



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

Alexandre Rodrigues Mariano

**Avaliação de modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos de fonte
terrestre ao oceano**

Florianópolis

2025

Alexandre Rodrigues Mariano

Avaliação de modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos de fonte terrestre ao oceano

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

Orientador(a): Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Florianópolis

2025

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela
BU/UFSC.
Dados inseridos pelo próprio autor.

Mariano, Alexandre Rodrigues

Avaliação de modelos de estimativa de emissão de
resíduos plásticos de fonte terrestre ao oceano /
Alexandre Rodrigues Mariano ; orientador, Sebastião
Roberto Soares, 2025.

121 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2025.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Poluição Ambiental. 3.
Modelos de estimativa de emissão de resíduos. 4.
Oceanografia. 5. Tomada de Decisões. I. Soares, Sebastião
Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III.
Título.

Alexandre Rodrigues Mariano

Avaliação de modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos de fonte terrestre ao oceano

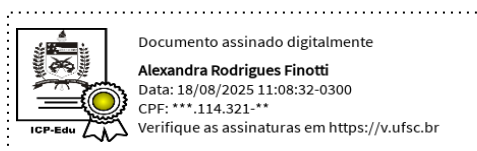
O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 25 de junho de 2025 pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Naiara Machado Casagrande, Dr.^a.
NOVA University Lisbon

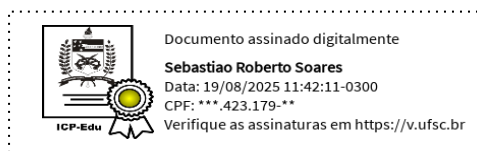
Prof.^a Juliana Leonel, Dr.^a.
Universidade Federal de Santa Catarina

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 obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2025

AGRADECIMENTOS

À equipe incrível do Ciclog, que foi parte fundamental desta jornada, pela amizade e pelas trocas valiosas que tanto enriqueceram meu processo: à Bruna Cerati Carvalho, ao Ailton Borges Rodrigues, à Eula Jurca Gomes, à Maria Eduarda da Silva Brocca, à Vitória Balança de Oliveira, à Maitê Astburi Fontes, à Fernanda Justi, à Gabrielle Ferreira, à Diane Laroque e Yan Oehling.

À Beatriz Barbosa de Brito, não sei bem como agradecer à altura, mas saiba que sua amizade, suas correções cuidadosas e seu olhar quase de orientadora foram fundamentais para que este trabalho ganhasse forma.

Ao meu orientador, Sebastião Roberto Soares, pela presença, paciência e por me conduzir de forma criteriosa ao longo deste processo.

À banca examinadora, pelo tempo, atenção e contribuições valiosas que me ajudaram a enxergar novas perspectivas.

À Juliane Motta, por ser uma pessoa incrível, sempre ao meu lado durante todo esse processo e por não me deixar desistir.

À minha família, pela confiança e pelo amor que me sustentaram do começo ao fim. Este trabalho também é de vocês.

Meu reconhecimento a todos que estiveram comigo ao longo destes anos. Gratidão.

Não posso deixar de agradecer a companhia e o carinho também dos nossos filhotes de quatro patas (Gordinho e Mimi), e registrar a memória de nossas queridas Dora, Lili e Sophia.

Albert Einstein (1954)

“We cannot solve our problems with the same thinking we used when we created them.” (Nós não podemos resolver nossos problemas com o mesmo pensamento que usamos quando os criamos.)

RESUMO

A pesquisa aborda a premente questão da poluição no oceano, com ênfase na quantificação da massa de resíduos plásticos provenientes de fontes terrestres, reconhecida como a principal causa desse desafio ambiental global. Embora a crescente produção e consumo de plásticos sejam frequentemente associados aos países em desenvolvimento, é importante ressaltar que os países desenvolvidos também desempenham um papel significativo devido ao seu elevado consumo de plástico. O objetivo da pesquisa foi avaliar os principais modelos aplicados no contexto da estimativa de resíduos plásticos emitidos ao oceano no Sul Global, destacando suas vantagens, limitações e aplicabilidade prática. A metodologia empregada na pesquisa consiste em uma revisão sistemática, dividida em revisão quantitativa, qualitativa e bola de neve, seguida por descrição e comparação dos modelos identificados durante a pesquisa. A revisão quantitativa utilizou portais de periódicos, enquanto a qualitativa selecionou estudos com critérios específicos relacionados à estimativa da massa de resíduos plásticos. Na etapa de análise dos modelos identificados, foram apresentadas descrições preliminares destes modelos, destacando suas características gerais. Em seguida, um *framework* foi desenvolvido com critérios para avaliar modelos propostos pelos trabalhos identificados na revisão sistemática: C1 – Potencial de Adaptação; C2 – Robustez científica. Os modelos foram avaliados e classificados de acordo com o seu desempenho em cada critério. Seis modelos foram analisados por meio dos critérios avaliativos. O melhor desempenho foi do modelo de Alencar *et al.* (2023), seguido dos modelos de Ita-Nagy *et al.* (2022) e de Veiga *et al.* (2024). O melhor desempenho geral dos modelos foi no C2, enquanto o pior desempenho ocorreu no C1, o que permitiu concluir que os modelos apresentam maior robustez científica (C2) do que potencial de adaptação (C1) devido à sua tendência de focar em dados e características gerais, simplificações metodológicas e falta de calibração regional, em contraste com a maior robustez científica (C2) que prioriza a qualidade metodológica e a transparência. A seleção desses modelos não deve ser entendida como regra geral, mas sim como uma alternativa para orientação. A escolha do modelo de estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano a partir de fontes terrestres também depende da experiência do especialista e das especificidades de cada estudo de caso. Pode-se dizer que o presente trabalho contribui para a problemática do plástico ao fornecer uma avaliação dos modelos existentes, identificando as lacunas e oferecendo um possível *framework* para a escolha de modelos adequados ao contexto do Sul Global. Ao destacar as limitações nos modelos, o estudo visa aprimorar a aplicação prática de estimativas de resíduos plásticos, promovendo uma melhor gestão e estratégias de mitigação para a poluição marinha, considerando as especificidades geográficas e socioeconômicas das regiões em questão.

Palavras-chave: Ambiente Marinho; Resíduos Plásticos; Metodologias de Estimativa; Oceano; Revisão Sistemática.

ABSTRACT

This research addresses the pressing issue of ocean pollution, with a focus on quantifying the mass of plastic waste originating from terrestrial sources, recognized as the primary cause of this global environmental challenge. While the increasing production and consumption of plastics are often associated with developing countries, it is essential to highlight that developed countries also play a significant role due to their high plastic consumption. The objective of this study was to assess the main models applied in the context of estimating plastic waste emissions into the ocean from terrestrial sources in the Global South, highlighting their advantages, limitations, and practical applicability. The methodology employed in this research consists of a systematic review, divided into quantitative, qualitative, and snowball review stages, followed by the description and comparison of the models identified throughout the research. The quantitative review utilized academic journal portals, while the qualitative review selected studies with specific criteria related to estimating the mass of plastic waste. In the analysis stage of the identified models, preliminary descriptions of these models were presented, highlighting their general characteristics. Subsequently, a framework was developed with criteria to evaluate the models proposed by the studies identified in the systematic review: C1 – Adaptation Potential; C2 – Scientific Robustness. The models were evaluated and classified based on their performance in each criterion. Six models were analyzed using the evaluation criteria. The best performance was achieved by the model of Alencar *et al.* (2023), followed by the models of Ita-Nagy *et al.* (2022) and Veiga *et al.* (2024). The overall best performance was in C2, while the poorest performance occurred in C1, leading to the conclusion that the models exhibit greater scientific robustness (C2) than adaptation potential (C1) due to their tendency to focus on general data and characteristics, methodological simplifications, and lack of regional calibration. In contrast, scientific robustness (C2) prioritizes methodological quality and transparency. The selection of these models should not be seen as a general rule but as an alternative for guidance. The choice of the model for estimating plastic waste emissions into the ocean from terrestrial sources also depends on the expertise of the specialist and the specificities of each case study. It can be stated that this work contributes to the plastic pollution issue by providing an evaluation of existing models, identifying gaps, and offering a possible framework for selecting models suitable for the Global South context. By highlighting the limitations in the models, the study aims to improve the practical application of plastic waste estimations, fostering better management and mitigation strategies for marine pollution, considering the geographic and socioeconomic specificities of the regions in question.

