modelo consistiu na média aritmética simples entre as pontuações dos quatro critérios. Não foram atribuídos pesos entre os critérios, todos foram avaliados com a mesma importância relativa. Os critérios avaliativos estão descritos a seguir, assim como os seus subcritérios e respectivos sistemas de pontuação.

Critério 1 – Abrangência do escopo: Esse critério teve como objetivo avaliar o quão bem o modelo de caracterização cobre os mecanismos ambientais associados à categoria de



impacto ecotoxicidade marinha, em relação à abrangência espacial, aos fluxos elementares e aos compartimentos ambientais considerados. Esse critério é composto por três subcritérios. O sistema de pontuação para cada subcritério que compõe o Critério 1 está descrito no Quadro 3.

— **Subcritério 1.1 – Diferenciação espacial:** Avalia se os FCs são fornecidos para aplicação a nível global, continental, subcontinental (grupo de países), nacional ou regional, definindo a abrangência espacial do modelo.

— **Subcritério 1.2 – Fluxos elementares:** Verifica se as principais substâncias químicas que contribuem para a ecotoxicidade marinha são cobertas pelo modelo. Para avaliação desse subcritério, o modelo que apresentou FCs para o maior número de substâncias ( $n_{\max}$ ) recebeu a maior pontuação, e a partir daí, foram definidos intervalos (*int*) (Erro! Fonte d e referência não encontrada.) de valores para classificar os outros modelos em três níveis de pontuação (alto, médio ou baixo atendimento) (tópico 5.3.1):

$$int = (n_{\max})/3 \quad (1)$$

Em que:

Atendimento baixo =  $1 \leq n^{\circ} \text{ de substâncias} < int$

Atendimento médio =  $int \leq n^{\circ} \text{ substâncias} < 2*int$

Atendimento alto =  $2*int \leq n^{\circ} \text{ substâncias} \leq n_{\max}$

— **Subcritério 1.3 – Compartimentos de emissão:** Avalia quais compartimentos de emissão são abrangidos pelo modelo, ou seja, se o modelo considera, além de emissões diretas ao mar, aquelas que ocorrem para o ar, solo, rios e outros compartimentos ambientais e que podem chegar até o mar e contribuir para a ecotoxicidade marinha.

Quadro 3 – Descrição das pontuações para o Critério 1.

Subcritério	Atendimento	Descrição
1.1 Diferenciação espacial	Alto (5)	O modelo disponibiliza FCs de aplicação global e FCs regionalizados para todo o globo, a nível continental, subcontinental ou nacional.
	Médio (3)	O modelo disponibiliza somente FCs de aplicação global.
	Baixo (1)	O modelo não disponibiliza FCs de aplicação global, somente FCs a nível nacional ou regional, tendo sua aplicação limitada a regiões específicas do globo.
1.2 Fluxos elementares	Alto (5)	O modelo apresenta FCs para uma grande <sup>[1]</sup> quantidade de substâncias químicas que contribuem para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha.
	Médio (3)	O modelo apresenta FCs para uma quantidade moderada de substâncias químicas que contribuem para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha.
	Baixo (1)	O modelo inclui poucas substâncias químicas que contribuem para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha.
1.3 Compartimentos de emissão	Alto (5)	O modelo apresenta FCs para diferentes compartimentos de emissão (e.g., ar, água doce, solo, águas marinhas)
	Médio (3)	O modelo apresenta FCs somente para emissões em compartimentos aquáticos.
	Baixo (1)	O modelo apresenta FCs somente para emissões diretas ao mar.

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>[1]</sup>Como não há um valor de referência disponível na literatura para diferenciar entre grande, média ou baixa quantidade de substâncias, o modelo que disponibilizar FCs para a maior quantidade de substâncias recebe pontuação máxima e serve de referência para classificação dos demais, conforme descrição do Subcritério 1.2.

**Critério 2 – Relevância ambiental:** O critério de relevância ambiental avalia a cadeia de causa e efeito e como é realizada a sua modelagem, analisando as equações e dados utilizados. Esse critério é composto por cinco subcritérios, assim como seus níveis de pontuação, estão apresentados no Quadro 4.

— **Subcritério 2.1 – Cadeia de causa e efeito:** Avalia se o modelo apresenta cadeia de causa e efeito clara e alinhada ao mecanismo de impacto das categorias de ecotoxicidade, incluindo a modelagem do transporte e destino, exposição e efeito.

— **Subcritério 2.2 – Modelagem do transporte, destino e exposição:** Avalia aspectos essenciais da modelagem do transporte e destino das substâncias emitidas entre os compartimentos ambientais, tais quais os processos físico-químicos e biológicos de remoção e degradação dos compostos químicos, e a abordagem dos fatores que influenciam a sua biodisponibilidade.

— **Subcritério 2.3 – Modelagem do efeito – natureza dos dados de toxicidade:** Verifica se dados de toxicidade crônica, considerados mais adequados para o contexto da ACV do que os dados de toxicidade aguda (SAOUTER et al., 2017; 2019; PIZZOL et al., 2011; LARSEN; HAUSCHILD, 2007) compõem a abordagem de modelagem de efeito preferencialmente utilizada. Também avalia o tipo de extrapolação agudo-para-crônico (ACR)

aplicado, no caso de estimativas de dados de toxicidade crônica a partir de dados de toxicidade aguda.

— **Subcritério 2.4 – Modelagem do efeito – natureza das espécies:** Verifica se preferência foi dada para dados de toxicidade obtidos por meio de testes com espécies marinhas, ao invés de espécies de água doce.

— **Subcritério 2.5 – Modelagem do efeito – quantidade de níveis tróficos:** Avalia se dados de toxicidade para espécies de pelo menos três níveis tróficos diferentes foram utilizados, de acordo com a recomendação de ROSENBAUM et al. (2008).

Quadro 4 – Descrição das pontuações para o Critério 2.

(continua)

Subcritério	Atendimento	Descrição
2.1 Cadeia de causa e efeito	Alto (5)	O modelo apresenta a sua cadeia de causa e efeito de forma clara e alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade, esclarecendo quais etapas da cadeia se propõe a analisar.
	Médio (3)	O modelo apresenta a sua cadeia de causa e efeito, mas a mesma não é clara e/ou não está totalmente alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade.
	Baixo (1)	O modelo de caracterização não apresenta a sua cadeia de causa e efeito.
2.2 Modelagem do transporte, destino e exposição	Alto (5)	O modelo considera os principais processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade de uma substância (e.g., degradação, volatilização, deposição, sedimentação, dissolução, bioacumulação, biomagnificação) e diferencia o comportamento de substâncias orgânicas e inorgânicas.
	Média-alta (4)	O modelo considera os principais processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade de uma substância, mas não diferencia o comportamento entre substâncias orgânicas e inorgânicas, ou vice-versa.
	Médio (3)	O modelo considera somente alguns processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade de uma substância, e não diferencia o comportamento entre substâncias orgânicas e inorgânicas.
	Baixo (1)	O modelo não considera/não informa os principais processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade de uma substância e não considera as diferenças de comportamento entre substâncias orgânicas e inorgânicas.

(conclusão)

Subcritério	Atendimento	Descrição
2.3 Modelagem do efeito - Natureza dos dados de toxicidade	Alto (5)	O modelo prioriza dados de toxicidade crônica em relação aos dados de toxicidade aguda como base para os fatores de efeito. Quando os dados crônicos não estão disponíveis, o modelo adota uma conversão ACR ( <i>acute to chronic ratio</i> ) específica para cada substância e/ou nível trófico. O modelo só adota a conversão ACR genérica em caso de ausência de dados.
	Médio-alto (4)	O modelo prioriza dados de toxicidade crônica em relação aos dados de toxicidade aguda como base para os fatores de efeito. Quando os dados de toxicidade crônica não estão disponíveis, o modelo adota uma conversão ACR genérica.
	Médio (3)	O modelo utiliza somente dados de toxicidade aguda e/ou poucos dados de toxicidade crônica como base para os fatores de efeito, adotando uma conversão ACR específica para cada substância e/ou nível trófico.
	Médio-baixo (2)	O modelo utiliza somente dados de toxicidade aguda e/ou poucos dados de toxicidade crônica como base para os fatores de efeito, adotando uma conversão ACR genérica.
	Baixo (1)	O modelo utiliza somente dados de toxicidade aguda e/ou poucos dados de toxicidade crônica como base para os fatores de efeito, mas adota conversão ACR considerada inapropriada/ultrapassada ou não adota qualquer conversão.
	N/A (0)	O modelo não disponibiliza informações o suficiente para avaliação do subcritério.
2.4 Modelagem do efeito – Natureza das espécies	Alto (5)	O modelo prioriza dados de toxicidade de espécies marinhas para calcular o fator de efeito. A maioria dos dados utilizados pelo modelo é de espécies marinhas. Quando não há dados disponíveis, utiliza dados de espécies de água doce.
	Médio (3)	A maioria dos dados de toxicidade utilizados pelo modelo para cálculo do fator de efeito é de espécies de água doce. Alguns dados de espécies marinhas são usados.
	Baixo (1)	O modelo utiliza somente dados de espécies de água doce.
	N/A (0)	O modelo não disponibiliza informações o suficiente para avaliação do subcritério.
2.5 Modelagem do efeito – Quantidade de níveis tróficos	Alto (5)	O modelo utiliza dados de toxicidade para espécies de pelo menos três níveis tróficos (produtores primários, consumidores primários e consumidores secundários/terciários ou decompositores) sempre que disponíveis.
	Baixo (1)	O modelo não utiliza dados de toxicidade para espécies de pelo menos três níveis tróficos.
	N/A (0)	O modelo não disponibiliza informações o suficiente para avaliar esse subcritério.

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

**Critério 3 – Robustez científica e transparência:** Esse critério avalia a validade do modelo perante à comunidade científica e a disponibilidade, qualidade e transparência de sua documentação. Ele é composto por três subcritérios descritos a seguir, em conjunto ao seu sistema de pontuação (Quadro 5).

— **Subcritério 3.1 – Avaliação por pares e utilização em um método de AICV:** Verifica se o modelo foi publicado em artigo científico e revisado por pares, e se há algum método de AICV disponível nos principais softwares da área que o utiliza.

— **Subcritério 3.2 – Transparência da documentação:** Avalia a acessibilidade à documentação do modelo e o seu conteúdo, verificando se todas as informações necessárias para compreensão do desenvolvimento do modelo estão disponíveis.

— **Subcritério 3.3 – Reporte de incertezas:** Verifica se, e a qual nível, os autores do modelo reportaram, em sua documentação, os pressupostos, incertezas, limitações e escolhas de valores associados ao modelo.

Quadro 5 – Descrição das pontuações para o Critério 3.

(continua)

Subcritério	Atendimento	Descrição
3.1 – Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Alto (5)	As partes críticas do modelo foram publicadas em revista científica reconhecida na área e passaram pela validação por pares. Além disso, o modelo faz parte de um método de AICV existente e utilizado nos principais <i>softwares</i> de ACV.
	Médio-alto (4)	As partes críticas do modelo foram publicadas em revista científica reconhecida na área e passaram pela validação por pares. Porém, o modelo ainda não faz parte de nenhum método de AICV existente.
	Médio (3)	As partes críticas do modelo foram parcialmente publicadas em revista científica reconhecida na área e passaram pela validação por pares. O modelo ainda não faz parte de nenhum método de AICV existente.
	Baixo (1)	As partes críticas do modelo não foram publicadas em revista científica reconhecida na área e não passaram pela validação por pares. O modelo ainda não faz parte de nenhum método de AICV existente.
3.2 – Transparência da documentação	Alto (5)	A documentação do modelo está publicada e acessível, e inclui a descrição, de forma clara e compreensível, do mecanismo ambiental; das equações e das variáveis utilizadas; a escala temporal e espacial; a série de FCs; a origem dos dados de entrada, etc.
	Médio-alto (4)	A documentação do modelo está publicada e acessível, e inclui a descrição, de forma clara e compreensível, do mecanismo ambiental; das equações e das variáveis utilizadas; a escala temporal e espacial, a origem dos dados de entrada, etc. Os FCs são disponibilizados de maneira parcial, cabendo ao praticante de ACV calcular FCs adicionais se necessário o uso.
	Médio (3)	A documentação do modelo está publicada e acessível, porém, algumas informações necessárias para a compreensão do desenvolvimento e das características do modelo não estão disponíveis ou não estão claras.
	Médio-baixo (2)	A documentação do modelo está publicada e acessível, porém, as informações disponíveis não são suficientes para compreender aspectos importantes do modelo.
	Baixo (1)	A documentação do modelo está publicada, porém, não é acessível.
	N/A (0)	A documentação do modelo não está publicada.

(conclusão)

Subcritério	Atendimento	Descrição
3.3 – Reporte de incertezas	Alto (5)	Pressupostos, incertezas, limitações e escolhas de valores referentes à concepção do modelo, dados e parâmetros utilizados são reportados de forma clara e transparente. As incertezas estão relatadas quantitativa e qualitativamente.
	Médio (3)	Pressupostos, incertezas, limitações e escolhas de valores referentes à concepção do modelo, dados e parâmetros utilizados são reportados de forma clara e transparente. As incertezas estão relatadas somente de maneira qualitativa.
	Baixo (1)	Pressupostos, incertezas, limitações e escolhas de valores referentes à concepção do modelo, dados e parâmetros utilizados são pobremente reportados.
	N/A (0)	Pressupostos, incertezas, limitações e escolhas de valores referentes à concepção do modelo, dados e parâmetros utilizados não são reportados.

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

**Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil:** Ao contrário dos demais critérios, que avaliam características gerais dos modelos de caracterização e o quão bem os impactos da categoria de ecotoxicidade marinha são representados, esse critério visou avaliar a adequação dos modelos de ecotoxicidade marinha a características específicas do setor de óleo e gás brasileiro, para verificar a sua aplicabilidade no cenário de disposição de resíduos de perfuração de poços de petróleo na costa nacional. O Critério 4 foi dividido em quatro subcritérios e seus respectivos níveis de pontuação (Quadro 6).

— **Subcritério 4.1 – Adequação às características das descargas de resíduos offshore:** De acordo com Pettersen (2003), uma peculiaridade das descargas de resíduos de perfuração de poços de petróleo no mar é a sua característica descontínua, ou seja, ocorre um número pequeno de descargas por ano, com um período de descarga de horas, o que aumenta momentaneamente as concentrações das substâncias emitidas ao redor da fonte de emissão. Dessa forma, esse subcritério visa avaliar se os modelos de caracterização identificados levam essa descontinuidade no tempo e no espaço das emissões em consideração em sua modelagem.

— **Subcritério 4.2 – Fluxos elementares da indústria do petróleo:** Esse subcritério verifica se as principais substâncias químicas tóxicas encontradas nos resíduos oriundos da perfuração dos poços de petróleo são consideradas pelo modelo. As substâncias consideradas na avaliação desse subcritério são aquelas determinadas na caracterização dos cascalhos de perfuração descartados em alto mar pela indústria petrolífera fornecedora dos dados (SOARES et al., 2023): Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (TPH), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs), Alumínio (Al), Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmiu (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Vanádio (V) e Zinco (Zn). O elemento Silício (Si) e o parâmetro Carbono Orgânico

Total (COT) também foram inventariados pela petrolífera parceira, mas por não estarem relacionados à ecotoxicidade, foram desconsiderados dessa análise. Essas substâncias foram obtidas por meio de ensaios de lixiviação e podem ser oriundas dos fluidos de perfuração aderidos aos cascalhos, dos hidrocarbonetos presentes no petróleo e da própria formação rochosa de origem. O processo de caracterização dessas substâncias está descrito em Soares et al. (2023).

No caso de não identificados os grupos de substâncias “TPH” e “HPAs” na lista de fluxos elementares dos modelos avaliados, procurou-se por substâncias individuais representantes dos grupos de hidrocarbonetos que fazem parte do petróleo: hidrocarbonetos monoaromáticos, hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos, e os próprios HPAs. Além disso, considerou-se também as substâncias presentes na base de dados secundários *ecoinvent 3.7*, no *dataset* denominado “*offshore well production, oil/gas | offshore well, oil/gas | Cut-off, U*” em adição às substâncias inventariadas pela indústria parceira. Esses compostos químicos também são encontrados com frequência nos cascalhos de perfuração e complementam os dados primários obtidos por meio da caracterização dos cascalhos. Substâncias presentes nessa base de dados que não contribuem para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio, íon Potássio, íon cloreto e sulfatos (genérico) - foram desconsideradas. As substâncias adicionais consideradas foram: Ácidos Carboxílicos, Glutaraldeído, Fenol e óleos (genérico).

— **Subcritério 4.3 – Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar:** As características do fluido utilizado para perfuração dos poços de petróleo determinam se o cascalho gerado, ao ser lançado ao mar, irá se dispersar na coluna d’água ou se acumular em formato de pilhas sobre o sedimento marinho (IOGP, 2016b). Esse subcritério visa avaliar se o modelo considera, além da ecotoxicidade na coluna d’água, a ecotoxicidade em sedimento.

— **Subcritério 4.4 - Locais de disposição de resíduos *offshore*:** Verifica se os FCs fornecidos pelo modelo são regionalizados para os locais de descarga dos resíduos de perfuração, e se características específicas das águas locais foram levadas em consideração durante a modelagem.

Quadro 6 – Descrição das pontuações para o Critério 4.

Subcritério	Atendimento	Descrição
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Alto (5)	A modelagem do transporte e destino das substâncias no ambiente marinho leva em consideração a descontinuidade das emissões no tempo e no espaço (descargas pontuais e localizadas) e a característica de aumento local de concentração, ou seja, a modelagem é dinâmica.
	Baixo (1)	A modelagem do transporte e destino de substâncias considera estado estacionário, ou seja, distribuição igualitária das emissões ao longo de todo o volume do compartimento ambiental, resultando em concentrações homogêneas da substância emitida.
4.2 – Fluxos elementares da indústria do petróleo	Alto (5)	O modelo fornece FCs para a maioria <sup>[1]</sup> das principais substâncias químicas potencialmente tóxicas presentes nos resíduos gerados na perfuração de poços de petróleo e gás <i>offshore</i> .
	Médio (3)	O modelo fornece FCs para parte <sup>[2]</sup> das principais substâncias químicas potencialmente tóxicas presentes nos resíduos gerados na perfuração de poços de petróleo e gás <i>offshore</i> .
	Baixo (1)	O modelo não fornece <sup>[3]</sup> FCs para as principais substâncias químicas potencialmente tóxicas presentes nos resíduos gerados na perfuração de poços de petróleo e gás <i>offshore</i> .
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Alto (5)	O modelo avalia a toxicidade na coluna d'água e, também, no sedimento marinho.
	Baixo (1)	O modelo avalia a toxicidade somente na coluna d'água ou somente no sedimento marinho.
4.4 – Locais de disposição de resíduos <i>offshore</i>	Alto (5)	O modelo apresenta FCs regionalizados que contemplam as províncias marítimas brasileiras, e que foram desenvolvidos com base nas características físico-químicas das águas costeiras brasileiras.
	Médio (3)	O modelo apresenta FCs regionalizados que contemplam as províncias marítimas brasileiras, mas que não foram desenvolvidos com base nas características físico-químicas das águas costeiras brasileiras.
	Baixo (1)	O modelo não apresenta FCs regionalizados que contemplam as principais províncias marítimas brasileiras.

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>[1]</sup>Avalia uma quantidade razoável de substâncias de todos os grupos de interesse: metais, HPAs, hidrocarbonetos monoaromáticos, hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos, e, também, do grupo oriundo da base de dados secundários.

<sup>[2]</sup>Um grupo de substâncias não é avaliado pelo modelo, ou é pobremente avaliado.

<sup>[3]</sup>Dois grupos ou mais de substâncias não são avaliados pelo modelo.

Optou-se por avaliar modelos *midpoint* e *endpoint* em conjunto, pois nenhum dos critérios avaliativos elencados favorece ou desfavorece o modelo em relação ao nível de avaliação do impacto. Além disso, de acordo com Hauschild et al. (2013), categorias de impacto tais quais a toxicidade humana e a ecotoxicidade não apresentam um “verdadeiro *midpoint*” na sua cadeia de causa e efeito, pois a modelagem do transporte e destino, exposição e efeito são todas químico-específicas. Para os autores, o *midpoint* para essas categorias sempre estará localizado próximo à Área de Proteção (AoP), sendo a modelagem *endpoint* responsável somente por caracterizar a severidade do dano já modelado pelo indicador *midpoint*. Dessa forma, não se identificou a necessidade de separar os modelos durante a avaliação.



Os resultados obtidos por meio dos critérios avaliativos foram apresentados em quadros separados para cada modelo. As pontuações finais de cada critério, obtidas por meio da média aritmética entre seus respectivos subcritérios para cada um dos modelos, foram compiladas no formato disposto na Tabela 2, de forma a visualizar o desempenho individual de cada modelo em cada critério e o desempenho final. Por fim, os modelos foram classificados na ordem de maior para menor pontuação, e aqueles que apresentaram desempenho satisfatório, com base na pontuação e na discussão, foram selecionados para aplicação no estudo de caso.

Tabela 2 – Modelo para apresentação dos resultados finais da avaliação.

<b>Modelo</b>	<b>Critério 1 – Abrangência do escopo</b>	<b>Critério 2 – Relevância ambiental</b>	<b>Critério 3 – Robustez científica e transparência</b>	<b>Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil</b>	<b>Pontuação final</b>
1					
2					
...					
<i>n</i>					

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

#### 4.3 APLICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO EM ESTUDO DE CASO

Essa etapa teve como objetivo verificar as influências da escolha do modelo de caracterização de ecotoxicidade marinha nos resultados da AICV, como suporte à comparação e análise realizadas na etapa de comparação (seção 4.2). Optou-se por aplicar os três modelos melhor classificados nessa etapa em um estudo de caso para a indústria petrolífera, de forma a identificar as principais convergências e divergências nos resultados fornecidos, no que diz respeito às etapas do ciclo de vida mais impactantes na categoria e às respectivas substâncias químicas responsáveis por esses impactos.

Ressalta-se que os modelos de caracterização nem sempre são diretamente comparáveis entre si em termos absolutos, por oferecerem seus resultados em unidades métricas diferentes. Dessa forma, foi necessário aplicar uma normalização interna simples aos resultados da AICV para cada modelo, em que porcentagens relativas foram atribuídas à cada etapa do ciclo de vida de acordo com sua contribuição em termos de impacto potencial para a ecotoxicidade marinha. O mesmo procedimento foi aplicado para a avaliação das principais substâncias químicas responsáveis pelos potenciais impactos da categoria.

A realização da ACV nesta pesquisa seguiu os padrões metodológicos das normas NBR ISO 14040 e ISO 14044 (ABNT, 2009a; 2009b). Os procedimentos metodológicos estão detalhados nas seções subsequentes.

### 4.3.1 Definição de objetivo e escopo

Nesse tópico, o objetivo do estudo de ACV foi explicitado, assim como os sistemas de produto em análise e suas respectivas fronteiras, função, unidade funcional e fluxo de referência, envolvidos na fase de definição de escopo.

#### 4.3.1.1 *Objetivo*

O objetivo desta ACV foi possibilitar a comparação prática dos resultados fornecidos por diferentes modelos de caracterização utilizados na categoria de impacto ecotoxicidade marinha, para um estudo de caso do setor petrolífero, de forma a contribuir na obtenção de respostas às seguintes perguntas:

- Qual foi o cenário de combinação de tipos de fluido e rocha de maior impacto para a categoria de ecotoxicidade marinha, de acordo com cada modelo de caracterização aplicado?
- Quais foram as etapas do ciclo de vida que mais contribuíram para a ecotoxicidade marinha em relação à cada modelo de caracterização aplicado?
- Quais foram as principais substâncias químicas contribuintes para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha para cada modelo de caracterização aplicado?
- Caso haja diferenças nos resultados, quais são os seus principais motivadores?

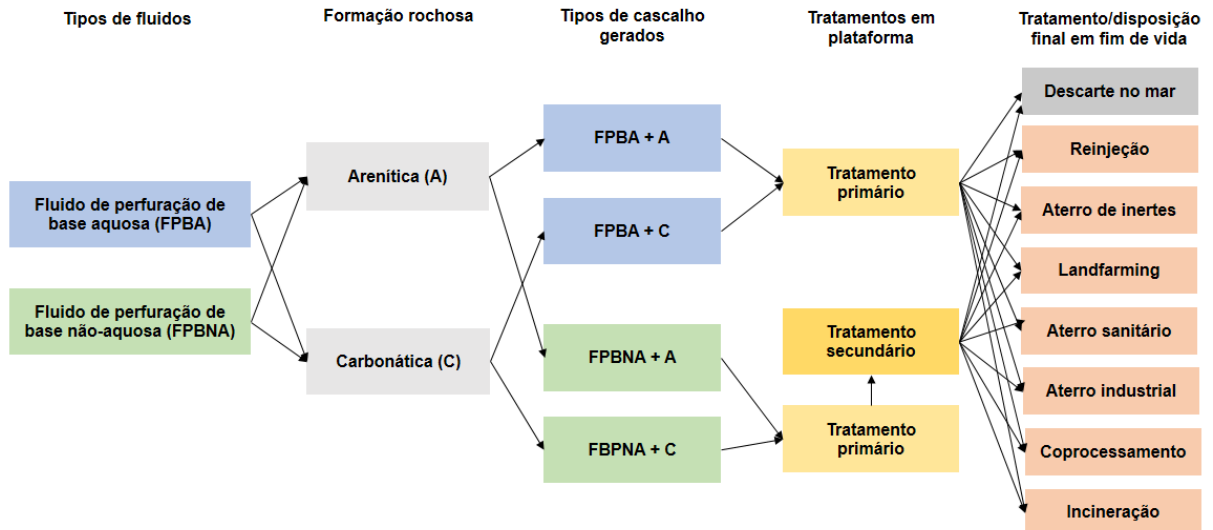
#### 4.3.1.2 *Escopo*

De acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), os sistemas de produto são compostos por um conjunto de processos elementares, que desempenham as funções definidas e modelam o ciclo de vida de um produto. Para o presente estudo, o sistema de produto consiste no ciclo de vida da atividade de perfuração de poços de petróleo e gás executados por uma indústria do setor petrolífero.

O sistema de produto da atividade supracitada é composto pelos seguintes processos: produção dos fluidos de perfuração de poços de petróleo e gás, envolvendo diferentes insumos de acordo com o tipo de fluido; transporte e armazenamento dos fluidos na plataforma em alto-mar; operação de perfuração nos diferentes tipos de rochas, envolvendo também os insumos consumidos nesse processo, tais como o combustível (diesel) e os próprios fluidos; os processos de tratamento primário e secundário dos cascalhos de perfuração em plataforma; o transporte desses cascalhos para terra, nos casos em que não é realizado o descarte no mar e, por fim, os diferentes tipos de tratamento e disposição final para esses cascalhos. Foi possível estabelecer

diferentes cenários de gestão dos cascalhos de perfuração, com base nos tipos de fluidos, rochas, cascalhos gerados e tratamentos e/ou disposição final, conforme Figura 7.

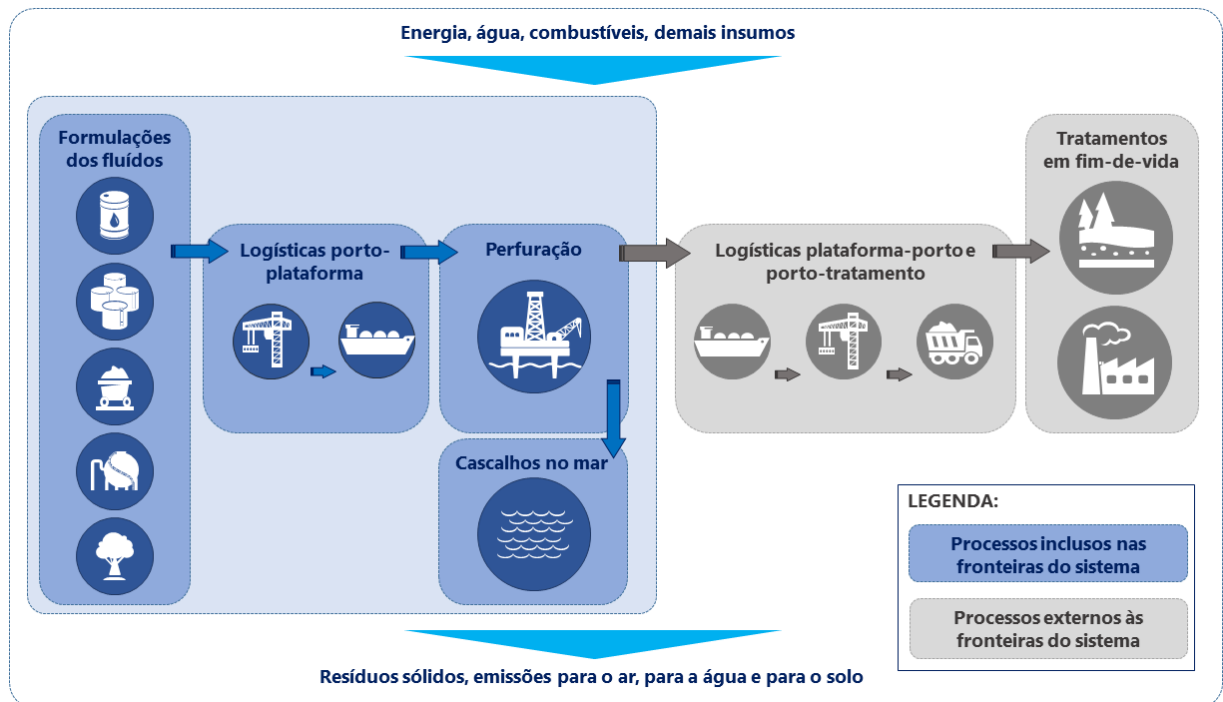
Figura 7 – Fluxograma geral dos cenários de gestão dos cascalhos de perfuração.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A fronteira do sistema é a interface entre um sistema de produto e o meio ambiente, ou outros sistemas de produto (ABNT, 2009a). Para definição da fronteira do sistema, considerou-se a abordagem “do berço ao túmulo”, sendo o berço a fabricação das matérias-primas necessárias para a perfuração dos poços, e o túmulo, a disposição final dos cascalhos de perfuração em alto mar, passando pelas logísticas de transporte e armazenamento dos fluidos, pelo processo de perfuração e pelos tratamentos primário e secundário na plataforma. As etapas de tratamento primário e secundário em plataforma foram modeladas em conjunto com a etapa de “perfuração”, como uma etapa única. As rotas que consideram os tratamentos em terra foram excluídas das fronteiras do sistema pois foram analisadas em estudos paralelos, realizados por outros pesquisadores envolvidos no projeto. A Figura 8 apresenta as fronteiras do sistema.

Figura 8 – Delimitação das fronteiras do sistema.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Foram avaliados quatro cenários de gestão de cascalhos de perfuração:

- Cenário 1: Combinação de FPBA com formação rochosa arenítica (FPBA + A);
- Cenário 2: Combinação de FPBA com formação rochosa carbonática (FPBA + C);
- Cenário 3: Combinação de FPBNA com formação rochosa arenítica (FPBNA + A);
- Cenário 4: Combinação de FPBNA com formação rochosa carbonática (FPBNA + C).

As composições completas dos fluidos de perfuração avaliados, obtidas por meio de dados fornecidos pela indústria petrolífera parceira, podem ser consultadas no APÊNDICE V – Caracterização dos fluidos de perfuração e fluxos do *ecoinvent*® utilizados no ICV – composição para 1m<sup>3</sup>.

Um sistema de produto pode apresentar várias funções diferentes, e deve-se selecionar a função de interesse de acordo com o objetivo e escopo do estudo. A unidade funcional (UF), por sua vez, representa o desempenho quantificado de um sistema de produto para atender a uma determinada função, enquanto o fluxo de referência define a quantidade necessária daquele produto para exercer a função expressa pela UF (ABNT, 2009a).

No presente estudo de caso, definiu-se a função do sistema como “perfurar poços para exploração de petróleo”. A unidade funcional foi “perfurar 1 (um) metro de poço vertical de 8,5 polegadas de diâmetro na fase de reservatório. Por fim, o fluxo de referência necessário para cumprir a unidade funcional foi estabelecido como 0,09518 toneladas de cascalho gerado por cada metro perfurado, consumindo 0,293m<sup>3</sup> de FPBA ou 0,00146m<sup>3</sup> de FPBNA, com base em

dados primários fornecidos pela indústria petrolífera parceira (APÊNDICE IV). O consumo expressivamente menor do FPBNA se deve à sua potencial recuperação e reutilização no processo.

#### 4.3.2 Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

De acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), a fase de ICV contempla a coleta dos dados e os procedimentos de cálculo para quantificação das entradas e saídas relevantes de um sistema de produto. Os dados podem ser coletados nos locais de produção, associados aos processos elementares dentro da fronteira do sistema (dados primários), ou podem ser obtidos ou calculados a partir de outras fontes, como as bases de dados ou literatura (dados secundários). Geralmente, o inventário é composto por um conjunto de dados medidos, calculados ou estimados.

Para o estudo de caso proposto, foram utilizados tanto dados primários como secundários. O Quadro 7 apresenta os tipos de fontes dos dados de ICV utilizados, relacionados à cada processo incluso nas fronteiras do sistema.

Quadro 7 – Tipo, descrição e fonte dos dados de ICV.

(continua)

Processo	Tipo dos dados	Descrição dos dados	Fonte dos dados
1 - Fluidos	Primários	Formulação e composição específica para um tipo de FPBA e um tipo de FPBNA, utilizados pela indústria parceira.	Indústria petrolífera parceira
2 – Logística porto-plataforma	Secundários	Energias consumidas e distâncias transportadas estimadas em estudo realizado para dissertação de mestrado desenvolvida em parceria com a mesma indústria petrolífera parceira do presente estudo.	Almeida (2016)
3 – Armazenamento em plataforma			

(conclusão)

Processo	Tipo dos dados	Descrição dos dados	Fonte dos dados
4 – Perfuração	Primário/secundário	Consumo de diesel utilizado durante a perfuração obtido de planilhas de controle de operação da indústria parceira. Demais aspectos complementados pela base de dados do ecoinvent®.	Indústria petrolífera parceira/ecoinvent®
5 – Descarte no mar	Primário/secundário	Dados referentes às substâncias aderidas aos cascalhos descartados no mar, obtidos por meio de análises laboratoriais realizadas por uma universidade parceira (SOARES et al., 2023). Demais aspectos e substâncias complementados pela base de dados do ecoinvent®.	Universidade parceira (SOARES et al., 2023)/ ecoinvent®

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Os dados *foreground* do ICV descritos no Quadro 7, tais como as definições logísticas (*e.g.*, distância entre porto e plataforma) e outros pressupostos adotados na modelagem (*e.g.*, densidade de cada fluido, densidade dos cascalhos, caracterização química dos cascalhos) podem ser consultados no APÊNDICE IV - Definições logísticas e de *background* do ICV., e no APÊNDICE VI – Caracterização dos cascalhos de perfuração.

### 4.3.3 Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

A fase de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) utiliza os resultados do ICV para estudar a significância dos potenciais impactos ambientais ao longo do ciclo e vida do sistema de produto analisado. Isso é feito por meio da associação dos dados de inventário com as categorias de impacto escolhidas, e seus indicadores de categoria (ABNT, 2009a). Os impactos avaliados e a metodologia utilizada para tal dependem do objetivo e escopo do estudo.

O *software SimaPro 9.4.0.1* (PRÉ SUSTAINABILITY, 2022) foi utilizado para a modelagem dos sistemas de produto e condução da AICV. A única categoria de impacto analisada foi a ecotoxicidade marinha, principal objeto de estudo dessa pesquisa. Foram selecionados os três modelos de caracterização melhor classificados na etapa de comparação (seção 5.3.6) para aplicação, tornando possível a comparação de seus resultados.

### 4.3.4 Interpretação

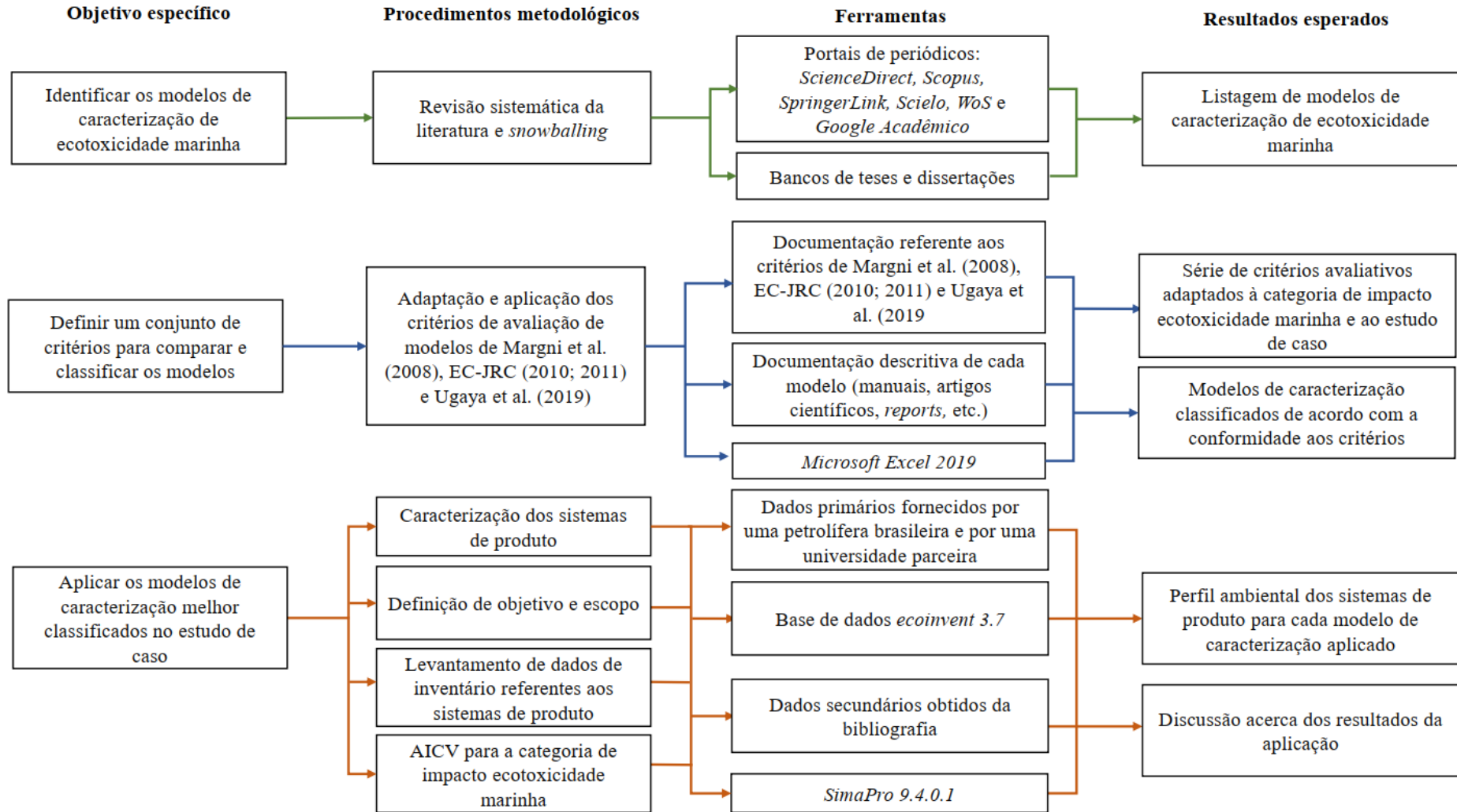
Na fase de interpretação, buscou-se responder as perguntas definidas na etapa de definição de objetivo e escopo (item 4.3.1). As interpretações aplicadas foram:

- Identificação da contribuição relativa de cada cenário de combinação de fluido e rocha para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, para cada modelo aplicado;
- Identificação das contribuições relativas de cada etapa do ciclo de vida para a categoria em análise, para cada cenário e modelo aplicado;
- Identificação das principais substâncias responsáveis pelos comportamentos de cada cenário e modelo na categoria de impacto; e
- Discussão acerca dos motivadores dos resultados de cada modelo, realizada de maneira transversal às interpretações anteriores.

#### 4.4 FLUXOGRAMA GERAL DA METODOLOGIA

A metodologia geral da pesquisa foi estruturada na forma de um fluxograma, que contém as relações entre os objetivos específicos, procedimentos metodológicos, ferramentas necessárias e resultados esperados para cada etapa da pesquisa (Figura 9).

Figura 9 – Fluxograma geral da metodologia.



Fonte: Elaborado pela autora (2022)



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Após levantamento quantitativo dos estudos e da revisão qualitativa, 30 estudos foram selecionados como relevantes para a presente pesquisa, sendo 26 escritos em língua inglesa e 4 em língua portuguesa. Através da aplicação da técnica de *snowballing* nesses 30 estudos, foram selecionados 8 novos estudos, resultando em 38 trabalhos de interesse. Ao total, foram 6 revisões bibliográficas, 20 estudos metodológicos e 12 estudos de comparação entre métodos. Os Apêndices I e II apresentam os resultados completos da etapa de revisão quantitativa, contendo o total de resultados por combinação de palavras-chaves, idioma e portal de busca. O Apêndice III apresenta todos os estudos selecionados nessa etapa, em conjunto à sua classificação (metodológico, comparativo ou revisão) e método de identificação (revisão qualitativa ou *snowballing*).

Foram identificados sete modelos de caracterização para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha na literatura selecionada. A Tabela 3 apresenta nome (quando aplicável), autoria, país(es) ou continente(s) (no caso de diversos autores de diferentes instituições) de origem e ano de publicação dos modelos.

Tabela 3 – Modelos identificados na revisão sistemática.

Nome do modelo	Autoria	Local de origem	<sup>[1]</sup> Ano de publicação
-	Verones et al.	Europa, Canadá, EUA e Índia	2020
-	Dong et al.	Dinamarca e França	2016 e 2018
USES-LCA 2.0	Van Zelm et al.	Países Baixos	2009
-	Lundie et al.	Austrália, Países Baixos	2007
REIMSEA	Sleeswijk et al.	Países Baixos	2003
<i>Dynamic Marine Exposure</i> - PAF	Pettersen	Países Baixos	2003
USES-LCA	Huijbregts et al.	Países Baixos	2000

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>[1]</sup>Foi considerado o ano de publicação do artigo ou documento principal do modelo.

O primeiro modelo de caracterização que abordou a categoria ecotoxicidade marinha no contexto da ACV foi o USES-LCA, publicado no ano 2000 e originário de um conjunto de instituições dos Países Baixos. Os dois modelos seguintes, desenvolvidos no mesmo país, foram iniciativas voltadas para a adaptação da categoria de impacto para melhor aplicação no setor petrolífero. O modelo de Lundie et al. (2007), por sua vez, adaptou o USES-LCA para aplicação na Austrália e teve a participação do autor principal do modelo base. Uma nova versão do USES-LCA foi desenvolvida por Van Zelm et al. (2009a) e oficialmente publicada no ano de

2009, por mais que partes isoladas do modelo já tivessem sido publicadas em artigos separados nos anos anteriores.

O único modelo sem participação direta de autores dos Países Baixos foi o de Dong et al. (2016; 2018), originário de trabalhos conjuntos entre uma instituição dinamarquesa e outra francesa. Esse modelo foi inicialmente publicado em 2016 e, posteriormente, foi complementado com novos FCs em 2018. Por fim, o modelo de Verones et al. (2020a)<sup>2</sup> foi desenvolvido especificamente para compor o método de AICV LC-IMPACT e é o mais recente identificado na literatura. Esse método surgiu de uma colaboração entre autores de diversos países europeus, Estados Unidos, Canadá e Índia.

Percebe-se grande participação de instituições dos Países Baixos no desenvolvimento de modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha. Alguns centros de pesquisa que são referência em ACV no mundo, como o Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden (CML) e a Universidade de Radboud Nijmegen, estão localizadas na Holanda.

## 5.2 SELEÇÃO DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Nessa etapa, todos os modelos de caracterização para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha previamente identificados na revisão sistemática são apresentados de forma breve, por meio de uma tabela contendo as suas principais características. Posteriormente, os critérios excludentes são aplicados para fins de seleção dos modelos que seguirão para a etapa de avaliação por meio dos critérios comparativos.

### 5.2.1 Pré-descrição dos modelos de caracterização

A Tabela 4 apresenta a pré-descrição dos modelos de caracterização para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha identificados na etapa de revisão sistemática. Nela, são apresentadas informações referentes a: i. Método de AICV que utiliza o modelo de caracterização, caso aplicável; ii. Nível de avaliação do impacto em relação à cadeia de causa e efeito (*midpoint* ou *endpoint*); iii. Indicador de impacto, ou seja, o reflexo pelas substâncias tóxicas causado no meio ambiente, avaliado pelo modelo; iv. Unidade de referência final de quantificação do impacto, e iv. Abrangência espacial do modelo. A Figura 10 apresenta o

---

<sup>2</sup>**Nota da autora:** No relatório geral do método LC-IMPACT, o capítulo de ecotoxicidade foi escrito pelos autores Peter Fantke e Mikołaj Owsianiak. Porém, como o artigo principal de publicação do método e o próprio relatório estão sob autoria de Verones et al. (2020a, 2020b), e inclui ambos os autores Fantke e Owsianiak, optou-se por se referir a esse modelo como Verones et al. (2020a), referenciando o artigo principal.

posicionamento dos modelos na cadeia de causa e efeito da categoria de impacto ecotoxicidade marinha, com base no nível de avaliação de dano e no indicador de impacto.

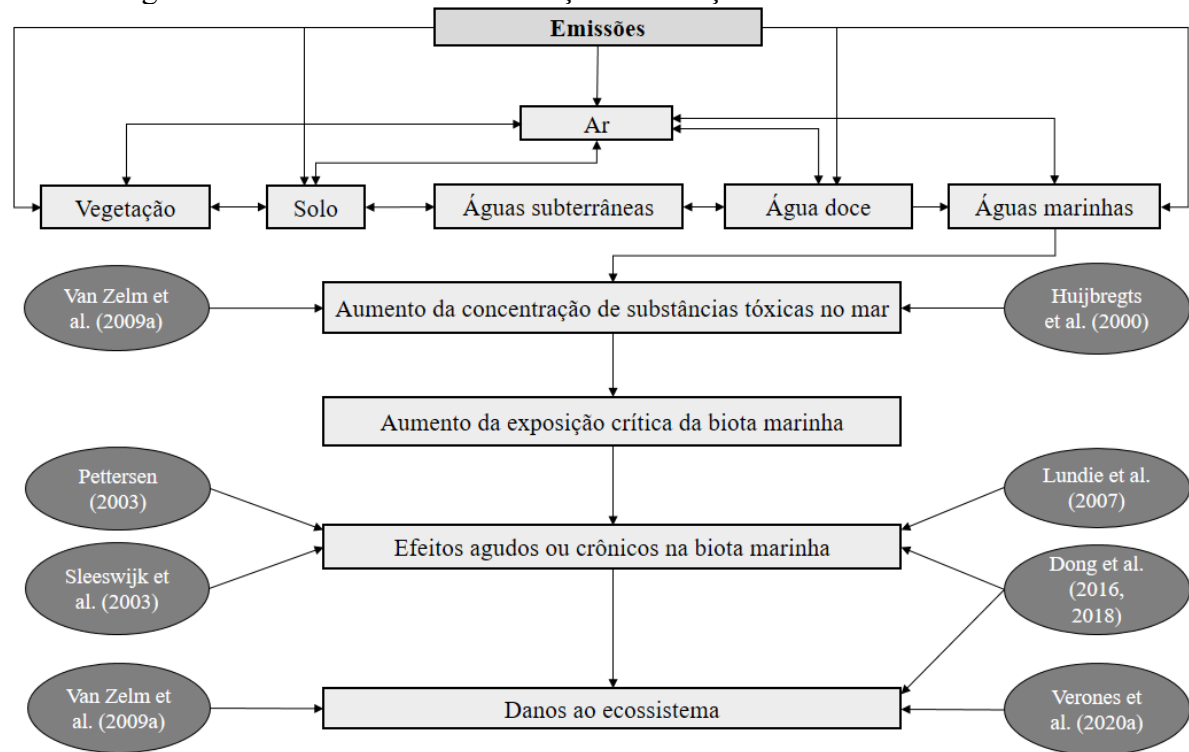
Tabela 4 – Pré-descrição dos modelos de caracterização previamente identificados.

Modelo de caracterização	Método de AICV	Nível de avaliação do impacto	Indicador de impacto	Unidade de referência final	Abrangência espacial
Verones et al. (2020a)	LC-IMPACT	E <sup>a</sup>	Danos à qualidade do ecossistema - Espécies potencialmente perdidas	PDF <sup>c</sup> .day.m <sup>3</sup>	Global Continental Subcontinental
Dong et al. (2016; 2018)	-	M <sup>b</sup>	Espécies potencialmente afetadas	PAF <sup>d</sup> .day.m <sup>3</sup>	Global 64 Grandes Ecossistemas Marinhos
		E	Danos à qualidade do ecossistema - Espécies potencialmente perdidas	<i>species.day</i>	Global
USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009a)	ReCiPe 2016 ReCiPe 2008	M	Aumento da concentração de 1,4-diclorobenzeno equivalentes	kg 1,4-DCB <sup>e</sup> eq.	Europa Ocidental
		E	Danos à qualidade do ecossistema - Espécies potencialmente perdidas	<i>species.year</i>	
Lundie et al. (2007)	-	M	Espécies potencialmente afetadas	day.kg <sup>-1</sup>	Austrália
REIMSEA (SLEESWIJK et al., 2003)	-	M	Tempo a que o ecossistema seria exposto a uma concentração perigosa da substância analisada	day.m <sup>3</sup>	Mar do Norte
Pettersen (2003)	-	M	Espécies potencialmente afetadas	PAF.km <sup>2</sup> .year	Global
USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000)	CML-IA	M	Aumento da concentração de 1,4-diclorobenzeno equivalentes	kg 1,4-DCB eq.	Europa Ocidental

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Legenda: <sup>a</sup>E: *Endpoint*; <sup>b</sup>M: *Midpoint*; <sup>c</sup>PDF: *Potentially Disappeared Fraction of Species* (fração de espécies potencialmente perdidas), representa a taxa potencial de espécies perdidas (ou taxa de extinção) em um volume particular de água, durante um período determinado de tempo, devido a um pressão ambiental. <sup>d</sup>PAF: *Potentially Affected Fraction of Species* (fração de espécies potencialmente afetadas), representa a fração de espécies expostas acima da sua Concentração de Efeito Não-Observado (CENO). <sup>e</sup>1,4-DCB: 1,4-diclorobenzeno.

Figura 10 - Modelos de caracterização em relação à cadeia de causa e efeito.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

De acordo com as informações contidas na Tabela 4, somente três dos sete modelos de caracterização identificados são utilizados por métodos de AICV, sendo eles os modelos de Verones et al. (2020a), no método LC-IMPACT; USES-LCA 2.0, de Van Zelm et al. (2009a), no ReCiPe 2016, e o USES-LCA, de Huijbregts et al. (2000a), no método CML-IA. É importante ressaltar que, por mais que o modelo USES-LCA 2.0 seja uma versão mais atual do USES-LCA, ambas as versões ainda são amplamente utilizadas pelos praticantes de ACV pois fazem parte de métodos bastante consolidados e reconhecidos. Devido a isso, optou-se por avaliar ambas as versões do modelo nesse estudo. Os outros modelos ainda não estão implementados em nenhum método de AICV, somente foram publicados em formato de artigo científico, no caso de Dong et al. (2016, 2018) e Lundie et al. (2007); de relatório, no caso Sleeswijk et al. (2003), e de dissertação, em Pettersen (2003).

Em relação ao nível de avaliação de impacto, quatro modelos são exclusivamente *midpoint*, um modelo é exclusivamente *endpoint*, e dois modelos oferecem resultados a nível *midpoint* e *endpoint*. Ambas as versões do USES-LCA modelam a ecotoxicidade marinha de acordo com conceito de substância de referência, proposto para as categorias de toxicidade e ecotoxicidade por Guinée e Heijungs (1993), com base no que já era feito nas categorias de impacto depleção de ozônio e aquecimento global. Nesses modelos, a ecotoxicidade marinha a nível *midpoint* é expressa na unidade de referência quilogramas de 1,4-diclorobenzeno

equivalentes. Os outros modelos *midpoint*, ao contrário do USES-LCA, que modela o impacto em termos de aumento da concentração de substâncias tóxicas no ambiente (Figura 10), são alicerçados na modelagem da dose-resposta, apresentando os resultados em função dos potenciais efeitos agudos ou crônicos das substâncias químicas na biota marinha. A unidade de referência mais utilizada nessa abordagem é a *Potentially Affected Fraction of Species* (PAF) integrada no espaço e no tempo, como é o caso dos modelos de Dong et al. (2016, 2018) e Pettersen (2003). Variações dessa unidade são utilizadas nos modelos de Lundie et al. (2007) e de Sleeswijk et al. (2003).

Três modelos avançam a avaliação do impacto a nível *endpoint* (danos ao ecossistema). O USES-LCA 2.0 expressa os impactos *endpoint* na unidade *species.year* (espécies.ano, em tradução livre), que representa a perda absoluta de espécies locais integrada no tempo. O modelo de Verones et al. (2020a) apresenta seus resultados em termos de *Potentially Disappeared Fraction of Species* (PDF) integrada no volume do compartimento marinho e no tempo, por quilograma de composto químico emitido. Essa métrica é semelhante a utilizada no USES-LCA 2.0 e em outros modelos que utilizam o conceito de perda de espécies, porém, os autores defendem que o conceito subjacente para a calcular foi diferente de outras metodologias. Ao invés de perdas locais baseadas em espécies localmente presentes, as perdas de espécies para esse modelo são calculadas de forma relativa às espécies globalmente presentes, resultando em uma perda potencial de espécies normalizada a nível global. Os resultados finais desses dois modelos a nível *endpoint* são fornecidos para a Área de Proteção (AoP) Qualidade do Ecossistema, e também para as categorias de impacto individuais, como a própria ecotoxicidade marinha, de forma a relacionar essa categoria aos impactos finais na AoP.

O modelo de Dong et al. (2016; 2018) oferece seus FCs calculados somente a nível *midpoint*, porém, explicita o caminho de conversão desses valores para FCs *endpoint* e fornece um exemplo em forma gráfica para alguns de seus FCs globais. Dessa forma, ele também foi considerado um modelo de avaliação de impacto em ambos os níveis. A métrica final atingida por esse modelo é a *species.day* (espécies.ano) que representa a perda absoluta de espécies locais integrada no tempo.

A abrangência espacial apresenta grande variação entre os modelos identificados. Três modelos foram elaborados para regiões específicas do globo. O USES-LCA (HUIJBREGTS et al. 2000), modelo mais antigo que avalia a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, foi desenvolvido para aplicação na Europa Ocidental, pois é baseado nas condições ambientais da Europa e assume que todas as emissões do inventário ocorrem nessa região. Essa característica continuou prevalente na sua versão mais recente, o USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009).

O REIMSEA (SLEESWIJK et al., 2003), por outro lado, foi desenvolvido especificamente para avaliar a ecotoxicidade marinha de substâncias químicas comumente presentes nos resíduos da indústria do petróleo, para as condições ambientais do Mar do Norte. Por fim, o modelo de Lundie et al. (2007) traz FCs regionalizados para a Austrália, levando em consideração as principais substâncias químicas emitidas no país e suas características ambientais.

O modelo de Dong et al. (2016, 2018), desenvolvido especialmente para metais catiônicos, apresentou, na sua primeira versão, FCs regionalizados para 64 Grandes Ecossistemas Marinhos<sup>3</sup>, entre eles, três que compreendem a costa brasileira. Em 2018, os autores elaboraram FCs globais para complementar o modelo. Verones et al. (2020) também trouxeram uma abordagem espacial múltipla, permitindo a avaliação dos impactos a nível global, continental e sub-continental (*i.e.*, grupos de países). Finalmente, o modelo de Pettersen (2003) também permite aplicação global, porém, não fornece FCs calculados.

Os modelos de caracterização identificados apresentam os resultados finais de indicador de impacto em métricas variadas, o que inviabiliza a comparação direta de valores absolutos. Dessa forma, é necessária a normalização interna dos resultados finais de cada modelo para identificação dos processos que mais contribuem para a ecotoxicidade marinha quando aplicados a um estudo de caso.

### 5.2.2 Aplicação dos critérios excludentes

A Tabela 5 apresenta os resultados da aplicação dos critérios excludentes. Foi atribuída a letra “A” para modelos que atendem ao critério, e a sigla “N.A” para aqueles que não atendem.

Tabela 5 – Resultados da aplicação dos critérios excludentes.

Modelo	Critério 1 – Operacionalidade	Critério 2 – Aplicabilidade	Apto
Verones et al. (2020a)	A	A	SIM
Dong et al. (2016; 2018)	A	A	SIM
USES-LCA 2.0	A	A	SIM
Lundie et al. (2007)	A	A	SIM
REIMSEA	A	A	SIM
Pettersen (2003)	N.A	A	NÃO
USES-LCA	A	A	SIM

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Do total de sete modelos analisados, seis atenderam ao Critério 1 – Operacionalidade. Todos os modelos, com exceção do modelo de Pettersen (2003), apresentam, além das equações utilizadas na modelagem, FCs já calculados para um conjunto de substâncias químicas na forma de planilha ou documento de texto. O modelo de Pettersen (2003), por outro lado, disponibiliza

<sup>3</sup> **Nota da autora:** Grandes Ecossistemas Marinhos são regiões dos oceanos que abrangem áreas costeiras, tendo como limite o início da plataforma continental em alto mar. Essas regiões são diferenciadas por características como batimetria, hidrografia, produtividade, e populações troficamente dependentes. Essas regiões podem atingir áreas superiores a 200.000 km<sup>2</sup> e a sua produtividade é geralmente maior que no oceano aberto (UNESCO, s.d.).

somente um FC calculado para a substância química denominada “glutaraldeído”, para lançamento direto no mar em condições ambientais extremamente específicas configuradas durante a modelagem do transporte e destino. Dessa forma, esse modelo foi considerado não-operacional.

Todos os modelos atenderam ao Critério 2 – Aplicabilidade. O modelo de Verones et al.(2020a), e os modelos USES-LCA 2.0 e USES-LCA são utilizados por métodos de AICV (seção 5.2.1), logo, já apresentam os FCs implementados e prontos para uso em alguns softwares de ACV. Entretanto, o modelo de Verones et al. (2020a) está disponível somente no software SimaPro, com os FCs globais já implementados, porém, não disponibilizando os FCs regionalizados no *software*, somente em formato de planilha. Dessa forma, ele foi considerado aplicável somente em relação aos FCs globais, pois ainda não disponibiliza publicamente arquivo implementável com os FCs regionalizados e apresenta uma quantidade de FCs tão grande (na ordem de dezenas de milhares) que sua implementação manual durante o período da presente pesquisa é inviabilizada. As duas versões do USES-LCA, por outro lado, estão implementadas em sua totalidade. Os outros quatro modelos não estão implementados em software, porém, apresentam possibilidade de implementação manual devido à menor quantidade de FCs, na ordem de dezenas ou centenas.

A partir dos resultados apresentados na Foi atribuída a letra “A” para modelos que atendem ao critério, e a sigla “N.A” para aqueles que não atendem.

Tabela 5, considerou-se somente o modelo de Pettersen (2003) como inapto para o presente projeto, devido à não-disponibilidade de FCs para outras substâncias além do glutaraldeído. Dessa forma, esse modelo foi excluído nessa etapa, não prosseguindo para as avaliações subsequentes. Os outros seis modelos foram selecionados para aplicação dos critérios avaliativos.

### 5.3 ANÁLISE COMPARATIVA DOS MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO

Nessa seção, são apresentados os resultados das análises executadas para cada um dos seis modelos de caracterização previamente selecionados, em relação aos critérios comparativos. Em conjunto aos quadros de resultados está apresentada a discussão ao redor dos motivadores da pontuação recebida para cada critério e subcritério. Por fim, também é apresentada e discutida a classificação final dos modelos de acordo com o desempenho final no conjunto de critérios.

### 5.3.1 Modelo de Verones et al. (2020a)

#### 5.3.1.1 Critério 1 – Abrangência do Escopo

O Quadro 8 apresenta os resultados da avaliação do Critério 1 – Abrangência do escopo, para o modelo de Verones et al. (2020a). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 4,33 pontos.

Quadro 8 – Avaliação do Critério 1 para Verones et al. (2020a).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
1.1 – Diferenciação espacial	Médio	3	Disponibiliza FCs globais. Também disponibiliza FCs regionalizados para todo o globo, porém, eles ainda não são operacionais.
1.2 – Fluxos elementares	Alto	5	Disponibiliza FCs para um total de 2526 substâncias químicas, sendo 27 delas metais.
1.3 – Compartimentos de emissão	Alto	5	Avalia oito compartimentos ambientais de emissão em diferentes escalas espaciais.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>4,33</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de ecotoxicidade marinha de Verones et al. (2020a) trouxe a regionalização como abordagem, disponibilizando FCs nas seguintes escalas espaciais:

- 16 zonas subcontinentais: Ásia Central; Indochina; Norte da Austrália; Sul da Austrália e Nova Zelândia; Sul da África; Norte, Leste, Oeste e Centro da África; Argentina+; Brasil+<sup>4</sup>; América Central e Caribe; Estados Unidos e Sul do Canadá; Norte da Europa e Norte do Canadá; Europa; Índias do Leste e Pacífico; Índia+; Leste da China; Japão e Península Coreana.
- 8 zonas continentais: América do Norte; América Latina; Europa; África e Oriente Médio; Ásia Central; Sul da Ásia; regiões do Norte; Oceania.

Além disso, o modelo também disponibiliza FCs globais. Para os metais emitidos diretamente no mar, o modelo de Verones et al. (2020a) calculou alguns de seus FCs globais médios a partir da média aritmética dos FCs regionalizados para 64 Grandes Ecossistemas Marinhos (GEMs) desenvolvidos no trabalho de Dong et al. (2016). É importante ressaltar que, em 2018, os autores do modelo de Dong et al. (2016) publicaram atualizações referentes ao seu modelo, fornecendo FCs globais médios para a ecotoxicidade marinha de diferentes metais (tópico 5.3.2). Os FCs calculados por Dong et al. (2018) e por Verones et al. (2020a) não coincidem devido ao método de ponderação utilizado e à unidade métrica em que os FCs são apresentados (PDF.m<sup>3</sup>.dia/kg, para Verones et al. (2020a), e PAF.m<sup>3</sup>.dia/kg para Dong et al. (2018)). Além disso, o modelo de Verones et al. (2020a) fornece FCs para uma maior

<sup>4</sup> **Nota da autora:** O símbolo “+” incluso no nome significa que a região subcontinental abrange mais países do que os indicados pelo nome, geralmente menores. A região Brazil+ inclui Bolívia, Peru, Colômbia, sul do Equador e a maior parte do Brasil.



quantidade de metais, totalizando em 27. Por fim, os autores também consideram mais compartimentos de emissão do que o modelo de Dong et al. (2018).

Os FCs regionalizados calculados em Verones et al. (2020a) ainda não estão implementados em *software*. Isso, aliado à grande quantidade de FCs disponíveis (somente para a região subcontinental Brasil+ são 24.832 FCs ao total), torna a abordagem regional do modelo ainda não-operacional. Devido a isso, o Subcritério 1.1 foi pontuado com atendimento médio.

O modelo disponibiliza FCs para 2.499 substâncias orgânicas e 27 íons metálicos, totalizando 2.526 compostos químicos no total. Entre os modelos analisados, o modelo de Verones et al. (2020a) foi aquele com a maior quantidade de fluxos elementares para a categoria, sendo classificado na faixa de atendimento “alto” e servindo de referência para avaliação dos outros modelos. Ao aplicar a Equação 1 (tópico 4.2.2.2), tem-se:

$$int = (2.526)/3 = 842$$

Logo, os modelos foram classificados de acordo com o intervalo calculado:

Atendimento baixo =  $1 \leq n^\circ$  de substâncias  $< 842$

Atendimento médio =  $842 \leq n^\circ$  substâncias  $< 1684$

Atendimento alto =  $1684 \leq n^\circ$  substâncias  $\leq 2526$

Por fim, o modelo considera oito diferentes compartimentos de emissão para a categoria, em diferentes escalas espaciais: na escala local, compartimentos de ar (genérico), ar urbano (no *software*, “ar – alta população”) e ar interior; nas escalas continental e global, ar rural (no *software*, “ar – baixa população”), solo agrícola, solo natural, água doce e águas marinhas. O modelo é o mais completo em termos de compartimento de emissão entre os avaliados, e garantiu pontuação máxima no Subcritério 1.3.

### 5.3.1.2 Critério 2 – Relevância ambiental

O Quadro 9 apresenta os resultados da avaliação do Critério 2 – Relevância ambiental para o modelo de Verones et al. (2020a). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 4,40 pontos.

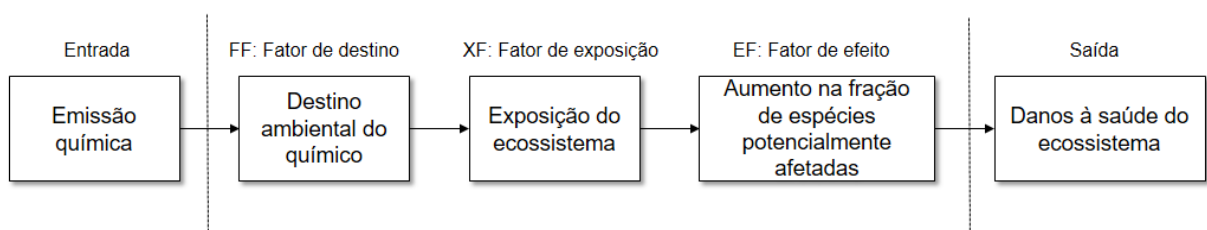
Quadro 9 – Avaliação do Critério 2 para Verones et al. (2020a).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
2.1 – Cadeia de causa e efeito	Alto	5	Apresenta cadeia de causa e efeito clara e alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade.
2.2 – Modelagem do transporte, destino e exposição	Médio-alto	4	Considera os principais processos físico-químicos e biológicos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade de um composto químico, com exceção das reações de oxirredução e precipitação para metais. Diferencia o comportamento ambiental de substâncias orgânicas e metais.
2.3 – Modelagem do efeito – Natureza dos dados de toxicidade	Alto	5	Prioriza dados de toxicidade crônica e utiliza conversão ACR específica para alguns metais. Utiliza ACR genérica no caso de ausência de dados para algum nível trófico e/ou substância.
2.4 – Modelagem do efeito – Natureza das espécies	Médio	3	A maioria dos dados de ecotoxicidade utilizados pelo modelo são pra espécies de água doce. Dados de espécies marinhas foram utilizados somente para alguns metais.
2.5 – Modelagem do efeito – Quantidade de níveis tróficos	Alto	5	Foram utilizados dados de espécies de pelo menos três níveis tróficos diferentes sempre que disponíveis.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>4,40</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo apresenta sua cadeia de causa e efeito de maneira clara e ilustrativa, por meio de descrição textual, esquemas (Figura 11) e equações (Equação 2), disponíveis na documentação do modelo (Verones et al., 2020a; 2020b). A cadeia apresentada é completa e alinhada ao mecanismo ambiental da ecotoxicidade marinha, cobrindo a emissão, transporte e destino do químico; a exposição do ecossistema; o efeito nos organismos e, por fim, os danos à saúde do ecossistema, gerando FCs a nível *endpoint*.

Figura 11 – Cadeia de causa e efeito do modelo de Verones et al. (2020a).



Fonte: Adaptado de Verones et al. (2020b).

$$FC^e = FF \times XF^e \times EF^e \times DF^e \quad (1)$$

Na Equação 2,  $FC^e$  = fator de caracterização de qualidade do ecossistema relacionado à ecotoxicidade, a nível *endpoint* [ $PDF \cdot m^3_{\text{meio de exposição}} \cdot \text{dia} / \text{kg}_{\text{emitido}}$ ]; FF = fator de destino que relaciona a massa do químico em um dado compartimento ambiental, com a massa do químico emitida por dia no mesmo ou em outro compartimento ambiental [ $\text{kg}_{\text{no compartimento}} / (\text{kg}$

emitido/dia)];  $XF^c$  = fator de exposição do ecossistema, que representa a biodisponibilidade dos químicos aos organismos no compartimento [ $kg_{biodisponível}/kg_{no\ compartimento}$ ];  $EF^c$  = fator de efeito, que relaciona o potencial da fração biodisponível do químico de causar efeitos tóxicos a um ecossistema exposto [ $PAF \cdot m^3 \cdot meio\ de\ exposição / kg_{biodisponível}$ ], e  $DF^c$  = fator de dano ao ecossistema, relacionando a fração de espécies potencialmente perdidas (PDF) com a fração de espécies potencialmente afetadas (PAF) [ $PDF/PAF$ ]. O Subcritério 2.1 recebeu pontuação máxima.

A modelagem dos FFs e XFs foi realizada com base no modelo multimídia do USEtox (ROSENBAUM et al., 2008). A modelagem dos FFs considera processos de perda do composto químico dentro de cada compartimento ambiental, tais quais a degradação biótica e abiótica, e também processos de transferência multimídia do composto químico entre diferentes compartimentos ambientais, tais quais a difusão, deposição, lixiviação, escoamento, advecção, volatilização e remoção intermeios. O tempo de residência do composto químico em cada compartimento ambiental foi ponto chave da modelagem. Para modelar os XFs, os autores utilizaram os coeficientes de partição de equilíbrio entre sólidos suspensos e água ( $K_{susp}$ ) e entre carbono orgânico dissolvido e água ( $K_{doc}$ ), além do fator de bioacumulação em peixes ( $BCF_{fish}$ ), para calcular a fração do composto químico totalmente dissolvida, considerada biodisponível.

O modelo diferencia o comportamento de substâncias orgânicas neutras e substâncias orgânicas ionizadas, como bases e ácidos. Para simular o comportamento dos metais no ambiente marinho, foi utilizado o modelo de especiação de metais *Windermere Humic Aqueous Model VII (WHAM VII)* (TIPPING et al., 2011) Esse modelo, porém, não considera alguns processos de transporte e destino de metais, tais quais as reações de oxirredução e precipitação, o que pode trazer incertezas aos resultados, segundo Dong et al. (2016). Dessa forma, o Subcritério 2.2 foi avaliado como atendimento médio-alto, pois o modelo cobre os principais mecanismos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade dos compostos químicos com exceção da oxirredução e precipitação, e traz boa diferenciação entre substâncias orgânicas neutras, ionizadas e metais.

Em relação à modelagem dos EFs, o modelo de Verones et al. (2020a) prioriza dados de toxicidade crônica sempre que disponíveis. Quando ausentes, o modelo adota a conversão ACR para extrapolação de valores de testes de toxicidade aguda para crônicos. O modelo utiliza valores de ACR específicos para alguns metais e o valor genérico de  $ACR = 0.5$ , derivado de Payet (2004), para as demais substâncias, de acordo com a relação expressa na Equação 3. O modelo atingiu pontuação máxima no Subcritério 2.3.

$$HC50_{cr\acute{o}nico} = HC50_{agudo} \times ACR \quad (3)$$

O modelo prioriza dados de ecotoxicidade de espécies marinhas somente para algumas substâncias metálicas. No caso de ausência de dados, espécies de água doce são utilizadas como *proxy*. Para ecotoxicidade das substâncias orgânicas, o modelo utiliza dados de efeito em espécies de água doce. O Subcritério 2.4 recebeu atendimento médio por utilizar dados de ecotoxicidade de espécies de água doce para a maioria das substâncias.

Dados de ecotoxicidade para espécies de pelo menos três níveis tróficos diferentes foram priorizados pelos autores do modelo sempre que disponíveis. Foram utilizados dados de peixes de água doce (consumidores secundários e terciários), condríctios (peixes cartilagosos - consumidores terciários), actinoptérigeos (peixes com barbatanas raiadas - consumidores secundários e terciários), crustáceos (consumidores secundários), pepinos do mar (consumidores primários) e algas (produtores), oriundos de bases de dados da *International Union for Conservation of Nature (IUCN)*. Para ecotoxicidade de metais, os dados são provenientes da base de dados da USEPA/ECOTOX. Dessa forma, o Subcritério 2.5 recebeu pontuação máxima.

### 5.3.1.3 Critério 3 – Robustez científica e transparência

O Quadro 10 apresenta os resultados da avaliação do Critério 3 – Robustez científica e transparência para o modelo de Verones et al. (2020a). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 4,67 pontos.

Quadro 10 – Avaliação do Critério 3 para Verones et al. (2020a).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
3.1 - Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Alto	5	As partes críticas do modelo estão publicadas em formato de artigo científico e passaram pela validação por pares. O modelo foi desenvolvido especificamente para o método de AICV LC-IMPACT.
3.2 - Transparência da documentação	Alto	5	A documentação do modelo está disponível, é acessível e completa. Documentação adicional necessária para compreensão dos princípios da modelagem é referenciada.
3.3 - Reporte de incertezas	Médio-alto	4	Pressupostos, limitações, incertezas e escolhas de valores são reportados de forma clara e transparente, porém, somente de forma qualitativa.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>4,67</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de Verones et al. (2020a) foi publicado no formato de artigo científico na revista *Journal of Industrial Ecology* e passou pelo processo de revisão por pares. FCs obtidos de outros modelos que deram base a FCs calculados por Verones et al. (2020a) (e.g., FCs de 9 metais de Dong et al. (2016)) também estão publicados em artigo científico. Além disso, o modelo de Verones et al. (2020a) foi desenvolvido especificamente para compor o método de AICV LC-IMPACT, implementado parcialmente no *software* SimaPro. Com base nessas informações, o Subcritério 3.1 recebeu pontuação máxima.