Keywords: Marine Environment; Plastic Waste; Estimation Methodologies; Ocean; Systematic Review

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxo do MPW até sua chegada ao oceano.....	24
Figura 2 - Fluxograma descrevendo as entradas de plásticos no ambiente marinho.	27
Figura 3 - Fluxograma geral da metodologia	43
Figura 4 - Fluxograma do Processo Decisório.....	56
Figura 5 - Fluxograma da metodologia da revisão sistemática.....	57
Figura 6 – Hierarquia de construtos.....	110

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Palavras-chave para a pesquisa	44
Quadro 2 - Modelo de descrição preliminar dos modelos.....	47
Quadro 3 - Procedimentos para definição dos Critérios de Avaliação	49
Quadro 4 – Critérios de avaliação	52
Quadro 5 - Sistema de pontuação dos subcritérios avaliativos	54
Quadro 6 – Exemplo de comparação	55
Quadro 7 - Descrição preliminar dos modelos selecionados.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critério 1 - Potencial de Adaptação	81
Tabela 2 - Criterio 2 - Robustez científica.....	88
Tabela 3 - Classificação final dos modelos.....	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABBU	Associação Brasileira de Bibliotecas Universitárias Brasileiras
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
BDTD	Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações
BN	Biblioteca Nacional
BU	Biblioteca Universitária
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CICLOG	Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
ILCD	<i>International Life Cycle Data System</i>
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
MEC	Ministério da Educação
MFA	Análise de Fluxo de Materiais
MFV	Mapa do Fluxo de Valor
MIT	Massachusetts Institute of Technology
NBR	Norma Brasileira
PRISMA	<i>Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
MPW	Mismanaged Plastic Waste
StART	<i>State of the Art through Systematic Review</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
USES	<i>Uniform System for the Evaluation of Substances</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>

1 INTRODUÇÃO	19
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO	19
1.2 JUSTIFICATIVA	20
1.3 OBJETIVOS	22
1.3.1 Objetivo geral	22
1.3.2 Objetivos específicos	22
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 RESÍDUOS PLÁSTICOS.....	23
2.1.1 Geração e gestão de resíduos plásticos	23
2.1.2 Resíduos plásticos no ambiente marinho	24
2.1.3 Entrada de resíduos plásticos no ambiente marinho	26
2.1.4 Comportamento dos resíduos plásticos no oceano.....	28
2.1.5 Impacto Ambiental dos resíduos plásticos	31
2.2 MODELOS DE ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS AO OCEANO.....	34
2.2.1 Modelagem Hidrológica.....	34
2.2.2 Método de contabilização por coeficientes	36
2.2.3 Método de Análise de Fluxo de Materiais	38
2.2.4 Modelos de probabilidade	40
3 METODOLOGIA	42
3.1 REVISÃO SISTEMÁTICA.....	43
3.1.1 Revisão quantitativa	44
3.1.2 Revisão qualitativa.....	45
3.1.3 Etapa Bola de Neve.....	46
3.2 COMPARAÇÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA.....	46
3.2.1 Descrição dos modelos	47
3.2.2 Definição dos critérios de comparação.....	47
3.2.2.1 <i>Procedimentos para Definição dos Critérios de Avaliação</i>	48
3.2.2.2 Descrição dos critérios específicos	50
3.2.3 Sistema de pontuação dos critérios.....	53
3.2.4 Comparação dos modelos	55
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
4.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA.....	56
4.2 AVALIAÇÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA	58

4.2.1	Descrição dos modelos	58
4.2.2	Aplicação dos critérios analíticos	81
4.2.3	Classificação dos modelos	94
5.	CONCLUSÃO.....	98
	REFERÊNCIAS.....	100

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Estima-se que, anualmente, entre 4,8 e 12,7 milhões de toneladas métricas (t) de resíduos plásticos são despejados no oceano¹ a partir de fontes terrestres (Jambeck *et al.*, 2015), o que configura um grave problema ambiental com implicações abrangentes. Esses resíduos se acumulam em várias partes do oceano, criando concentrações conhecidas como “giros” ou “sopas” (Eriksen *et al.*, 2014), representando uma séria ameaça ao ecossistema marinho.

Além dos impactos ambientais, a poluição plástica tem sérias implicações socioeconômicas. O uso generalizado do plástico em setores como embalagens e pesca, aliado à sua disposição inadequada, afeta negativamente atividades como turismo e pesca, gerando custos elevados para limpeza e perdas econômicas (Abalansa *et al.*, 2020). Além disso, o acúmulo de plástico em regiões como os giros oceânicos, onde grandes volumes se concentram, agrava a persistência desse material no ambiente, aumentando seus impactos ecológicos e econômicos (Law, 2016). Assim, a poluição plástica não apenas degrada o meio ambiente, mas também prejudica comunidades costeiras e a economia global.

O enfrentamento da poluição por resíduos plásticos é de grande relevância nas agendas internacionais, sobretudo nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (ONU, 2015). Estes objetivos englobam uma série de medidas, incluindo a redução da produção de resíduos (ODS 12.5), a promoção de práticas responsáveis na gestão de resíduos (ODS 12.4) e a mitigação da poluição do oceano (ODS 14.1) (ONU, 2015; Alencar *et al.*, 2022). No contexto do ecossistema global, os plásticos podem ser categorizados em três frações distintas, conforme definido por Geyer *et al.* (2017): a primeira compreende os plásticos atualmente em uso; a segunda consiste nos resíduos plásticos gerados após o consumo e gerenciados adequadamente; enquanto a terceira se refere à fração de Resíduos Plásticos mal gerenciados (MPW)², composta principalmente por resíduos urbanos.

¹ oceano (com inicial minúscula): É uma vasta extensão de água salgada que cobre as principais depressões da crosta terrestre e separa continentes e grandes ilhas

² A comunidade científica utiliza o termo em inglês “*mismanaged plastic waste* (MPW)” para se referir aos resíduos plásticos mal gerenciados. Ou seja, aqueles que não são devidamente controlados no sistema de GRSU e que estão propensos a vazar para o meio ambiente, incluindo rios e oceanos (Alencar *et al.*, 2022).

Nesse contexto, a estimativa da massa de resíduos plásticos que entram no oceano é essencial para a compreensão abrangente do problema e para subsidiar o desenvolvimento de políticas e de medidas de mitigação efetivas. O conhecimento detalhado das metodologias³ utilizadas na estimativa de emissão de resíduos plásticos ao ambiente e como elas se manifestam em seus modelos é fundamental para garantir a confiabilidade dos dados e para direcionar recursos apropriados a fim de abordar essa questão ambiental crítica. É importante ressaltar que a avaliação das metodologias mencionadas é feita através da análise dos modelos que as representam.

Logo, o objetivo geral desta pesquisa é apresentar e avaliar os principais modelos utilizados na estimativa de resíduos plásticos de origem terrestre que entram no oceano, conforme descrito em artigos científicos com foco em estudos desenvolvidos e/ou aplicados em países do Sul Global.

A fim de complementar tais discussões, este estudo tem como principal foco um levantamento dos modelos de estimativa conhecidos sobre a emissão de plásticos ao oceano. Dentro dos resultados obtidos, pretende-se fazer uma análise a fim de descrever as principais características destes modelos de estimativa e compará-los. Além disso, ao alinhar-se com os ODS da ONU, especialmente o ODS 14: Vida na Água, esta pesquisa procura integrar seus resultados à busca mais ampla pela conservação e uso sustentável do oceano e recursos marinhos.

1.2 JUSTIFICATIVA

Ainda não existe um modelo completamente confiável para estimar a quantidade de resíduos plásticos que ingressa nos ecossistemas marinhos (Ghayebzadeh *et al.*, 2020). A quantificação de resíduo plástico emitido ao oceano é um desafio científico e metodológico que envolve diversas fontes, rotas e destinos dos resíduos plásticos no ambiente.

O estudo pioneiro de Jambeck *et al.* (2015) estabeleceu um *framework*⁴ para estimar a quantidade de resíduos plásticos que entram no oceano. Esta proposta levou em consideração fatores como a população costeira, a geração de resíduos *per*

³ Metodologia, abordagem e procedimento são considerados sinônimos (apêndice A).