A documentação do modelo está publicada no formato de relatório (Verones et al., 2020b) e é aberta para acesso, disponível no site oficial do método LC-IMPACT<sup>5</sup>. As principais equações utilizadas para derivar os FCs estão disponíveis e os princípios da modelagem estão bem descritos. É necessário consultar documentação adicional para compreender princípios da modelagem derivados de modelos anteriores, como o USEtox e o de Dong et al. (2016), porém, toda essa documentação é indicada no próprio relatório e está disponível para consulta. A origem dos dados de entrada do modelo está referenciada na documentação, e consiste em órgãos oficiais (e.g., IUCN, USEPA/ECOTOX) e literatura científica. Os FCs globais e regionalizados estão disponíveis para *download* em formato de planilha, também no site oficial. O modelo deixa explícita a escala temporal utilizada para derivar os FCs, fornecendo, para a ecotoxicidade marinha, a escala de 100 anos para metais e substâncias orgânicas e a escala infinita (1000 anos) somente para metais. Além disso, a documentação do modelo forneceu todas as informações necessárias para avaliar os critérios no presente estudo. Devido à acessibilidade e completude das informações disponíveis, o Subcritério 3.2 também recebeu pontuação máxima.

O relatório do modelo apresenta uma seção específica para relato, de forma qualitativa, das incertezas associadas à modelagem e das escolhas de valores. Algumas incertezas relatadas pelos autores na modelagem dos FCs para ecotoxicidade marinha estão relacionadas a:

- FCs consideravelmente altos para metais, devido ao seu longo tempo de residência em águas marinhas;
- Condição temporal definida como estado estacionário, já que para algumas classes de substâncias e caminhos de exposição, dinâmicas ao longo do tempo definem a distribuição da substância no ambiente e a subsequente exposição do ecossistema;
- Extrapolação de dados de espécies de outros compartimentos ambientais (e.g., peixes de água doce) e de dados de toxicidade aguda para crônica;

---

<sup>5</sup> <https://lc-impact.eu/>

- FCs de metais que foram calculados sem considerar especiação (não cobertos pelo modelo WHAM VII);
- FCs de substâncias anfóteras (capazes de reagir com comportamento ácido ou básico).

Além disso, há incertezas associadas ao cálculo do fator de dano (DF), que representa a fase de transformação do impacto *midpoint* a *endpoint*. Foi assumido um valor padrão de 0.5 para a conversão (Equação 4), baseado em Posthuma e de Zwart (2006), para todas as substâncias analisadas, sem levar em consideração as diferenças entre os mecanismos tóxicos de cada uma.

$$DF^e = 2 PDF/PAF \quad (4)$$

Em que:  $DF^e$  = Fator de dano à qualidade do ecossistema a nível *endpoint*; PDF = *Potentially Disappeared Fraction of Species*; PAF = *Potentially Affected Fraction of Species*.

Não foram aplicados métodos estatísticos para avaliação quantitativa das incertezas relacionadas à fase de caracterização. Os próprios autores do modelo relatam que, como a maioria dos dados de entrada são provenientes de fontes da literatura científica, a avaliação quantitativa das incertezas fica limitada devido aos diversos formatos em que esses dados foram apresentados nas fontes originais.

Os autores separam as escolhas de valores entre “alto nível de robustez” e “baixo nível de robustez”, de acordo com o horizonte de tempo definido para a modelagem dos impactos e com o grau de incerteza associado. O horizonte de 100 anos, disponível para metais e orgânicos, é considerado mais robusto e com um menor grau de incerteza. O nível de robustez cai quando o horizonte de tempo é definido como “infinito”, opção relevante somente para os impactos de metais. De acordo com os autores, para baixo nível de robustez, todos os impactos possíveis relacionados à categoria de impacto foram quantificados, até mesmo aqueles com menor nível de evidência, o que aumenta as incertezas associadas aos FCs. O Subcritério 3.3 recebeu atendimento médio-alto pois reporta pressupostos, incertezas, limitações e escolhas de valores de maneira clara, porém, não fornece avaliação quantitativa das incertezas associadas à caracterização.

#### 5.3.1.4 Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil

O Quadro 11 apresenta os resultados da avaliação do Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil, para o modelo de Verones et al. (2020a). O desempenho

final do modelo nesse critério totalizou o valor de 2,00 pontos, critério menos pontuado para esse modelo.

Quadro 11 – Avaliação do Critério 4 para Verones et al. (2020a).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Assume estado estacionário como condição temporal na modelagem do destino e exposição, não se atentando a dinâmicas de variação nas taxas de emissão e concentração espaço-temporal dos compostos químicos.
4.2 - Fluxos elementares da indústria do petróleo	Alto	5	Contempla todos os metais inventariados pela indústria petrolífera parceira. Avalia substâncias constituintes dos grupos de HPAs, hidrocarbonetos monoaromáticos e hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos.
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Baixo	1	Avalia a ecotoxicidade marinha somente na coluna d'água.
4.4 - Locais de disposição de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	FCs não foram desenvolvidos com base nas características físico-químicas das águas costeiras brasileiras.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,00</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de Verones et al. (2020a) assume o estado estacionário como condição temporal e espacial ao modelar os FFs e XFs. Isso significa que o modelo considera que as emissões do composto químico são distribuídas de maneira uniforme e homogênea ao longo de todo o compartimento ambiental, não sofrendo alterações pontuais de concentração ao redor da fonte de emissão (WHELAN; KIM, 2021). Esses modelos são adequados quando as emissões são mantidas aproximadamente constantes (MACKAY, 2001). Porém, de acordo com Pettersen (2003), os modelos multimídia em estado estacionário utilizados nos principais modelos de ecotoxicidade não são apropriados para avaliar emissões de resíduos petrolíferos no mar, pois propriedades importantes das descargas *offshore* são desconsideradas. Quando os resíduos de perfuração são lançados ao mar, pequenas zonas do oceano terão uma concentração de químicos muito maior quando comparadas ao volume total marinho. Além disso, essas emissões acontecem em locais específicos, com um pequeno número de descargas por ano. Modelos dinâmicos, que conseguem representar mudanças na concentração da substância emitida no tempo e no espaço, capazes de explorar a resposta do sistema a alterações na taxa de emissão e à sazonalidade das propriedades ambientais (WHELAN; BREIVIK, 2013), seriam mais adequados para avaliar os potenciais impactos das emissões *offshore*. Dessa forma, o Subcritério 4.1 recebeu baixo atendimento.

Entre os metais potencialmente tóxicos ao meio ambiente inventariados pela indústria petrolífera parceira, o modelo de Verones et al. (2020a) avalia a ecotoxicidade de todos, sendo

eles: Alumínio, Arsênio, em três estados de oxidação (0, III e V), Bário, Cádmio, Cobre, Chumbo (0, III e VI), Cromo (0, III e VI), Ferro (I, II e III), Manganês, Níquel, Molibdênio, Mercúrio, Vanádio e Zinco. O parâmetro “Hidrocarbonetos Totais de Petróleo” não é considerado pelo modelo como um grupo de substâncias, porém, o mesmo avalia diversos hidrocarbonetos presentes no petróleo de forma individual, tais como: Hidrocarbonetos Alifáticos e Alicíclicos (n-octano, n-hexano, n-pentano, isobuteno, ciclopentano, ciclohexano, ciclohexeno, cicloheptano, ciclooctano, etc.); Hidrocarbonetos Monoaromáticos (etilbenzeno, tolueno, xileno, propilbenzeno), e os próprios Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) (benzopireno, benzofluoranteno, benzoantraceno, criseno, fenantreno, fluoranteno, flureno, pireno, etc). Em relação às outras substâncias consideradas pelo Subcritério 4.2, o modelo avalia o glutaraldeído e o fenol, e não considera os ácidos carboxílicos e os óleos genéricos. O modelo apresentou pontuação máxima por cobrir a maioria das principais substâncias encontradas nos cascalhos de perfuração, englobando todos os grupos de hidrocarbonetos que compõem o petróleo e todos os metais inventariados nos resíduos.

O modelo avalia especificamente a ecotoxicidade das substâncias químicas na coluna d’água, sem incluir o sedimento marinho, o que resultou em atendimento baixo ao Subcritério 4.3. Por fim, como os FCs regionalizados do modelo ainda não estão totalmente operacionais, também se pontuou o Subcritério 4.4 com atendimento baixo, já que os FCs globais disponíveis não foram desenvolvidos com base nas características físico-químicas das águas costeiras brasileiras.

### 5.3.2 Modelo de Dong et al. (2016; 2018)

#### 5.3.2.1 Critério 1 – Abrangência do escopo

O Quadro 12 apresenta os resultados da avaliação do Critério 1 – Abrangência do escopo, para o modelo de Dong et al. (2016; 2018). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 3,00 pontos.

Quadro 12 – Avaliação do Critério 1 para Dong et al. (2016; 2018).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
1.1 – Diferenciação espacial	Alto	5	Fornecer FCs globais e FCs regionalizados para 64 Grandes Ecossistemas Marinhos, cobrindo praticamente toda a região costeira global, e FCs globais.
1.2 – Fluxos elementares	Baixo	1	Apresenta FCs para somente 9 metais catiônicos.
1.3 – Compartimentos de emissão	Médio	3	Disponibiliza FCs para emissão direta no mar, e FCs para emissão em água doce com passagem pelo estuário.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>3,00</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).



O modelo de Dong et al. (2016; 2018) foi desenvolvido especificamente para a avaliação da ecotoxicidade marinha de metais nas águas costeiras ao redor do globo. O modelo fornece FCs *midpoint* regionalizados para 64 Grandes Ecossistemas Marinhos (GEMs), cobrindo praticamente todas as regiões costeiras do planeta. Além disso, em 2018, foram desenvolvidas quatro séries de FCs *midpoint* globais, calculados com base nos FCs regionalizados de acordo com diferentes princípios de ponderação: i. ponderação por área superficial do GEM; ii. ponderação por produção primária do GEM; iii. ponderação por taxa de descarga de estuário no GEM (abordagem recomendada), e iv. ponderação por área de pesca costeira. Devido à grande abrangência geográfica dos FCs, o modelo recebeu pontuação máxima no Subcritério 1.1.

No Subcritério 1.2, por outro lado, o modelo apresentou baixo desempenho por cobrir um número limitado de substâncias. São disponibilizados FCs para somente 9 metais catiônicos: Cádmiu, Cobalto, Cromo (III), Cobre (II), Ferro (III), Manganês, Níquel, Chumbo e Zinco. Em comparação ao modelo de Verones et al. (2020a), que apresentou FCs para 2.526 substâncias químicas (tópico 5.3.1), o modelo de Dong et al. (2016; 2018) se enquadrou na faixa de baixo atendimento ( $0 \leq \text{número de substâncias} \leq \text{int}$ ). Por avaliar a ecotoxicidade de somente 9 metais, sua aplicabilidade torna-se limitada a diversos sistemas de produto que apresentam inventários com uma maior diversidade de emissões que contribuem para a ecotoxicidade marinha.

Por fim, o desempenho do modelo no Subcritério 1.3 foi considerado médio. Os FCs globais e regionalizados são disponibilizados para emissões diretamente no mar e para emissões em águas doces continentais. O modelo considera, também, a influência dos estuários no transporte e retenção de substâncias entre os compartimentos de água doce e as águas costeiras, considerando esse ambiente como uma espécie de “filtro”, que barra parte das emissões oriundas de água doce no seu caminho para os oceanos. Emissões para outros compartimentos ambientais, tais quais o ar e o solo, não foram consideradas nesse modelo.

#### 5.3.2.2 Critério 2 – Relevância ambiental

O Quadro 13 apresenta os resultados da avaliação do Critério 2 – Relevância ambiental, para o modelo de Dong et al. (2016; 2018). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 4,80 pontos.

Quadro 13 – Avaliação do Critério 2 para Dong et al. (2016; 2018).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
2.1 – Cadeia de causa e efeito	Alto	5	Apresenta cadeia de causa e efeito clara e alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade.
2.2 – Modelagem do transporte, destino e exposição	Médio-alto	4	O modelo simula processos de especiação, sedimentação, complexação e dissolução de metais na modelagem do FF e BF e considera bioacumulação. Não modela reações de oxirredução e precipitação de metais.
2.3 – Modelagem do efeito – Natureza dos dados de toxicidade	Alto	5	Prioriza dados de toxicidade crônica e utiliza conversão ACR específica sempre que possível. Só utiliza ACR genérica no caso de ausência de dados para algum nível trófico e/ou metal.
2.4 – Modelagem do efeito – Natureza das espécies	Alto	5	Utiliza somente dados de espécies marinhas.
2.5 – Modelagem do efeito – Quantidade de níveis tróficos	Alto	5	Dados de produtores, consumidores primários e consumidores secundários ou terciários são utilizados para a modelagem de todos os EF.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>4,80</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de Dong et al. (2016; 2018) apresentou atendimento alto no Subcritério 2.1. A cadeia de causa e efeito apresentada é clara e alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de impacto de ecotoxicidade, considerando, a nível *midpoint*, a emissão da substância; o transporte e destino entre os compartimentos ambientais e dentro do ambiente marinho; a biodisponibilidade e o efeito sobre os organismos do ecossistema, conforme Equação 5.

$$FC_{mid,i} = FF_i \times BF_i \times EF_i \quad (5)$$

Na Equação 5,  $FC_{mid,i}$  = Fator de caracterização para a substância  $i$  [PAF.dia.m<sup>3</sup>/kg<sub>emitido</sub>];  $FF_i$  = fator de destino para a substância  $i$  [dia];  $BF_i$  = fator de biodisponibilidade ou exposição para a substância  $i$  [adimensional], e  $EF_i$  = fator de efeito [PAF.m<sup>3</sup>/kg<sub>emitido</sub>].

O modelo fornece, ainda, o caminho de cálculo dos FCs globais a nível *endpoint* de avaliação de impacto, conforme Equação 6. Diferentemente dos FCs *midpoint*, os FCs globais *endpoint* não são oferecidos já calculados, ficando a cargo do praticante de ACV gerá-los a partir da equação.

$$FC_{end,i} = FC_{mid,i} \times dde \times PAF \rightarrow PDF \quad (6)$$

Em que:  $FC_{end,i}$  = fator de caracterização *endpoint* para a substância *i* [espécies.dia/kg<sub>emitido</sub>];  $FC_{mid,i}$  = fator de caracterização *midpoint* para a substância *i* [PAF.dia.m<sup>3</sup>/kg<sub>emitido</sub>]; dde = densidade de espécies em ambiente marinho, em  $3.46 \times 10^{-12}$  espécies/m<sup>3</sup> (GOEDKOOOP et al., 2013), e PAF → PDF = taxa de conversão PAF para PDF, em 0.5 [adimensional] (JOLLIET et al., 2003).

Para cálculo dos FFs e dos BFs, o modelo multimídia de transporte e destino utilizado no USEtox (ROSENBAUM et al., 2008) foi adaptado para tornar a modelagem apropriada às condições regionais de cada GEM. A modelagem do comportamento dos metais em ambiente marinho foi realizada com base em conjuntos de dados de tempo de residência da água e área superficial específicos para cada GEM, e em processos físico-químicos de remoção de metais, como a difusão dos metais da coluna d'água para o sedimento, complexação com a matéria particulada suspensa e sedimentação. Esses processos foram modelados para cada GEM com a utilização do modelo de especiação de metais WHAM VII. Outra consideração importante que o modelo trouxe na modelagem dos FFs, em sua versão atualizada em 2018, foi considerar as remoções de metais nos estuários antes de atingir as águas costeiras, quando emitidos em água doce. Alguns processos de transporte e destino dos metais, porém, não são modelados pelo WHAM VII, como a precipitação e as reações de oxirredução.

O WHAM VII também foi utilizado para determinar os BFs para cada metal, ao simular a fração de metais verdadeiramente dissolvidos na água marinha, considerada biodisponível. Aspectos de bioacumulação foram considerados por meio dos fatores de bioacumulação de metais em peixes e na biota ( $BAF_{fish}$ ). O modelo de Dong et al. (2016, 2018) é exclusivo para metais, diferenciando o seu comportamento em relação aos compostos orgânicos ao utilizar o WHAM VII nos cálculos de especiação. Dessa forma, considerou-se a modelagem do transporte, destino e exposição bastante completa e cientificamente embasada. Porém, devido à ausência da modelagem de reações de oxirredução e precipitação no cálculo do FF, apontada como limitação pelos próprios autores do modelo, pontuou-se o Subcritério 2.2 com médio-alto atendimento.

Para a modelagem dos EFs, o modelo de Dong et al. (2016, 2018) utilizou dados de  $EC_{50}$  para três níveis tróficos – algas (produtores), crustáceos (consumidores primários) e peixes (consumidores secundários) – para cada um dos metais avaliados. Os autores priorizaram dados de  $EC_{50}$  provenientes de testes de toxicidade crônica exclusivos para espécies marinhas, obtidos da base de dados ECOTOX, da *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*. Não foram utilizados dados de espécies de água doce como *proxy*.

Nos casos de insuficiência de dados de toxicidade crônica, foi utilizada a extrapolação ACR a partir de dados de toxicidade aguda. A ACR foi calculada como a razão entre a média geométrica dos dados de EC<sub>50</sub> agudos e a média geométrica dos dados de EC<sub>50</sub> crônicos reportados, para cada combinação de metal e nível trófico. No caso de ausência de dados de EC<sub>50</sub> para certa combinação de metal e nível trófico, foi utilizada uma ACR média, calculada a partir de todas as ACR disponíveis para aquele nível trófico. A análise da modelagem dos EFs garantiu pontuação máxima para esse modelo nos Subcritérios 2.3, 2.4 e 2.5.

### 5.3.2.3 Critério 3 – Robustez científica e transparência

O Quadro 14 apresenta os resultados da avaliação do Critério 3 – Robustez científica e transparência, para o modelo de Dong et al. (2016; 2018). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 4,33 pontos.

Quadro 14 – Avaliação do Critério 3 para Dong et al. (2016; 2018).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
3.1 - Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Médio-alto	4	O modelo e sua documentação suplementar estão publicados em dois artigos científicos e passaram pela revisão por pares. Porém, ainda não é utilizado em nenhum método de AICV.
3.2 - Transparência da documentação	Médio-alto	4	A documentação do modelo está publicada e é acessível. As informações são completas e suficientes para compreensão, em detalhes, das etapas da modelagem. As fontes dos dados utilizados na modelagem são reportadas. A lista de FCs <i>midpoint</i> é disponibilizada por completo; FCs <i>endpoint</i> devem ser calculados pelo praticante de ACV.
3.3 - Reporte de incertezas	Alto	5	A documentação do modelo deixa claros os pressupostos, limitações e escolhas de valores. Incertezas são relatadas qualitativa e quantitativamente.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>4,33</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A primeira versão do modelo, que trouxe os FCs regionalizados para emissões diretas ao mar dos metais em estudo, foi publicada em Dong et al. (2016) na revista *Environmental Science & Technology*, em conjunto à sua documentação suplementar completa. Posteriormente, em 2018, a atualização do modelo e seu material suplementar foram publicados em Dong et al. (2018), na revista *International Journal of Life Cycle Assessment*, trazendo FCs regionalizados de ecotoxicidade marinha para emissões em água doce e FCs globais para emissões diretas ao mar.

O modelo foi utilizado como uma das bases para o desenvolvimento do modelo de ecotoxicidade marinha Verones et al. (2020a), integrado ao método LC-IMPACT. Os autores de Verones et al. (2020a) aproveitaram os FCs regionalizados desenvolvidos por Dong et al.

(2016) para gerar FCs globais. Os FCs globais posteriormente desenvolvidos em Dong et al. (2018) para as mesmas substâncias não coincidem com aqueles de Verones et al. (2020a), como detalhado no tópico 5.3.1.1. Dessa forma, pelo fato de o modelo de Dong et al. (2016; 2018) e sua documentação suplementar terem sido submetidos à avaliação por pares, mas não ser utilizado em nenhum método de AICV de forma integral, sua pontuação no Subcritério 3.1 foi média-alta.

A documentação do modelo está disponível e acessível em conjunto a ambos os artigos nos quais foi publicado, no formato de material suplementar. As informações apresentadas são completas e suficientes para compreender a modelagem em detalhes e para avaliar todos os critérios nesse estudo. São disponibilizadas as equações utilizadas para a modelagem dos FCs *midpoint* e *endpoint*; informações acerca dos modelos adicionais utilizados para modelagem dos FFs e BFs (*e.g.*, USEtox, WHAM VII) e as adaptações realizadas (*e.g.*, substituição de valores padrão de parâmetros do USEtox por valores regionalizados para cada GEM), além dos dados de entrada e suas respectivas fontes. Materiais adicionais necessários para entender a concepção do modelo (*e.g.*, documentação do USEtox) são devidamente referenciados e estão disponíveis. Os FCs *midpoint* estão todos disponíveis no material suplementar na forma de texto e/ou planilha. Os FCs *endpoint*, porém, são disponibilizados via gráficos de barras e foram calculados somente para a abordagem de ponderação com base nas taxas de descarga do estuário. Como os valores estão apresentados em forma gráfica e sem escala, não é possível extrair o valor exato desses FCs para uso, sendo necessário calculá-los. O passo-a-passo para cálculo é simples e está explícito no material do modelo. Devido a necessidade de cálculo desses FCs por parte do praticante de ACV, o Subcritério 3.2 recebeu pontuação média-alta.

Em relação às escolhas de valores, o modelo assume o horizonte temporal infinito, devido à alta persistência dos metais na água. Ademais, o modelo reporta pressupostos adotados e estimativas de valores realizadas no caso de ausência de dados essenciais para a modelagem. As principais incertezas e limitações de aplicação do modelo são indicadas, tais quais:

- Impossibilidade de derivar FCs para outros metais devido à limitada quantidade de dados de ecotoxicidade para espécies marinhas disponíveis, e à baixa cobertura do modelo de especiação de metais WHAM VII;
- Ausência da modelagem de reações de oxirredução e precipitação pelo WHAM VII para cálculo de FF e BF;
- Extrapolação de dados de toxicidade crônica a partir da conversão ACR para cálculo dos EFs;

- Ausência da avaliação da ecotoxicidade em sedimento marinho.

Os autores também conduziram uma análise quantitativa de incertezas referente aos parâmetros utilizados na modelagem, concluindo que, para alguns parâmetros tais como valores de pH, salinidade, fluxo de água doce e área superficial das GEMs, a incerteza inerente é baixa, em torno de 3%, e está associada a erros de medição. Outros parâmetros como a concentração de *background* dos metais e da matéria orgânica na água, o tempo de residência da água do mar para cada GEM, e a temperatura média da água, carregam mais incertezas e, devido a isso, foram utilizados em uma análise de sensibilidade, de forma a verificar as mudanças nos FCs às variações nesses parâmetros. Diante da completude de informações relativas às limitações e pressupostos, e por apresentar as incertezas de forma qualitativa e quantitativa, o Subcritério 3.3 recebeu pontuação máxima.

#### 5.3.2.4 Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil

O Quadro 15 apresenta os resultados da avaliação do Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil, para o modelo de Dong et al. (2016; 2018). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 2,00 pontos, critério menos pontuado para esse modelo.

Quadro 15 – Avaliação do Critério 4 para Dong et al. (2016; 2018).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Assume estado estacionário como condição temporal na modelagem do destino e exposição, não se atentando a dinâmicas de variação nas taxas de emissão e concentração dos compostos químicos.
4.2 - Fluxos elementares da indústria do petróleo	Baixo	1	Considera 8 metais entre os inventariados pela indústria petrolífera parceira. Não avalia nenhum hidrocarboneto ou substância constante na base de dados secundários considerada.
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Baixo	1	Avalia a ecotoxicidade marinha somente na coluna d'água.
4.4 - Locais de disposição de resíduos offshore	Alto	5	FCs foram desenvolvidos com base nas características físico-químicas das águas costeiras de três GEMs brasileiros.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,00</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de Dong et al. (2016; 2018) utiliza a primeira versão do USEtox (ROSENBAUM et al., 2008) como base para modelagem do transporte e destino das substâncias químicas emitidas no ambiente. No USEtox, os compartimentos aquáticos são tratados como sistemas homogêneos. A abordagem de modelagem multimídia do transporte e

destino de substâncias químicas é utilizada, em que é assumido estado estacionário. A inadequação de modelos multimídia tradicionalmente usados em ACV para simulação de transporte e destino de substâncias, detalhada no tópico 5.3.1.4, resultou na pontuação baixa para o Subcritério 4.1.

O modelo contempla 8 metais entre os inventariados pela indústria parceira: Cádmio, Cobre (II), Chumbo, Cromo (III), Ferro (II), Manganês, Níquel e Zinco. Ressalta-se que os metais cobre, cromo e ferro são avaliados pelo modelo em estados de oxidação diferentes daqueles descritos nos dados primários, que considera todos os metais em suas formas neutras. Por ser um modelo específico para metais, os parâmetros Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (TPH) e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) não são avaliados, nem mesmo substâncias individuais pertencentes a esses grupos. Os metais Alumínio, Arsênio, Bário, Molibdênio, Mercúrio e Vanádio não são contemplados pelo modelo, assim como as outras substâncias consideradas no Subcritério 4.2. Esse subcritério recebeu atendimento baixo devido ao modelo não contemplar nenhum grupo de hidrocarbonetos e nenhuma substância da base de dados secundária.

Somente a ecotoxicidade em coluna d'água é considerada nesse modelo. A ausência do compartimento de sedimento marinho é, inclusive, apontada pelos próprios autores como uma limitação, resultando em atendimento baixo no Subcritério 4.3. O Subcritério 4.4, por outro lado, recebeu pontuação máxima, pois o modelo apresenta FCs específicos para avaliar a ecotoxicidade marinha em três GEMs brasileiros – Plataforma do Sul do Brasil, Plataforma do Leste do Brasil e Plataforma do Norte do Brasil. Características físico-químicas específicas para cada um dos GEMs foram utilizadas na modelagem dos FCs, tais quais: tempo de residência da água marinha; área superficial; taxa de descarga do estuário; temperatura da água; pH; salinidade; carbono orgânico dissolvido; carbono orgânico particulado e matéria particulada suspensa. Dessa forma, os FCs regionalizados contemplam as águas marinhas brasileiras onde os resíduos de perfuração de poços de petróleo são depositados, e levam em consideração as especificidades dessas regiões na modelagem do destino e exposição.

### **5.3.3 Modelos de Huijbregts et al. (2000a) e Van Zelm et al. (2009a)**

A avaliação de ambas as versões do modelo USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000a; VAN ZELM et al., 2009a) foi realizada de forma individual, pois dois dos principais métodos de AICV amplamente utilizados por praticantes da metodologia - o CML-IA e as versões de 2008 e 2016 do ReCiPe - incorporam suas diferentes versões. O CML-IA utiliza a primeira

versão publicada do USES-LCA, enquanto os métodos ReCiPe 2008 e 2016 utilizam a versão mais atual, o USES-LCA 2.0<sup>6</sup>. Porém, optou-se por realizar a discussão de forma conjunta, para que informações repetidas referentes a ambas as versões do modelo fossem evitadas, e suas principais diferenças evidenciadas.

#### 5.3.3.1 Critério 1 – Abrangência do escopo

O Quadro 16 apresenta os resultados da avaliação do Critério 1 – Abrangência do escopo, para ambas as versões do USES-LCA. O desempenho final do USES-LCA nesse critério foi de 2,33 pontos, enquanto o USES-LCA 2.0 totalizou em 3,67 pontos.

Quadro 16 - Avaliação do Critério 1 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0.

<b>USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000)</b>			
<b>Subcritério</b>	<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>	<b>Comentários</b>
1.1 – Diferenciação espacial	Baixo	1	O modelo foi desenvolvido com base nas condições climáticas e ambientais da Europa Ocidental, tendo pouca aplicabilidade fora dessa região.
1.2 – Fluxos elementares	Baixo	1	O modelo cobre somente 181 fluxos elementares.
1.3 – Compartimentos de emissão	Alto	5	Considera 6 compartimentos de emissão: ar urbano, ar rural, água doce, águas marinhas, solo agrícola e solo industrial.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,33</b>
<b>USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009)</b>			
<b>Subcritério</b>	<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>	<b>Comentários</b>
1.1 – Diferenciação espacial	Baixo	1	O modelo foi desenvolvido com base nas condições climáticas e ambientais da Europa Ocidental, tendo pouca aplicabilidade fora dessa região.
1.2 – Fluxos elementares	Alto	5	O modelo cobre 2.258 fluxos elementares.
1.3 – Compartimentos de emissão	Alto	5	Considera 6 compartimentos de emissão: ar urbano, ar rural, água doce, águas marinhas, solo agrícola e solo industrial.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>3,67</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de caracterização USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000a) foi o primeiro desenvolvido no contexto da ACV para avaliar, entre outras, a categoria de impacto ecotoxicidade marinha. Ele foi desenvolvido com base em um modelo para avaliação quantitativa de riscos ambientais de emissões químicas denominado USES 2.0, lançado em

<sup>6</sup> **Nota da autora:** Na documentação do modelo ReCiPe 2016, é mencionada uma versão ainda mais atual do modelo, o USES-LCA 3.0. Não foi encontrado qualquer relatório ou artigo científico publicado que mencionasse a atualização do modelo ou as diferenças da versão 2.0 (2009) para a 3.0 (2016). Entrou-se em contato com a autora principal do modelo, que mencionou que foram realizadas pequenas alterações na avaliação da ecotoxicidade aquática (água doce) e da toxicidade humana no USES-LCA 2.0 para o ReCiPe 2016, mas que a categoria de impacto ecotoxicidade marinha não sofreu qualquer alteração em relação à versão de 2009. Dessa forma, optou-se por continuar nomeando o modelo como USES-LCA 2.0, por ser a versão oficialmente publicada em formato de artigo científico (VAN ZELM et al., 2009).



1998 pelo órgão *National Institute for Public Health and the Environment* (RIVM) do governo holandês. Esse modelo utiliza, para modelagem dos FFs, um modelo multimídia de transporte e destino denominado *SimpleBox 2.0*, que foi desenvolvido para as condições ambientais do hemisfério norte para refletir as zonas climáticas ártica, temperada e tropical, e também as escalas local, regional e continental.

Nas adaptações realizadas no USES 2.0 para uso em ACV, as escalas espaciais local e regional foram excluídas, enquanto a escala continental foi configurada para refletir as características ambientais da Europa Ocidental. Três escalas globais foram mantidas na configuração original do modelo, para refletir as condições climáticas ártica, temperada e tropical do hemisfério norte. O modelo também assume que todas as emissões do inventário ocorrem na Europa Ocidental. A versão mais recente do USES-LCA, publicada em 2009, continuou com as mesmas características. Dessa forma, ambas as versões do USES-LCA apresentam pouca aplicabilidade fora da Europa Ocidental, o que resultou no baixo atendimento dos modelos ao Subcritério 1.1.

A primeira versão do USES-LCA, implementada atualmente no CML-IA, apresenta FCs para 181 substâncias químicas, o que resultou em atendimento baixo ao Subcritério 1.2. O USES-LCA 2.0, por sua vez, implementou a base de substâncias químicas do USEtox, o que aumentou consideravelmente os fluxos elementares analisados pelo modelo. Para a categoria ecotoxicidade marinha, são cobertos 2.258 compostos químicos, o que classifica o modelo em atendimento alto ao Subcritério 1.2. Por fim, ambas as versões do modelo avaliam os mesmos compartimentos de emissão, sendo eles: ar urbano, ar rural, água doce, águas marinhas, solo agrícola e solo industrial. Ambos os modelos receberam pontuação máxima no Subcritério 1.3.

### 5.3.3.2 Critério 2 – Relevância ambiental

O Quadro 17 apresenta os resultados da avaliação do Critério 2 – Relevância ambiental, para ambas as versões do USES-LCA. O desempenho final do USES-LCA nesse critério foi de 2,00 pontos, enquanto o USES-LCA 2.0 totalizou em 1,60 pontos.

Quadro 17 - Avaliação do Critério 2 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0.

(continua)

USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000)			
Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
2.1 - Cadeia de causa e efeito	Médio	3	Apresenta cadeia de causa e efeito clara, mas somente parcialmente alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade devido a inconsistências na modelagem da biodisponibilidade/exposição.

(conclusão)

<b>USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000)</b>			
<b>Subcritério</b>	<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>	<b>Comentários</b>
2.2 - Modelagem do transporte, destino e exposição	Médio	3	Considera alguns processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade das substâncias, mas não considera bioacumulação, biomagnificação, reações de oxirredução e precipitação. Não diferencia a modelagem de substâncias orgânicas e inorgânicas.
2.3 - Modelagem do efeito - Natureza dos dados de toxicidade	Baixo	1	Utiliza dados de toxicidade aguda e crônica, mas aplica conversão ACR com base em estimativa de pior cenário, algo inapropriado no contexto da ACV.
2.4 - Modelagem do efeito - Natureza das espécies	Médio	3	A maioria dos dados de toxicidade utilizados são para espécies de água doce, com exceção dos PNECs para compostos organoestânicos.
2.5 - Modelagem do efeito - Quantidade de níveis tróficos	N/A	0	Não disponibiliza informações o suficiente para avaliar o subcritério.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,00</b>
<b>USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009)</b>			
<b>Subcritério</b>	<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>	<b>Comentários</b>
2.1 - Cadeia de causa e efeito	Médio	3	Apresenta cadeia de causa e efeito clara, mas somente parcialmente alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade devido a inconsistências na modelagem da biodisponibilidade/exposição.
2.2 - Modelagem do transporte, destino e exposição	Médio	3	Considera alguns processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade das substâncias, mas não considera bioacumulação, biomagnificação, reações de oxirredução e precipitação. Não diferencia a modelagem de substâncias orgânicas e inorgânicas.
2.3 - Modelagem do efeito - Natureza dos dados de toxicidade	Baixo	1	Utiliza dados de EC <sub>50</sub> agudos para derivar os EFs e não aplica conversão ACR.
2.4 - Modelagem do efeito - Natureza das espécies	Baixo	1	Utiliza somente dados de toxicidade de espécies de água doce.
2.5 - Modelagem do efeito - Quantidade de níveis tróficos	N/A	0	Não disponibiliza informações o suficiente para avaliar o subcritério.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>1,60</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A cadeia de causa e efeito avaliada pelo USES-LCA tem base na estrutura do modelo de avaliação de risco USES 2.0, que é composto por seis módulos: 1 – módulo de entrada para dados específicos de cada substância; 2 – módulo de emissão; 3 – módulo de distribuição; 4 – módulo de exposição; 5 – módulo de efeito e 6 – módulo de caracterização de risco. O USES 2.0 foi adaptado para aplicação em ACV para possibilitar a derivação dos FCs para a categoria de impacto em análise. Os FCs, denominados no USES-LCA de Potenciais de Ecotoxicidade (EPs, do inglês “*Ecotoxicity Potentials*”), foram calculados para diferentes horizontes de

tempo: 20, 100 e 500 anos, e infinito, sendo o último considerado padrão e o restante, úteis para análises de sensibilidade (GUINÉE; HEIJUNGS, 2002). O cálculo foi feito com base em um parâmetro de avaliação de risco denominado Taxa de Caracterização de Risco, do inglês *Risk Characterization Ratio (RCR)*.

Para cálculo dos valores de RCR, são utilizados dois parâmetros derivados dos módulos de distribuição e efeito, que são equivalentes aos fatores de destino (FF) e efeito (EF) que compõem o mecanismo ambiental básico das categorias de ecotoxicidade. O parâmetro *Predicted Environmental Concentration (PEC)*, nesse modelo, é equivalente ao FF e tem seus valores calculados com base na modelagem de distribuição realizada pelo *SimpleBox 2.0*. Por outro lado, os valores de *Predicted No-Effect Concentration (PNEC)* são equivalentes ao EF e representam a concentração logo abaixo da qual um efeito inaceitável é improvável de ocorrer nos organismos do ecossistema. Esse parâmetro é calculado a partir de dados ecotoxicológicos para organismos aquáticos e de sedimento. A Equação 7 ilustra o cálculo dos RCR, que ocorre no módulo de caracterização de risco.

$$RCR_{x,c,e} = \frac{PEC_{x,c,e}}{PNEC_{x,c}} \quad (7)$$

Em que:  $RCR_{x,c,e}$  = Taxa de Caracterização de Risco da substância  $x$  no compartimento ambiental  $c$  após emissão ao compartimento  $e$  (adimensional);  $PEC_{x,c,e}$  = PEC da substância  $x$  no compartimento ambiental  $c$  devido a emissão ao compartimento  $e$  ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  ou  $\text{kg}\cdot\text{kg}_{\text{wwt}}^{-1}$ );  $PNEC_{x,c}$  = PNEC da substância  $x$  no compartimento ambiental  $c$  ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  ou  $\text{kg}\cdot\text{kg}_{\text{wwt}}^{-1}$ ).

A combinação dos RCR para cada escala (uma escala continental – Europa Ocidental e três escalas globais – climas ártico, temperado e tropical para o hemisfério norte) gera os RCR ponderados para a categoria de impacto e para cada compartimento de emissão, utilizados posteriormente para cálculo dos EP. O USES-LCA aborda duas categorias relacionadas a ecotoxicidade marinha: ecotoxicidade na coluna d'água e ecotoxicidade no sedimento marinho. Para ecotoxicidade na coluna d'água, os RCR foram ponderados com base no volume do compartimento ambiental, enquanto para a ecotoxicidade em sedimento, a base de agregação foi a massa total do compartimento, conforme Equação 8.

$$RCR_{i,x,e} \text{ ponderado} = \sum_{c/s=1}^{c/s=n} RCR_{i,x,e,c/s} \times W_{i,c/s} \quad (8)$$

Em que:  $RCR_{i,x,e} ponderado$  = RCR ponderado da categoria de impacto  $i$  para a substância  $x$  após emissão para o compartimento  $e$  ( $m^3$  ou  $kg_{wwt}^7$ );  $RCR_{i,x,e,c/s}$  = RCR da categoria de impacto  $i$  para a substância  $x$  no compartimento  $c$  ou escala geográfica  $s$  devido a uma emissão no compartimento  $e$  (adimensional); e  $W_{i,c/s}$  = fator de ponderação impacto-específico do compartimento  $c$  ou escala  $s$  (-,  $m^3$  ou  $kg_{wwt}$ ).

Por fim, os EP para as categorias de ecotoxicidade na coluna d'água e ecotoxicidade no sedimento marinho foram calculados com base nos potenciais de ecotoxicidade de uma substância de referência, definida no USES-LCA como sendo o 1,4-diclorobenzeno. A Equação 9 apresenta o cálculo do potencial de ecotoxicidade na coluna d'água marinha, e a Equação 10 para o sedimento marinho.

$$AETP_{salt,x,i} = \frac{RCR_{saltw,x,i} ponderado}{RCR_{saltw,1,4-DCB,sea} ponderado} \quad (9)$$

Em que:  $AETP_{salt,x,i}$  = Potencial de ecotoxicidade na água marinha, para a substância  $x$  emitida ao compartimento  $i$  (1,4-DCB equivalentes);  $RCR_{saltw,x,i} ponderado$  = RCR ponderado para água marinha da substância  $x$  após emissão ao compartimento  $i$  (adimensional);  $RCR_{saltw,1,4-DCB,sea} ponderado$  = RCR ponderado para água marinha da substância de referência 1,4-DCB após emissão ao compartimento  $i$  (adimensional).

$$SETP_{salt,x,i} = \frac{RCR_{ssed,x,i} ponderado}{RCR_{ssed,1,4-DCB,sea} ponderado} \quad (10)$$

Em que:  $SETP_{salt,x,i}$  = Potencial de ecotoxicidade no sedimento marinho, para a substância  $x$  emitida ao compartimento  $i$  (1,4-DCB equivalentes);  $RCR_{ssed,x,i} ponderado$  = RCR ponderado para sedimento marinho da substância  $x$  após emissão ao compartimento  $i$  (adimensional);  $RCR_{ssed,1,4-DCB,sea} ponderado$  = RCR ponderado para sedimento marinho da substância de referência 1,4-DCB após emissão ao compartimento  $i$  (adimensional).

Por mais que o USES-LCA tenha um módulo específico para avaliação da exposição, ele foi utilizado somente para a toxicidade humana. O modelo de ecotoxicidade marinha considera que todo o composto químico que atinge o ecossistema marinho está biodisponível.

<sup>7</sup> Nota da autora:  $kg_{wwt} = kg \text{ wet weight}$ , ou seja, considera a massa do peso seco do sedimento.

No caso de substâncias inorgânicas, como os metais, esse pressuposto vai contra modelos mais recentes que consideram a especiação dos metais e que definem somente a fração verdadeiramente dissolvida no ecossistema como biodisponível (VERONES et al., 2020a; DONG et al., 2016; 2018). Gandhi et al. (2011) ressaltam que o transporte e a biodisponibilidade dos metais dependem fortemente do processo de especiação, que é metal-específico e influenciado pelas condições ambientais. Dessa forma, o USES-LCA recebeu atendimento médio ao Subcritério 2.1, pois sua cadeia de causa e efeito é clara e devidamente apresentada por meio de esquemas e equações, porém, não é totalmente alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade, por não calcular adequadamente a biodisponibilidade das substâncias emitidas.

Algumas modificações foram feitas em relação à cadeia de causa e efeito no USES-LCA 2.0. A equação base dos FCs *midpoint*, ainda denominados Potenciais de Ecotoxicidade (ETP), agora é representada diretamente por um FF e um EF (Equação 11).

$$ETP_{x,i,j,c} = \sum_g \frac{FF_{x,i,j,g,c} \times EF_{x,j,c}}{FF_{DCB,ref,j,g,c} \times EF_{DCB,j,c}} \quad (11)$$

Em que:  $ETP_{x,i,j,c}$  = potencial de ecotoxicidade para o compartimento receptor  $j$  (nesse caso, o mar) do químico  $x$  emitido ao compartimento  $i$ , transportado para o compartimento receptor  $j$ , relacionado à perspectiva cultural  $c$  (kg 1,4-DCB-eq/kg);  $FF_{x,i,j,g,c}$  = fator de destino, definido como a mudança marginal na massa em estado estacionário da substância  $x$  no compartimento ambiental  $j$  na escala  $g$  devido a uma emissão marginal no compartimento  $i$  para a perspectiva cultural  $c$  (anos); e  $EF_{x,j,c}$  = fator de efeito, representando a mudança na PDF de espécies devido a uma mudança na concentração ambiental da substância  $x$  no compartimento receptor  $j$  para a perspectiva cultural  $c$ .

Ressalta-se que o cálculo dos FFs para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha sofreu poucas alterações no USES-LCA 2.0, sendo a maioria relacionadas a atualizações ocorridas no modelo multimídia *SimpleBox*, que foi atualizado para a versão 3.0. O EF, porém, teve suas bases de modelagem alteradas, não consistindo mais no inverso do parâmetro PNEC. Os novos EFs foram calculados com base em um fator de declive e em um potencial de toxicidade específico para cada químico. O novo parâmetro reflete a toxicidade média de um químico sobre múltiplas espécies e pode ser interpretado como uma concentração dissolvida do químico sob a qual 50% das espécies consideradas estão protegidas (VAN DE MEENT;

HUIJBREGTS, 2005). A problemática da modelagem da especiação de metais ao avaliar o transporte e biodisponibilidade, porém, não foi resolvida no USES-LCA 2.0, que continuou desconsiderando esse processo em seus cálculos mesmo depois da Declaração de Apeldoorn para Metais Não-férricos (ABOUSSOAN et al., 2004) ressaltar a sua importância na determinação da biodisponibilidade e da toxicidade dos metais.

As perspectivas culturais, mencionadas na Equação 11, também fazem parte das atualizações implementadas no USES-LCA 2.0. Elas estão relacionadas ao horizonte temporal de avaliação do impacto, que foi modificado em relação à primeira versão do modelo, sendo dividido em três: Individualista (20 anos), Hierárquico (100 anos) e Igualitário (1000 anos). Outra atualização foi a inclusão da modelagem a nível *endpoint*, ou seja, a etapa da avaliação de dano ao ecossistema foi adicionada ao mecanismo ambiental e calculada com base na densidade de espécies do ecossistema marinho (Equação 12).

$$CFeco_{x,i,j,c} = ETP_{x,i,j,c} \times F_{M \rightarrow E,ETOX,j,c} \quad (12)$$

Em que:  $CFeco_{x,i,j,c}$  = Fator de caracterização *endpoint* de ecotoxicidade  $j$  para a substância  $x$ , emitida ao compartimento  $i$ , sob a perspectiva cultural  $c$  [espécies.ano];  $ETP_{x,i,j,c}$  = Potencial de ecotoxicidade para o *endpoint* ambiental  $j$  (ecossistema terrestre, de água doce ou marinho,) do químico  $x$  emitido ao compartimento  $i$ , relacionado à perspectiva cultural  $c$  [kg 1,4-DCB-eq/kg<sub>emissão</sub>]; e  $F_{M \rightarrow E,ETOX,j,c}$  = Fator *midpoint* para *endpoint* de ecotoxicidade, calculado com base na densidade de espécies no *endpoint*  $j$  (ecossistema marinho) e no  $FF$  e  $EF$  da substância de referência 1,4-DCB, para a perspectiva cultural  $c$ . A partir das informações apresentadas, o USES-LCA 2.0 também recebeu atendimento médio no Subcritério 2.1, devido às inconsistências na modelagem da biodisponibilidade dos metais.

Em ambas as versões do modelo, a modelagem do transporte, destino e exposição das substâncias emitidas é feita no modelo multimídia *SimpleBox*, sendo a versão 2.0 para o USES-LCA, e a versão 3.0 para o USES-LCA 2.0. Na primeira versão do modelo, são representados processos de transporte intermeio e de transformação no ambiente dos compostos químicos com base em suas propriedades físico-químicas, tais quais solubilidade, pressão de vapor, taxa de biodegradabilidade, taxa de hidrólise, entre outras. Coeficientes de partição de equilíbrio, tais quais o coeficiente de partição carbono orgânico-água ( $K_{oc}$ ) e o coeficiente de partição octanol-água ( $K_{ow}$ ) também são utilizados nessa etapa para modelar a capacidade do composto de complexar com matéria orgânica e a sua polaridade, respectivamente.

O modelo não considera processos de especiação, oxirredução e precipitação de metais, bioacumulação ou biomagnificação para a categoria de impacto em estudo, e também não diferencia a modelagem entre substâncias orgânicas e inorgânicas, seguindo os mesmos pressupostos para ambos os grupos. Os próprios autores do USES-LCA apontam sua limitação para avaliar a ecotoxicidade de substâncias metálicas devido à ausência da simulação da especiação e por considerar, no cálculo dos valores de PEC, que todo o metal que atinge o mar está biodisponível, sendo que modelos mais recentes consideram biodisponível somente a fração totalmente dissolvida do metal (VERONES et al., 2020; DONG et al., 2016; 2018). Além disso, eles reforçam que o modelo multimídia utilizado para modelagem do transporte, destino e exposição foi desenvolvido originalmente para substâncias orgânicas. Devido a isso, o USES-LCA apresentou atendimento médio ao Subcritério 2.2.

Algumas melhorias na modelagem do transporte, destino e exposição foram aplicadas no USES-LCA 2.0. Entre as modificações, estão: inclusão da modelagem de processos intermeios do solo, como a volatilização, lixiviação, *run-off*, drenagem e transpiração pela vegetação, para determinar a queda da concentração do composto emitido no solo com o aumento da profundidade; simulação da concentração das substâncias no ar em condições com e sem chuva; consideração da dependência de alguns parâmetro ao pH, como a taxa de hidrólise na água, solo e sedimento de substâncias dissociáveis; separação das taxas de degradação dos compostos químicos na água entre hidrólise, fotodegradação e biodegradação, entre outras. Outra atualização realizada na modelagem do transporte e destino no USES-LCA 2.0 foi a modificação dos horizontes temporais, como citado na análise da cadeia de causa e efeito.

Assim como seu antecessor, o USES-LCA 2.0 não modela a especiação de metais, reações de oxirredução e precipitação, bioacumulação ou biomagnificação para a categoria ecotoxicidade marinha. No mar, o modelo considera que o único processo de remoção dos metais é a sedimentação. O modelo ainda considera que toda a concentração dos compostos químicos no mar está biodisponível, assim como seu antecessor. Dessa forma, mesmo com melhorias na modelagem em relação à versão anterior, o USES-LCA também recebeu atendimento médio no Subcritério 2.2 por não considerar processos importantes que determinam o destino e a biodisponibilidade das substâncias emitidas, em especial para os metais.

Para o cálculo dos EFs, nos casos em que havia mais de quatro diferentes valores de *NOEC* (*No Observed Effect Concentrations*) crônicos disponíveis para diferentes grupos taxonômicos, esses dados foram utilizados para estatisticamente extrapolar os valores de PNEC e, conseqüentemente, os EFs. Se um número inferior a quatro valores de *NOEC* estava

disponível, foram aplicados fatores de segurança a dados de toxicidade aguda (*e.g.*, *LC50 – Lethal Concentration*) para conversão a crônico. Esses fatores de segurança, de acordo com os próprios autores do modelo (HUIJBREGTS et al., 2000a), podem ser considerados como uma estimativa de pior cenário, algo não indicado na prática da ACV e que somente foi utilizado no desenvolvimento desse modelo devido à escassa quantidade de dados crônicos para derivação dos EFs na época. O modelo recebeu pontuação baixa no Subcritério 2.3, pois, por mais que utilize dados de toxicidade crônica quando disponíveis, a conversão ACR aplicada aos dados agudos, com base em fatores de segurança, é considerada inapropriada para uso em ACV.

No USES-LCA 2.0, a abordagem do cálculo dos EFs foi modificada, como já mencionado na avaliação da cadeia de causa e efeito. Os EFs foram derivados de uma curva de Distribuição de Sensibilidade das Espécies (SSD), que pode ser construída a partir de diversos tipos de dados de toxicidade. Van Zelm et al. (2007; 2009b), em seus artigos que basearam o cálculo dos EFs do USES-LCA 2.0, atribuíram como dados de entrada valores de  $EC_{50}$  agudos para a derivação do  $HC50_{EC50}$  (concentração perigosa da substância emitida a que 50% das espécies são expostas acima de um valor agudo ou crônico) e consequente construção da SSD. Os autores decidiram por não utilizar conversões ACR nos dados de  $EC_{50}$  para não introduzir novas incertezas ao cálculo. De acordo com Saouter et al. (2017; 2019), é mais apropriado utilizar dados de testes de toxicidade crônica na ACV, para refletir melhor os efeitos ecotoxicológicos de longo prazo das substâncias emitidas. Henderson et al. (2011) e Pennington et al. (2004) afirmam que a utilização de  $EC_{50}$  agudos pode gerar resultados tendenciosos, pois representam concentrações muito acima daquelas ambientalmente relevantes. Dessa forma, o Subcritério 2.3 recebeu atendimento baixo.

No cálculo do EF, não foi feita distinção entre PNECs para espécies de águas marinhas e espécies de água doce para a maioria das substâncias, com exceção dos compostos organoestânicos. Os PNECs utilizados na categoria de impacto de ecotoxicidade em sedimento marinho foram os mesmos da categoria de ecotoxicidade na coluna d'água. Logo, o USES-LCA recebeu pontuação média no Subcritério 2.4 No caso do USES-LCA 2.0, os dados de  $EC_{50}$  utilizados foram de espécies de água doce, o que resultou em pontuação baixa nesse subcritério.

A documentação de ambas as versões do USES-LCA não deixa clara a quantidade de níveis tróficos considerada no cálculo dos EFs. No caso do USES-LCA 2.0, somente foi determinado que para o cenário individualista (20 anos) dados de toxicidade de pelo menos quatro espécies diferentes fossem utilizados. Para os cenários hierárquico e igualitário, não foi definido nenhum critério de número mínimo de espécies. Ambas as versões do modelo



receberam pontuação zero (0) no Subcritério 2.5 por não disponibilizarem informações o suficiente para avaliá-lo.

### 5.3.3.3 Critério 3 – Robustez e transparência da documentação

O Quadro 18 apresenta os resultados da avaliação do Critério 3 – Robustez e transparência da documentação, para ambas as versões do USES-LCA. O desempenho final do de ambos nesse foi de 3,67 pontos.

Quadro 18 – Avaliação do Critério 3 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0.

<b>USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000)</b>			
<b>Subcritério</b>	<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>	<b>Comentários</b>
Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Alto	5	As partes críticas do modelo estão publicadas em formato de artigo científico e passaram pela validação por pares. O modelo é utilizado no método CML-IA.
Transparência da documentação	Médio	3	A documentação do modelo está disponível, é acessível e parcialmente completa. Não disponibiliza algumas informações necessárias para entender completamente o modelo.
Reporte de incertezas	Médio	3	Reporta as incertezas, pressupostos, limitações e escolhas de valores de maneira clara, porém, somente de forma qualitativa.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>3,67</b>
<b>USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009)</b>			
<b>Subcritério</b>	<b>Atendimento</b>	<b>Pontuação</b>	<b>Comentários</b>
Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Alto	5	As partes críticas do modelo estão publicadas em formato de artigo científico e passaram pela validação por pares. O modelo é utilizado nos métodos ReCiPe 2008 e ReCiPe 2016.
Transparência da documentação	Médio	3	A documentação do modelo está disponível, é acessível e parcialmente completa. Não disponibiliza algumas informações necessárias para entender o modelo e as modificações feitas na categoria de impacto ecotoxicidade marinha.
Reporte de incertezas	Médio	3	Reporta as incertezas, pressupostos, limitações e escolhas de valores de maneira clara, porém, somente de forma qualitativa.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>3,67</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo USES-LCA foi publicado em formato de artigo científico, dividido em três partes, todas publicadas na revista *Chemosphere*. A primeira parte do modelo se trata do cálculo dos EPs e foi publicada em 2000 (HUIJBREGTS et al., 2000a). A segunda e a terceira parte apresentam a avaliação de sensibilidade relacionada aos parâmetros utilizados no cálculo dos potenciais de toxicidade, e foram publicadas, respectivamente, nos anos 2000 e 2001 (HUIJBREGTS et al., 2000b; HUIJBREGTS; GUINÉE; REIJNDERS, 2001). O modelo é

utilizado até hoje no método CML-IA, disponível em diversos *softwares* utilizados em ACV. Com base nessas informações, o USES-LCA obteve pontuação máxima no Subcritério 3.1.

A documentação publicada em artigo científico do USES-LCA 2.0 engloba toda aquela previamente citada para o USES-LCA e, adicionalmente, a publicação de Van Zelm et al. (2009a), no *International Journal of Life Cycle Assessment*, que resume as principais atualizações do modelo, e os trabalhos de Huijbregts et al. (2005), Van de Meent e Huijbregts (2005), Van Zelm et al. (2007) e Van Zelm et al. (2009b), que apresentam novas premissas de modelagem de ecotoxicidade implementadas no USES-LCA 2.0. Esses artigos foram publicados, respectivamente, nas revistas *Chemosphere*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, *Integrated Environmental Assessment and Management*, e *International Journal of Life Cycle Assessment*. Os métodos ReCiPe 2008 e ReCiPe 2016 utilizam o USES-LCA 2.0, sendo que o último tem algumas atualizações não relacionadas à categoria de ecotoxicidade marinha que ainda não foram publicadas em artigo, somente no próprio *report* do método. O Subcritério 3.1 recebeu pontuação máxima.

Além das informações referentes ao modelo disponíveis nos artigos científicos, o USES-LCA disponibiliza documentação em formato de *report* (HUIJBREGTS, 1999; HUIJBREGTS, 2000). Nesses documentos são explicitados detalhes da modelagem, disponibilizados os FCs em formato de texto, e informado que o modelo está disponível em formato de planilha e pode ser obtido por meio de contato com o autor correspondente. Também é possível acessar a planilha de FCs por meio da documentação do método CML-IA, disponível no site<sup>8</sup> do Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, desenvolvedor do método. Publicações adicionais úteis para compreender o modelo, tal como aquela referente ao desenvolvimento do USES 2.0 (RIVM, 1997), estão devidamente referenciadas na documentação do USES-LCA.

As equações utilizadas para derivar os FCs estão disponíveis no primeiro *report* (HUIJBREGTS, 1999) e também podem ser consultadas no livro *Handbook on Life Cycle Assessment* (GUINÉE et al., 2002), que apresenta análises dos modelos de caracterização recomendados para uso e inclusos no método CML-IA. A origem dos dados de entrada utilizados na modelagem está referenciada no mesmo documento, e consiste em diversas fontes da literatura científica e órgãos governamentais, por mais que nem toda essa documentação esteja atualmente disponível. O modelo deixa claro o horizonte temporal utilizado no desenvolvimento dos FCs. Porém, algumas informações importantes para compreensão e

---

<sup>8</sup> <https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>

avaliação do modelo, como, por exemplo, a quantidade de níveis tróficos considerados no cálculo dos EFs, não foram identificadas na literatura publicada. O primeiro *report* do USES-LCA cita dois apêndices que supostamente contêm, entre outros, os dados de entrada de toxicidade, porém, esses documentos não estão anexados ao relatório e não foram encontrados *online*. Dessa forma, devido ao fato de o USES-LCA apresentar documentação bastante completa, porém, com algumas informações importantes faltantes, o Subcritério 3.2 recebeu pontuação média.

Além da documentação referente à primeira versão do modelo e do artigo principal do USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009a), outros quatro diferentes artigos científicos relatam as atualizações que deram origem ao USES-LCA 2.0, no que tange às modificações no cálculo dos FFs (HUIJBREGTS et al., 2005) e dos EFs e incertezas associadas (VAN DE MEENT et al., 2005; VAN ZELM et al., 2007; VAN ZELM et al., 2009b). Modificações referentes às atualizações na modelagem para substâncias dissociáveis em ambiente aquático, ocorridas após o lançamento do USES-LCA 2.0, foram publicadas em Van Zelm et al. (2013). Além disso, a documentação dos métodos ReCiPe 2008 (GOEDKOOPE et al., 2008) e ReCiPe 2016 (HUIJBREGTS et al., 2016) também traz informações a respeito do modelo. Outras publicações relevantes para compreensão da nova versão do USES-LCA, tais como a que trata das atualizações no modelo multimídia *SimpleBox* (DEN HOLLANDER et al., 2004), são citadas nos artigos. Os FCs estão disponíveis no formato de planilha, associados aos métodos ReCiPe 2008 e ReCiPe 2016, e estão disponíveis para *download* no site do RIVM<sup>9</sup>. As equações utilizadas para cálculo dos FCs são apresentadas no conjunto de documentos do modelo.

A documentação do USES-LCA 2.0, porém, não traz grande enfoque na categoria de impacto ecotoxicidade marinha. A maioria das publicações referentes a atualizações na modelagem aborda a ecotoxicidade em água doce, o que dificulta a interpretação por parte do leitor de quais alterações foram ou não estendidas para a categoria de interesse, já que a modelagem de ambas segue pressupostos muito semelhantes e utiliza parcialmente os mesmos dados (*e.g.*, dados de toxicidade de espécies de água doce utilizados para calcular EFs para ecotoxicidade marinha). Além disso, assim como para o modelo original, não foram fornecidas informações o suficiente a respeito dos níveis tróficos considerados no cálculo dos EFs. Dessa forma, o Subcritério 3.2 recebeu atendimento médio.

No USES-LCA, as escolhas de valores estão relacionadas ao horizonte temporal dos impactos, definidos como infinito (padrão), 20, 100 e 500 anos. O relatório principal possui

---

<sup>9</sup> <https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/downloads>

uma sessão específica e bastante completa para reporte qualitativo dos pressupostos, incertezas e limitações relacionados ao modelo. Algumas delas, importantes para a ecotoxicidade marinha, são:

- Pressuposto de que os compartimentos ambientais são homogêneos, e que as emissões químicas são distribuídas igualmente ao longo de todo o compartimento (*i.e.*, estado estacionário), que consiste em uma simplificação da realidade;
- Pressuposto de que todas as emissões do inventário acontecem na Europa Ocidental;
- Agregação dos EPs com base no volume do compartimento marinho ou peso do compartimento de sedimento, ao invés do método de agregação baseado em densidade de espécies, mais complexo e representativo da realidade;
- Limitações relacionadas à avaliação de metais, principalmente devido à ausência dos cálculos de especiação e por assumir que todo o metal emitido está biodisponível;
- Uso de dados de PNEC de espécies de água doce para cálculo dos EPs de sedimento marinho e águas marinhas;
- Incertezas inerentes associadas aos dados de entrada do modelo.

O modelo, porém, não realizou análises estatísticas das incertezas relacionadas aos dados utilizados para cálculo dos EPs, sendo essa uma recomendação apontada pelos próprios autores. Devido a isso, o Subcritério 3.3 recebeu atendimento médio.

No USES-LCA 2.0, as escolhas de valores também são relacionadas ao horizonte temporal de avaliação dos impactos, e são divididas em: Individualista (20 anos), perspectiva baseada em interesses de curto-prazo; Hierárquica (100 anos), representa maior consenso científico em relação ao horizonte de tempo e plausibilidade dos mecanismos de impacto, e Igualitária (infinito), perspectiva mais cautelosa e que leva em conta todos os mecanismos de impacto para os quais há dados disponíveis.

O modelo apresenta seu reporte de incertezas de forma qualitativa e, em alguns casos, quantitativa. Uma das incertezas mais relevantes para a categoria de impacto em estudo é relacionada ao cálculo dos FCs *endpoint*, que avaliam os efeitos das emissões a nível de ecossistema. Foi utilizado um valor constante de  $1.1 \times 10^{-10}$  *species.yr/kg* 1,4-DCBeq. na transformação de todos os FCs *midpoint* para *endpoint* na categoria de impacto ecotoxicidade marinha, para todas as perspectivas temporais, não levando em consideração as características intrínsecas a cada substância. Os autores justificam o uso desse valor com a afirmativa de que, após o impacto ser modelado a nível *midpoint* na cadeia de causa e efeito, os mecanismos ambientais são considerados idênticos para todos os tipos de estressores.

Os autores também reforçam as incertezas relacionadas à biodisponibilidade dos metais, devido ao pressuposto de que toda a concentração ambiental do metal o compartimento em análise está biodisponível, e aos EFs devido a, em diversos casos, não haver dados de toxicidade disponíveis para um número considerável de espécies testadas. Alguns pressupostos e incertezas já abordados para o USES-LCA continuam ocorrendo na versão mais atual do modelo, como, por exemplo, a modelagem do transporte e destino assumindo estado estacionário e a consideração de que as emissões ocorrem na Europa Ocidental. Não foram realizadas análises estatísticas de incertezas para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha. O Subcritério 3.3 recebeu pontuação média devido ao reporte exclusivamente qualitativo das incertezas do modelo para a categoria de impacto de interesse.

#### 5.3.3.4 Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil

O Quadro 19 apresenta os resultados da avaliação do Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil, para ambas as versões do USES-LCA. O desempenho final do USES-LCA nesse critério foi de 2,50 pontos, enquanto o USES-LCA 2.0 totalizou em 2,00 pontos.

Quadro 19 – Avaliação do Critério 4 para o USES-LCA e o USES-LCA 2.0.

(continua)

USES-LCA (HUIJBREGTS et al., 2000)			
Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Utiliza o modelo multimídia <i>SimpleBox 2.0</i> para modelagem do transporte e distribuição das substâncias, considerando estado estacionário, compartimentos ambientais homogêneos e distribuição uniforme das substâncias no compartimento de emissão.
4.2 - Fluxos elementares da indústria do petróleo	Médio	3	Contempla 11 entre 14 metais; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, hidrocarbonetos monoaromáticos, e fenol. Não contempla hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos, ácidos carboxílicos, glutaraldeído e óleos.
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Alto	5	O modelo avalia a ecotoxicidade em coluna d'água e em sedimento marinho.
4.4 - Locais de disposição de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Não apresenta FCs para as províncias marítimas brasileiras.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,50</b>
USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009)			
Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Utiliza o modelo multimídia <i>SimpleBox 3.0</i> para modelagem do transporte e distribuição das substâncias, considerando estado estacionário, compartimentos ambientais homogêneos e distribuição uniforme das substâncias no compartimento de emissão.

(conclusão)

4.2 - Fluxos elementares da indústria do petróleo	Alto	5	Contempla 11 entre 14 metais inventariados; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; hidrocarbonetos monoaromáticos; hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos; ácidos carboxílicos e fenol. Não contempla glutaraldeído e óleos.
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Baixo	1	O modelo avalia somente a ecotoxicidade em coluna d'água.
4.4 - Locais de disposição de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Não apresenta FCs para as províncias marítimas brasileiras.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,00</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Ambas as versões do USES-LCA realizam a modelagem do transporte e distribuição das substâncias com base no modelo multimídia *SimpleBox*, considerando estado estacionário, compartimentos ambientais homogêneos, e que as emissões são distribuídas uniformemente ao longo do compartimento de emissão. Devido a isso e ao justificado no tópico 5.3.1.4 para o modelo de Verones et al. (2020a), ambas as versões do modelo receberam atendimento baixo ao Subcritério 4.1.

O USES-LCA avalia 11 metais entre os 14 considerados no Subcritério 4.2: Arsênio, Bário, Cádmiio, Cromo (0, III e IV), Cobre, Chumbo, Molibdênio, Níquel, Mercúrio, Vanádio e Zinco. Os metais Alumínio, Ferro e Manganês não são contemplados pela primeira versão do modelo. Assim como o modelo de Verones et al. (2020a), o USES-LCA também não avalia o parâmetro TPH como um grupo de substâncias, mas sim individualmente diversos compostos químicos que compõem esse grupo. Alguns hidrocarbonetos avaliados individualmente pelo modelo são: HPAs, tais como benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, fluoranteno, fenantreno, naftaleno, entre outros; e hidrocarbonetos monoaromáticos, como o benzeno, etilbenzeno, xileno e tolueno. Não foi identificado nenhum composto do grupo de hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos. Entre o restante das substâncias consideradas no Subcritério 4.2, o USES-LCA avalia somente o fenol, deixando de fora o ácido carboxílico, o glutaraldeído e os óleos genéricos. Dessa forma, o USES-LCA recebeu pontuação média nesse subcritério.

A versão mais atual do modelo contempla um número maior de fluxos elementares presentes nos resíduos de perfuração de poços de petróleo. Em relação aos metais, são avaliados exatamente os mesmos que o USES-LCA, podendo haver mudanças nos estados de oxidação avaliados: Arsênio (0, III, V), Bário, Cádmiio, Cromo (0, III, VI), Cobre, Chumbo, Mercúrio, Molibdênio, Níquel, Vanádio e Zinco. Já em relação aos hidrocarbonetos, o modelo, assim como sua primeira versão, avalia hidrocarbonetos monoaromáticos e diversos HPAs. A

principal diferença entre o USES-LCA 2.0 e o seu antecessor é a inclusão dos hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos na versão mais recente, tais como o ciclodecano, ciclopentano, ciclohexano, cicloheptano, ciclooctano, pentano, hexano, heptano, octano, decano, entre outros. Em relação às outras substâncias consideradas no Subcritério 4.2, o modelo avalia os ácidos carboxílicos e o fenol, deixando de fora o glutaraldeído e os óleos. Por contemplar vários representantes de todos os grupos inventariados, o USES-LCA 2.0 recebeu atendimento alto ao Subcritério 4.2.

O USES-LCA apresenta a categoria de impacto de ecotoxicidade no sedimento marinho, em adição à avaliação da ecotoxicidade em coluna d'água. Essa categoria é utilizada somente na versão “*non-baseline*” do método CML-IA pois, na época em que o método foi desenvolvido, as categorias de impacto foram divididas em *baseline* ou *non-baseline* de acordo com a frequência de sua utilização em estudos de ACV. O modelo recebeu pontuação máxima no Subcritério 4.3. No USES-LCA 2.0, porém, essa categoria foi excluída, o que resultou no seu baixo atendimento ao subcritério avaliado. A documentação do modelo não reporta as motivações para a exclusão dessa categoria de impacto.

Por fim, nenhuma das versões do USES-LCA apresenta FCs regionalizados para o Brasil e suas províncias marítimas, ou seja, não contemplam as regiões de disposição dos resíduos de perfuração *offshore* no país. Dessa forma, ambos os modelos receberam pontuação mínima no Subcritério 4.4.

### 5.3.4 Modelo de Lundie et al. (2007)

#### 5.3.4.1 Critério 1 – Abrangência do escopo

O Quadro 20 apresenta os resultados da avaliação do Critério 1 – Abrangência do escopo, para o modelo de Lundie et al. (2007). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 2,33 pontos.

Quadro 20 – Avaliação do Critério 1 para Lundie et al. (2007).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
1.1 – Diferenciação espacial	Baixo	1	FCs desenvolvidos especialmente para emissões sob condições climáticas e ambientais da Austrália, tendo pouca aplicabilidade fora do país.
1.2 – Fluxos elementares	Baixo	1	O modelo avalia somente 100 substâncias comumente emitidas na Austrália.
1.3 – Compartimentos de emissão	Alto	5	São considerados seis diferentes compartimentos de emissão: ar urbano; ar rural; água doce; águas marinhas; solo industrial e solo agrícola.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,33</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de caracterização de Lundie et al. (2007) foi desenvolvido para avaliar toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre, marinha e aquática de substâncias químicas comumente emitidas na Austrália e sob condições ambientais e climáticas específicas do país. Os FCs foram desenvolvidos especificamente para essa região do globo. O modelo não disponibilizou FCs globais ou regionalizados para outros locais, tendo, assim, sua aplicação limitada à Austrália e a locais com características ambientais semelhantes. Dessa forma, o Subcritério 1.1 – Diferenciação espacial recebeu atendimento baixo.

Um total de 100 fluxos elementares são avaliados pelo modelo de ecotoxicidade marinha, com enfoque especial em componentes tóxicos de pesticidas comumente utilizados nas práticas agrícolas australianas, e em substâncias reportadas no *National Pollutant Inventory* (NPI). Esse valor classificou o modelo, no Subcritério 1.2, com atendimento baixo ( $0 \leq n^\circ$  de substâncias  $< int$ ) quando comparado ao modelo de referência, de Verones et al. (2020a).

O modelo de Lundie et al. (2007) utilizou uma versão adaptada do USES-LCA 2.0 para cálculo dos FFs. Dessa forma, todos os compartimentos de emissão considerados no modelo base também foram utilizados para gerar os FCs do modelo australiano, sendo eles: ar urbano; ar rural; água doce; águas marinhas; solo industrial e solo agrícola. Somente a escala local, no caso, representando a Austrália, foi considerada para cada um desses compartimentos. O modelo recebeu pontuação máxima no Subcritério 1.3 por considerar diversos compartimentos ambientais de emissão relevantes para a ecotoxicidade marinha.

#### 5.3.4.2 Critério 2 – Relevância ambiental

O Quadro 21 apresenta os resultados da avaliação do Critério 2 – Relevância ambiental, para o modelo de Lundie et al. (2007). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 1,60 pontos.



Quadro 21 – Avaliação do Critério 2 para Lundie et al. (2007).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
2.1 – Cadeia de causa e efeito	Médio	3	Apresenta cadeia de causa e efeito clara, mas somente parcialmente alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade devido a inconsistências na modelagem da biodisponibilidade/exposição.
2.2 – Modelagem do transporte, destino e exposição	Médio	3	Considera alguns processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade das substâncias, mas não considera bioacumulação, biomagnificação, reações de oxirredução e precipitação. Não diferencia a modelagem de substâncias orgânicas e inorgânicas.
2.3 – Modelagem do efeito – Natureza dos dados de toxicidade	Baixo	1	Utiliza dados de EC <sub>50</sub> agudos para derivar os EFs e não aplica conversão ACR.
2.4 – Modelagem do efeito – Natureza das espécies	Baixo	1	Utiliza somente dados de toxicidade de espécies de água doce.
2.5 – Modelagem do efeito – Quantidade de níveis tróficos	N/A	0	Não disponibiliza informações o suficiente para avaliar o subcritério.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>1,60</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A equação que representa a cadeia de causa e efeito do modelo de Lundie et al. (2007) para a ecotoxicidade marinha é formada pelas componentes de destino (F) e de efeito (E) (Equação 13):

$$CF_{j,i,s} = F_{j,i,s} \times E_{j,s} \quad (13)$$

Em que:  $CF_{j,i,s}$  = fator de caracterização do químico  $s$  emitido para o compartimento  $i$  e transportado até o compartimento  $j$  ( $\text{yr.kg}^{-1}$ ), no caso, o mar;  $F_{j,i,s}$  = fator de destino que representa a eficiência de transporte da substância  $s$  do compartimento  $i$  para o compartimento  $j$ , e sua persistência no compartimento  $j$  ( $\text{yr.m}^{-3}$ ); e  $E_{j,s}$  = fator de efeito da substância  $s$  no compartimento  $j$  ( $\text{yr.m}^{-3}$ ).

O modelo apresenta sua cadeia de causa e efeito no formato de equação e descrição ao longo do texto. A documentação disponível para o modelo não menciona a biodisponibilidade da substância no ecossistema. Por ser um modelo baseado no USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009), considerou-se que o modelo de Lundie et al. (2007) aborda a biodisponibilidade da mesma forma que o original, ou seja, considera que toda a concentração do composto químico no compartimento ambiental de interesse está biodisponível. Como já explicado no tópico 5.3.3.2, essa abordagem pode funcionar para substâncias orgânicas, mas não é apropriada para a avaliação de metais, que estão entre as substâncias avaliadas pelo modelo australiano. Dessa

forma, a cadeia de causa e efeito não está totalmente alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade, o que resultou em pontuação média no Subcritério 2.1.

Os FFs foram modelados de forma idêntica ao USES-LCA 2.0. Modificações foram feitas nos parâmetros de entrada do modelo (*e.g.*, temperatura média do ar, área superficial do mar, taxas de precipitação, etc.), adaptados para melhor representar as características ambientais da Austrália. Por considerar os mesmos processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade das substâncias que o seu modelo base USES-LCA 2.0, e não ter realizado qualquer modificação no modelo que o tornasse mais aplicável a substâncias metálicas, o modelo de Lundie et al. (2007) recebeu pontuação média no Subcritério 2.2.

O modelo utiliza, assim como o USES-LCA 2.0, valores de  $HC50_{EC50}$  derivados de valores de  $EC_{50}$  exclusivamente agudos para gerar os EFs, sem aplicação de conversão ACR e com base em testes realizados com espécies de água doce. Os Subcritérios 2.3 e 2.4 receberam pontuação mínima. O modelo não forneceu informações o suficiente a respeito dos níveis tróficos considerados no cálculo dos EFs, logo, recebeu pontuação nula no Subcritério 2.5.

#### 5.3.4.3 Critério 3 – Robustez e transparência da documentação

O Quadro 22 apresenta os resultados da avaliação do Critério 3 – Robustez científica e transparência, para o modelo de Lundie et al. (2007). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 3,33 pontos.