⁴ O autor chama de framework, ou uma estrutura metodológica

capita, a porcentagem de plástico nos resíduos e a porcentagem de resíduos mal gerenciados. No entanto, como qualquer modelo, a proposta de Jambeck *et al* (2015) apresenta limitações e incertezas. Por exemplo, a falta de dados confiáveis sobre a geração e o gerenciamento de resíduos em muitos países, a variabilidade espacial e temporal dos fluxos de resíduos plásticos e a influência de fatores naturais e antrópicos na entrada e na saída dos resíduos plásticos no oceano são desafios significativos (Alencar *et al.*, 2022).

Vários estudos posteriores indicaram que os rios são os principais vetores de transporte de resíduos plásticos das áreas continentais para o oceano (Lebreton *et al.*, 2017; Vriend *et al.*, 2020; Meijer *et al.*, 2021). Esses estudos empregaram uma variedade de métodos para estimar as emissões fluviais de resíduos plásticos, incluindo modelagem hidrodinâmica, sensoriamento remoto, amostragem *in situ* e análise estatística. Embora algumas pesquisas apliquem modelos disponíveis na literatura (por exemplo, Tramoy *et al.*, 2018; Ghayebzadeh *et al.*, 2020 que adaptaram o *framework* de Jambeck *et al.*, 2015), é importante notar que esses estudos não realizaram uma análise comparativa entre as diferentes abordagens metodológicas de estimativa de entrada de plástico no oceano.

Dessa forma, nota-se que, apesar da existência de diversos estudos que abordam a entrada de resíduos plásticos no oceano, a comparação entre as metodologias utilizadas e a sua aplicabilidade geralmente se limita apenas aos resultados obtidos, sem uma análise comparativa aprofundada dos métodos em si. Cada uma dessas metodologias, representadas em modelos específicos, apresenta desafios e limitações inerentes, como a escassez de dados sobre a geração e o gerenciamento de resíduos nas bacias hidrográficas, a heterogeneidade e a fragmentação dos resíduos plásticos no ambiente fluvial, a influência das condições hidrológicas e meteorológicas na dinâmica dos resíduos plásticos e a dificuldade de monitorar rios de pequeno porte e canais urbanos (Alencar *et al.*, 2022). A presente pesquisa visa superar essa lacuna, propondo uma análise e a comparação dos diferentes modelos de estimativa aplicados nos países do sul global, com o intuito de melhor compreender e encontrar as abordagens mais adequadas a cada contexto de estudo.

A relevância deste trabalho está na importância teórica e prática do tema, alinhando-se com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente o ODS 14: Vida na Água, que visa 'conservar e usar de forma

sustentável o oceano, os mares e os recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável’. A estimativa de resíduos plásticos que entram no oceano é fundamental para entender a magnitude e a dinâmica do problema, identificar as principais fontes e rotas de poluição plástica, avaliar os impactos e os riscos associados e propor soluções efetivas e integradas de prevenção, mitigação e remediação.

Este estudo se justifica por propor uma análise comparativa entre diferentes modelos de estimativa da entrada de plásticos no oceano — algo ainda pouco explorado na literatura, sobretudo com foco em abordagens aplicadas ou desenvolvidas no Sul Global. O trabalho busca oferecer subsídios concretos para que gestores públicos e privados, pesquisadores e a sociedade em geral possam tomar decisões mais informadas sobre o gerenciamento de resíduos plásticos e a proteção dos ambientes marinhos.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é apresentar e avaliar os principais modelos utilizados para estimar a massa de resíduos plásticos de origem terrestre que entram no oceano, com foco em estudos desenvolvidos e/ou aplicados em países do Sul Global.

1.3.2 Objetivos específicos

- Identificar os modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano, com ênfase naqueles desenvolvidos e/ou aplicados em países do Sul Global;
- Definir critérios de avaliação e comparação com base em metodologias existente;
- Analisar e comparar os modelos identificados por meio de um conjunto de critérios pré-definidos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesta seção, é abordado o tema dos materiais plásticos e seus resíduos. Apresenta-se o plástico como resíduo marinho, expondo alguns impactos ambientais nos ecossistemas marinhos causados pelos resíduos plásticos. Além disso, é feita uma breve apresentação narrativa dos métodos e modelos para quantificar a emissão de resíduos plásticos no oceano.

2.1 RESÍDUOS PLÁSTICOS

2.1.1 Geração e gestão de resíduos plásticos

A gestão de resíduos sólidos é um componente crucial nas estratégias de desenvolvimento sustentável. O seu papel central é promover uma abordagem racional para a utilização dos recursos naturais, com ênfase na redução da geração de resíduos e na minimização dos riscos associados ao seu tratamento. A complexidade deste domínio, evidenciada pela necessidade de soluções abrangentes em várias frentes de trabalho, realça a importância de uma gestão eficaz para enfrentar os desafios apresentados pelos resíduos sólidos. A formulação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil, que levou mais de 20 anos, sublinha a necessidade de uma abordagem cuidadosa e abrangente para lidar com a diversidade de resíduos, especialmente no contexto dos resíduos plásticos (Simão *et al.*, 2021).

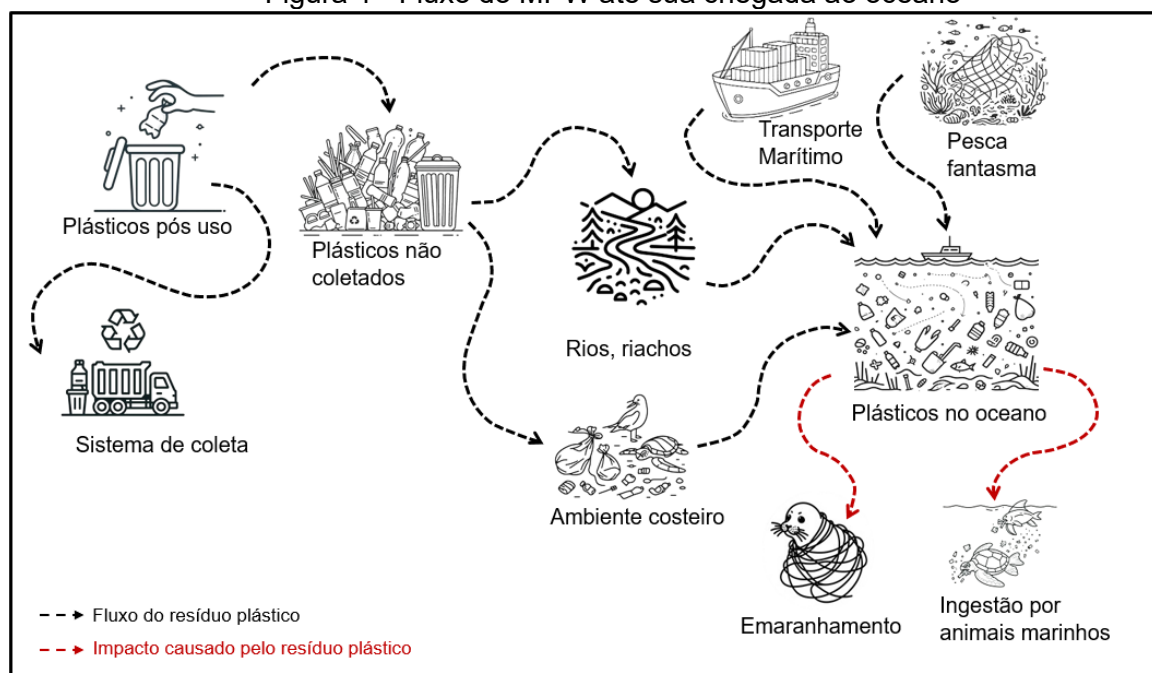
A Lei Federal nº 12.305/2010, que estabelece a PNRS, e o Decreto Federal nº 7.404/2010, que a regulamenta, definem como objetivos prioritários “a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”. Esta hierarquização da gestão de resíduos sólidos urbanos (GRSU) reconhece a não geração como a principal ação, sendo a disposição final a última alternativa (BRASIL, 2010).

Até 2015, estimou-se que apenas 9% dos resíduos plásticos gerados globalmente foram reciclados, 12% foram incinerados e 79% acumularam-se em aterros sanitários ou no ambiente natural (Geyer *et al.*, 2017). Há uma projeção alarmante de que a quantidade de resíduos plásticos gerados poderá triplicar até 2060

(Lebreton; Andrady, 2019), destacando a urgência de compreender e enfrentar esse desafio global.