Quadro 22 – Avaliação do Critério 3 para Lundie et al. (2007).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
3.1 - Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Médio-alta	4	O modelo foi publicado em formato de artigo científico em revista reconhecida na área, tendo passado pela avaliação por pares. Porém, não é utilizado por nenhum método de AICV.
3.2 - Transparência da documentação	Médio	3	A documentação do modelo está disponível, é acessível e parcialmente completa. Não disponibiliza algumas informações necessárias para entender o modelo.
3.3 - Reporte de incertezas	Médio	3	Reporta as incertezas, pressupostos, limitações e escolhas de valores de maneira clara, porém, somente de forma qualitativa.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>3,33</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de Lundie et al. (2007) e seus FCs foram publicados no formato de artigo científico, na revista *Journal of Cleaner Production*, tendo passado pela revisão por pares. A documentação do modelo base, o USES-LCA 2.0, também foi publicada em diversos artigos

científicos, conforme relatado no tópico 5.3.3.3. Nenhum método de AICV, porém, utiliza esse modelo. O Subcritério 3.1 recebeu pontuação médio-alta.

Não há outros documentos além do artigo de publicação e da documentação do próprio USES-LCA 2.0 relacionados ao modelo de Lundie et al. (2007). O artigo disponibiliza as equações relacionadas ao cálculo dos FCs, e referencia o USES-LCA 2.0 sempre que necessário para compreensão do modelo. As modificações realizadas no modelo original para adequação às condições australianas estão descritas, com todos os parâmetros alterados listados em forma de tabela em conjunto aos seus novos valores. A origem dos dados de entrada utilizados é citada. Os dados de emissões para selecionar as substâncias de interesse para o modelo foram obtidos do *NPI* da Austrália, enquanto os dados toxicidade das espécies são provenientes da base de dados *e-tox*, do RIVM. Os FCs estão disponíveis no formato de lista, dentro do próprio artigo. Algumas informações importantes para compreensão do modelo não estão disponíveis, tais como a quantidade de níveis tróficos utilizados no cálculo dos EFs. Dessa forma, o Subcritério 3.2 recebeu pontuação média.

As escolhas de valores são relacionadas ao horizonte temporal dos impactos, definido unicamente como “infinito” para esse modelo. O modelo reporta as incertezas somente de maneira qualitativa, não aplicando análises estatísticas para verificação de incertezas relacionadas à categoria de impacto em estudo. Além das limitações e incertezas já relacionadas ao USES-LCA 2.0, o modelo ressalta que os dados de toxicidade de espécies utilizados não consideram especificamente espécies que ocorrem na Austrália, pois são oriundos de bases de dados de ecotoxicidade internacionais e a disponibilidade de dados locais é muito escassa. Também são reforçadas as limitações do modelo para análise de metais, principalmente devido aos pressupostos assumidos no cálculo da biodisponibilidade. O modelo recebeu pontuação média no Subcritério 3.3.

#### 5.3.4.4 *Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil*

O Quadro 23 apresenta os resultados da avaliação do Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil para o modelo de Lundie et al. (2007). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 1,50 pontos, critério menos pontuado para esse modelo.

Quadro 23 – Avaliação do Critério 4 para Lundie et al. (2007).

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Utiliza o modelo multimídia <i>SimpleBox 3.0</i> para modelagem do transporte e distribuição das substâncias, considerando estado estacionário, compartimentos ambientais homogêneos e distribuição uniforme das substâncias no compartimento de emissão.
4.2 - Fluxos elementares da indústria do petróleo	Médio	3	Avalia todos os grupos de interesse, porém, os grupos de HPAs e hidrocarbonetos alicíclicos e alifáticos são pobremente avaliados.
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Baixo	1	O modelo avalia somente a ecotoxicidade em coluna d'água.
4.4 - Locais de disposição de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Não apresenta FCs para as províncias marítimas brasileiras.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>1,50</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de Lundie et al. (2007) assume estado estacionário na modelagem dos FCs, assim como seu modelo base, o USES-LCA 2.0. Como já explicado para os modelos previamente avaliados, essa abordagem de modelagem não é a ideal para avaliar os potenciais impactos das descargas dos cascalhos de perfuração no mar. O Subcritério 4.1 recebeu pontuação mínima.

Entre os metais considerados no Subcritério 4.2, o modelo de Lundie et al. (2007) avalia 9: Arsênio (III), Cádmio (II), Chumbo (II), Cromo (III e VI), Cobre (II), Manganês (II), Mercúrio (II), Níquel (II), Zinco (II). Ressalta-se que esses metais foram avaliados em estados de oxidação diferentes daqueles fornecidos pela indústria parceira, que considera todos os metais em sua forma neutra. Os metais Alumínio, Bário, Molibdênio e Vanádio são abrangidos pelo modelo. Em relação aos hidrocarbonetos, o modelo não avalia os TPHs e HPAs como classes específicas, mas sim vários hidrocarbonetos presentes no petróleo de forma individual, tais como: Hidrocarbonetos monoaromáticos (benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno); HPAs (benzo-a-pireno) e hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos (hexano e ciclohexano). Entre as outras substâncias consideradas no Subcritério 4.2, o modelo avalia o glutaraldeído e o fenol, e não inclui os ácidos carboxílicos e os óleos. O Subcritério 4.2 recebeu pontuação média, pois, por mais que o modelo avalie representantes de todos os grupos de interesse, somente uma substância foi avaliada no grupo de HPAs, e duas no grupo de hidrocarbonetos alicíclicos e alifáticos.

O modelo não apresenta a categoria de impacto de ecotoxicidade em sedimento marinho, somente em coluna d'água, recebendo pontuação baixa no Subcritério 4.3. Por fim,

por ter sido desenvolvido especificamente para aplicação na Austrália, o Subcritério 4.4 também recebeu pontuação mínima.

### 5.3.5 Modelo REIMSEA (SLEESWIJK et al., 2003)

#### 5.3.5.1 Critério 1 – Abrangência do escopo

O Quadro 24 apresenta os resultados da avaliação do Critério 1 – Abrangência do escopo, para o modelo REIMSEA (SLEESWIJK et al., 2003). O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 2,33 pontos.

Quadro 24 – Avaliação do Critério 1 para o REIMSEA.

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
1.1 – Diferenciação espacial	Baixo	1	O modelo foi feito especificamente para aplicação no Mar do Norte, disponibilizando FCs desenvolvidos com base nas características ambientais locais.
1.2 – Fluxos elementares	Baixo	1	Contempla somente 19 fluxos elementares.
1.3 – Compartimentos de emissão	Alto	5	Considera seis compartimentos de emissão a nível regional e continental (ar, água, matéria suspensa, solo natural, solo agrícola e solo industrial), e cinco a nível de "oceano" e "Mar do Norte": ar, água do mar, matéria particulada marinha, biota marinha e sedimento marinho.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,33</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo de caracterização REIMSEA (SLEESWIJK et al., 2003) foi desenvolvido especificamente para avaliar os potenciais impactos tóxicos e ecotoxicológicos de emissões oriundas da indústria do petróleo na região do Mar do Norte. Ele é um complemento ao modelo *REIM: LCA-Based Ranking of Environmental Investments Model* (WIT et al., 1993), elaborado com o objetivo de avaliar investimentos ambientais com base em seu custo-benefício ambiental por meio da ACV. O modelo avalia, além da ecotoxicidade marinha, as categorias de impacto de toxicidade humana, ecotoxicidade aquática e ecotoxicidade terrestre. Os FCs do REIMSEA são adequados para aplicação somente para a região do Mar do Norte, pois foram desenvolvidos com base em características ambientais específicas desse ecossistema. Sendo assim, o modelo recebeu pontuação mínima no Subcritério 1.1.

Um total de 19 fluxos elementares são abrangidos pelo modelo, selecionados por serem compostos químicos comumente encontrados na água produzida, tipo de efluente gerado pela indústria petrolífera definido, pelos próprios autores, como uma “mistura de água e compostos orgânicos e inorgânicos”. Esses fluxos elementares são principalmente substâncias metálicas e hidrocarbonetos. O Subcritério 1.2 recebeu pontuação mínima, pois o modelo se enquadrava na faixa de atendimento baixo de acordo com a metodologia apresentada no tópico 4.2.2.2 ( $0 \leq n^{\circ}$  de substâncias < 842).

O modelo opera com diferentes regiões de emissão: regional (Países Baixos), continental (área terrestre total de todos os continentes do mundo, sem considerar a área ocupada por água), Mar do Norte e Oceano Atlântico. Para as escalas “regional” e “continental”, são disponibilizados FCs para seis diferentes compartimentos de emissão: ar, água, matéria suspensa, solo natural, solo agrícola e solo industrial. Por outro lado, para as regiões “Mar do Norte” e “Oceano Atlântico”, os compartimentos de emissão disponíveis são o ar, a água do mar, a matéria particulada marinha, a biota marinha e o sedimento marinho. Essa característica de considerar a matéria suspensa e a biota como compartimentos ambientais separados, ao invés de parte do compartimento “água” ou “água do mar” é uma característica do REIMSEA obtida do modelo multimídia *SimpleBox 1.0*. Por mais que o REIMSEA utilize principalmente o *SimpleBox 2.0* para modelar os FFs, foi decidido pelos autores por implementar esses compartimentos de emissão como na primeira versão do modelo. O Subcritério 1.3 recebeu pontuação máxima devido à alta cobertura de compartimentos de emissão.

#### 5.3.5.2 Critério 2 – Relevância ambiental

O Quadro 25 apresenta os resultados da avaliação do Critério 2 – Relevância ambiental, para o modelo REIMSEA. O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 2,60 pontos.

Quadro 25 – Avaliação do Critério 2 para o REIMSEA.

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
2.1 – Cadeia de causa e efeito	Médio	3	A cadeia de causa e efeito é apresentada e está alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade. Porém, elementos essenciais para garantir a clareza do mecanismo, como equações e esquemas ilustrativos, estão ausentes.
2.2 – Modelagem do transporte, destino e exposição	Médio-alto	4	Cobre alguns processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade das substâncias. Apresenta diferenciação na modelagem de substâncias orgânicas e inorgânicas.
2.3 – Modelagem do efeito – Natureza dos dados de toxicidade	Baixo	1	O modelo utiliza dados de EC <sub>50</sub> , comumente obtidos de testes de toxicidade aguda, e não aplicou extrapolação agudo-para-crônico.
2.4 – Modelagem do efeito – Natureza das espécies	Alto	5	O modelo prioriza dados de espécies marinhas sempre que disponíveis, e utiliza espécies de água doce como <i>proxy</i> para complementar a base de dados de toxicidade.
2.5 – Modelagem do efeito – Quantidade de níveis tróficos	N/A	0	O modelo não disponibiliza informações o suficiente para avaliação do subcritério.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>2,60</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A cadeia de causa e efeito do REIMSEA é composta pelas etapas de transporte e destino, exposição e efeito, resultando em FCs a nível *midpoint* para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha. A cadeia está alinhada ao mecanismo ambiental das categorias de ecotoxicidade. Porém, a documentação do modelo não apresenta a cadeia de causa e efeito na forma de equação geral ou esquema ilustrativo, somente trata das etapas de cálculo dos seus componentes ao longo do texto, o que pode dificultar a sua compreensão por parte do leitor. Dessa forma, o Subcritério 2.1 recebeu atendimento médio devido à ausência de elementos essenciais para garantir a clareza e facilitar o entendimento do mecanismo ambiental avaliado.

A modelagem dos FFs foi realizada com base no modelo multimídia *SimpleBox 2.0*, que faz parte do *EUSES 1.0 – European Union System for the Evaluation of Substances* (VERMEIRE et al., 1997), precursor do USES 2.0 que é o modelo base das duas versões do USES-LCA (tópico 5.3.3.2). Os autores do REIMSEA ressaltam as limitações dos modelos multimídia na modelagem do transporte e destino dos metais, e realizaram algumas adaptações nos parâmetros do *SimpleBox 2.0* para que o mesmo se tornasse mais adequado para essa função, tais como zerar as constantes de taxas de degradação devido à alta persistência dos metais no meio, e alterar as frações de químicos no ar associados a partículas de aerossol para valores específicos para metais, obtidos da literatura. A especiação dos metais, porém, não foi considerada no cálculo dos FFs.

Na modelagem dos XFs, o REIMSEA considera que somente a fração de íons livres dos metais emitidos é considerada biodisponível ao ecossistema e, conseqüentemente, tóxica, ao invés da concentração total do metal na água. Uma exceção foi o metal mercúrio, que pode se apresentar na forma de espécies organometálicas altamente biodisponíveis e, devido a isso, foi modelado de maneira específica e diferente de todas as outras substâncias consideradas pelo modelo. Esse pressuposto relacionado à biodisponibilidade adotado pelo REIMSEA está alinhado a modelos muito mais recentes que adotam a mesma tratativa no cálculo dos XFs de metais (e.g., VERONES et al., 2020a; DONG et al., 2016; 2018).

Alguns processos que influenciam o transporte, destino e biodisponibilidade considerados no cálculo dos FF e XF foram a remoção por adsorção à matéria particulada suspensa, dissolução, biodegradação e sedimentação (calculada de maneira diferente entre orgânicos e metais). O processo de fotodegradação foi considerado no caso de emissões gasosas para o ar, pois influencia o transporte dessas substâncias até o mar. O modelo não considerou processos como convecção, advecção horizontal e difusão por considerar seu papel na entrada e remoção das substâncias avaliadas pouco significativo. Não foram disponibilizadas

informações a respeito de dinâmicas de bioacumulação, biomagnificação, bioconcentração<sup>10</sup>, precipitação e oxirredução, logo, assumiu-se que o modelo não levou esses processos em consideração. A pontuação atribuída ao modelo no Subcritério 2.2 foi média-alta, pois o modelo, apesar de não considerar todos os principais processos relacionados ao transporte, destino e biodisponibilidade dos compostos químicos, apresentou diferenciação na modelagem de substâncias orgânicas e inorgânicas, levando em consideração características específicas de comportamento dos metais.

O REIMSEA utilizou valores de  $EC_{50}$  como base do cálculo dos EFs. Foi obtida a média geométrica desses valores para várias espécies, de forma a obter um valor único para cada substância avaliada. Foram utilizados dados de  $EC_{50}$  relacionados à efeitos no crescimento e na reprodução, e excluídos dados referentes a efeitos considerados menos importantes para os autores, tais como modificações na atividade enzimática e distorção comportamental. Dados de  $EC_{50}$  são comumente provenientes de testes de toxicidade aguda (FANTKE et al., 2018). Como não foi aplicado qualquer tipo de extrapolação de dados agudos para crônicos, o modelo apresentou baixo atendimento ao Subcritério 2.3.

Não foi feita distinção entre dados de toxicidade obtidos por meio de testes com espécies de água doce ou marinhas. O modelo, porém, disponibilizou uma listagem dos dados de  $EC_{50}$  utilizados para cada substância analisada, citando a espécie avaliada para obtenção de cada dado. Nessa lista, não foi indicado se a espécie é de água doce ou marinha, e nem a qual nível trófico ela pertence. Ao avaliar a natureza de cada uma das espécies listadas, identificou-se dados para 209 espécies marinhas, 144 espécies de água doce e 28 espécies de águas salobras. Foi possível concluir que o modelo prioriza a utilização de espécies marinhas quando os dados estão disponíveis, e usa dados de espécies de água doce e salobra como complemento. Dessa forma, o Subcritério 2.4 recebeu pontuação máxima.

Em relação ao Subcritério 2.5, referente aos níveis tróficos, o modelo não estabeleceu um critério de número mínimo de níveis tróficos avaliados para cada substância e não forneceu essa informação na listagem das espécies. Percebeu-se que para algumas substâncias, dados para somente uma ou duas espécies foram utilizados (*e.g.*, fluoranteno, metanol), não atingindo o mínimo recomendado de níveis tróficos (ROSENBAUM et al., 2008), enquanto para outras, mais de 30 espécies foram avaliadas (*e.g.*, benzeno, mercúrio, zinco). Não é possível concluir qual a posição dos autores do modelo em relação ao critério de níveis tróficos somente com as

---

<sup>10</sup> **Nota da autora:** A documentação do modelo cita a utilização de fatores de bioconcentração no cálculo da exposição humana, relacionada à categoria de impacto toxicidade humana. Nas informações a respeito da categoria de impacto ecotoxicidade marinha, esses fatores não foram citados.



informações apresentadas no documento. Dessa forma, o Subcritério 2.5 recebeu pontuação nula.

### 5.3.5.3 Critério 3 – Robustez e transparência da documentação

O Quadro 26 apresenta os resultados da avaliação do Critério 3 – Robustez científica e transparência, para o modelo REIMSEA. O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 1,67 pontos.

Quadro 26 – Avaliação do Critério 3 para o REIMSEA.

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
3.1 - Avaliação por pares e utilização em método de AICV	Baixo	1	O modelo não foi publicado em formato de artigo científico e não é utilizado por nenhum método de AICV.
3.2 - Transparência da documentação	Médio	3	A documentação está publicada e acessível, porém, algumas informações em relação ao modelo não estão disponíveis, tais como algumas equações referentes ao cálculo dos FCs e dados de níveis tróficos.
3.3 - Reporte de incertezas	Baixo	1	Reporta as incertezas, pressupostos, limitações e escolhas de valores somente de forma qualitativa. Escolhas de valores essenciais para compreensão do modelo, como o horizonte temporal adotado na avaliação dos impactos, não são reportadas.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>1,67</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O modelo REIMSEA foi publicado no formato de relatório, vinculado ao Instituto de Ciências Ambientais (CML) da Universidade de Leiden, nos Países Baixos. Não foi identificada qualquer publicação do modelo ou de parte dele no formato de artigo científico em revistas conceituadas na área, e o mesmo não é utilizado em nenhum método de AICV. Dessa forma, o modelo recebeu pontuação mínima no Subcritério 3.1.

A documentação relacionada ao modelo consiste somente no relatório no qual o mesmo foi publicado (SLEESWIJK et al., 2003), e nas documentações adicionais de outros modelos que foram utilizados como base, como o EUSES 1.0 (VERMEIRE et al., 1997). O relatório do modelo é bastante completo e disponibiliza a maior parte das informações necessárias para sua compreensão. As adaptações realizadas no EUSES 1.0 para atender ao objetivo do modelo REIMSEA e melhor representar a região em análise foram todas descritas. Todos os parâmetros originais do EUSES 1.0 que foram substituídos no REIMSEA (e.g., velocidade média do vento, área do sistema, densidade da água do mar, concentração média de matéria suspensa no mar, etc.) estão listados em tabelas, em conjunto com as fontes dos novos dados. Há uma sessão destinada especificamente para descrição e apresentação dos dados

utilizados na modelagem do transporte, destino e exposição (*e.g.*, peso molecular, pressão de vapor, solubilidade em água,  $K_{ow}$ , ponto de fusão de orgânicos, entre outros), em conjunto às referências de onde foram obtidos tais dados, que consiste em diversas fontes da literatura científica e órgãos governamentais.

O material do modelo também apresenta os dados, devidamente referenciados, de  $EC_{50}$  utilizados na derivação dos EFs, separados por substância e espécie, mas não diferenciados quanto à natureza da espécie (água doce ou marinha) ou nível trófico. É reportado o valor final médio de  $EC_{50}$ , o desvio padrão e a quantidade de dados utilizados para cálculo da média, para cada espécie e cada substância analisada, na sessão de apêndices. Nessa sessão, também são disponibilizados os FCs calculados no formato de lista, e um formulário contendo algumas equações e os parâmetros utilizados na modelagem com suas respectivas descrições e unidades de medida associadas.

Por mais que a documentação do modelo esteja acessível e bastante completa, as informações apresentadas não foram suficientes para compreender o modelo em sua totalidade. Os autores não reportaram, por exemplo, a quantidade de níveis tróficos avaliada para cálculo dos EFs, somente disponibilizaram uma listagem, para cada substância, das espécies que foram utilizadas. Eles não diferenciam as espécies relatadas entre aquáticas ou marinhas, ficando a cargo do leitor obter essas informações de outras fontes por conta própria. Como o modelo também apresenta uma categoria de impacto para ecotoxicidade em água doce, é difícil determinar quais dados de toxicidade de espécies foram utilizados na modelagem dessa categoria ou da ecotoxicidade marinha pois isso não foi deixado claro na documentação. Por fim, por mais que o modelo disponibilize os dados utilizados na modelagem, na maioria das vezes devidamente referenciados, não foi apresentada a equação geral dos FCs da categoria de impacto, o que pode dificultar a compreensão do leitor em relação ao mecanismo dos impactos. Devido a isso, o Subcritério 3.2 recebeu atendimento médio.

O modelo reporta, ao longo da apresentação dos dados de entrada, os casos em que foi necessário realizar estimativas ou utilizar dados referentes ao comportamento de variáveis em água doce como *proxy* (*e.g.*, utilização de dados de solubilidade do benzeno, tolueno e xileno em água doce devido à ausência desses dados para águas marinhas). Limitações e incertezas relacionadas à aplicação de um modelo multimídia na modelagem do transporte e destino das substâncias foram reportadas, principalmente no que diz respeito à sua utilização para avaliar metais e, também, as descargas de resíduos *offshore*. Alterações realizadas no modelo original para torná-lo mais apto à avaliação da ecotoxicidade dos metais também foram descritas. As incertezas relacionadas à modelagem, porém, não foram reportadas de maneira quantitativa.

Além disso, algumas escolhas de valores essenciais para compreensão do modelo, tais como o horizonte temporal dos impactos, não estão descritas no documento. Por esse motivo, o Subcritério 3.3 recebeu atendimento baixo.

#### 5.3.5.4 Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil

O Quadro 27 apresenta os resultados da avaliação do Critério 4 – Aplicabilidade à indústria de petróleo e gás no Brasil para o modelo REIMSEA. O desempenho final do modelo nesse critério totalizou o valor de 1,50 pontos, sendo o critério menos pontuado para esse modelo.

Quadro 27 – Avaliação do Critério 4 para o REIMSEA.

Subcritério	Atendimento	Pontuação	Comentários
4.1 - Adequação às características das descargas de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Assume estado estacionário como condição temporal e espacial na modelagem do destino e exposição, não se atentando a dinâmicas de variação nas taxas de emissão e concentração dos compostos químicos ao longo do compartimento marinho.
4.2 - Fluxos elementares da indústria do petróleo	Médio	3	Avalia parte das substâncias consideradas no critério, mas não inclui todos os grupos de interesse.
4.3 - Dispersão e deposição de cascalhos no fundo do mar	Baixo	1	Avalia a ecotoxicidade somente na coluna d'água.
4.4 - Locais de disposição de resíduos <i>offshore</i>	Baixo	1	Modelo totalmente regionalizado para o Mar do Norte, não incluindo as províncias marítimas brasileiras em seu escopo.
<b>Pontuação final do critério</b>			<b>1,50</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O REIMSEA realiza a modelagem dos seus FFs e XFs com base no modelo multimídia *SimpleBox 2.0*. Os próprios autores do modelo reforçam as limitações dos modelos multimídia na modelagem de descargas *offshore* oriundas da indústria petrolífera, devido aos seguintes pontos: i) modelos multimídia presumem concentrações homogêneas e diluição instantânea das substâncias emitidas, e ii) um grande aumento da concentração das substâncias ao redor da fonte de emissão fica invisível ao modelo, enquanto altas concentrações em grandes áreas podem ser mascaradas pela média devido a concentrações mais baixas em outros locais do compartimento ambiental, nesse caso, o mar. Logo, os modelos multimídia não conseguem detectar impactos localizados, mas sim, consideram que a substância emitida se dilui e é homogeneamente distribuída ao longo de todo o volume do compartimento ambiental. Devido a isso e aos motivos apontados no tópico 5.3.1.4 para o modelo de Verones et al. (2020a), o Subcritério 4.1 recebeu pontuação mínima.

O REIMSEA avalia os metais Cádmio, Cromo, Cobre, Chumbo, Mercúrio, Níquel e Zinco em estado de oxidação neutro, cobrindo 7 entre os 14 metais considerados no Subcritério 4.2. Além disso, ele avalia alguns hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos, como o benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno, e HPAs, como o fenantreno, naftaleno, fluoreno e fluoranteno, O composto fenol e o fluxo óleos genéricos também são cobertos pelo modelo. Por outro lado, o REIMSEA não apresenta fluxos elementares para compostos do grupo dos hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos, e não cobre os metais Alumínio, Arsênio, Bário, Ferro, Manganês, Molibdênio e Vanádio, e os compostos ácidos carboxílicos e glutaraldeído. O atendimento do modelo ao Subcritério 4.2 foi considerado médio, pois cobre uma parte importante das substâncias consideradas no critério, mas não inclui todos os grupos de interesse.

O modelo não avalia a ecotoxicidade no sedimento marinho, somente em coluna d'água, o que resultou em atendimento baixo ao Subcritério 4.3. Por fim, o REIMSEA é regionalizado para o Mar do Norte, tendo sido desenvolvido de acordo com as características específicas dessa região e do hemisfério norte do globo. Logo, o Subcritério 4.4 recebeu atendimento baixo, pois as províncias marítimas brasileiras não foram inclusas nesse modelo.

### 5.3.6 Classificação e discussão

A Tabela 6 apresenta as pontuações dos modelos de caracterização em cada critério avaliado, em conjunto com a pontuação final média dos modelos e dos critérios. Os modelos estão apresentados em ordem decrescente de pontuação, já classificados de acordo com o seu desempenho final.

Tabela 6 – Classificação final dos modelos.

Modelo	Critério 1	Critério 2	Critério 3	Critério 4	Pontuação final
Verones et al. (2020a)	4,33	4,40	4,67	2,00	<b>3,85</b>
Dong et al. (2016; 2018)	3,00	4,80	4,33	2,00	<b>3,53</b>
Van Zelm et al. (2009a)	3,67	1,60	3,67	2,00	<b>2,74</b>
Huijbregts et al. (2000a)	2,33	2,00	3,67	2,50	<b>2,63</b>
Lundie et al. (2007)	2,33	1,60	3,33	1,50	<b>2,19</b>
Sleeswijk et al. (2003)	2,33	2,60	1,67	1,50	<b>2,03</b>
<b>Pontuação média do critério</b>	<b>3,00</b>	<b>2,83</b>	<b>3,56</b>	<b>1,92</b>	<b>-</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

De acordo com as pontuações expressas na Tabela 6, o Critério 3 – Robustez e transparência da documentação apresentou a maior pontuação média. Todos os modelos, com exceção de Sleeswijk et al. (2003), pontuaram acima de 3,00 nesse critério, o que demonstra que a maioria deles apresenta documentação publicada, acessível, transparente e relativamente

completa. O modelo de Sleeswijk et al. (2003) é o único entre os avaliados que não foi publicado em formato de artigo científico e, além disso, reporta suas escolhas de valores, pressupostos, incertezas e limitações superficialmente, o que resultou no seu desempenho muito inferior aos demais nesse critério.

Somente os modelos de Verones et al. (2020a), Van Zelm et al. (2009a) e Huijbregts et al. (2000a) são utilizados em métodos de AICV. O modelo de Huijbregts et al. (2000a), por mais que consista em uma versão mais antiga do modelo de Van Zelm et al. (2009a), foi mantido no método CML-IA com algumas modificações em relação à primeira versão publicada em 2000 e, devido a isso, ainda é amplamente utilizado entre os praticantes de ACV. Entre os modelos restantes, destaca-se o de Dong et al. (2016; 2018), desenvolvido com base em modificações realizadas no USEtox e que, por mais que não seja utilizado por nenhum método, serviu de base para o cálculo de FCs para 8 entre os 27 metais caracterizados pelo modelo de Verones et al. (2020a). Por ser um modelo específico para metais, de abrangência espacial global e regionalizada, e cientificamente robusto, vislumbra-se grande potencial de aprimoramento e futura aplicação em estudos de ACV, principalmente nos casos em que as emissões metálicas consistirem em parte importante do ICV.

Notou-se que todos os modelos, com exceção do modelo de Dong et al. (2016; 2018), reportaram suas incertezas somente de forma qualitativa. Ziyadi e Al-Qadi (2019) apontam que a quantificação das incertezas relacionadas aos dados da fase de ICV é bem estudada e inclusive performada, até certo ponto, pelos principais *softwares* utilizados na área (*e.g.*, SimaPro, GaBi). Por outro lado, os autores relatam que a quantificação das incertezas relacionadas aos modelos de caracterização utilizados na fase de AICV ainda é um desafio na área. Segundo Muleta e Nicklow (2005), esse tipo de análise de incertezas é matematicamente mais complexo e desafiador. Além disso, não há regras ou fórmulas matemáticas únicas para sistematicamente quantificá-las devido à variedade de modelos e parâmetros de entrada ao longo das categorias de impacto. Por vezes, distribuições probabilísticas e de amostragem como aquelas utilizadas na avaliação de incertezas de ICV (*e.g.*, inferência bayesiana, processos gaussianos, análise de Monte Carlo) não são capazes de abordar as incertezas de modelo de forma totalmente apropriada (ZIYADI; AL-QADI, 2019). Por esses e outros motivos, considera-se que o campo de análise e quantificação de incertezas de modelos de caracterização utilizados para AICV ainda está em expansão no âmbito científico, e necessita do desenvolvimento e/ou adaptação de métodos matematicamente bem fundamentados que sejam capazes de identificar diferentes fontes de incertezas de modelo e quantificá-las de maneira robusta.

O Critério 1 – Abrangência do escopo foi o segundo melhor pontuado. O modelo de Verones et al. (2020a) se destacou com pontuação de 4,33 devido à grande quantidade de fluxos elementares cobertos e aos diversos compartimentos de emissão. Esse modelo somente não obteve pontuação máxima nesse critério devido à atual não-operacionalidade dos seus FCs regionalizados, que ainda não estão implementados no método LC-IMPACT, disponível no *software* SimaPro. Deve-se ressaltar que, por mais que esse modelo seja o mais completo entre os avaliados em relação às substâncias abrangidas, ainda há dezenas de milhares de compostos químicos potencialmente tóxicos não caracterizados por modelos de ecotoxicidade marinha, sendo esse um dos principais desafios da categoria (ROSENBAUM, 2015). Além disso, novas substâncias são constantemente introduzidas no mercado (FANTKE et al., 2018), o que requer esforços constantes dos especialistas na sua caracterização e inclusão nos modelos existentes.

O USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009a) obteve o segundo melhor desempenho no Critério 1. A quantidade de substâncias cobertas é muito próxima à do modelo de Verones et al. (2020a), porém, os pressupostos da modelagem tornam o modelo mais adequado para aplicação na Europa Ocidental, o que reduziu sua pontuação final. Entretanto, por fazer parte do método de AICV ReCiPe 2016, esse modelo é um dos mais utilizados globalmente para quantificar os impactos nessa categoria, inclusive, em regiões fora da Europa. O modelo de Dong et al. (2016; 2018), por outro lado, é regionalizado e abrange os três GEMs brasileiros, mas é limitado em relação aos fluxos elementares e aos compartimentos de emissão, contemplando apenas as emissões em água doce ou diretamente no mar. Isso reduz a aplicabilidade do modelo e prejudica a comparação de seus resultados com os de modelos que contemplam outros compartimentos de emissão, pois o transporte e a distribuição de substâncias emitidas para o ar ou para o solo – algo comum no ciclo de vida da maioria dos produtos –, e que eventualmente atingem o ambiente marinho, não são modelados e, conseqüentemente, caracterizados. Os outros modelos obtiveram pontuações ainda mais baixas pois apresentam aplicação espacialmente limitada e cobrem baixas quantidades de fluxos elementares.

Dois modelos apresentaram pontuação superior a 4,00 no Critério 2 – Relevância ambiental. Modelos mais novos tendem a apresentar melhor desempenho nesse critério, principalmente por estarem mais alinhados a pressupostos de modelagem definidos e recomendados ao longo da evolução dos estudos relacionados à categoria de impacto de interesse. Recomendações específicas para categorias de ecotoxicidade, reunidas de diversos estudos e compiladas no artigo de publicação do modelo de toxicidade e ecotoxicidade USEtox (ROSENBAUM et al., 2008), foram importantes para o embasamento de modelos surgidos

posteriormente, tais como os de Dong et al. (2016; 2018) e de Verones et al. (2020a). A utilização de dados de pelo menos três níveis tróficos no cálculo de fatores de efeito sempre que disponíveis, a priorização de dados de toxicidade crônica e a utilização de fatores de conversão ACR apropriados são recomendações reforçadas pelos desenvolvedores do USEtox, e identificadas nos dois modelos mais recentes avaliados. Deve-se atentar que novas recomendações a respeito das melhores práticas de modelagem para categorias de ecotoxicidade são publicadas de maneira recorrente e alinhada ao avanço da ciência nessa área do conhecimento (e.g., OWSIANIAK et al., 2023; OWSIANIAK et al., 2019; FANTKE et al., 2018b), e seus efeitos deverão ser refletidos no futuro, em novos modelos de caracterização e em atualizações dos modelos já existentes.

O aumento da disponibilidade e da acessibilidade a dados oriundos de testes de laboratório referentes a toxicidade das substâncias químicas a diferentes espécies, resultante da ampliação do acesso global à internet e do aumento do volume de literatura científica disponível *online* permitiu, ao longo da última década, que modelos mais novos pudessem utilizá-los e/ou extrapolar novos dados a partir desses e, conseqüentemente, tornarem-se mais relevantes ambientalmente, aumentando o nível de robustez de seus FCs. Adicionalmente, o aprimoramento dos modelos multimídia utilizados na caracterização do destino e exposição, tais como o *SimpleBox* e o modelo incorporado no USEtox, e a recente utilização de modelos específicos para simular a especiação de metais no ambiente aquático, como o WHAM VII, tornaram a modelagem dos FFs e XFs de substâncias orgânicas e metais mais representativa da realidade, aumentando a relevância ambiental dos modelos mais recentes. Owsianiak et al. (2019) recomenda que sejam consideradas características específicas das substâncias químicas, organismos e compartimentos ambientais no cálculo dos FCs; percebe-se um esforço nos desenvolvedores dos modelos mais atuais em tornar a modelagem cada vez mais químico-específica e local-específica.

Por outro lado, nota-se que a versão mais antiga do USES-LCA apresentou desempenho um pouco superior à versão mais recente no Critério 2. Isso se deve à pontuação mais alta do USES-LCA no Subcritério 2.4, pois esse modelo utiliza alguns dados de espécies marinhas na modelagem dos EFs, em contrapartida ao seu sucessor, que utiliza somente dados de espécies de água doce. Os dados de toxicidade utilizados pelos modelos são diferentes, sendo o primeiro baseado na métrica PNEC, e o segundo, em dados de EC<sub>50</sub>, o que pode justificar as diferenças na natureza das espécies utilizadas. Os três modelos menos pontuados (VAN ZELM et al., 2009a; LUNDIE et al., 2007; HUIJBREGTS et al., 2000) têm em comum o baixo desempenho nos subcritérios relacionados aos EFs. Todos zeraram o Subcritério 2.5, referente

à quantidade de níveis tróficos representados na modelagem, pois não forneceram informações o suficiente para avaliá-lo. A recomendação da representação de pelo menos três níveis tróficos surgiu somente em 2008 (ROSENBAUM et al., 2008), o que pode ter sido motivo para que os autores desses modelos não se atentassem a publicar essa informação na documentação referente à modelagem.

O baixo desempenho de todos os modelos de caracterização avaliados no Critério 4 demonstra a necessidade de desenvolver modelos de ecotoxicidade marinha que melhor se adequem às características das emissões oriundas de indústrias petrolíferas. Por utilizarem modelos multimídia que assumem estado estacionário na modelagem dos FFs, nenhum modelo entre os avaliados é capaz de modelar dinamicamente a distribuição das emissões no tempo e no espaço, logo, não se atentam às diferenças na concentração dos poluentes emitidos pelas atividades petrolíferas ao longo do compartimento marinho. Essa limitação é mais importante na avaliação de emissões de metais, pois a maioria das substâncias orgânicas consegue atingir condições de estado estacionário nos primeiros meses ou anos após a emissão (FANTKE et al., 2018b). Grande parte dos metais, por outro lado, podem não atingir estado estacionário mesmo após milhares de anos, apresentando mudanças espaciais e temporais na distribuição da massa emitida (FANTKE et al., 2015; LEBAILLY et al., 2014). Devido a isso, Owsianiak et al. (2019) e Fantke et al. (2018b) recomendam que a ecotoxicidade de substâncias orgânicas e metais deve ser modelada e reportada separadamente, e que a inclusão da dinâmica espaço-temporal na modelagem dos FFs necessita de mais pesquisas para ser adequadamente incorporada.

Somente o modelo de Huijbregts et al. (2000) avalia a ecotoxicidade no sedimento marinho, compartimento ambiental importante em estudos de ACV para o setor petrolífero, pois alguns tipos de cascalhos de perfuração formam pilhas sobre o assoalho marinho quando descartados nesse ambiente. Essa categoria no USES-LCA, porém, ainda precisa de muito desenvolvimento para ser considerada madura e robusta, pois todos os dados utilizados para cálculo dos EFs são de espécies de coluna d'água presentes em ambientes de água doce, e não de sedimento marinho. Fantke et al. (2018b) defendem que a disponibilidade dos dados necessários para incluir a avaliação da ecotoxicidade em organismos de sedimento está aumentando gradativamente e pode já ser suficiente para a inclusão dessa categoria de impacto de forma definitiva na ACV. Os autores afirmam que os modelos multimídia utilizados na modelagem do destino das substâncias já avaliam esse compartimento, que é especialmente importante no caso de substâncias persistentes no meio, tais como os metais, que têm capacidade de se acumularem no sedimento e resultar em altas concentrações de exposição às comunidades de organismos bentônicos.