Com o objetivo de priorizar a gestão hierárquica da GRSU, a PNRS propõe a adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços (BRASIL, 2010). A concretização desse objetivo demanda superar desafios práticos, que exigem a incorporação desses padrões às políticas públicas e práticas empresariais, além do envolvimento efetivo da sociedade. Nesse contexto, o Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis (PPCS), que visa promover o consumo consciente, foi desenvolvido para complementar e criar sinergia com outras políticas nacionais, como a própria PNRS (MMA, 2010).

Figura 1 - Fluxo do MPW até sua chegada ao oceano



Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

2.1.2 Resíduos plásticos no ambiente marinho

A Convenção de Direito do Mar, em seu artigo primeiro, conceitua **poluição marinha** da seguinte forma:

Significa a introdução pelo homem, direta ou indiretamente, de substâncias ou de energia no meio ambiente marinho, incluindo os estuários, sempre que elas provoquem ou possam vir a provocar efeitos nocivos, tais como danos aos recursos vivos e vida marinha, riscos à saúde do homem, entrave às atividades marinhas, incluindo a pesca e as outras utilizações legítimas do mar, alteração da qualidade da água do mar, no que se refere à sua utilização, e deterioração dos locais de recreio. (BRASIL, 1995).

Resíduos ou detritos marinhos abrangem todo material que não pertence naturalmente ao ecossistema marinho, isso é, são substâncias sólidas persistentes que foram produzidas ou processadas e depois deixadas ou descartadas no ambiente marinho ou costeiro. Em muitos casos, o resíduo marinho é resultado de ações deliberadas, de manipulação irresponsável ou de descarte descuidado, frequentemente originando-se em áreas distantes da costa (Rodríguez, 2021).

A literatura sobre detritos marinhos destaca consistentemente que os plásticos representam a maior parcela dos resíduos encontrados no oceano em todo o mundo. Sua presença é constantemente observada: já no início dos anos 2000 variava de 60% a 80% do total de detritos marinhos (Derraik, 2002). Os plásticos progressivamente passaram a constituir a parte mais significativa do resíduo marinho, às vezes representando até 100% dos resíduos flutuantes (Galgani *et al.*, 2015). Essa predominância é corroborada por estudos subsequentes, como uma pesquisa no Sul do Brasil, que identificou que 98,4% dos resíduos marinhos eram compostos por plásticos, principalmente sacolas plásticas (Pinheiro *et al.*, 2021). Além disso, uma análise em seis recifes de coral em *East Sabah* revelou que 91% dos resíduos marinhos consistiam em plásticos, predominantemente itens de uso único provenientes do descarte (Santodomingo, 2021). Em praias ao longo da costa portuguesa, durante um período de dois anos (2011-2013), 99% dos itens coletados eram de plástico (Antunes *et al.*, 2018). De maneira global, estudos indicam que o resíduo plástico representa entre 83% a 87% de todo o resíduo marinho (Gomiero *et al.*, 2019).

Uma vez que os resíduos plásticos não sejam gerenciados corretamente, há uma grande probabilidade destes materiais chegarem ao oceano por meio de tempestades, do escoamento pelos cursos de água, do transporte pelo vento e pela maré ou de descarga direta em águas costeiras (Casagrande, 2018).

Lebreton *et al.* (2018), ao investigarem o *Great Pacific Garbage Patch* (GPGP)⁵, proporcionaram informações cruciais sobre a presença dos resíduos

⁵ *Great Pacific Garbage Patch* (GPGP) é uma área no Oceano Pacífico caracterizada por uma concentração significativa de resíduos plásticos flutuantes. Localizada no Giro Subtropical do Pacífico Norte, a GPGP não é uma ilha de resíduos sólida, mas sim uma região onde a densidade de plásticos, especialmente polietileno (PE) e polipropileno (PP), é consideravelmente maior em comparação com outras partes do oceano. Esses plásticos são transportados por correntes oceânicas e ventos, contribuindo para a formação dessa zona de acumulação (Lebreton *et al.*, 2017).

plásticos no ambiente marinho. O estudo de Lebreton *et al.*, (2018), revelou que o plástico é, de longe, o tipo de resíduo marinho mais proeminente, constituindo mais de 99,9% das peças coletadas nos arrastos de rede, totalizando 668 kg de resíduos flutuantes. A extensão estimada do GPGP, abrangendo 1,6 milhão de km², apresenta concentrações de plástico oceânico variando de 10 a 100 kgkm⁻². Esses achados destacam a necessidade de compreender não apenas a quantidade, mas também a distribuição específica no ambiente marinho.

2.1.3 Entrada de resíduos plásticos no ambiente marinho

Entender o inventário global de massa é um dos principais desafios na pesquisa atual sobre detritos plásticos no ambiente marinho (Koelmans *et al.*, 2017). O estudo sobre a origem e o destino da poluição por plástico em ambientes aquáticos sugere que os plásticos de origem terrestre são uma das principais fontes de poluição plástica marinha, seja por emissão direta de zonas costeiras ou por transporte através de rios (Meijer *et al.*, 2021).

Resíduos sólidos municipais mal gerenciados são uma grande fonte de poluição por plásticos, juntamente com o descarte direto em praias, solos e rios, além da baixa reciclabilidade de materiais, como no caso de materiais multicamadas e do lento desenvolvimento do mercado de reciclagem (Alencar *et al.*, 2023). Os resíduos plásticos (RP) mal gerenciados podem ser transportados para o oceano por meio de sistemas de drenagem urbana, efluentes e vias fluviais internas (Alencar *et al.*, 2023).

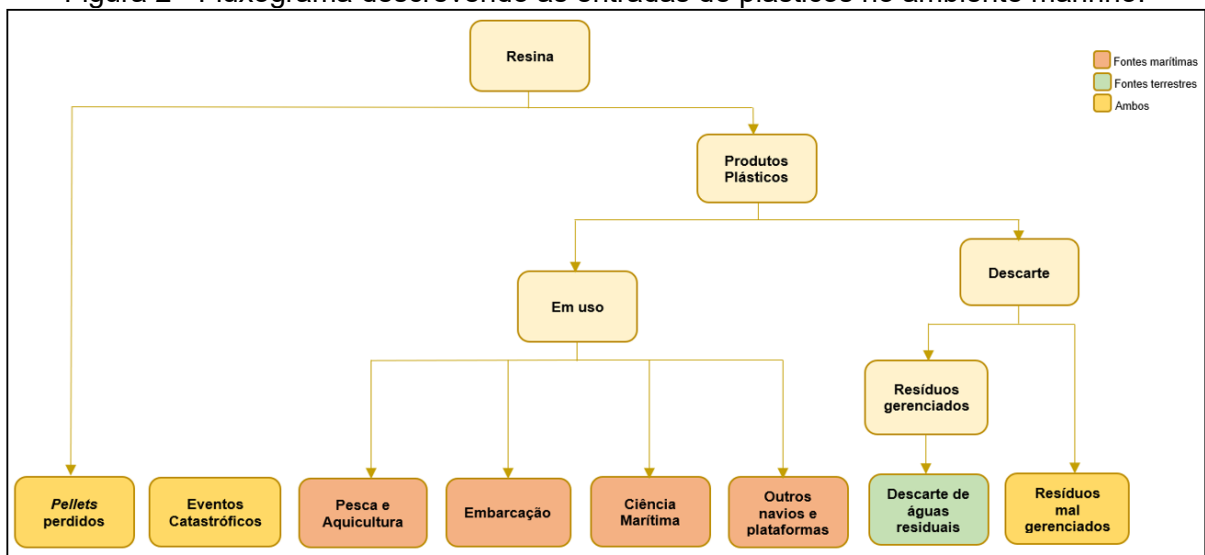
De acordo com Abalansa *et al.* (2020), os principais fatores que impulsionam o acúmulo de resíduos plásticos no oceano estão ligados às necessidades humanas fundamentais, como segurança alimentar, movimentação de bens e serviços, necessidades de abrigo e segurança e bem-estar. O transporte de mercadorias, por exemplo, gera microplásticos através do desgaste de pneus, enquanto a produção agrícola e o uso de plásticos em práticas industriais e cotidianas também são fontes significativas de poluição plástica. Esses fatores são diretamente responsáveis pela liberação de plásticos e microplásticos no ambiente marinho, especialmente nas zonas costeiras (Abalansa *et al.*, 2020).

Para complementar a discussão sobre a origem dos resíduos plásticos no ambiente marinho, é crucial considerar a perda ou o descarte de resinas plásticas, que constituem um ponto significativo de entrada desses materiais no ecossistema

marinho. As resinas plásticas, como os pellets de resina utilizados na produção de diversos produtos, frequentemente entram no ambiente devido a derramamentos e ao manuseio inadequado durante o transporte e a manipulação industrial (Law, 2017). Esse pode ser considerado o primeiro ponto de vazamento de resíduos plásticos para o oceano e ocorre principalmente por meio do derramamento ou manuseio incorreto dos pellets de resina, pequenas esferas quase esféricas que compõem a matéria-prima do plástico. Estudos como os de Carpenter e Smith (1972) demonstraram que pellets de resina foram uma das primeiras formas de plástico observadas na superfície dos oceanos, sendo detectados em locais como o Mar dos Sargãos, e já foram encontrados no mar e em praias de todo o mundo (Hirai *et al.*, 2011).

Além das perdas durante o transporte e o manuseio industrial, eventos catastróficos, como desastres naturais (e.g. tsunamis, furacões) e acidentes marítimos, podem agravar essa entrada de plásticos nos oceanos, liberando grandes quantidades de produtos plásticos, inclusive pellets, de uma só vez (Law, 2017). Embora o esgoto doméstico seja considerado uma forma de gestão adequada, microesferas plásticas utilizadas, como abrasivos em produtos de higiene pessoal e fibras de roupas sintéticas liberadas durante a lavagem, podem escapar para os sistemas de esgoto, contribuindo para o aumento da carga de microplásticos nos ambientes aquáticos (Browne *et al.*, 2011). São diversas as vias que contribuem para o fluxo de resíduos plásticos no oceano, formando uma cadeia de fluxos de entrada e de saída para diversos compartimentos ambientais (Figura 2).

Figura 2 - Fluxograma descrevendo as entradas de plásticos no ambiente marinho.



Fonte: adaptado de Law (2017)

O Fluxograma (Figura 2) descreve as entradas de plásticos no ambiente marinho, começando com a fabricação de resinas plásticas comuns na forma de pellets industriais. O nível mais baixo mostra as fontes diretas para o ambiente marinho; o sombreado rosa indica fontes de atividades marítimas, o verde indica fontes de atividades terrestres e o amarelo indica fontes de atividades marítimas ou terrestres.

2.1.4 Comportamento dos resíduos plásticos no oceano

Os resíduos plásticos têm a capacidade de se fragmentar em partículas menores, denominadas microplásticos (<5 mm) ou nanoplásticos (<1 µm) (*cf.* Apêndice H sobre classificação dos resíduos plásticos), que podem ser ingeridos ou absorvidos por organismos marinhos (Prinz; Korez, 2020). Especificamente, os processos de fragmentação e de transporte vertical do plástico oceânico são pouco compreendidos. No entanto, embora as taxas de fragmentação sejam desconhecidas, há informações sobre emissões de plástico, concentrações de plásticos na camada superficial do oceano e mecanismos de fragmentação (Koelmans *et al.*, 2017).

Em massa, cerca de metade de todos os plásticos produzidos são menos densos que a água do mar e, portanto, deveriam flutuar no mar (Geyer *et al.*, 2017). Como os resíduos plásticos ambientais consistem em misturas de inúmeras partículas e itens, suas dimensões, densidades e formas podem ser representadas por distribuições contínuas. É importante ressaltar que as características dessas partículas de plástico mudam continuamente ao longo do tempo devido a diversos processos, como fragilização, fragmentação, bioincrustação, intemperismo e erosão (ter Halle *et al.*, 2017; Van Sebille *et al.*, 2015). Alguns desses processos não são apenas físicos ou químicos, mas também mediados por atividade biológica (Van Sebille *et al.*, 2016). As densidades das partículas começam a partir do polímero progenitor ou da densidade do material do produto; todavia, devido aos processos de transformação mencionados acima, as densidades das partículas medidas em amostras do oceano aberto podem variar de 808 a 1240 kg.m⁻³ (Van Sebille *et al.*, 2015).

O intemperismo refere-se aos processos físicos e químicos que degradam a estrutura do plástico no ambiente (ter Halle *et al.*, 2017; Lebreton e Andrady, 2019). A

principal causa de intemperismo do polietileno (PE) ao ar livre, por exemplo, é a radiação UV solar, que leva à foto-oxidação. Esses processos também são influenciados por fatores como temperatura, salinidade, vento e ondas (ter Halle *et al.*, 2017; Lebreton e Andrady, 2019; Ita-Nagy *et al.*, 2022). O intemperismo resulta em alterações na estrutura química e morfologia do material. Observações de intemperismo em condições reais podem levar a modificações mais significativas nas cadeias poliméricas do que em laboratório. Como consequências do intemperismo, observa-se a fragilização, a fragmentação e a erosão do plástico:

A fragilização ocorre devido à degradação da estrutura do plástico, tornando-o frágil e quebradiço. Já a fragmentação é a quebra física do plástico em partículas menores, como microplásticos (0.3 a 5 mm) e nanoplásticos (menores que o micrométrico). É frequentemente acelerada pela fragilização induzida pelo intemperismo e pela ação mecânica do vento e das ondas. Plásticos menores tendem a se degradar mais rapidamente devido à maior relação superfície/volume. Por fim, a erosão refere-se à perda gradual da superfície do plástico, causada por abrasão e desgaste mecânico. Este processo contribui para a formação de micro e nanoplásticos. Quando a camada superficial erodida é removida, uma nova camada não oxidada é exposta para ser degradada (ter Halle *et al.*, 2017).

A bioincrustação, por sua vez, é a colonização do plástico por organismos marinhos, como algas. Embora não seja uma forma de intemperismo ou degradação do plástico em si, ela altera significativamente a densidade do material e, consequentemente, sua flutuabilidade e seu comportamento vertical na coluna d'água (passando de flutuante para neutro ou em afundamento). A bioincrustação é considerada um fator importante no transporte vertical de plásticos flutuantes (ter Halle *et al.*, 2017; Ita-Nagy *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2023).

As densidades dos plásticos variam de acordo com o material original do polímero e os processos de transformação. Fatores ambientais, como o local de origem dos detritos plásticos, também afetam o destino desses resíduos. A difusividade, que parametriza os movimentos das partículas em larga escala, e a ressuspensão dos detritos nas praias influenciam significativamente seu destino final no oceano (Critchell e Lambrechts, 2016).

A distribuição e o transporte de plásticos nos oceanos são processos complexos, influenciados por uma multiplicidade de fatores e processos que operam em diferentes escalas — desde micro à macro escala, e tanto horizontal quanto

verticalmente. As interações entre as características do plástico, as condições ambientais e as atividades humanas determinam a dinâmica do lixo plástico no ambiente marinho. Dentre os muitos fatores envolvidos nesse complexo sistema e como exemplos de processos que influenciam o transporte e o destino do plástico nos oceanos, pode-se destacar os fenômenos oceanográficos como a circulação de Langmuir, o transporte de Ekman e a deriva de Stokes, cruciais para o movimento dos detritos a longas distâncias, conforme detalhado a seguir:

A circulação de Langmuir, descrita por Langmuir (1938), também é um processo que influencia a concentração de plásticos. A circulação de Langmuir é um fenômeno hidrodinâmico caracterizado por células de rotação helicoidal que se formam na camada superficial dos corpos d'água, como lagos, rios e oceanos. Essa circulação é gerada principalmente pela interação entre o vento e o campo de ondas superficiais, resultando em zonas alternadas de convergência e divergência na superfície da água (Craik e Leibovich, 1976; Leibovich, 1983). Nas zonas de convergência, os detritos flutuantes, como microplásticos, tendem a se acumular, formando estruturas visíveis chamadas de “linhas de vento” ou *windrows*. Isso pode aumentar significativamente a concentração de microplásticos em faixas estreitas da superfície oceânica (Barstow, 1983; Van Sebille *et al.*, 2020). Esse acúmulo superficial tem implicações ecológicas, pois também atrai organismos marinhos e concentra poluentes.