Os modelos analisados performaram relativamente bem no Subcritério 4.2, o que demonstra que a cobertura dos fluxos elementares recorrentes nos resíduos petrolíferos é a menor limitação dos modelos atuais. Porém, deve-se atentar que, devido à grande variabilidade de composição dos fluidos de perfuração, mesmo os modelos de caracterização mais completos nesse quesito podem não abranger todas as substâncias potencialmente tóxicas presentes nos resíduos de perfuração. Além disso, a avaliação da ecotoxicidade de misturas ainda é bastante limitada na ACV (FANTKE et al., 2018b), o que pode ser um desafio no caso da avaliação do descarte de fluidos ou de água produzida no mar. A recomendação mais atual a respeito da avaliação da toxicidade de misturas na AICV é, simplesmente, somar os efeitos tóxicos individuais de cada um de seus componentes químicos, abordagem utilizada como padrão nas categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade (FANTKE et al., 2018a; 2018b; ROSENBAUM, 2008).

Por fim, a abordagem de regionalização por província marítima, seguindo o conceito dos Grandes Ecossistemas Marinhos (GEMs), foi encontrada somente no modelo de Dong et al. (2016; 2018), que trouxe FCs para os três GEMs brasileiros. A UNESCO define os GEMs como “grandes regiões dos oceanos diferenciadas em suas características de batimetria, hidrografia, produtividade, e populações troficamente dependentes, sendo áreas com produtividade maior que o oceano aberto” (UNESCO, s.d.). A utilização dessa abordagem de regionalização garantiu que os FCs desse modelo fossem calculados com base em características físico-químicas e ambientais específicas dos GEMs brasileiros do sul, leste e norte. Porém, mesmo com essa iniciativa por parte dos autores do modelo, o atual estado da arte e a escassez de dados de efeito para espécies locais e representativas de diversas regiões do globo torna a regionalização do mecanismo de impacto das categorias de ecotoxicidade bastante limitada (FANTKE et al., 2018b). Características das águas marinhas locais foram consideradas, entretanto, os EFs não foram calculados com base nas espécies que ocorrem com maior frequência na costa brasileira, mas sim naquelas cujos dados de toxicidade estavam disponíveis para os metais analisados, independentemente de sua origem ou ocorrência geográfica. Outro desafio da regionalização das categorias de ecotoxicidade, apontado por Fantke et al. (2018b), é a representação de ecossistemas únicos de regiões tropicais, tais como os recifes de corais, que não são representados pelos modelos de caracterização atuais.

Os modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha atualmente existentes podem ser utilizados em estudos de ACV para o setor petrolífero, porém, os resultados devem ser reportados levando em consideração suas limitações. Deve-se atentar, ainda, que a categoria de impacto ecotoxicidade marinha não contempla todos os potenciais impactos que o descarte de

resíduos de perfuração de poços, tais como os cascalhos, causam nesse ambiente. Os potenciais efeitos físicos dos cascalhos de perfuração no mar, por exemplo, não são considerados nessa categoria, pois esses impactos estão fora do seu escopo. Veltman et al. (2011) atestam a importância da incorporação de impactos físicos relacionados a emissão de particulados na água, como os fluidos e cascalhos de perfuração, na etapa de AICV. De acordo com os autores, a emissão dos cascalhos pode resultar em uma zona de maior turbidez ao redor da plataforma, especialmente devido às partículas finas, que podem persistir na coluna d'água por semanas ou até meses até sedimentarem. A turbidez aumentada pode danificar ou bloquear órgãos específicos de animais filtradores, utilizados para alimentação e respiração. Por outro lado, a sedimentação rápida das partículas maiores resulta na formação de pilhas que podem ocasionar o soterramento de organismos bentônicos sedentários; a alteração da textura e estrutura do sedimento, modificando o habitat, e até mesmo a depleção de oxigênio devido ao enriquecimento orgânico da camada superior do sedimento (VELTMAN et al., 2011).

Atualmente, nenhum método de AICV apresenta categorias de impacto voltadas para os impactos físicos de emissões no mar. Algumas iniciativas de desenvolvimento de *frameworks* e modelos de caracterização para a avaliação de impactos potenciais relacionados à ocupação e transformação do assoalho marinho podem ser identificadas na literatura, tais como os trabalhos de Prémat et al. (2021), Woods e Verones (2019), e Langlois et al. (2015). Veltman et al. (2011), por sua vez, desenvolveram FCs para avaliar os efeitos físicos na coluna d'água e no sedimento marinho resultantes das emissões de materiais particulados, mais especificamente o aumento da turbidez e o soterramento de comunidades bentônicas, com fins de aplicação em estudos de caso para o setor petrolífero. Estudos aprofundados devem ser realizados para identificar a totalidade de modelos de caracterização, publicados ou em desenvolvimento, com potencial de compor categorias de impacto relacionadas à efeitos físicos no ambiente marinho, avaliando seu nível de maturidade e a sua potencial aplicabilidade em estudos de ACV para o setor de óleo e gás. Categorias relacionadas ao uso e transformação do assoalho marítimo e a emissões de particulados, aliadas a categorias de ecotoxicidade de coluna d'água e sedimento marinho melhor adaptadas às características intrínsecas a esse tipo de atividade industrial, apresentam potencial de representar de forma mais fidedigna os impactos da etapa de descarga de resíduos petrolíferos em ambiente marinho.

Na etapa de classificação, definiu-se o modelo de Verones et al. (2020a) como o mais completo da categoria em relação aos critérios aplicados, com destaque para o seu desempenho nos critérios de abrangência do escopo e relevância ambiental. O modelo é baseado em recomendações mais recentes relacionadas à ecotoxicidade e às boas práticas de modelagem

em ACV e, por isso, obteve pontuações superiores aos demais na maioria dos critérios. Por ser um modelo *endpoint*, porém, sua aplicabilidade pode ser limitada em estudos que exijam a apresentação dos resultados em unidades métricas *midpoint*. Além disso, ressalta-se que modelos *endpoint* possuem mais incertezas associadas na sua modelagem, pois avançam da etapa de avaliação do efeito para a avaliação de dano (HAUSCHILD et al., 2013), e as categorias de ecotoxicidade ainda não possuem essa conversão bem padronizada e/ou definida (OWSIANIAK et al., 2023).

O modelo de Dong et al. (2018; 2016), segundo colocado na classificação, é extremamente robusto cientificamente e muito relevante ambientalmente para a avaliação de emissões metálicas, mas tem sua aplicabilidade limitada devido ao pequeno grupo de fluxos elementares cobertos e por avaliar somente dois compartimentos de emissão. A aplicação desse modelo pode ser interessante nos casos em que o inventário do ciclo de vida é dominado por emissões dos metais avaliados por esse modelo diretamente para o mar ou para compartimentos de água doce, ou para fins de análise de sensibilidade. Esse modelo não é adequado, porém, para avaliação de inventários contendo emissões significativas de substâncias não-metálicas, pois esses compostos não serão caracterizados, o que reduz a credibilidade dos resultados da etapa de AICV.

O USES-LCA 2.0, terceiro classificado da lista, é um dos modelos de ecotoxicidade marinha mais utilizados na ACV atualmente, pois faz parte do ReCiPe 2016, método de AICV bastante difundido globalmente. Esse modelo deve ser aplicado com cautela em regiões fora da Europa, assim como em estudos em que os inventários do ciclo de vida são dominados por substâncias metálicas, pois a modelagem da ecotoxicidade dos metais não foi diferenciada das substâncias não-metálicas, tornando-se uma das suas principais limitações. Recomenda-se a sua aplicação, principalmente, quando for necessária a apresentação de resultados a nível *midpoint*. Além disso, por mais que seu desempenho no critério de relevância ambiental tenha sido inferior à sua versão mais antiga, ainda se recomenda a sua aplicação ao invés do USES-LCA devido à maior abrangência de fluxos elementares e ao melhor desempenho geral.

Os modelos de Huijbregts et al. (2000a), Lundie et al. (2007) e Sleeswijk et al. (2003) obtiveram os piores desempenhos em relação aos critérios aplicados e, por isso, não é recomendado que sejam selecionados como a primeira opção para avaliação da categoria de impacto ecotoxicidade marinha. Por fim, nenhum modelo de ecotoxicidade marinha disponível é ideal para avaliação do ciclo de vida das atividades de perfuração de poços de petróleo quando considerada a etapa de descarte de resíduos *offshore*. Recomenda-se a aplicação dos modelos com melhor desempenho geral na categoria em estudos de caso para esse setor, observando sua

adequação ao objetivo e escopo do estudo e a sua abrangência em relação aos fluxos elementares do ICV, para melhor representação da realidade.

#### 5.4 ESTUDO DE CASO

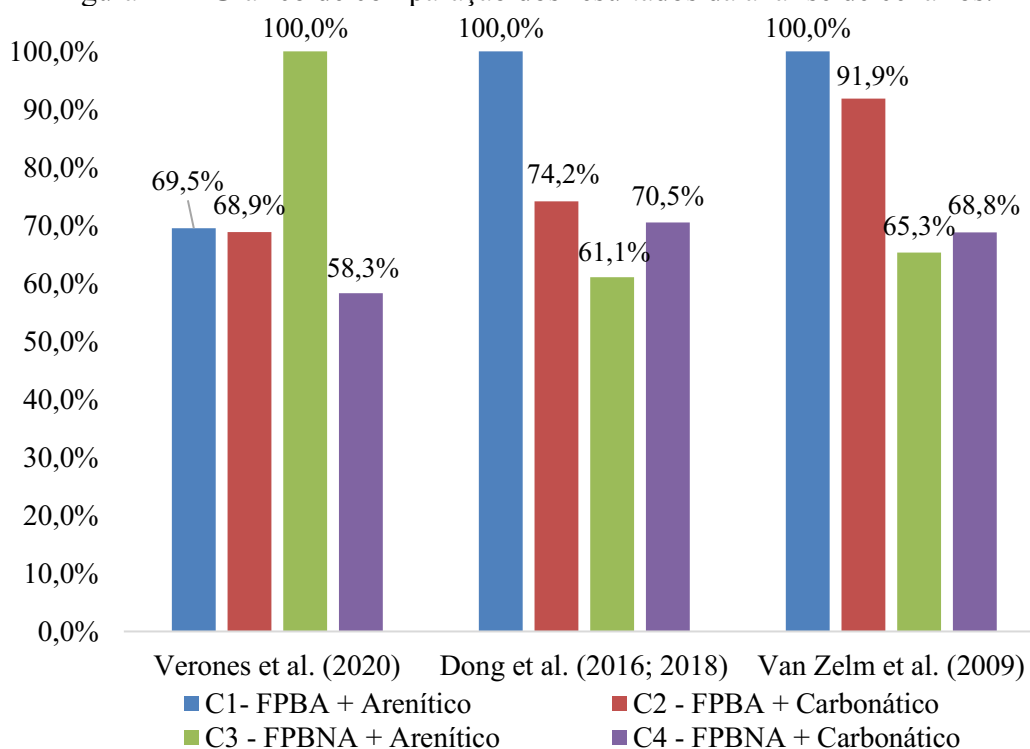
Nessa seção são apresentados os resultados da aplicação de três modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha, selecionados a partir da etapa de classificação (tópico 5.3.6), no estudo de caso descrito na seção 4.3. Foram selecionados os modelos de Verones et al. (2020a), de Dong et al. (2016; 2018), e o USES-LCA 2.0, de Van Zelm et al. (2009a), classificados em primeiro, segundo e terceiro lugar, respectivamente, na etapa de classificação.

Os FCs de abrangência global do modelo de Verones et al. (2020a) estão inclusos no método LC-IMPACT, disponível para uso no *software SimaPro 9.4.0.1*. Esse modelo avalia os impactos a nível *endpoint* e foi aplicado para o horizonte de tempo de 1000 anos (chamado no método LC-IMPACT de “infinito”), abordagem mais adequada para a avaliação de substâncias persistentes no meio, tais como os metais. O horizonte de tempo é considerado irrelevante para substâncias orgânicas (VERONES et al., 2020a). O USES-LCA 2.0 (VAN ZELM et al., 2009a) está incluso no método ReCiPe 2016, também disponível para aplicação no *software*. Para realizar uma comparação coerente com o modelo de Verones et al. (2020a), aplicou-se a sua versão *endpoint* e a perspectiva Igualitária, que considera um horizonte de tempo de 1000 anos, igualando assim as escolhas dos parâmetros entre ambos os modelos.

O modelo de Dong et al. (2016; 2018) foi o único selecionado que não compõe nenhum método de AICV já implementado em *software*. Devido a isso, foi realizada a sua implantação de forma manual no *software SimaPro 9.4.0.1*. Como esse modelo não fornece os FCs *endpoint*, para que a comparação fosse consistente com a abordagem utilizada pelos outros dois modelos, foi necessário calcular esses FCs por meio da equação descrita no tópico 5.3.2.2. Optou-se por calcular os FCs *endpoint* a partir dos FCs *midpoint* de abrangência global, derivados dos FCs regionalizados por meio do método de ponderação baseado na taxa de descarga do estuário, recomendado como abordagem padrão pelos autores do modelo. Esse modelo utiliza o horizonte temporal de 1000 anos, assim como os outros dois modelos aplicados.

A Figura 12 apresenta o gráfico de comparação de resultados dos três modelos aplicados, referentes à contribuição relativa de cada cenário analisado, para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha. Em cada modelo, foi atribuído o percentual de 100% ao cenário que apresentou maior impacto na categoria. Os outros cenários tiveram suas contribuições relativizadas em comparação ao cenário mais impactante.

Figura 12 – Gráfico de comparação dos resultados da análise de cenários.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Os resultados apresentados na Figura 12 indicam convergência entre os modelos de Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a) quanto ao comportamento ambiental dos quatro cenários em relação ao seu impacto potencial na categoria de ecotoxicidade marinha. O modelo de Verones et al. (2020a), porém, apresentou comportamentos divergentes dos outros dois modelos.

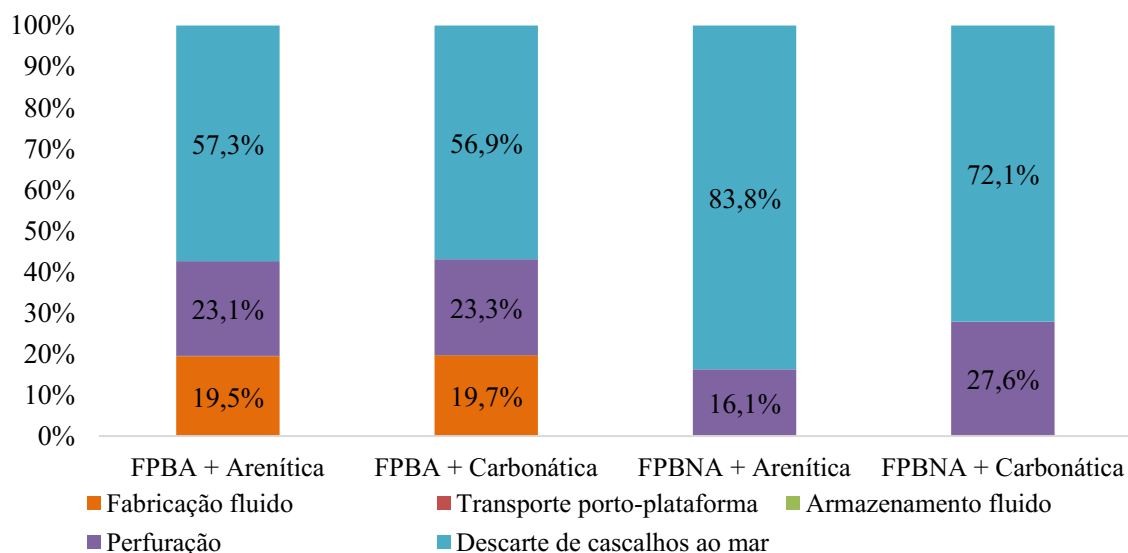
Para o modelo de Verones et al. (2020a), o Cenário 3 – FPBNA + Arenítica foi o que apresentou maior impacto, enquanto para os outros dois modelos, o pior desempenho ambiental foi atribuído ao Cenário 1 – FPBA + Arenítica. Em relação aos cenários que apresentaram o melhor desempenho ambiental, também houve diferença nos resultados. O Cenário 4 – FPBNA + Carbonática foi o menos impactante para a ecotoxicidade marinha de acordo com o modelo de Verones et al. (2020a), enquanto o Cenário 3 – FPBNA + Arenítico obteve o melhor desempenho para Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a). As porcentagens atribuídas ao cenário de melhor desempenho ambiental são muito próximas para esses dois modelos, divergindo em menos de 2%. Nota-se que o Cenário 3 foi considerado o pior para o modelo de Verones et al. (2020a), e o melhor para os outros dois modelos aplicados.

Para o modelo de Verones et al. (2020a), houve pouca diferença entre os resultados das contribuições dos Cenários 1 e 2 - de fluidos aquosos com diferentes tipos de rochas -, inferior a 1%. Para os Cenários 3 e 4, de fluidos não-aquosos, a diferença foi bastante superior, ultrapassando os 40%. O modelo de Dong et al. (2016; 2018) atribuiu maior diferença de

desempenho entre os Cenários 1 e 2, de fluidos aquosos, superior a 25%, e menor diferença aos Cenários 3 e 4, de fluidos não-aquosos, inferior a 10%. No caso dos resultados de Van Zelm et al. (2009a), a maior diferença foi constatada entre os Cenários 1 e 2, com o Cenário 2 contribuindo aproximadamente 8% a menos que o Cenário 1. A diferença entre os Cenários 3 e 4 foi inferior, em 3,5%. Não se pode atribuir essas diferenças exclusivamente ao tipo de fluido ou ao tipo de rocha avaliado. As amostras de cascalhos de perfuração avaliadas quimicamente pela universidade parceira continham misturas entre compostos presentes nos fluidos, no petróleo e nas rochas de origem, e representam unicamente as condições específicas relacionadas ao local e período de coleta dessas amostras. A composição da rocha carbonática na qual o FPBA está aderido pode não ser exatamente a mesma da rocha na qual o FPBNA está aderido, assim como no caso da rocha arenítica, pois tais amostras não são oriundas do mesmo poço.

Os modelos apresentaram menores divergências entre si quando analisadas as contribuições de cada etapa do ciclo de vida das atividades avaliadas para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha. As Figura 13, 14 e 15 apresentam os gráficos com os resultados dessa etapa para os modelos de Verones et al. (2020a), Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a), respectivamente.

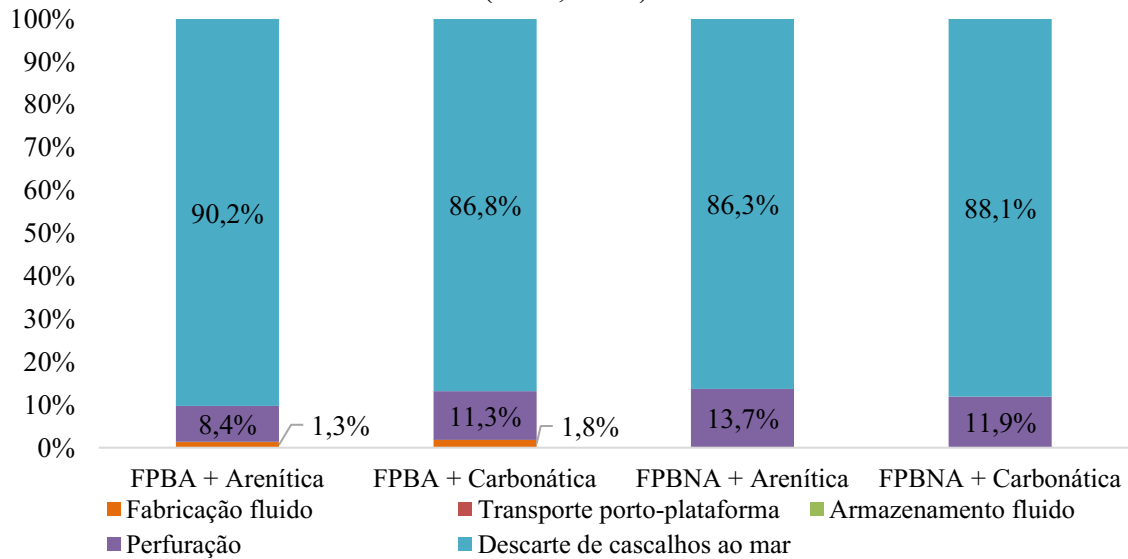
Figura 13 – Gráfico de contribuição das etapas do ciclo de vida - modelo de Verones et al. (2020a).



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Nota: As etapas de transporte porto-plataforma e de armazenamento do fluido (cores vermelha e verde da legenda) não apresentaram impactos significativos.

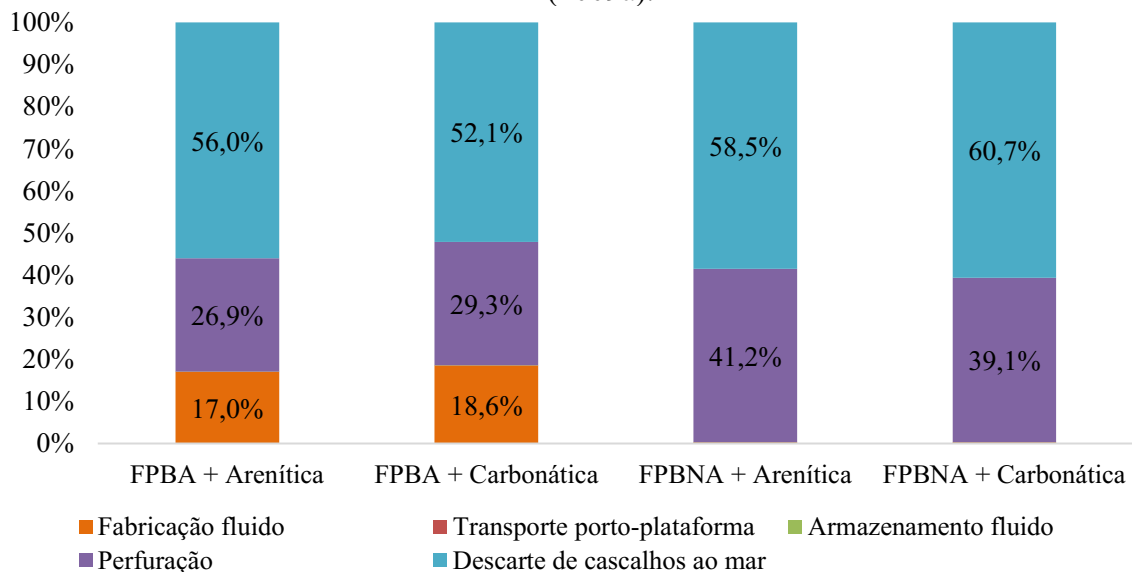
Figura 14 – Gráfico de contribuição das etapas do ciclo de vida - modelo de Dong et al. (2016; 2018).



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Nota: As etapas de transporte porto-plataforma e de armazenamento do fluido (cores vermelha e verde da legenda) não apresentaram impactos significativos.

Figura 15 – Gráfico de contribuição das etapas do ciclo de vida - modelo de Van Zelm et al. (2009a).



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Nota: As etapas de transporte porto-plataforma e de armazenamento do fluido (cores vermelha e verde da legenda) não apresentaram impactos significativos.

Para todos os modelos, as etapas de transporte do fluido do porto à plataforma e de armazenamento dos fluidos de perfuração apresentaram contribuição nula ou negligente (inferior a 0,5%) em todos os cenários. A etapa de descarte de cascalhos no mar foi considerada a mais impactante em todos os cenários, para os três modelos, seguida pela etapa de perfuração

dos poços que contempla, além da própria atividade de perfuração, os tratamentos primário e secundário dos fluidos em plataforma.

A etapa de fabricação dos fluidos teve contribuição para a ecotoxicidade marinha apenas nos Cenários 1 e 2, para os modelos de Verones et al. (2020a) e Van Zelm et al. (2009a). Para o modelo de Dong et al. (2016; 2018), a etapa de fabricação dos fluidos apresentou contribuição muito mais baixa que os outros dois modelos nos Cenários 1 e 2, inferior a 2%. Nas análises para os cenários com FPBNA, a etapa de fabricação dos fluidos apresentou contribuição negligente em relação às de perfuração e descarte para todos os modelos aplicados. Isso ocorre porque, para executar a UF definida (perfurar 1m de poço), a quantidade de FPBA consumida é muito maior que a de FPBNA, sendo aproximadamente 0,293 m<sup>3</sup> e 0,001m<sup>3</sup>, respectivamente. Enquanto o FPBA é descartado após cada uso, o FPBNA, após utilizado na perfuração, é recuperado através dos tratamentos em plataforma e reutilizado diversas vezes. Dessa maneira, é possível perfurar uma metragem muito maior de poço com um pequeno volume de FPBNA, diluindo os potenciais impactos associados à etapa de produção desse fluido ao longo das diversas reutilizações.

O modelo de Dong et al. (2016; 2018) atribuiu importância consideravelmente maior que os outros modelos para a etapa de descarte dos cascalhos em ambiente marinho, superior a 85% em todos os cenários avaliados. Diferentemente dos outros modelos, que atribuíram certa importância à etapa de fabricação dos fluidos de perfuração para os cenários com fluido aquoso, esse modelo resultou em impactos potenciais inferiores a 2% para essa etapa do ciclo de vida. Além das diferenças intrínsecas aos pressupostos de modelagem e nos valores dos FCs para cada substância, esse modelo caracteriza uma quantidade muito inferior de compostos químicos quando comparado aos outros dois modelos, tornando a caracterização dos impactos de montante da etapa de fabricação dos fluidos incompleta. As cadeias de valores associadas ao ciclo de vida da fabricação de fluidos de perfuração emitem outras substâncias além dos nove metais analisados por Dong et al. (2016; 2018), que potencialmente contribuem para a ecotoxicidade marinha. Além disso, o modelo de Dong et al. (2016; 2018) considera os estuários como um compartimento ambiental de remoção de substâncias, o que reduz o valor dos fatores de destino de substâncias emitidas em compartimentos de água doce, pois parte delas ficam retidas nesses ecossistemas. Dessa forma, as emissões diretas ao mar tendem a ganhar ainda mais relevância quando comparadas às emissões em outros compartimentos.

Os compartimentos de emissão “ar” e “solo” não são considerados pelo modelo de Dong et al. (2016; 2018), que avalia exclusivamente emissões realizadas para ambientes aquáticos e marinhos, logo, quaisquer emissões ocorrentes para outros compartimentos e que



eventualmente contribuem para a ecotoxicidade marinha não são caracterizadas. Essa característica do modelo pode, assim como a limitação relacionada a quantidade de fluxos elementares, ter contribuído para gerar resultados diferentes dos demais modelos na importância relativa atribuída a cada etapa do ciclo de vida. Porém, ressalta-se que os FCs de ecotoxicidade marinha para substâncias emitidas para o ar e, especialmente, para o solo, tendem a ser muito mais baixos que aqueles para substâncias emitidas diretamente para compartimentos aquáticos e marinhos (HERTWICH et al., 2002; HUIJBREGTS et al., 2017; VERONES et al. 2020a), pois uma parcela muito pequena dessas emissões efetivamente atinge os oceanos, ficando retidas ou sendo parcialmente degradadas nos compartimentos aos quais foram emitidas. Dessa maneira, considera-se que a limitação de fluxos elementares tenha tido maior importância para influenciar os resultados de Dong et al. (2016; 2018) do que as restrições relacionadas aos compartimentos de emissão.

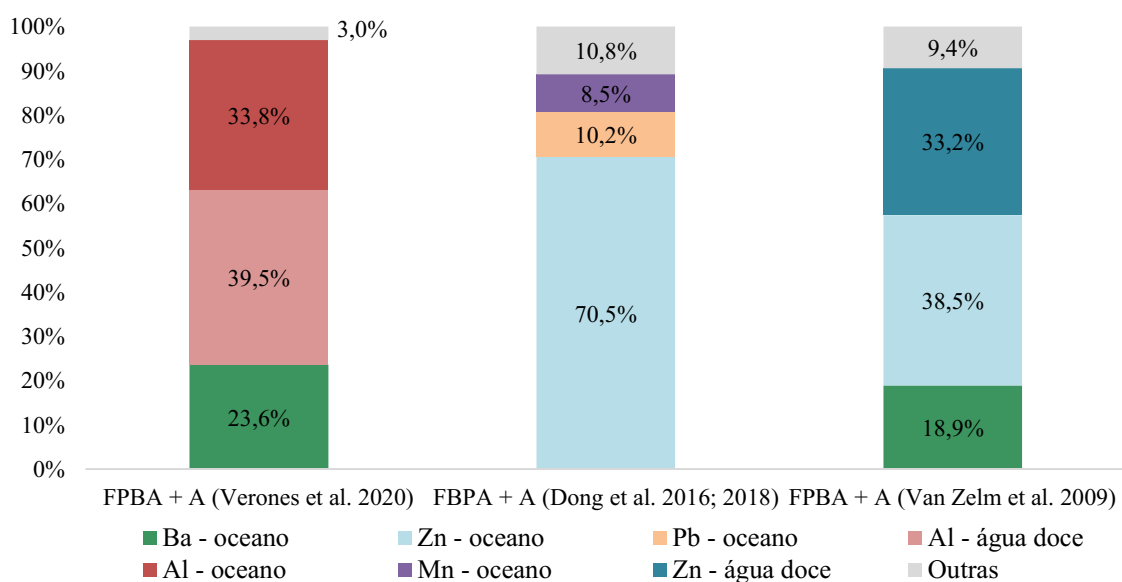
A partir dessas análises foi possível determinar, consensualmente entre todos os modelos, que a etapa do ciclo de vida das atividades de perfuração de poços de petróleo que mais contribuiu para a ecotoxicidade marinha foi o descarte dos cascalhos no mar, independentemente do tipo de fluido utilizado. Um elemento decisivo para esses resultados foram os fatores de destino, componentes da equação dos FCs, que determinam o quanto do composto emitido ao meio ambiente efetivamente atinge o compartimento marinho. Somente uma fração da massa de cada substância emitida em compartimentos ambientais distintos dos oceanos (nesse caso, oriundas de outras etapas do ciclo de vida que não o descarte dos resíduos) terá seu destino final no mar e, conseqüentemente, potencial de causar ecotoxicidade a esse ambiente. Para os compostos químicos emitidos diretamente no mar (oriundos majoritariamente da etapa de descarte dos cascalhos), o fator de destino sempre será 1, o que significa que toda a massa das substâncias emitidas atinge o compartimento marinho. Dessa forma, os FCs de ecotoxicidade marinha sempre serão superiores para emissões diretas ao mar do que para outros compartimentos, o que, em conjunto com a massa emitida de cada composto, influencia o resultado final.

A avaliação do Cenário 3 – FPBNA + Arenítica foi a que resultou em maiores discrepâncias entre as porcentagens de contribuição das etapas de perfuração e descarte entre os modelos de Verones et al. (2020a) e Van Zelm et al. (2009a). O primeiro atribuiu 83,8% dos impactos potenciais à etapa de descarte, e 16,1% à etapa de perfuração. Por outro lado, para o segundo, esses valores foram de 58,5% e 41,2%, respectivamente. Para os outros cenários, as diferenças nessas porcentagens entre esses dois modelos foram muito inferiores, principalmente no caso dos cenários de FPBA, cuja maior diferença entre os resultados dos modelos foi

atribuída à etapa de perfuração no Cenário 2, em 6%. Quando comparados ao modelo de Dong et al. (2016; 2018), as diferenças nas porcentagens de contribuição de cada etapa foram bastante superiores devido à ausência de caracterização para algumas substâncias.

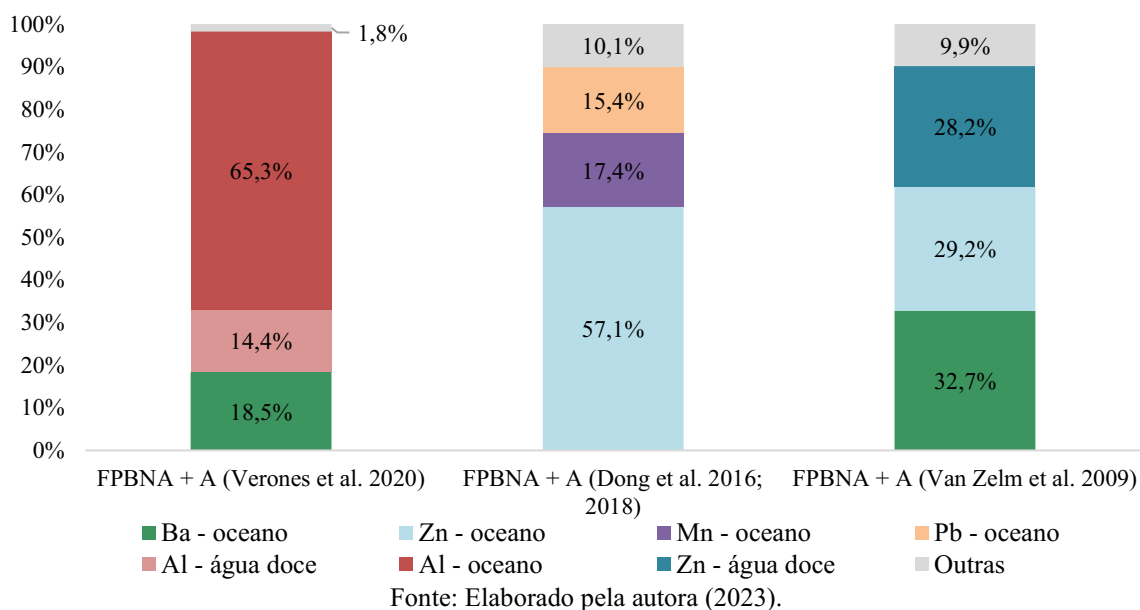
Os fluxos elementares e seus FCs, fornecidos pelos modelos de caracterização, são os responsáveis fundamentais pelas diferenças nos resultados entre os modelos na análise da categoria de impacto. O comportamento individual dos três modelos mostrou seguir um padrão em relação aos principais compostos químicos contribuintes para a ecotoxicidade marinha, pois as substâncias com contribuições mais relevantes foram as mesmas nos quatro cenários. Dessa forma, optou-se por apresentar os resultados da análise de contribuição por substância para dois cenários: C1 – FPBA + Arenítica (Figura 16), considerado o mais impactante pelos modelos de Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a), e C3 – FPBNA + Arenítica (Figura 17), com o pior desempenho ambiental para o modelo de Verones et al. (2020a). Aplicou-se um *cut-off* de 5% na geração dos gráficos, ou seja, são apresentadas somente as substâncias com contribuição superior a essa porcentagem para a categoria de impacto. Substâncias que contribuíram com um percentual menor de impacto foram agrupadas e classificadas como “outras”.

Figura 16 – Gráfico de análise de contribuição para o Cenário 1 – FPBA + Arenítica.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Figura 17 - Gráfico de análise de contribuição para o Cenário 3 – FPBNA + Arenítica.



Ambos os cenários são dominados por substâncias metálicas, para todos os modelos. Esse comportamento já era esperado para o modelo de Dong et al. (2016; 2018), pois o mesmo só avalia esse grupo de substâncias. Porém, os resultados convergentes dos outros dois modelos atestam esses compostos químicos como os mais relevantes para a categoria de impacto no estudo de caso analisado. Os principais compartimentos de emissão desses metais foram o mar, que considera majoritariamente as emissões diretas dos cascalhos de perfuração nesse ambiente, e a água doce, que recebe emissões oriundas de outras etapas do ciclo de vida (principalmente fabricação do fluido e perfuração, para o Cenário A, e perfuração, para o Cenário C) e que parcialmente atingem o ambiente marinho, contribuindo para a categoria de ecotoxicidade marinha. Nos resultados do modelo de Dong et al. (2016; 2018), somente emissões diretas ao mar tiveram contribuições relevantes. Esse modelo, por considerar que parte das emissões realizadas em compartimentos de água doce ficam retidas no estuário, resulta em menores quantidades de metais atingindo o ambiente marinho, influenciando os resultados finais. Emissões para o ar e para o solo não resultaram em valores relevantes de ecotoxicidade para nenhuma substância analisada nos dois modelos que avaliam esses compartimentos. Ademais, substâncias orgânicas importantes presentes nos fluidos e resíduos de perfuração, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, também não apresentaram contribuições relevantes para a categoria quando comparadas aos metais.

O bário, quando emitido diretamente para o mar, foi um dos metais que apresentou contribuições significativas em todos os cenários para dois entre os três modelos aplicados. Ele foi a substância mais impactante para o modelo de Van Zelm et al. (2009a) no Cenário 3, e o

terceiro colocado no Cenário 1, atrás somente do zinco emitido para ambos os compartimentos marinho e aquático. Para Verones et al. (2020a), o bário também teve maior destaque no Cenário 3, sendo a segunda substância mais importante para a categoria, e também apresentou contribuição importante no Cenário 1, atrás das emissões de alumínio para a água doce e para o mar. O modelo de Dong et al. (2016; 2018) não caracteriza essa substância, ou seja, não apresenta FC, dessa forma, não apresentou resultados de impacto potencial para a mesma.