O transporte de Ekman, por sua vez, descreve o movimento das águas superficiais causado pela ação dos ventos e pela rotação da Terra. Esse efeito induz a formação de células de circulação que podem gerar zonas de convergência, especialmente nos giros subtropicais, promovendo o acúmulo de plásticos flutuantes em grandes áreas oceânicas. Em regiões de ventos anticiclônicos, o transporte de Ekman favorece a migração e concentração de resíduos na superfície oceânica (Ekman, 1905; Van Sebille *et al.*, 2020).

Já a deriva de Stokes refere-se ao movimento líquido das partículas flutuantes induzido pela propagação de ondas. Essa deriva pode influenciar a trajetória dos detritos plásticos na superfície do oceano, alterando a localização das zonas de acúmulo associadas às correntes superficiais. Em certas regiões, como o norte do Oceano Índico, a deriva de Stokes pode promover um deslocamento para oeste dos detritos, modificando padrões estabelecidos de convergência gerados pelo transporte de Ekman (Stokes, 1847; Van Sebille *et al.*, 2020).

Por fim, é importante reconhecer que o transporte e a fragmentação dos plásticos são processos influenciados por uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. A fragmentação dos macroplásticos em microplásticos, por exemplo, desempenha um papel central no destino final desses resíduos, enquanto fatores como a deriva do vento e a decantação podem ter uma influência secundária no transporte dos plásticos (Critchell e Lambrechts, 2016).

2.1.5 Impacto Ambiental dos resíduos plásticos

A poluição plástica causa impactos complexos e variados no oceano e na vida marinha. Os resíduos plásticos são atualmente uma séria ameaça aos ecossistemas marinhos, e a crescente produção de materiais plásticos indica que esse cenário não deve mudar tão cedo (Afonso e Fidelis, 2023).

Algumas áreas têm menos estudos sobre impactos de plásticos na fauna marinha. Por exemplo, há mais pesquisas sobre ingestão de plástico no Pacífico Norte do que no Pacífico Sul, e o mesmo acontece no Oceano Atlântico, com predominância de estudos no Atlântico Norte em relação ao Sul. Regiões como o Ártico e a Antártica têm poucos estudos devido à difícil acessibilidade. Já nas regiões temperadas ou tropicais, as altas temperaturas podem acelerar a decomposição dos animais encalhados, dificultando a coleta de dados plásticos (Kühn e Van Franeker, 2020; Belli *et al.*, 2024).

Casos de emaranhamento foram relatados para pelo menos 354 espécies marinhas (Kühn e Van Franeker, 2020). A incidência generalizada desse fenômeno denota um ambiente marinho profundamente degradado e incapaz de sustentar habitats adequados para diversas espécies, o que contraria os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU (Afonso e Fidelis, 2023).

Os mamíferos marinhos e especialmente as espécies de focas parecem sofrer mais gravemente com o emaranhamento (71% de todas as espécies de focas) do que com a ingestão (48,4% de todas as espécies de focas) de plásticos (Kühn e Van Franeker, 2020). A fauna emaranhada pode ter sua aptidão e saúde comprometidas devido à diminuição da capacidade de natação, ao aumento do gasto energético, à redução do sucesso alimentar e à necrose tecidual (Afonso e Fidelis, 2023).

As aves também se mostram extremamente sensíveis à presença crescente de plásticos no ambiente. Diversas espécies ingerem resíduos plásticos por engano

devido a características ecológicas específicas. Além disso, as aves podem incorporar detritos em seus ninhos, uma forma subestimada de interação oportunista entre esses animais e os resíduos, um aspecto que merece consideração em razão de suas implicações eco-comportamentais (Battisti *et al.*, 2019).

Em aves, a ingestão de detritos antropogênicos é mais prevalente do que o enredamento, ao contrário de mamíferos, devido às características do ambiente aquático menos frequente para aves. Aves marinhas, representando cerca de 80% das espécies afetadas globalmente, são particularmente vulneráveis, habitando ecossistemas costeiros mais impactados pelos detritos. Seu comportamento alimentar, como mergulho em perseguição, contribui para a alta incidência de ingestão de plásticos. Entre essas aves, os *Procellariiformes* são especialmente suscetíveis, ingerindo plásticos em virtude do seu método de alimentação e da regurgitação limitada. A semelhança entre detritos e presas contribui para a ingestão acidental, sendo mais comum em espécies que se alimentam de crustáceos ou cefalópodes. Essas descobertas destacam a importância de entender as interações entre aves e detritos para mitigar os impactos negativos (Battisti *et al.*, 2019).

No estudo de McIntosh *et al.*, (2015), foram registrados 359 casos de focas australianas emaranhadas em *Seal Rocks*, no sudeste da Austrália, entre 1997 e 2013. A maioria dos materiais de emaranhamento originou-se da pesca comercial, frequentemente enredando filhotes e juvenis. A persistência dos plásticos no ambiente agrava o problema, prolongando seus efeitos mesmo diante da redução de resíduos descartados por embarcações (McIntosh *et al.*, 2015).

As focas enfrentam um risco significativo de se enredarem em redes de pesca perdidas ou abandonadas, responsáveis por uma parcela substancial (45% a 93%) do material emaranhado. Os incidentes de emaranhamento podem ocorrer acidentalmente, como resultado de nadar em materiais não visíveis, ou durante investigações curiosas que levam a situações desafortunadas. Observa-se que os casos de emaranhamento são mais frequentemente registrados em faixas etárias mais jovens, caracterizadas por comportamentos curiosos e lúdicos em comparação aos adultos (McIntosh *et al.*, 2015).

Trabalhos dos anos 80 já documentavam que as focas jovens eram atraídas por detritos flutuantes, mergulhando e rolando entre eles. A proximidade com objetos na água as levava a enfiar a cabeça em laços e buracos. Apesar de as alças de plástico poderem deslizar facilmente para o pescoço, a posição dos longos pelos de

proteção evitava o escorregamento. Muitos filhotes de foca cresciam nas coleiras de plástico e, com o tempo, à medida que apertavam, o plástico rompia as artérias da foca ou a estrangulava. Ironicamente, uma vez que a foca emaranhada morria e se decompunha, a tira de plástico ficava livre para ser recolhida por outra vítima, dado que alguns artigos de plástico podem levar 500 anos para se decompor (Derraik, 2002).

Os impactos do plástico sobre a fauna têm implicações que ultrapassam o meio ambiente, atingindo diretamente os seres humanos. A ingestão de plástico pelos animais marinhos, por exemplo, pode levar à bioacumulação de toxinas na cadeia alimentar, eventualmente atingindo os humanos que consomem frutos do mar contaminados. Pesquisas indicam que microplásticos, frequentemente encontrados no mar, podem absorver e transportar contaminantes, como metais pesados e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, que são conhecidos por seus efeitos adversos à saúde, incluindo potencial carcinogênico (Rochman *et al.*, 2015; Belli *et al.*, 2024). Além disso, a degradação dos ecossistemas marinhos compromete setores econômicos como pesca, turismo e meios de subsistência de comunidades costeiras (Jambeck *et al.*, 2015; Belli *et al.*, 2024).

A crise dos resíduos plásticos também exerce pressão sobre os sistemas de saúde pública em virtude do aumento de doenças associadas à poluição. A exposição a ambientes poluídos por plásticos foi associada a uma variedade de problemas de saúde, incluindo distúrbios hormonais, câncer e doenças cardiovasculares. (Thompson *et al.*, 2009). O impacto socioeconômico da poluição por plásticos, especialmente em comunidades costeiras e em países em desenvolvimento, onde a gestão de resíduos é muitas vezes inadequada, pode ser devastador, exacerbando as desigualdades sociais e econômicas (Thompson *et al.*, 2009; Alencar *et al.*, 2022). A contínua acumulação de plástico no ambiente natural sugere uma necessidade urgente de abordagens globais para o gerenciamento de resíduos a fim de mitigar esses efeitos cascata sobre a saúde humana e a economia (Meijer *et al.*, 2021).