O zinco emitido para o mar também se repetiu nos resultados de dois entre os três modelos, com exceção do modelo de Verones et al. (2020a). Ele dominou os resultados do modelo de Dong et al. (2016; 2018) para ambos os cenários. Para Van Zelm et al. (2009a), o zinco emitido para o mar foi a principal substância contribuinte no Cenário 1 e o segundo colocado no Cenário 3, atrás somente do bário. As emissões de zinco para água doce também tiveram papel significativo em ambos os cenários para esse modelo. O zinco é caracterizado pelo modelo de Verones et al. (2020a), porém, não apresentou contribuições significativas quando comparado ao alumínio e ao bário, que dominaram os impactos na categoria.

O alumínio emitido ao mar e em água doce foi a substância química de destaque para o modelo de Verones et al. (2020a) em todos os cenários avaliados. Porém, ele não é caracterizado por nenhum dos outros modelos aplicados, o que impossibilita a determinação do comportamento desse metal quando submetido a outros pressupostos de modelagem. O chumbo e o manganês foram substâncias que ganharam destaque nos resultados do modelo de Dong et al. (2016; 2018) e que não apresentaram contribuições significativas à categoria para os modelos de Verones et al. (2020a) e Van Zelm et al. (2009a). O chumbo é caracterizado por ambos os modelos, porém, o manganês não apresenta FC no modelo de Van Zelm et al. (2009a).

O material do modelo de Van Zelm et al. (2009a) não menciona as motivações para o alumínio e para o manganês não serem caracterizados. De acordo com Pizzol et al. (2011), nas metodologias de AICV existentes não há critérios específicos que definem a inclusão ou exclusão de um metal das categorias de ecotoxicidade. Para os autores, o número de metais e de FCs inclusos em cada modelo de caracterização refletem a disponibilidade de dados na época do seu desenvolvimento, e não a relevância da substância para a categoria. Os autores do modelo de Dong et al. (2016; 2018) reforçam essa justificativa, pois deixam claras as limitações de disponibilidade de dados necessários para uma modelagem representativa da realidade, em especial daqueles utilizados na etapa de cálculo de especiação de metais e dados de testes de toxicidade crônica para espécies marinhas. Eles atestam a necessidade do desenvolvimento de novos FCs para metais ainda não contemplados pelo seu modelo conforme a disponibilidade de dados aumenta.

Os metais alumínio e bário foram emitidos para o mar em quantidades muito superiores ao zinco e aos outros metais do inventário, o que pode ter contribuído para os resultados gerados pelo modelo de Verones et al. (2020a) e, no caso do bário, de Van Zelm et al. (2009a). Porém, os principais fatores de influência nos resultados, e que ocasionaram as diferenças entre os três modelos, são os compostos caracterizados e os FCs propostos para cada um deles, como defendem Pizzol et al. (2011). A Tabela 7 apresenta os FCs dos metais alumínio, bário, chumbo, manganês e zinco, para os compartimentos de emissão água doce e mar. Os valores são apresentados em termos absolutos, com a unidade métrica respectiva de cada modelo.

Tabela 7 – Fatores de caracterização dos metais da análise de contribuição.

Modelo		Verones et al. (2020)	Dong et al. (2016; 2018)	Van Zelm et al. (2009)
Substância	Compartimento de emissão	FC (PDF.m <sup>3</sup> .d/kg)	FC (species.d/kg)	FC (species.year/kg)
Alumínio	Água doce	1,31 x 10 <sup>8</sup>	-	-
	Oceano	1,52 x 10 <sup>8</sup>	-	-
Bário	Água doce	5,51 x 10 <sup>7</sup>	-	2,18 x 10 <sup>-6</sup>
	Oceano	5,71 x 10 <sup>7</sup>	-	3,03 x 10 <sup>-6</sup>
Chumbo	Água doce	3,44 x 10 <sup>4</sup>	5,12 x 10 <sup>-8</sup>	1,07 x 10 <sup>-8</sup>
	Oceano	4,11 x 10 <sup>5</sup>	1,55 x 10 <sup>-6</sup>	1,57 x 10 <sup>-7</sup>
Manganês	Água doce	2,53 x 10 <sup>5</sup>	1,25 x 10 <sup>-7</sup>	-
	Oceano	3,90 x 10 <sup>5</sup>	3,25 x 10 <sup>-7</sup>	-
Zinco	Água doce	5,27 x 10 <sup>5</sup>	1,04 x 10 <sup>-6</sup>	3,26 x 10 <sup>-4</sup>
	Oceano	8,08 x 10 <sup>5</sup>	2,73 x 10 <sup>-6</sup>	3,68 x 10 <sup>-4</sup>

Fonte: Adaptado de Verones et al. (2020a), Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a).

Na caracterização realizada pelo modelo de Verones et al. (2020a), os FCs do alumínio se destacam por apresentarem os maiores valores em relação aos demais, tanto para emissões em água doce, como no oceano. Esses FCs variam em uma ordem de grandeza em relação aos do bário, segundo colocado da lista. Esses dois metais, além de apresentarem os maiores FCs para esse modelo, também contribuem com quantidades expressivas ao inventário, sendo emitidos para o mar na ordem de quilogramas de massa na etapa de descarte dos cascalhos. Os FCs atribuídos ao zinco, metal que se destacou na análise realizada com o modelo de Van Zelm et al. (2009a), estão três ordens de grandeza abaixo do alumínio, o que, em conjunto à menor massa emitida aos compartimentos aquáticos (na ordem de gramas), justifica a sua baixa contribuição (inferior a 0,05%) para esse modelo em todos os cenários. O mesmo se aplica para os metais chumbo e manganês.

Para Dong et al. (2016; 2018), o maior FC é o do zinco emitido ao mar, seguido pelo chumbo, também emitido ao mar. Essas duas substâncias estão uma ordem de grandeza acima

do manganês, outro metal que teve destaque nos resultados desse modelo. O manganês, na etapa de descarte dos cascalhos ao mar, foi emitido em quantidade aproximadamente quatro vezes superior ao chumbo e três vezes superior ao zinco, o que pode justificar o seu destaque nos dois cenários apresentados mesmo com um FC inferior às outras substâncias. Os FCs para as substâncias emitidas em água doce são inferiores em todos os casos, em especial para o chumbo, que variou em duas ordens de grandeza.

O modelo de Van Zelm et al. (2009a) atribui os maiores FCs ao zinco para ambos os compartimentos de emissão, o que justifica o seu destaque nos resultados desse modelo. Os FCs atribuídos ao bário vem em sequência, o que, em conjunto à massa emitida, muito superior às do zinco e do chumbo (que possui os menores FCs), justifica o seu destaque nessa categoria. Como o alumínio e o manganês não são caracterizados pelo modelo de Van Zelm et al. (2009a), não se pode determinar qual seria a sua influência nos resultados finais desse modelo.

Uma divergência importante de ser ressaltada entre os três modelos é a importância relativa atribuída ao zinco. Enquanto para o modelo de Verones et al. (2020a) essa substância apresenta FCs inferiores ao alumínio e ao bário, e na mesma ordem de grandeza do manganês e, no caso de emissões ao oceano, do chumbo, para Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a) esse metal tem os maiores FCs entre todos os apresentados. Essas divergências na ecotoxicidade relativa de cada metal (*i.e.*, um metal considerado mais tóxico para um modelo é considerado menos tóxico pelo outro, quando comparado aos demais) evidenciam as diferenças entre os modelos na teoria por trás da modelagem dos FCs.

Essas diferenças nas substâncias com contribuições mais relevantes para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha, assim como as diferenças em seus FCs, eram esperadas, pois já foram evidenciadas em outros trabalhos que compararam modelos de caracterização de ecotoxicidade. Pizzol et al. (2011) aplicaram 8 métodos de AICV - *Stepwise 2006*, *Impact 2002+*, *EDIP 2003*, *Eco-indicator 99*, *CML 2001*, *TRACI 2*, *ReCiPe 2008* e *USEtox* – em um processo imaginário, em que foi assumida a emissão de 1 kg de vinte metais diferentes – entre eles o alumínio, bário, chumbo, manganês e zinco - para o ar, água e solo, com o objetivo de evidenciar as diferenças com que cada método trata a categoria geral de “ecotoxicidade” (*i.e.*, métodos com mais de uma categoria de ecotoxicidade tiveram seus resultados agregados em uma única categoria). Houve pouca convergência entre os métodos, ou seja, o *ranking* de toxicidade entre os metais avaliados apresentou grande variação. O maior nível de discordância entre os métodos foi atribuído aos metais berílio, cromo VI, níquel e zinco. No método *Stepwise 2006*, por exemplo, o zinco foi considerado o terceiro mais tóxico aos ecossistemas entre os treze metais que o método avalia, atrás somente do mercúrio e do cobre. No *USEtox*, o resultado

foi semelhante, com o zinco posicionado como o quinto metal mais tóxico entre os dezesseis avaliados pelo modelo. Já para o CML 2001, o zinco ficou entre os quatro metais menos tóxicos entre os quinze avaliados por esse método, resultado semelhante aos do método EDIP 2003. Por outro lado, os metais alumínio e bário, em conjunto ao antimônio e ao chumbo, foram classificados como substâncias de baixa toxicidade relativa em comparação aos demais metais para a maior parte dos métodos avaliados pelos autores. O manganês foi caracterizado por somente três métodos entre os quinze avaliados, impossibilitando conclusões sobre sua toxicidade relativa.

Os resultados do presente trabalho se assemelham aos de Pizzol et al. (2011) em relação à falta de consenso na importância relativa atribuída ao zinco, pois houve divergências entre os modelos de Verones et al. (2020a), Dong et al. (2016; 2018) e Van Zelm et al. (2009a) nos valores dos FCs desse metal em relação aos outros compostos. Por outro lado, os FCs do alumínio e do bário, classificados como de menor toxicidade pela maioria dos métodos avaliados pelos autores, estão entre os maiores para o modelo Verones et al. (2020a), sendo inclusive as substâncias dominantes na análise de contribuição. O FC do bário no modelo de Van Zelm et al. (2009a) apresentou valor intermediário entre metais avaliados, assim como o chumbo emitido para o mar. O chumbo, quando emitido em água doce, apresentou os menores FCs para os três modelos aplicados nesse trabalho, o que se aproxima um pouco mais dos resultados de Pizzol et al. (2011). A modelagem dos FCs do modelo de Verones et al. (2020a) é muito diferente da adotada nos modelos mais antigos avaliados em Pizzol et al. (2011), pois características específicas do comportamento dos metais foram levadas em consideração, tais como a sua especiação e a biodisponibilidade. Modelos mais antigos, inclusive o USES-LCA 2.0, tratam metais como substâncias orgânicas na modelagem dos FF. Isso pode ter contribuído, em conjunto a outros fatores (*e.g.*, ausência de diferenciação entre as categorias de ecotoxicidade em Pizzol et al. (2011)), para as divergências entre o comportamento do modelo de Verones et al. (2020a) e dos modelos avaliados pelos autores.

No trabalho de Pizzol et al. (2011) também foram avaliados quatro processos oriundos da base de dados do *Ecoinvent*, todos da área de gestão de resíduos, com o objetivo de investigar qual grupo de substâncias, entre os metais e os compostos orgânicos, apresentava maiores contribuições para as diferentes categorias de ecotoxicidade abrangidas pelos métodos de AICV (*e.g.*, aquática, terrestre, marinha). Foram aplicados os mesmos oito métodos que no processo imaginário. Inicialmente, os resultados foram agregados nos métodos que subdividiam a categoria de ecotoxicidade. Os autores concluíram que os metais apresentam forte tendência de dominar os impactos ecotoxicológicos pois, em todos os quatro processos, a grande maioria dos

métodos aplicados retornou contribuição acima de 90% para esse grupo de substâncias. Posteriormente, foi realizada uma comparação direta entre as subcategorias de ecotoxicidade. Somente os métodos CML 2001 e ReCiPe *midpoint* 2008 apresentavam a categoria de ecotoxicidade marinha na época de realização desse estudo. Pouca diferença foi evidenciada entre os resultados dos dois métodos, o que pode se dever ao fato de ambos utilizarem o mesmo modelo de caracterização – USES-LCA -, com discretas alterações entre uma versão e outra. Para três dos quatro processos avaliados, a contribuição dos metais ultrapassou 80% do total para a categoria em ambos os métodos.

Dreyer et al. (2003) também atestaram a importância dos metais para as categorias de ecotoxicidade ao comparar os métodos CML 2001 (modelo USES-LCA) e EDIP 97 num estudo de caso de ACV para um tipo de verniz a base de água. Ambos os modelos resultaram em metais como as principais substâncias contribuintes, com a diferença de que, para o CML 2001, o vanádio foi o metal mais importante, enquanto para o EDIP 97, foi o estrôncio. Esses resultados, em conjunto aos de Pizzol et al. (2011), são semelhantes aos obtidos no presente estudo, em que os metais foram os principais responsáveis por quase 100% das contribuições à categoria para todos os modelos analisados. Por mais que ainda não haja consenso entre os modelos disponíveis em relação à ecotoxicidade relativa de cada metal, nota-se que esse grupo de substâncias tem participação bastante relevante nas categorias de impacto de ecotoxicidade em geral.

No estudo realizado por Pant et al. (2004), foram encontradas divergências nos resultados da avaliação da ecotoxicidade do ciclo de vida de três tipos de detergentes para roupas – em pó, normal; em pó, concentrado; líquido, concentrado. Foram avaliadas as categorias de ecotoxicidade aquática e marinha, quando disponível, e aplicados três modelos de ecotoxicidade utilizados em AICV – EDIP 97, USES-LCA e IMPACT 2002 -, e dois modelos específicos para Avaliação de Riscos Ambientais. Nesse estudo, as diferenças entre os resultados dos modelos de AICV ocorreram principalmente em relação aos grupos de substâncias que mais contribuíram para a categoria de impacto. Para o IMPACT 2002 e para o USES-LCA – ecotoxicidade marinha, as substâncias inorgânicas foram as principais contribuintes, enquanto para o EDIP 97 e o USES-LCA – ecotoxicidade aquática, os compostos surfactantes desempenharam o papel principal. Isso influenciou o resultado final, pois os modelos não atingiram uma conclusão única e consensual sobre o tipo de detergente com melhor desempenho ambiental na categoria. Para os autores, esses resultados ocorreram principalmente devido a diferenças na modelagem do destino e exposição (em especial ao tempo de residência das substâncias na água), e, secundariamente, aos cálculos de fatores de



efeito. Em concordância a isso, os modelos de Verones et al. (2020a), Dong et al. (2018; 2016) e Van Zelm et al. (2009a) não utilizam o mesmo modelo multimídia no cálculo dos fatores de destino (*i.e.*, modelo do *USEtox* com modificações para os dois primeiros, e *SimpleBox* para o último), tratam a biodisponibilidade de maneira diferente, e utilizam parâmetros de toxicidade distintos no cálculo dos fatores de efeito, o que ajuda a justificar as diferenças nos resultados em relação aos cenários avaliados e às substâncias contribuintes.

As diferenças nos resultados da modelagem na categoria de impacto em estudo levantam preocupação, pois, na prática, atrapalham a tomada de decisão pelos praticantes de ACV, que muitas vezes não estarão em posição de decidir o melhor modelo ou método para cada caso (PANT et al., 2004). As incertezas relacionadas aos modelos de ecotoxicidade, em especial a marinha, são altas e reduzem a efetividade da ACV como uma ferramenta auxiliar nos processos de tomada de decisão (PIZZOL et al., 2011). Para a comunidade científica, levanta-se o desafio de trabalhar no desenvolvimento de um modelo para ecotoxicidade marinha que siga as melhores e mais recentes práticas de modelagem de FCs, e que possa atingir consenso entre os acadêmicos do meio e, assim, tornar-se recomendado para aplicação. Por hora, recomenda-se a aplicação de pelo menos dois modelos de ecotoxicidade marinha nos estudos de ACV, especialmente quando o ICV contém quantidades relevantes de emissões diretas ao mar e de emissões metálicas para corpos aquáticos, de maneira a utilizar ambos os resultados de forma complementar e auxiliar nos processos decisórios.

Em breve, a categoria de impacto ecotoxicidade marinha poderá ser incorporada ao modelo *USEtox*, conforme recomendações e conclusões do trabalho de Owsianiak et al. (2023). Atualmente, esse modelo é o mais aceito na comunidade científica para ecotoxicidade aquática e está em constante desenvolvimento de novas versões, de forma a expandir a sua abrangência, melhorar a qualidade e a rastreabilidade dos dados de entrada, e aplicar recomendações mais recentes referentes à modelagem dos FCs para ecotoxicidade, aumentando sua relevância ambiental (SAOUTER et al., 2017a; SAOUTER et al., 2017b; OWSIANIAK et al., 2023). A possível inclusão dessa categoria de impacto no *USEtox* é promissora e apresenta potencial de torná-la mais robusta, aumentando a sua aplicabilidade e utilização nos estudos de ACV.

## 6 CONCLUSÕES

Nessa pesquisa, um grupo de critérios foi proposto com o objetivo de avaliar os modelos de caracterização para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha disponíveis no contexto da ACV, e a sua aplicabilidade no setor industrial de óleo e gás, com enfoque na etapa de descarte dos resíduos de perfuração de poços em ambiente marinho. Através da aplicação dos critérios, foi evidenciada grande variabilidade entre os modelos em relação à sua abrangência espacial, fluxos elementares, relevância ambiental e qualidade da documentação. As discrepâncias nas médias finais dos modelos foram em grande parte atribuídas aos pressupostos usados na modelagem de fatores de destino, exposição e efeito, incluindo a escolha de modelos multimídia e de especiação, abordagens de biodisponibilidade e tipos de dados de toxicidade.

O modelo de Verones et al. (2020a) obteve o melhor desempenho geral na avaliação, destacando-se devido à sua abrangência do escopo, relevância ambiental e transparência da documentação. Os modelos de Dong et al. (2018; 2016) e de Van Zelm et al. (2009a) foram, respectivamente, o segundo e terceiro colocados na classificação. Todos esses modelos apresentam limitações e incertezas associadas, porém, podem ser considerados os mais completos disponíveis para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha. É preferível a sua aplicação à omissão dos resultados para a categoria, enquanto um modelo consensual não é atingido pela comunidade científica.

O pior desempenho geral dos modelos foi no critério que avaliou a sua aplicabilidade ao setor de petróleo e gás. A maioria dos modelos não considera a dinâmica de distribuição das emissões no espaço, a ecotoxicidade nos sedimentos marinhos e as características dos ecossistemas locais. Os possíveis efeitos em áreas sensíveis, como os recifes de corais, não são detectados pelos modelos de ACV. Dessa forma, os modelos avaliados não podem ser considerados totalmente adequados para avaliar a ecotoxicidade dos cascalhos de perfuração nesse ambiente. Ressalta-se que a modelagem dinâmica e a regionalização são desafios encontrados em modelos de caracterização para diversas categorias de impacto além da ecotoxicidade.

A aplicação de três modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha em um estudo de caso evidenciou ainda mais as diferenças da modelagem e a influência que a escolha do modelo de caracterização ocasiona nos resultados finais. Assim como em outros estudos de comparação de modelos, não foi possível atingir um resultado consensual entre todos os modelos utilizados. Diferenças foram identificadas na determinação do cenário mais impactante

à categoria e das principais substâncias químicas responsáveis por tais impactos, motivadas principalmente pela importância relativa atribuída a cada substância e pela ausência de caracterização de alguns metais em dois dos modelos aplicados. Essa ausência de consenso pode dificultar os processos de tomada de decisão pelo praticante de ACV.

Com base nos resultados desse estudo, recomenda-se a aplicação do modelo de Verones et al. (2020a) em casos em que resultados a nível *endpoint* são preferíveis, e a complementação com resultados *midpoint* e *endpoint* do USES-LCA 2.0. O modelo de Dong et al. (2018; 2016) pode ser aplicado de maneira complementar ao modelo de Verones et al. (2020a) nos casos em que for considerado representativo dos fluxos elementares do ICV pois, por caracterizar poucas substâncias quando comparado aos outros dois modelos, os resultados gerados podem ser incompletos. Por se tratar de uma categoria de impacto para a qual ainda não há modelo de caracterização aceito consensualmente, a aplicação de pelo menos dois modelos e a utilização de seus resultados de maneira complementar parece ser a abordagem mais adequada. Para estudos de caso do setor de petróleo, enquanto não houver modelo considerado suficientemente apto, deve-se seguir a mesma abordagem.

Embora proposta uma classificação geral com base na aplicação dos critérios definidos nesse estudo, ressalta-se que a escolha do modelo de caracterização também depende do objetivo e escopo do estudo de ACV, da subjetividade e experiência do especialista e das especificidades de cada sistema de produto. A seleção apresentada nesse estudo não deve ser entendida como adequada para todos os casos ou como regra geral, mas sim como uma alternativa para orientação. O praticante de ACV deve ficar à vontade para excluir ou incluir novos critérios de avaliação, assim como atribuir pesos aos critérios propostos de acordo com sua necessidade e importância relativa. As informações contidas nesse estudo podem servir de base para justificar a escolha do modelo de ecotoxicidade marinha, aumentando a robustez dos estudos para os quais essa categoria de impacto é relevante.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

Os resultados dessa pesquisa evidenciam a necessidade de aprimoramento dos modelos de ecotoxicidade marinha para que melhor se adequem às necessidades do setor petrolífero, considerando a implementação da avaliação da ecotoxicidade em sedimento, a regionalização, a modelagem dinâmica das emissões e a inclusão de espécies locais. Além disso, essa categoria de impacto sozinha não é suficiente para representar em sua totalidade os impactos da descarga de resíduos nesse ambiente.

Foi identificada uma lacuna referente às categorias de impacto capazes de avaliar os potenciais efeitos oriundos de intervenções físicas nos ambientes marinhos, tais como aqueles derivados da deposição dos cascalhos de perfuração no assoalho oceânico ou da dispersão de suas partículas menores na coluna d'água. O acúmulo de cascalhos de perfuração no fundo do mar pode causar alterações físico-químicas na composição dos sedimentos, soterramento e asfixia de organismos bentônicos, e transformação de habitats. Por outro lado, a sua dispersão em coluna d'água ocasiona aumento de turbidez, o que pode contribuir para reduzir temporariamente a produção primária do fitoplâncton, além de bloquear as brânquias e o trato digestivo do zooplâncton presente nas áreas próximas ao local de descarga.

A ausência de categorias de impacto para intervenções físicas nos oceanos prejudica o desenvolvimento de estudos de ACV capazes de abranger uma ampla gama de potenciais impactos nos ecossistemas marinhos. No caso específico da indústria petrolífera, enquanto para alternativas de destinação final dos cascalhos de perfuração em terra, tais como o aterramento, a incineração e o coprocessamento, há diversas categorias de impacto disponíveis e capazes de avaliar os potenciais impactos relacionados ao seu ciclo de vida (*e.g.*, uso do solo, eutrofização aquática, acidificação terrestre, aquecimento global, etc.), para a descarga de cascalhos no mar, há somente uma. Dessa forma, torna-se necessário desenvolver categorias de impacto capazes de representar outros impactos potenciais nos oceanos além da ecotoxicidade em coluna d'água.

Com base nos resultados deste estudo, algumas recomendações podem ser feitas para aprimorar os modelos de ecotoxicidade marinha, o sistema de análise por critérios e a representação dos impactos ao ambiente marinho dentro da ACV. Para estudos futuros, recomenda-se:

- Estudar a possibilidade de derivação de fatores de destino e exposição a partir de modelos de simulação dinâmica, capazes de simular a distribuição das emissões no tempo e no espaço;

- Incluir novos critérios e/ou modificar os existentes, conforme novas recomendações referentes à modelagem da ecotoxicidade em ACV são propostas na literatura;
- Atribuir pesos aos critérios propostos, considerando recorrer a um painel de especialistas;
- Desenvolver aspectos de regionalização nas categorias de ecotoxicidade, a partir da inclusão de características específicas dos ecossistemas e das espécies locais na modelagem dos fatores de caracterização;
- Desenvolver e consolidar categorias voltadas à avaliação de impactos oriundos de intervenções físicas no ambiente marinho, tais como a ocupação e transformação do assoalho oceânico e o aumento da turbidez em coluna d'água, de maneira a complementar os resultados fornecidos pelas categorias de ecotoxicidade.

## REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, p. 21, 2009a.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, p. 46, 2009b.
- ABOUSSOUAN, L.; VAN DE MEENT, D.; SCHÖNNENBECK, M.; HAUSCHILD, M.; DELBEKE, K.; STRUIJS, J. et al. Declaration of Apeldoorn on LCIA of Non-Ferrous Metals. Apeldoorn, 15 abr. 2004. Disponível em: [https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/01/Declaration\\_Apeldoorn\\_final.pdf](https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2013/01/Declaration_Apeldoorn_final.pdf). Acesso em 06 mar. 2023.
- ALBERTS, B.; HANSON, B.; KELNER, K. L. Reviewing Peer Review. *Science*, v. 321, n. 5885, p. 15, 2008.
- ALEJANDRE, E. M.; POTTS, S. G.; GUINÉE, J. B.; VAN BODEGOM, P. M. Characterisation model approach for LCA to estimate land use impacts on pollinator abundance and illustrative characterisation factors. *Journal of Cleaner Production*, v. 346, n. 131043, 26 fev. 2022.
- AMORIM, L. V. **Melhoria, proteção e recuperação da reologia de fluidos hidroargilosos para uso na perfuração de poços de petróleo**. 2003. 290 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.
- ANGOLA. Decreto Executivo nº 97, de 8 de abril de 2014. **Diário da República**: série I, n. 66, p. 1790, 8 abr. 2014. Disponível em <https://www.lexlink.eu/conteudo/geral/legislacao/93639/decreto-executivo-no-9714/14491/portema>. Acesso em 01 set. 2022.
- ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis**. Rio de Janeiro: 2015. 249p. Disponível em: [https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/arquivos-anuario-estatistico-2015/anuario\\_estatistico\\_2015.pdf](https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/arquivos-anuario-estatistico-2015/anuario_estatistico_2015.pdf). Acesso em 23 ago. 2022.
- ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis**. Rio de Janeiro: 2021. 264p. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/anuario-estatistico/arquivos-anuario-estatistico-2021/anuario-2021.pdf>. Acesso em 16 ago. 2022.
- BARE, J. C. Life cycle impact assessment research developments and needs. *Clean Technologies and Environmental Policies*, v. 12, p. 341-351, 2010.
- BARNTHOUSE, L.W.; FAVA, j.; HUMPHREYS, K.; HUNT, R.; LAIBSON, L.; NOESEN, S. et al. **Life-Cycle Impact Assessment: The State-of-the-Art**. 2ª edição. Pensacola: SETAC, 1 jan. 1998.

BORBA, R. C.; SILVA NETO, R. Impactos das atividades offshore de exploração e produção de petróleo nas cidades: um estudo comparativo entre Macaé (Brasil), Ciudad Del Carmen (México) e Aberdeen (Reino Unido). *In: SEMINARIO INTERNACIONAL DE LA RII*, 10., 2008, Santiago de Querétaro. **Anais eletrônicos [...]** Santiago de Querétaro, 2008.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010.

BRASIL. **Lei nº 5.357, de 17 de novembro de 1967.** Estabelece penalidades para embarcações e terminais marítimos ou fluviais que lançarem detritos ou óleo em águas brasileiras, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 11647, 22 nov. 1967.

BRASIL. **Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000.** Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1 – Edição Extra, Brasília, DF, p. 1, 29 abr. 2000.

BULLE, C.; MARGNI, M.; PATOUILLARD, L.; BOULAY, A. M.; BOURGAULT, G.; DE BRUILLE, V. et al. IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 9, p. 1653-74, set. 2019.

CÂMARA, A. P. C. **Incorporação de resíduo de perfuração em matriz cerâmica: estabilização por solidificação.** 2013. 98 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013.

CAVALETT, O.; CHAGAS, M. F.; SEABRA, J. E.; BONOMI, A. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 647-658, jul. 2012.

CHEN, W.; ZHANG, F.; HONG, J.; SHI, W.; FENG, S.; TAN, X.; GENG, Y. Life cycle toxicity assessment on deep-brine well drilling. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 323-32, 20 jan. 2016.

COUNSELL, C. Formulating questions and locating primary studies for inclusion in systematic reviews. **Annals of Internal Medicine**, v.127, n. 5, p. 380-387, set. 1997.

DE ALMEIDA, P. C. **Análise técnico-ambiental de alternativas de processamento de cascalho de perfuração offshore.** 2016. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2016.

DE ALMEIDA, P. C.; ARAÚJO, O. Q. F.; DE MEDEIROS, J. L. Managing offshore drill cuttings waste for improved sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 165, p. 143–156, 1 nov. 2017.

DEN HOLLANDER, H.A.; VAN EIJKEREN, J.; VAN DE MEENT, D. SimpleBox 3.0. Report n. 422517 00x. RIVM, Bilthoven, Países Baixos. 2004.

DONG, Y.; ROSENBAUM, R. K.; HAUSCHILD, M. Z. Assessment of metal toxicity in marine ecosystems: comparative toxicity potentials for nine cationic metals in coastal seawater. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 1, p. 269-278, 2016.

DONG, Y.; ROSENBAUM, R. K.; HAUSCHILD, M. Z. Metal toxicity characterization factors for marine ecosystems—considering the importance of the estuary for freshwater emissions. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 8, 1641-1653, 2018.

DREYER, L. C.; NIEMANN, A. L.; HAUSCHILD, M. Z. Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 4, p. 191-200, 2003.

EC-JRC – EUROPEAN COMMISSION JOINT RESEARCH CENTRE. **Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context**. ILCD Handbook—International Reference Life Cycle Data System, European Union EUR24571EN. ISBN 978-92-79-17451-3. Disponível em: [http://ict.jrc.ec.europa.eu/assessment/assessment/projects#consultation\\_impact](http://ict.jrc.ec.europa.eu/assessment/assessment/projects#consultation_impact). Acesso em 06 out. 2022.

EEA – European Environmental Agency. Multimedia models. (n.d.). Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/multimedia-model>. Acesso em 11 jul. 2023.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Oil and Gas Extraction Point Source Category**. 81 FR 41845. 29 ago. 2016. Disponível em: <https://www.federalregister.gov/documents/2016/06/28/2016-14901/effluent-limitations-guidelines-and-standards-for-the-oil-and-gas-extraction-point-source-category>. Acesso em 07 set. 2022.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Statistical analyses supporting final effluent limitations guidelines and standards for synthetic-based drilling fluids and other non-aqueous drilling fluids in the oil and gas extraction point source category**. Washington, DC, dez. 2000. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20002E98.PDF?Dockey=20002E98.PDF>. Acesso em 06 set. 2022.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional - Relatório Síntese 2022**. 2022, 67p. Disponível em: [https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-675/topico631/BEN\\_S%C3%ADntese\\_2022\\_PT.pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-675/topico631/BEN_S%C3%ADntese_2022_PT.pdf). Acesso em 16 ago. 2022.

ESTADOS UNIDOS. **Title 40 - Protection of the Environment: Part 435 - Oil and Gas Extraction Point Source Category**, 1º jul. 1999. Electronic Code of Federal Regulations (Annual Edition).

FANTKE, P.; AURISANO, N.; BARE, J.; BACKHAUS, T.; BULLE, C.; CHAPMAN, P. M. et al. Toward Harmonizing Ecotoxicity Characterization in Life Cycle Assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 37, n. 12, p. 2955-71, dez. 2018b.

FANTKE, P.; BIJSTER, M.; GUIGNARD, C.; HAUSCHILD, M.; HUIJBREGTS, M.A. J.; JOLLIET, O. et al. **USEtox® Documentation**. Versão 1.1. 2018a. Disponível em:



<https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-36632-usetox-acv-toxicologie-especies-aquatiques-sante-humaine.pdf>. Acesso em 16 set. 2022.

FANTKE, P.; JOLLIET, O.; WANNAZ, C. Dynamic toxicity modelling based on the USEtox matrix framework. In: Proceedings of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry Europe 25th Annual Meeting, 3-7 May, 2015, 2015. Barcelona, Spain, 33-34.

FELIZARDO, K. R.; MENDES, E.; KALINOWSKI, M.; SOUZA, E. F.; VIJAKUMAR, N. L. Using forward snowballing to update systematic reviews in software engineering. In: ACM/IEEE – INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON EMPIRICAL SOFTWARE ENGINEERING AND MEASUREMENT, 10., 2016, Ciudad Real, Espanha. **Proceedings [...]**. Nova Iorque: Association for Computing Machinery, set. 2016.

FINK, J. **Petroleum's engineer guide to oil field chemicals and fluids**. 3. ed. Áustria: Gulf Professional Publishing, Elsevier, 2021.

FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.Z.; EKVALL, T.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HELLWEG, S. et al. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n.1, p. 1-21, out. 2009.

GHAZI, M.; QUARANTA, G.; DUPLAY, J.; HADJAMOR, R.; KHODJA, M.; AMAR, H. A.; KESSAÏSSIA, Z. Life-Cycle Impact Assessment of oil drilling mud system in Algerian arid area. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1222-31, 1 out. 2011.

GOLSTEIJN, L. **Characterization: new developments for toxicity**. Pré Sustainability, 07 jul. 2014. Disponível em: [https://pre-sustainability.com/articles/characterisation-new-developments-for-toxicity/#:~:text=An%20LCA%20assesses%20and%20quantifies,\(LCIA\)%2C%20and%20intepretation](https://pre-sustainability.com/articles/characterisation-new-developments-for-toxicity/#:~:text=An%20LCA%20assesses%20and%20quantifies,(LCIA)%2C%20and%20intepretation). Acesso em 09 set. 2022.

GOMES, J. S.; ALVES, F. B. **O Universo da Indústria Petrolífera: da Pesquisa à Refinação**. 5. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2011.

GREENDELTA. **openLCA**. v. 1.11.0., 2022.

GUIMARÃES, I. B.; ROSSI, L. F. S. **Estudo dos Constituintes dos fluidos de perfuração: proposta de uma formulação otimizada e ambientalmente correta**. 4º PDPETRO, p. 2-7, out. 2007.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; DE KONING, A. et al. **Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards**. Springer Science & Business Media, v. 7, 2002.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; UDO DE HAES, H. A.; HUPPES, G. Quantitative life cycle assessment of products: 2. Classification, valuation and improvement analysis. **Journal of Cleaner Production**, v.1, n. 2, p. 81-91, jan. 1993b.

GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; VAN OERS, L. F.; SLEESWIJK, A. W.; VAN DE MEENT, D.; VERMEIRE, T.; RIKKEN, M. USES - Uniform System for the Evaluation of Substances: inclusion of fate in LCA characterisation of toxic releases applying USES 1.0. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 1, n. 3, p. 133-138, 1996.

GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products. **Chemosphere**, v. 26, n. 10, p. 1925-1944, 1993.

GUINÉE, J.B.; UDO DE HAES, H.A.; HUPPES, G. Quantitative life cycle assessment of products: 1: Goal definition and inventory. **Journal of Cleaner Production**, v.1, n. 1, p. 3-13, jan. 1993a.

HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, M. A. J.; JOLLIET, O.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.; VAN DE MEENT, D.; ROSENBAUM, R. K.; MCKONE, T. E. Building a model based on scientific consensus for Life Cycle Impact Assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 19, p. 7032-7037, 29 set. 2008.

HAUSCHILD, M.; WENZEL, H.; DAMBORG, A.; TØRSLØV, J. **Ecotoxicity as a criterion in the environmental assessment of products**. Chapter 6. *In*: HAUSCHILD, Michael Zwicky; WENZEL, Henrik. Environmental Assessment of Products: Volume 2: Scientific background. Londres: Chapman & Hall, 1998, p. 203–314.

HAUSCHILD, M.Z. **Introduction to LCA Methodology**. *In*: Hauschild, M., Rosenbaum, R., Olsen, S. (eds) Life Cycle Assessment. Springer, Cham. 2018.

HAUSCHILD, M.Z.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 683-697, set. 2012.

HAYE, S.; SLAVEYKOVA, V. I.; PAYET, J. Terrestrial ecotoxicity and effect factors of metals in life cycle assessment. **Chemosphere**, v. 68, p. 1489-496, mar. 2007.

HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B.; HUPPES, G.; LANKREIJER, R. M.; UDO DE HAES, H. A.; SLEESWIJK, A. W. et al. Environmental life cycle assessment of products – Guide & Backgrounds. Centre of Environmental Science, Leiden University, 1992.

HOLMQUIST, H.; FANTKE, P.; COUSINS, I. T.; OWSIANIAK, M.; LIAGKOURIDIS, I.; PETERS, G. M. An (eco) toxicity life cycle impact assessment framework for per-and polyfluoroalkyl substances. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 10, p. 6224-34, 4 mai. 2020.

HU, G.; LIU, H.; RANA, A.; LI, J.; BIKASS, S.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Life cycle assessment of low-temperature thermal desorption-based technologies for drill cuttings treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 401, p. 123865, 5 jan. 2021.

HUANG, Z.; XU, Z.; QUAN, Y.; JIA, H.; LI, J.; LI, Q.; CHEN, Z.; PU, K. A review of treatment methods for oil-based drill cuttings. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 170, n. 2, 2018.

HUIJBREGTS, M. A. J. Do we need a paradigm shift in Life Cycle Impact Assessment? **Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 3833-3834, mar. 2011.

HUIJBREGTS, M. A. J. **General structure of Life Cycle Impact Assessment**. LC-IMPACT Project. Lecture, Department of Environmental Science, Radboud University. 2020.