A problemática dos resíduos plásticos nos ecossistemas marinhos, entretanto, estende-se além da megafauna, afetando amplamente peixes, pequenos vertebrados e invertebrados, conforme levantado por Kühn e Van Franeker (2020), trabalho que estimou que 914 espécies marinhas já foram impactadas por ingestão e/ou emaranhamento, sendo 430 espécies de peixes e 163 de invertebrados. Detritos plásticos também foram encontrados em animais comercializados para consumo

humano, como peixes e moluscos, levantando preocupações sobre segurança alimentar (Rochman *et al.*, 2015). Casos de ingestão ou emaranhamento foram documentados em espécies como tubarões-tigre, tubarões-mako e cracas, com consequências anatômicas, comportamentais e ecológicas significativas (Afonso e Fidelis, 2023). Em organismos filtradores, como mexilhões, microplásticos ingeridos podem alcançar o sistema circulatório, aumentando o risco de bioacumulação e biomagnificação de substâncias tóxicas (Thompson *et al.*, 2009). Esses achados reforçam o caráter transversal da crise dos plásticos e a necessidade urgente de soluções integradas para mitigar seus efeitos em toda a teia trófica marinha (Thompson *et al.*, 2009; Rochman *et al.*, 2015).

2.2 MODELOS DE ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS AO OCEANO

Modelos, em um sentido geral, são representações de um sistema físico feitas por meio de equações. A modelagem advém da representação do comportamento de uma estrutura, de um esquema ou de um procedimento (*cf.* Apêndice A), real ou abstrato, que se inter-relaciona com uma entrada de energia ou informação e uma saída de energia ou informação em um dado intervalo de tempo (Marinho filho *et al.*, 2013). Um único fenômeno pode ser modelado de várias maneiras, dependendo do conhecimento do modelador sobre o fenômeno observado (Marinho filho *et al.*, 2013; Carvalho, 2023). A modelagem ambiental, por exemplo, advém da representação do comportamento de estruturas ou procedimentos que se inter-relacionam com fluxos de energia ou informação ao longo do tempo (Carvalho, 2023). Especificamente na área da poluição plástica, os modelos são frequentemente representações matemáticas utilizadas para estimar fluxos de resíduos plástico (*cf.* Apêndice B), quantificar resíduos plásticos mal gerenciados (MPW), simular o transporte e o destino do plástico e calcular a probabilidade de o plástico entrar no ambiente (Alencar *et al.*, 2023; Ma *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2024)

2.2.1 Modelagem Hidrológica

A modelagem hidrológica é uma ferramenta científica desenvolvida para compreender e representar o funcionamento de bacias hidrográficas e simular

diferentes cenários nelas. Em sua essência, os modelos hidrológicos são representações matemáticas do comportamento dos sistemas hídricos ao longo do tempo ou a representação de um sistema físico por meio de equações (Marinho Filho *et al.*, 2013; Viola *et al.*, 2012). Historicamente, a modelagem surgiu da necessidade de obter séries hidrológicas mais longas e representativas e se desenvolveu com o equacionamento de alguns processos, como o Método Racional (Marinho Filho *et al.*, 2013).

Tradicionalmente utilizada na gestão dos recursos hídricos e no planejamento ambiental (Marinho Filho *et al.*, 2012; Viola *et al.*, 2009), essa técnica tem ganhado destaque também na compreensão de processos emergentes, como o transporte de poluentes. No contexto da modelagem ambiental de plásticos, o fluxo de resíduos plásticos mal geridos (MPW) que chega ao mar considera fatores geralmente aceitos como importantes, como a topografia da rede fluvial, a meteorologia e a hidrologia, em conexão com os tipos de uso da terra e localização de barragens. Isso cria uma conectividade espacialmente variável e realista entre a localização de geração de MPW e o ambiente marinho, essencial para desenvolver medidas de controle. A abordagem também reflete realisticamente a dinâmica temporal do destino e transporte terrestre e aquático de MPW (Veiga *et al.*, 2023).

No contexto da poluição plástica, a modelagem hidrológica permite estimar o transporte de resíduos plásticos através de rios, considerando fatores como a vazão da água, a topografia da bacia, a presença de obstáculos como barragens e variações sazonais nos fluxos hídricos (Veiga *et al.*, 2023; Ita-Nagy *et al.*, 2022). Ao ser aplicada a esse novo contexto, a modelagem hidrológica permite estimar como os resíduos gerados em áreas urbanas e rurais são mobilizados e transportados por meio dos fluxos fluviais até o oceano (Veiga *et al.*, 2023). Modelos hidrológicos podem ser utilizados para entender o impacto das mudanças no uso da terra e para prever alterações futuras nos ecossistemas, o que é relevante para a análise do transporte de poluentes associado ao uso do solo (Marinho Filho *et al.*, 2013).

Apesar das variações metodológicas entre os modelos existentes, muitos compartilham uma lógica funcional comum baseada em uma estrutura multiplicativa. Essa lógica pode ser representada por de forma genérica pela Equação 1 que resume os principais componentes envolvidos no transporte hidrológico de resíduos plásticos:

$$F = f(H, S, R, \Delta) \quad (1)$$

Onde:

- H: variáveis hidrológicas (e.g., vazão, escoamento, ordem do rio);
- S: fatores socioeconômicos (e.g., população, gestão de resíduos);
- R: geração espacial de resíduos (e.g., quantidade por pixel ou município);
- Δ : condições espaciais e morfológicas (e.g., distância ao rio, declividade, presença de barragens).

Essa formulação é flexível o suficiente para incorporar tanto abordagens mais empíricas, como a de Lebreton *et al.* (2017), quanto abordagens fisicamente baseadas e espacialmente explícitas, como a de Meijer *et al.* (2021). Ela também permite representar modelos operacionais, como o de Van Emmerik *et al.* (2018), que usam variáveis diretamente mensuráveis em campo.

A tendência observada na literatura é a substituição progressiva de coeficientes agregados por variáveis observáveis, representando um avanço em direção à sofisticação metodológica e à contextualização regional (Lebreton *et al.*, 2017; van Emmerik *et al.*, 2018; Meijer *et al.*, 2021; Ita-Nagy *et al.*, 2022; Veiga *et al.*, 2023)

No entanto, apesar dos avanços, os modelos hidrológicos aplicados ao transporte de resíduos plásticos enfrentam importantes limitações. Uma delas está na qualidade e na disponibilidade dos dados, especialmente em países em desenvolvimento. Fatores como a ausência de dados georreferenciados sobre gestão de resíduos, a baixa frequência de monitoramento hidrológico e a falta de séries temporais consistentes afetam a confiabilidade dos resultados (Alencar *et al.*, 2022).

2.2.2 Método de contabilização por coeficientes

Conforme explicado no trabalho de Wang *et al.* (2024), o método de Contabilização por Coeficientes (tradução livre) parte do princípio de que as emissões de resíduos plásticos (de fontes terrestres) estão diretamente relacionadas a fatores socioeconômicos, como a densidade populacional e os níveis de gestão de resíduos. A premissa subjacente a essa metodologia é que as emissões podem ser calculadas utilizando dados socioeconômicos, como a quantidade de resíduos sólidos gerados *per capita*, a proporção de resíduos plásticos e, fundamentalmente, a fração de

resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) — isto é, aqueles que, em razão do manejo inadequado, acabam sendo liberados no ambiente.

A fonte primária considerada desses resíduos plásticos é o uso diário e o descarte inadequado de resíduos plásticos em áreas onde os sistemas de gestão de resíduos sólidos urbanos são insuficientes para conter esses materiais. Embora a metodologia em si não rastreie o destino final do MPW, o conceito de resíduo mal gerenciado implica uma liberação para o ambiente terrestre, com a subsequente potencialidade de serem transportados por diversas vias, como escoamento superficial e sistemas de drenagem, para cursos d'água e, em última instância, para o oceano. Portanto, a emissão estimada é para o ambiente, com o oceano sendo um destino final provável para uma parcela desses resíduos plásticos. A equação principal utilizada na Contabilização por Coeficientes para calcular a quantidade de macropolásticos liberados (M_p) pode ser representada pela Equação 2.

$$M_p = PO \times WG_c \times p \times K \quad (2)$$

Onde:

- PO representa a população de uma área;
- WG_c é a geração de resíduos per capita (a quantidade de resíduos sólidos gerados por pessoa);
- p é a proporção de plásticos presentes nos resíduos sólidos;
- K é a proporção de resíduos plásticos mal gerenciados, ou seja, a fração dos plásticos que não são adequadamente descartados e têm maior chance de serem lançados no ambiente

A parte mais controversa deste método refere-se ao cálculo do coeficiente K , que estima a proporção de resíduos plásticos mal gerenciados. Wang *et al.* (2024) discutem duas abordagens principais para estimar esse valor:

1. O modelo de Resíduos Plásticos Mal Gerenciados (MPW) proposto por Jambeck *et al.* (2015), que sugere que K é determinado principalmente pelo nível de desenvolvimento econômico de cada país. Esse modelo usa uma regressão entre K e os métodos de tratamento de resíduos, níveis econômicos e classificações regionais de cada país.
2. O modelo do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), que argumenta que os padrões de vida, mais do que o desenvolvimento econômico puro,

determinam a quantidade de resíduos plásticos gerados e mal gerenciados. O IDH é utilizado como indicador-chave para estimar a proporção de resíduos plásticos mal gerenciados Mai *et al.* (2020).