Disponível em: [https://lc-impact.eu/doc/deliverables/General\\_Structure\\_of\\_Life\\_Cycle\\_Impact\\_Assessment.pdf](https://lc-impact.eu/doc/deliverables/General_Structure_of_Life_Cycle_Impact_Assessment.pdf). Acesso em 09 set. 2022.

HUIJBREGTS, M. A. J. **Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA: Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA.** IVAM Report, Universidade de Amsterdam, Países Baixos, mai. 1999. 76p.

HUIJBREGTS, M. A. J. **Priority Assessment of Toxic Substances in the frame of LCA: Time horizon dependency in toxicity potentials calculated with the multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA.** IVAM Report, Universidade de Amsterdam, Países Baixos, mar. 2000. 15p.

HUIJBREGTS, M. A. J.; ROMBOUITS, L. J. A.; RAGAS, A. M. J., VAN DE MEENT, D. Human-toxicological effect and damage factors for lifecycle impact assessment of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 3, p. 181–244, 2005a.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J.; ELSHOUT, P. M.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. et al. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 138-47, fev. 2017.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STRUIJS, J.; GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HENDRIKS, A. J.; VAN DE MEENT, D. Human population intake fractions and environmental fate factors of toxic pollutants in life cycle impact assessment. **Chemosphere**, v. 61, n. 10, p. 1495-504, jun. 2005b.

HUIJBREGTS, M. A. J.; VAN DE MEENT, D.; GOEDKOOP, M.; SPRIENSMA, R. 2002. **Ecotoxicological impacts in life cycle assessment.** In: POSTHUMA, Leo; SUTER II, Glenn W.; TRAAS, Theo P. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton: CRC Press, 2002, p. 421-436.

HUIJBREGTS, M.A.; GUINÉE, J.B.; REIJNDERS, L. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III: Export of potential impact over time and space. **Chemosphere**, v. 44, n. 1, p. 59-65, 1 jul. 2001.

HUIJBREGTS, M.A.; THISSEN, U.; JAGER, T.; VAN DE MEENT, D.; RAGAS, A.M. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part II: assessing parameter uncertainty and human variability in the calculation of toxicity potentials. **Chemosphere**, v. 41, n. 4, p.575-88, 1 ago. 2000b.

HUIJBREGTS, M.A.J; THISSEN, U.; GUINÉE, J.B.; JAGER, T.; KALF, D.; VAN DE MEENT, D.; RAGAS, A.M. 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**, v. 41, n.4, p.541-73, 1 ago. 2000.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 01, de 02 de janeiro de 2018.** Define diretrizes que regulamentam as condições ambientais de uso e descarte de fluidos, cascalho e pastas de cimento nas atividades de perfuração marítima de poços e produção de petróleo e

gás, estabelece o Projeto de Monitoramento de Fluidos e Cascalho, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 43, 05 fev. 2018a.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 8, de 23 de fevereiro de 2018.** A entrada em vigor da Instrução Normativa nº 1, de 02 de janeiro de 2018, publicada no Diário Oficial da União de 11 de janeiro de 2018, fica prorrogada para 30 de junho de 2018. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 02 mar. 2018b.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 11, de 14 de março de 2019.** Suspende o início de vigência da Instrução Normativa IBAMA nº1, de 02 de janeiro de 2018. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 18 mar. 2019a.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 16, de 25 de junho de 2018.** O art. 5º da Instrução Normativa nº 1, de 02 de janeiro de 2018, publicada no Diário Oficial da União de 11 de janeiro de 2018, passa a vigorar acrescida do seguinte dispositivo. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 44, 26 jun. 2018c.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Despacho 5540547/2019-GABIN,** de 22 de julho de 2019. Gabinete da Presidência, 2019b.

IBP – INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO E GÁS. **Avaliação de opções para a destinação do cascalho gerado na perfuração de poços marítimos no Brasil.** Instituto Brasileiro de Petróleo e Gás, Associação Brasileira de Empresas de Exploração e Produção de Petróleo e Gás. Rio de Janeiro: IBP, 2021 – Caderno de Boas Práticas, v.1. 410p.

IOGP – INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS. **Drilling waste management technology review.** Report 557, jun. 2016b, 102p.

IOGP – INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS. **Environmental effects and regulation of offshore drill cuttings discharges.** Report 602, mai. 2021a, 56p.

IOGP – INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS. **Environmental fates and effects of ocean discharge of drill cuttings and associated drilling fluids from offshore oil and gas operations.** Report 543, mar. 2016a, 144p.

IOGP – INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS. **Lifecycle Impact Assessment (LCIA) for drill cuttings waste management decisions.** Report 606, out. 2021b, 60p.

IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural nas bacias sedimentares marítimas do Brasil.** Relatório de Pesquisa. Brasília, 2012. Disponível em: [http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7701/1/RP\\_Diagn%C3%B3stico\\_2012.pdf](http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7701/1/RP_Diagn%C3%B3stico_2012.pdf). Acesso em 12 set. 2022.

ISMAIL, A. R.; ALIAS, A. H.; SULAIMAN, W. R. W.; JAAFAR, M. Z.; ISMAIL, I. Drilling fluid waste management in drilling for oil and gas wells. **Chemical Engineering Transactions**, v. 56, p. 1351-1356, 2017.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044: Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines**. 1ª edição. Geneva: International Organization for Standardization. 2006b.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040: Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework**. 1ª edição. Geneva: International Organization for Standardization. 2006a.

JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 324-30, nov. 2003.

JOLLIET, O.; MÜLLER-WENK, R.; BARE, J. C.; BRENT, A.; GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R. et al. The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 6, p. 394–404, nov. 2004.

JOLLIET, O.; MÜLLER-WENK, R.; BARE, J.; BRENT, A.; GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R. et al. The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n.6, p.394-404, nov. 2004.

KAZAMIAS, G.; ZORPAS, A. A. Drill cuttings waste management from oil & gas exploitation industries through end-of-waste criteria in the framework of circular economy strategy. **Journal of Cleaner Production**, v. 322, n. 129098, nov. 2021.

KITCHENHAM, B. A.; CHARTERS, S. **Guidelines for performing systematic literature reviews in software engineering**. Technical Report EBSE 2007–001, versão 2.3, Keele University e Durham University Joint Report, 9 jul. 2007.

KOCH, D.; FRIEDL, A.; MIHALYI, B. Influence of different LCIA methods on an exemplary scenario analysis from a process development LCA case study. **Environment, Development and Sustainability**, p. 1-25, 19 abr. 2022.

LANGLOIS, J.; FRÉON, P.; STEYER, J.; DELGENÈS, J.; HÉLIAS, A. Sea use impact category in life cycle assessment: characterization factors for life support functions. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, p. 970–981, 2015.

LARSEN, H. F.; HAUSCHILD, M. Z. Evaluation of ecotoxicity effect indicators for use in LCIA. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 12, n. 1, p. 24-33, 2007.

LEBAILLY, F.; LEVASSEUR, A.; SAMSON, R.; DESCHÊNES, L. Development of a dynamic LCA approach for the freshwater ecotoxicity impact of metals and application to a case study regarding zinc fertilization. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 1745-1754, 2014.

LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A. Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, p. 463-472, set. 2010.

- LIGHTHART, T. N.; JONGBLOED, R. H.; TAMIS, J. E. A method for improving Centre for Environmental Studies (CML) characterisation factors for metal (eco) toxicity—the case of zinc gutters and downpipes. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 8, p. 745-56, set. 2010.
- LIU, W.; HE, D.; GENG, T.; PENG, Z.; MOU, Z.; LI, M. Comparative life cycle assessment of cement, sintered bricks and non-sintered bricks manufacturing using water-based drilling cuttings from shale gas production in the Sichuan Basin, China. **Journal of Environmental Management**, v. 314, n. 115135, 15 jul. 2022.
- LOIZIA, P.; VOUKKALI, I.; ZORPAS, A.A.; NAVARRO PEDRENO, J.; CHATZIPARASKEVA, G.; INGLEZAKIS, J.V. et al. Measuring environmental performance in the framework of waste strategy development. **Science of the Total Environment**, v.753, n. 141974, 20 jan. 2021.
- LUNDIE, S.; HUIJBREGTS, M. A.; ROWLEY, H. V.; MOHR, N. J.; FEITZ, A. J. Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 8-9, p. 819-32, 1 jan. 2007.
- MACKAY, D. Multimedia environmental models: The fugacity approach. 2ª edição. Boca Raton: CRC Press, 25 fev. 2001.
- MARGNI, M.; GLORIA, T.; BARE, J.; SEPPÄLÄ, J.; STEEN, B.; STRUIJS, J. et al. **Guidance on how to move from current practice to recommended practice in Life Cycle Impact Assessment**. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative Publication. United Nations Environment Programme (UNEP), Paris, França, 2008.
- MELTON, H. R.; SMITH, J. P.; MAIRS, H. L.; BERNIER, R. F.; GARLAND, E.; GLICKMAN, A. H. et al. Environmental Aspects of the Use and Disposal of Non-Aqueous Drilling Fluids Associated with Offshore Oil & Gas Operations. In: SPE INTERNATIONAL CONFERENCE ON HEALTH, SAFETY, AND ENVIRONMENT IN OIL AND GAS EXPLORATION AND PRODUCTION, 7., 2004, Calgary. **Proceedings [...]** Calgary: Society of Petroleum Engineers, 2004.
- MMS – MINERALS MANAGEMENT SERVICE. **Environmental Impacts of Synthetic Based Drilling Fluids**. In: OCS Study MMS 2000-064, U.S. Department of Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, L.A., ago. 2000.
- MOLANDER, S.; LIDHOLM, P.; SCHOWANEK, D.; RECASENS, M.; CHRISTENSEN, F. M.; GUINÉE, J. B. et al. OMNIITOX-operational life-cycle impact assessment models and information tools for practitioners. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 5, p. 282-8, set. 2004.
- MORAIS, J. M.; OLIVEIRA, J. M. **O setor de petróleo no Brasil e os impactos do Projeto de Lei nº 3.178/2019 no pré-sal**. IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Nota Técnica nº 98, jun. 2022, 18p.
- MORENO-RUIZ, E.; FITZGERALD, D.; SYMEONIDIS, A.; IOANNIDOU, D.; MÜLLER, J.; VALSASINA, L. et al. **Documentation of changes implemented in theecoinvent database v3.8** (2021.09.21). Zürich, Suíça: Ecoinvent Association, 2021. 74 p.

MULETA, M. K.; NICKLOW, J. W. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. **Journal of Hydrology**, v. 306, n. 1–4, p. 127–145, 2005.

MUTEL, C.; LIAO, X.; PATOUILLARD, L.; BARE, J.; FANTKE, P.; FRISCHKNECHT, R. et al. Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 5, p. 856-865, 1 mai. 2019.

NUNES, M. L. T. **Pesquisa qualitativa: Abordagem, coleta e análise de dados**. In: *Psicologia e interdisciplinaridade: Uma experiência na educação à distância*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 2004.

OGP – INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL & GAS PRODUCERS.

**Environmental aspects of the use and disposal of non aqueous drilling fluids associated with offshore oil & gas operations**. Report n°. 342, mai. 2003. Disponível em: [https://www.shell.com/business-customers/chemicals/our-products/higher-olefins-and-derivatives/neoflo/\\_jcr\\_content/par/tabbedcontent/tab\\_1374592840/textimage.stream/1447787759021/9050d59f3873723b16457940ce08dd0899e64c9a/342.pdf](https://www.shell.com/business-customers/chemicals/our-products/higher-olefins-and-derivatives/neoflo/_jcr_content/par/tabbedcontent/tab_1374592840/textimage.stream/1447787759021/9050d59f3873723b16457940ce08dd0899e64c9a/342.pdf). Acesso em 26 set. 2022.

OGP/PIECA - INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL & GAS PRODUCERS.

INTERNATIONAL PETROLEUM INDUSTRY ENVIRONMENT CONSERVATION ASSOCIATION. **Drilling fluids and health risk management: A guide for drilling personnel, managers and health professionals in the oil and gas industry**. OGP Report n°. 396, p. 1-60, 2009. Disponível em: [https://icedrill.org/sites/default/files/drilling\\_fluids.pdf](https://icedrill.org/sites/default/files/drilling_fluids.pdf). Acesso em 26 set. 2022.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. 2015. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/9814>. Acesso em 24 jun. 2023.

OSPAR CONVENTION. **OSPAR Decision 2000/3 on the use of organic-phase drilling fluids (OPF) and the discharge of OPF-contaminated cuttings**. Copenhagen, jun. 2000.

OWSIANIAK, M.; FANTKE, P.; POSTHUMA, L.; SAOUTER, E.; VIJVER, M.; BACKHAUS, T. et al. Ecotoxicity. In: FRISCHKNECHT, R.; JOLLIET, O. *Global Guidance on Environmental Life Cycle Impact Assessment*. Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2019, p. 138-172.

OWSIANIAK, M.; HAUSCHILD, M. Z.; POSTHUMA, L.; SAOUTER, E.; VIJVER, M. G.; BACKHAUS, T. et al. Ecotoxicity characterization of chemicals: Global recommendations and implementation in USEtox. **Chemosphere**, v. 310, p. 136807, jan. 2023.

OWSIANIAK, M.; LAURENT, A.; BJØRN, A.; HAUSCHILD, M. Z. 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**, v. 19, n. 5, p. 1007-21, mai. 2014.

PAMPILI, C. Disposição de Cascalhos e Fluidos. In: *Seminário sobre Proteção Ambiental na Exploração e Produção de Petróleo*, 1., 2001, Rio de Janeiro. **Anais eletrônicos [...]**. Rio de Janeiro, Brasil, out. 2001.

- PANT, R.; VAN HOOFF, G.; SCHOWANEK, D.; FEIJTEL, T. C.; DE KONING, A.; HAUSCHILD, M. et al. Comparison between three different LCIA methods for aquatic ecotoxicity and a product environmental risk assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, n. 5, p. 295-306, set. 2004.
- PAYET, J. **Assessing toxic impacts on aquatic ecosystems in life cycle assessment (LCA)**. 2004. Tese (Doutorado) - Ecôle Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, Switzerland, 232 p, 2004.
- PENNINGTON, D. W.; PAYET, J.; HAUSCHILD, M. Aquatic ecotoxicological indicators in life-cycle assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 7, p. 1796-807, jul. 2004.
- PEREIRA, A. F. C. **Problemas de estabilização de poços petrolíferos: as questões críticas no onshore e no offshore**. 2014. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geológica e de Minas) – Departamento de Engenharia Geológica, Técnico Lisboa. Lisboa, 2014.
- PETTERSEN, J. **Potentially affected fraction of species from dynamic marine exposure: Life cycle impact assessment of marine ecotoxic impacts from offshore discontinuous discharges**. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Biotecnologia, Universidade Norueguesa de Ciência e Tecnologia (NTNU). Trondheim, p. 71. 2003.
- PETTERSEN, J.; PETERS, G. P.; HERTWICH, E. G. Marine ecotoxic effect of pulse emissions in life cycle impact assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 25, n. 1, p. 297-303, jan. 2006.
- PETTERSEN, J.B.; HUNG, C.; SOLLI, C.; STEENEVELDT, R.; KERR, S.; AAS, N. A guide to better wells: environmental life-cycle assessment of historical, current and future best practice in drilling. *In*: SPE OFFSHORE EUROPE OIL AND GAS CONFERENCE AND EXHIBITION, 2013, Aberdeen. **Proceedings [...]**. Aberdeen: Society of Petroleum Engineers, 2013.
- PIZZOL, M.; CHRISTENSEN, P.; SCHMIDT, J.; THOMSEN, M. Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 6-7, p.687-698, 1 abr. 2011.
- PRÉ SUSTAINABILITY. **SimaPro**. v. 9.4.0.1, 2022.
- PRÉAT, N.; LEFAIBLE, N.; ALVARENGA, R. A. F.; TAELEMAN, S. E.; DEWULF, J. Development of a life cycle impact assessment framework accounting for biodiversity in deep seafloor ecosystems: A case study on the Clarion Clipperton Fracture Zone. *Science of The Total Environment*, v. 770, p. 144747, 20 mai. 2021.
- PUISEUX, A.; GUILLOU, A.; MERZI, T. Overview of Drill Cuttings Management Options Through Modeling, Monitoring and Life Cycle Assessment. *In*: SPE INTERNATIONAL CONFERENCE AND EXHIBITION ON HEALTH, SAFETY, ENVIRONMENT, AND SUSTAINABILITY, 2020, virtual. **Proceedings [...]**. Society of Petroleum Engineers, 2020.
- RACK, M.; VALDIVIA, S.; SONNEMANN, G. Life Cycle Impact Assessment—where we are, trends, and next steps: a late report from a UNEP/SETAC Life Cycle Initiative workshop



and a few updates from recent developments. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 7, p. 1413-20, ago. 2013.

RANGEL, N. S. **Gerenciamento de resíduos da perfuração de poços de petróleo e gás offshore**: fluidos e cascalhos de perfuração. 2015. 62f. Monografia (Especialização em Engenharia de Campo SMS) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

REINO UNIDO. **The Offshore Chemicals Regulations 2002, de 14 de maio de 2002**. 2002. Disponível em: <https://www.legislation.gov.uk/ukxi/2002/1355/contents/made>. Acesso em 02 set. 2022.

RIVM – NATIONAL INSTITUTE OF PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT. USES 2.0, The Uniform System for the Evaluation of Substances, version 2.0 – The Netherlands' supplement to EUSES. Report n. 679102 037, ago. 1997.

ROSENBAUM, R. **Ecotoxicity**. In: HAUSCHILD, Michael Zwicky; Huijbregts, Mark. Life Cycle Impact Assessment, v. 4. Springer Netherlands, 2015, p.139-162, 2015, LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment, 978-94-017-9743-6.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S.; HUIJBREGTS, M.A.; JOLLIET, O.; JURASKE, R. et al. USEtox—The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, n.7, p. 532-46, nov. 2008.

SALA, S.; MARINOV, D.; KOUNINA, A.; MARGNI, M.; HUMBERT, S.; JOLLIET, O. et al. Life Cycle Impact Assessment of chemicals: relevance and feasibility of spatial differentiation for ecotoxicity and human toxicity impact assessment. In: LIFE CYCLE MANAGEMENT CONFERENCE, 5., 2011, Berlin. **Proceedings [...]**. Berlim: Springer, 2011. 635 p.

SALEEM, S.; HU, G.; LI, J.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Evaluation of offshore oil spill response waste management strategies: A lifecycle assessment-based framework. **Journal of Hazardous Materials**, v. 432, n. 128659, 15 jun 2022.

SANTOS, J. K. D. **Descontaminação de sólidos de perfuração via aquecimento por microondas**. 2014. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2014.

SAOUTER, E.; ASCHBERGER, K.; FANTKE, P.; HAUSCHILD, M. Z.; KIENZLER, A.; PAINI, A.; PANT, R. et al. Improving substance information in USEtox®, part 2: Data for estimating fate and ecosystem exposure factors. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 12, p. 3463-70, dez. 2017b.

SAOUTER, E.; ASCHBERGER, K.; FANTKE, P.; HAUSCHILD, M.Z.; BOPP, S.K.; KIENZLER, A. et al. Improving substance information in USEtox®, part 1: discussion on data and approaches for estimating freshwater ecotoxicity effect factors. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 36, p. 3450–3462, 2017a.

SAOUTER, E.; WOLFF, D.; BIGANZOLI, F.; VERSTEEG, D. Comparing options for deriving chemical ecotoxicity hazard values for the European union environmental footprint,

SCHAFFEL, S. S. **Questão ambiental na etapa de perfuração de poços marítimos de óleo e gás no Brasil**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 2002.

SCHULZE, C.; JODICKE, A.; SCHERINGER, M.; MARGNI, M.; JOLLIET, O.; HUNGERBUHLER, K.; MATTHIES, M. Comparison of different life-cycle impact assessment methods for aquatic ecotoxicity. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 20, n. 9, p. 2122-2132, set. 2001.

SILVA, D. N. N. **Tratamento de cascalho de perfuração utilizando sistemas microemulsionados**. 2015. 64f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2015.

SLEESWIJK, A. W.; HEIJUNGS, R. GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 14, p. 2817-32, 15 jun. 2010.

SLEESWIJK, W. A. et al. **REIMSEA: an LCA toxicity characterization model for the North Sea**. Leiden: Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, 2003.

SOARES, A. S. F.; MARQUES, M. R. C.; COSTA, L. C. Physical-chemical characterization and leaching studies involving drill cuttings generated in oil and gas pre-salt drilling activities. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 17899-914, 2023.

TENNANT, J. P. The state of the art in peer review. **FEMS Microbiology Letters**, v. 365, n. 19, out. 2018.

THERMTECH AS. **Description of the TCC®**. Project No: 7320. Revision A.5. Aug. 2010. Disponível em: <http://www.thermtech.no/>. Acesso em: 07 set. 2022.

THOMAS, J. E. **Fundamentos de Engenharia de Petróleo**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

TIPPING, E.; LOFTS, S.; SONKE, J. E. Humic Ion-Binding Model VII: A revised parameterisation of cation-binding by humic substances. **Environ. Chem.**, v. 8, p. 225-235, 2011.

TRAAS, T.P.; VAN DE MEENT, D.; POSTHUMA, L.; HAMERS, T.; KATER, B. J.; DE ZWART, D.; ALDENBERG, T. **The potentially affected fraction as a measure of ecological risk**. In: POSTHUMA, Leo; SUTER II, Glenn W.; TRAAS, Theo P. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton: CRC Press, 2002, p. 339-368.

UDO DE HAES, H.A.; FINNVEDEN, G.; GOEDKOOP, M.; HAUSCHILD, M.; HERTWICH, E.; HOFSTETTER, P. et al. **Life cycle impact assessment: striving towards best practice**. SETAC Press, Pensacola, 2002. 249p.

UDO DE HAES, H.A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.; KREWITT, W.; MÜLLER-WENK, R. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment - background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2), part I. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 2, p. 66-74, mai. 1999a.

UDO DE HAES, H.A.; JOLLIET, O.; FINNVEDEN, G.; HAUSCHILD, M.; KREWITT, W.; MÜLLER-WENK, R. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment - background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe (WIA-2), part II. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 4, n. 3, p. 167-174, mai. 1999b.

UGAYA, C. M. L.; NETO, J. A. A.; FIGUEIREDO, M. C. B. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida. Relatório da Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida - RAICV. Brasília: IBICT/MCT. 2019.

UNESCO – UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. **Large Marine Ecosystems**. [s.d.]. Disponível em: <https://ioc.unesco.org/topics/large-marine-ecosystems>. Acesso em 24 jan. 2023.

VAN ZELM, R.; HUIJBREGTS, M. A. J.; VAN DE MEENT, D. USES-LCA 2.0—a global nested multi-media fate, exposure, and effects model. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, p. 282-284, 17 mar. 2009.

VELTMAN, K.; HUIJBREGTS, M. A. J.; RYE, H.; HERTWICH, E. G. Including Impacts of Particulate Emissions on Marine Ecosystems in Life Cycle Assessment: The Case of Offshore Oil and Gas Production. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 7, n. 4, p. 678-686, 2011.

VERONES, F.; HELLWEG, S.; ANTÓN, A.; AZEVEDO, L. B.; CHAUDHARY, A.; COSME, N. et al. LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 6, p. 1201-1219, 31 mai. 2020.

VERONES, F.; HUIJBREGTS, M. A. J.; AZEVEDO, L. B.; CHAUDHARY, A.; COSME, N.; DE BAAN, L. et al. LC-IMPACT Version 1.0 – A spatially differentiated life cycle impact assessment approach. 2020b. Disponível em: <https://lc-impact.eu/>. Acesso em 13 fev. 2023.

VICTOR, B.; CERQUEIRA, F.; RODRIGES, F. C.; CARVALHO, M.; VINICIUS, M.; HENRIQUE, P. et al. **Perfurações de poços de petróleo: métodos e equipamentos utilizados**. Cadernos de graduação: Ciências Exatas e Tecnológicas, Sergipe, v.1, n. 15, p. 103-108, out. 2012.

WESTERN AUSTRALIA. **Petroleum and Geothermal Energy Resources** (resource management and administration). Regulations 2015, p. 2405-531, jun. 2015. Disponível em: [https://www.parliament.wa.gov.au/publications/tabledpapers.nsf/displaypaper/3913148a7944a56a5701faed48257e9e003f39f3/\\$file/3148.pdf](https://www.parliament.wa.gov.au/publications/tabledpapers.nsf/displaypaper/3913148a7944a56a5701faed48257e9e003f39f3/$file/3148.pdf). Acesso em 01 set. 2022.

WHELAN, M. J.; BREIVIK, K. Dynamic modelling of aquatic exposure and pelagic food chain transfer of cyclic volatile methyl siloxanes in the Inner Oslofjord. **Chemosphere**, v. 93, p. 794–804, 2013.

WHELAN, M. J.; KIM, J. Application of multimedia models for understanding the environmental behavior of volatile methylsiloxanes: Fate, transport, and bioaccumulation. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 18, n. 3, p. 599-621, mai. 2022.

WOODS, J. S.; VERONES, F. Ecosystem damage from anthropogenic seabed disturbance: A life cycle impact assessment characterisation model. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 1481-90, 1 fev. 2019.

WOODS, J. S.; DAMIANI, M.; FANTKE, P.; HENDERSON, A. D.; JOHNSTON, J. M.; BARE, J.; SALA, S. et al. Ecosystem quality in LCIA: status quo, harmonization, and suggestions for the way forward. **Int J. LCA**, v. 23, p. 1995-2006, 2018.

ZIYADI, M.; AL-QADI, I. L. Model uncertainty analysis using data analytics for life-cycle assessment (LCA) applications. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 945-959, 2019.

ZUMSTEG, J. M.; COOPER, J. S.; NOON, M. S. Systematic Review Checklist: A Standardized Technique for Assessing and Reporting Reviews of Life Cycle Assessment Data. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, p. 12-21, abr. 2012.

## APÊNDICE I - Resultados da revisão quantitativa para buscas na língua inglesa.

<sup>1</sup> Palavras-chave	SciELO	ScienceDirect	Scopus	SpringerLink	WoS	Google acadêmico	Total
“LCA” AND “CF” OR “CM”	0	3493	3124	2002	397	8780	9016
“LCA” AND “ME”	2	1131	130	255	129	3430	1647
“ME” AND “CF” OR “CM”	0	1004	31	106	6	1030	1147
“LCA” AND “ME” AND “CF” OR “CM”	0	445	31	106	6	879	588
<b>Trabalhos relevantes para o tema</b>	0	3	6	8	10	5	32 (26) <sup>2</sup>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>1</sup> Legenda: LCA: *life cycle assessment, life cycle analysis*; CF: *characterization factors*; CM: *characterization modelling, characterization modeling*; ME: *marine ecotoxicity*.

<sup>2</sup> 32 trabalhos ao total e 26 trabalhos após a exclusão daqueles que se repetiam entre os portais.

APÊNDICE II - Resultados da revisão quantitativa para buscas na língua portuguesa.

<sup>1</sup> Palavras-chave	BDTD	Catálogo de teses e dissertações - CAPES	SciELO	Google acadêmico	Total
“ACV” AND “MC”	73	4	0	198	275
“ACV” AND “FC”	65	4	0	220	289
“ACV” AND “EM”	9	0	0	223	232
“ACV” AND “MC” OR “FC” AND “EM”	3	0	0	123	126
<b>Trabalhos relevantes para o tema</b>	2	2	0	3	7 (4) <sup>2</sup>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>1</sup> Legenda: ACV: avaliação do ciclo de vida, análise do ciclo de vida; MC: modelos de caracterização; FC: fatores de caracterização; EM: ecotoxicidade marinha.

<sup>2</sup> 7 trabalhos ao total e 5 trabalhos após a exclusão dos que se repetiam entre os portais.

APÊNDICE III - Estudos selecionados na revisão sistemática e *snowballing*.

<b>Título</b>	<b>Autoria</b>	<b>Ano</b>	<b>Categoria<sup>1</sup></b>	<b>Identificação<sup>2</sup></b>
A Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, e a etapa de avaliação de impactos ambientais: considerações sobre o uso de diferentes métodos e seus reflexos nos resultados finais	Saade; Silva; Gomes	2014	CM	RQ
A method for improving Centre for Environmental Studies (CML) characterisation factors for metal (eco)toxicity — the case of zinc gutters and downpipes	Ligthart; Jongbloed; Tamis	2010	ME	RQ
A proposal for the classification of toxic substances within the framework of life cycle assessment of products	Guinée; Heijungs	1993	ME	SB
An (Eco)Toxicity Life Cycle Impact Assessment Framework for Per And Polyfluoroalkyl Substances	Holmquist et al.	2020	ME	RQ
Aquatic ecotoxicological indicators in life-cycle assessment	Pennington; Payet; Hauschild	2004	CM	SB
Assessment of Metal Toxicity in Marine Ecosystems: Comparative Toxicity Potentials for Nine Cationic Metals in Coastal Seawater	Dong; Rosenbaum; Hauschild	2016	ME	RQ
Australian characterisation factors and normalization figures for human toxicity and ecotoxicity	Lundie et al.	2006	ME	RQ
Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos	Mendes; Bueno; Ometto	2013	RE	RQ
Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria <i>smog</i> fotoquímico considerando o contexto brasileiro	Giroto	2018	CM	RQ
Comparison between Three Different LCIA Methods for Aquatic Ecotoxicity and a Product Environmental Risk Assessment	Pant et al.	2004	CM	RQ
Comparison of different life-cycle impact assessment methods for aquatic ecotoxicity	Schulze et al.	2001	CM	RQ
Comparison of Three Different LCIA Methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99	Dreyer; Niemann; Hauschild	2003	CM	SB
Ecotoxicity in LCA – A review of methods and an assessment of the ecotoxic impact of pesticide use in Swedish winter wheat and Brazilian soybean production	Bennet	2012	RE	RQ
Eco-toxicological impact of “metals” on the aquatic and terrestrial ecosystem: A comparison between eight different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA)	Pizzol et al.	2011	CM	RQ
Evaluation of Ecotoxicity Effect Indicators for Use in LCIA	Larsen; Hauschild	2007	CM	RQ
GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA	Sleeswijk; Heijungs	2010	ME	RQ
Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment	Hauschild et al.	2012	CM	RQ
IMPACT 2002+, ReCiPe 2008 and ILCD’s recommended practice for characterization modelling in life cycle impact assessment: a case study-based comparison	Owsianiak et al.	2014	CM	RQ
IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method	Bulle et al.	2019	ME	RQ
Influence of different LCIA methods on an exemplary scenario analysis from a process development LCA case study	Koch; Friedl; Mihalyi	2022	CM	RQ
LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method	Verones et al.	2020	ME	RQ
Life Cycle Impact Assessment of chemicals: relevance and feasibility of spatial	Sala et al.	2011	RE	SB

<b>Título</b>	<b>Autoria</b>	<b>Ano</b>	<b>Categoria<sup>1</sup></b>	<b>Identificação<sup>2</sup></b>
differentiation for ecotoxicity and human toxicity impact assessment				
Life Cycle Impact Assessment—where we are, trends, and next steps: a late report from a UNEP/SETAC Life Cycle Initiative workshop and a few updates from recent developments	Rack; Valdivia; Sonnemann	2013	RE	RQ
Marine ecotoxic effect of pulse emissions in life cycle impact assessment	Pettersen; Peters; Hertwich	2005	ME	RQ
Metal toxicity characterization factors for marine ecosystems—considering the importance of the estuary for freshwater emissions	Dong; Rosenbaum; Hauschild	2017	ME	RQ
Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil	Mendes	2013	RE	RQ
OMNIITOX - Operational Life-Cycle Impact Assessment Models and Information Tools for Practitioners	Molander et al.	2004	CM	RQ
Potentially affected fraction of species from dynamic marine exposure	Pettersen	2003	ME	RQ
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	Huijbregts et al.	2000	ME	RQ
Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III: Export of potential impact over time and space	Huijbregts; Guinée; Reijnders	2000	ME	SB
Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA: Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA	Huijbregts	1999	ME	SB
Priority assessment of toxic substances in the frame of LCA: Time horizon dependency in toxicity potentials calculated with the multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA	Huijbregts	2000	ME	SB
ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level	Huijbregts et al.	2017	ME	RQ
REIMSEA: an LCA toxicity characterization model for the North Sea	Sleeswijk et al.	2005	ME	RQ
The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative	Jolliet et al.	2004	ME	RQ
Towards harmonizing ecotoxicity characterization in life cycle impact assessment	Fantke et al.	2018	RE	RQ
USES: Uniform System for the Evaluation of Substances	Guinée et al.	1996	ME	SB
USES-LCA 2.0—a global nested multi-media fate, exposure, and effects model	Van Zelm; Huijbregts; van de Meent	2009	ME	RQ

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

<sup>1</sup> Legenda: CM: Estudo de comparação de modelos e/ou métodos; ME: Estudo metodológico; RE: Estudo de revisão sistemática; RQ: Revisão qualitativa; SB: Snowballing.



APÊNDICE IV - Definições logísticas e de *background* do ICV.

<b>Definições logísticas e de background</b>	<b>Valor</b>	<b>Fonte dos dados</b>
Distância entre porto e plataforma [km]	250,00	Almeida (2016)
Consumo de FPBA [m <sup>3</sup> /t cascalho]	3,077	Indústria parceira
Consumo de FPBNA [m <sup>3</sup> /t cascalho]	0,015	Indústria parceira
Densidade do FPBA [t/m <sup>3</sup> ]	1,140	Indústria parceira
Densidade do FPBNA [t/m <sup>3</sup> ]	1,200	Indústria parceira
Densidade do cascalho [t/m <sup>3</sup> ]	2,600	Indústria parceira
Volume perfurado [m <sup>3</sup> ]	0,037	Indústria parceira
Massa de cascalho gerada [t]:	0,095	Indústria parceira
Armazenamento em <i>Cutting Boxes</i> [kWh/t cascalho]	18,00	Almeida (2016)
Transbordo e manuseio [kWh/t cascalho]	39,00	Almeida (2016)

APÊNDICE V – Caracterização dos fluidos de perfuração e fluxos do *ecoinvent*® utilizados no ICV – composição para 1m<sup>3</sup>.

Fluxos do <i>ecoinvent</i> <sup>1</sup>	Componente <sup>2</sup>	Quantidades [kg] – FPBA <sup>2</sup>	Quantidades [kg] – FPBNA <sup>2</sup>
acetaldehyde	Glutaraldeído	0,85	-
acrylic acid	Poliacrilamida	21,40	-
barite	Baritina	156,00	156,00
iron(II) chloride	Gluconato de ferro	1,99	-
lime, hydrated, packed	Cal hidratada	-	14,26
limestone, crushed, washed	Calcário 2-44	99,85	85,59
lubricating oil	Lubrificante	20,00	-
magnesium oxide	Óxido de magnésio	2,85	-
maize starch	Goma xantana	25,68	25,68
n-olefins	Olefina (fase contínua)	-	630,00
potassium chloride	Cloreto de potássio	44,79	-
silicone product	Antiespumante com silicone	0,57	-
sodium bicarbonate	Bicarbonato de sódio	0,71	-
sodium chloride, brine solution	Salmoura	-	350,00
sodium chloride, powder	Cloreto de sódio	211,12	-
tap water	Água industrial	980,00	-

Fonte: <sup>1</sup>Adaptado de *ecoinvent*®; <sup>2</sup>Dados fornecidos pela indústria parceira.

## APÊNDICE VI – Caracterização dos cascalhos de perfuração.

Substância (g/t)	FPBA-A	FPBA-C	FPBNA-A	FPBNA-C
<sup>1</sup> COT	32.990,60	20.053,73	33.814,34	28.174,34
<sup>1</sup> TPH	14,06	21,19	32,78	26,82
<sup>1</sup> HPAs	3,02	1,21	0,57	7,90
<sup>1</sup> Al	7.477,35	4.649,34	20.788,00	6.866,42
<sup>1</sup> Ba	13.906,73	20.885,01	15.708,52	17.390,60
<sup>1</sup> Cu	69,21	40,34	35,88	46,65
<sup>1</sup> Pb	59,56	63,88	53,93	71,40
<sup>1</sup> Cr	107,76	42,35	58,59	40,30
<sup>1</sup> Fe	7.418,89	7.636,62	19.499,33	5.967,36
<sup>1</sup> Mn	235,93	469,38	295,12	417,47
<sup>1</sup> Ni	76,15	24,86	41,84	39,90
<sup>1</sup> Mo	0,00	0,00	0,00	61,30
<sup>1</sup> Si	25.962,50	5.804,05	11.093,17	1.225,10
<sup>1</sup> Zn	211,98	111,01	95,30	101,30
<sup>2</sup> As	3,78	3,78	3,78	3,78
<sup>2</sup> Ácidos carboxílicos	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00
<sup>2</sup> Glutaraldeído	20,00	20,00	20,00	20,00
<sup>2</sup> Hg	0,28	0,28	0,28	0,28
<sup>2</sup> Óleos	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00
<sup>2</sup> Fenol	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042

Fonte: <sup>1</sup>Caracterizações fornecidas pela universidade parceira (SOARES et al., 2023), com base nas análises dos cascalhos gerados pela indústria petrolífera parceira; <sup>2</sup>Base de dados secundária doecoinvent®.