O método de Contabilização por Coeficientes é fundamental para a estimativa das emissões de macroplásticos de fontes terrestres para o oceano e depende crucialmente da precisão com que se estima a proporção de resíduos plásticos mal gerenciados (K). Embora o modelo de Jambeck *et al.* (2015) tenha sido amplamente utilizado, abordagens alternativas baseadas no IDH, como demonstrado por Mai *et al.* (2020), podem fornecer estimativas mais próximas dos valores observados, especialmente em países com diferentes níveis de desenvolvimento. O trabalho de Ghayebzadeh *et al.* (2020a; 2020b) mostraram a aplicabilidade deste método em contextos regionais específicos. Ghayebzadeh *et al.* (2020a) estimaram uma entrada significativa de resíduos plásticos no Mar Cáspio, a partir de países costeiros, em 2016. Da mesma forma, Ghayebzadeh *et al.* (2020b) aplicaram essa metodologia para estimar as entradas de plástico no Golfo Pérsico e no Golfo de Omã, a partir de países costeiros.

Embora o método de contabilização por coeficientes seja amplamente utilizado por sua simplicidade e aplicabilidade em contextos com dados socioeconômicos disponíveis, ele possui limitações relevantes. Conforme já apresentado, a principal fonte de incerteza está na estimativa do coeficiente K, que é altamente sensível a contextos regionais e varia conforme a eficiência da gestão de resíduos, o nível de urbanização e o grau de desenvolvimento. Além disso, o método não modela o transporte físico dos resíduos ao oceano, assumindo implicitamente que todo resíduo mal gerenciado tem potencial de vazamento, o que pode superestimar as emissões. Por fim, a qualidade e atualidade dos dados socioeconômicos impactam diretamente o desempenho do modelo, como apontado por Alencar (2022), apenas uma pequena fração dos parâmetros relevantes está associada a fontes com alta usabilidade no Brasil.

2.2.3 Método de Análise de Fluxo de Materiais

A Análise de Fluxo de Materiais (MFA) é uma metodologia sistemática que avalia os fluxos e estoques de materiais dentro de um sistema definido no espaço e tempo (Bai *et al.*, 2018; Alencar *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2023). Essa técnica conecta

as fontes, os caminhos e os destinos intermediários e finais de um material (Brunner e Rechberger, 2004; Wang *et al.*, 2023). A MFA se baseia no princípio da conservação da matéria, o qual postula que a matéria não pode ser criada nem destruída, apenas transformada (Brunner e Rechberger, 2004; Alencar *et al.*, 2023). Esse princípio garante que os resultados da MFA possam ser verificados por meio de um balanço de massa, comparando todas as entradas, estoques e saídas de um processo (Brunner e Rechberger, 2004).

A MFA tem se mostrado uma ferramenta crucial para entender e gerenciar os fluxos e estoques de materiais em sistemas antropogênicos (Brunner e Rechberger, 2004), especialmente no contexto da poluição por plástico. A MFA permite quantificar os resíduos plásticos que entram nos oceanos, um problema ambiental global urgente (Wang *et al.*, 2023). Diversos estudos utilizam a MFA para quantificar o fluxo de resíduos plásticos em diferentes níveis, desde escalas locais até globais (Ma *et al.*, 2023).

Um exemplo da aplicação da MFA na estimativa de entrada de plástico no oceano é o estudo de Alencar *et al.* (2022). Os autores utilizaram a MFA para calcular a massa de resíduos plásticos mal geridos (MPW) em cada município brasileiro, buscando identificar *hotspots* de produção e vazamento de plástico para o oceano (Alencar *et al.*, 2023). Esse estudo considerou que a soma de toda a massa de plástico que entra em um sistema é igual à massa de plástico que sai do sistema, adicionada a quaisquer alterações nos estoques de plástico (Alencar *et al.*, 2023). Os autores analisaram os processos de produção, consumo e gestão de resíduos relacionados aos resíduos plásticos em cada município brasileiro (Alencar *et al.*, 2023).

Outro exemplo é o trabalho de Bai *et al.* (2018), que utilizou a MFA para quantificar o fluxo de resíduos plásticos da China para o ambiente marinho⁶. O modelo considerou diferentes etapas do ciclo de vida dos produtos plásticos, desde a produção e importação até o descarte e gerenciamento de resíduos (Bai *et al.*, 2018). A pesquisa utilizou um modelo de MFA que combinou conjuntos de dados disponíveis sobre produção primária, produção de produtos plásticos, consumo de produtos plásticos, importação de plástico primário, importação de produtos plásticos, exportação de produtos plásticos e importação de resíduos plásticos (Bai *et al.*, 2018).

⁶ O país (China) é banhado pelo Oceano Pacífico e pelos mares *Bohai*, *Huanghai*, *Donghai* e *Nanghai*

Esse modelo permitiu estimar a quantidade de resíduos plásticos que chegam ao ambiente marinho a partir de fontes terrestres da China (Bai *et al.*, 2018).

A MFA também tem sido aplicada para avaliar a eficácia de diferentes práticas de gestão de resíduos na redução do fluxo de plástico para o oceano. Veiga *et al.* (2023) utilizaram a MFA para modelar os fluxos de plástico em bacias hidrográficas na Indonésia, considerando variáveis regionais como densidade populacional, práticas de gestão de resíduos e características do terreno (Veiga *et al.*, 2023).

A aplicação da MFA em estudos sobre a entrada de plástico no oceano apresenta diversas vantagens. Ela permite:

- Análise detalhada do sistema: Considerando as diferentes fontes de plástico e as vias de transporte até o oceano (Wang *et al.*, 2023).
- Identificação de pontos críticos: Onde intervenções podem ser mais eficazes na redução do fluxo de plástico (Meijer *et al.*, 2021).
- Avaliação do impacto de diferentes políticas e práticas de gestão de resíduos: Na redução da poluição por plástico nos oceanos (Meijer *et al.*, 2021).

No entanto, a aplicação da MFA também apresenta desafios, como:

- Necessidade de dados precisos: Sobre a produção, consumo e descarte de plástico, que muitas vezes são escassos ou inconsistentes (Ma *et al.*, 2023; Ita-Nagy *et al.*, 2021).
- Complexidade dos sistemas analisados: Pode dificultar a modelagem e a interpretação dos resultados (Ma *et al.*, 2023).

A MFA é uma ferramenta essencial para a compreensão e o combate à poluição por plástico nos oceanos (Wang *et al.*, 2023). A crescente preocupação com a poluição plástica e o desenvolvimento de novas tecnologias e metodologias prometem aprimorar a aplicação da MFA nesse contexto (Brunner e Rechberger, 2004).

2.2.4 Modelos de probabilidade

Modelos probabilísticos estimam a emissão de resíduos plásticos (incluindo micro e macroplásticos) ao oceano calculando a probabilidade $P(E)$ de que o resíduo gerado em bacias hidrográficas atinja o ambiente aquático e, subsequentemente, o

oceano (Meijer *et al.*, 2021). Essa abordagem frequentemente diferencia as probabilidades de transporte em etapas: mobilização na terra (influenciada por precipitação e vento), transporte da terra para um rio (afetado por fatores como uso do solo e declividade), e transporte do rio para o oceano (dependente da descarga do rio e distância ao oceano). Essas probabilidades são derivadas de características físicas e ambientais, como precipitação, vento (forças de mobilização), declividade do terreno, uso do solo e distância de corpos d'água. Ao combinar dados espaciais sobre a geração de resíduos com essas probabilidades, é possível prever as taxas de emissão para o oceano e identificar áreas críticas de emissão, considerando as incertezas inerentes ao processo. Essa metodologia integra diversas variáveis ambientais e socioeconômicas para estimar o risco relativo de mobilização e transporte de resíduos.

A equação geral (equação 3) utilizada no *Modelo Probabilístico* para calcular a emissão de resíduos plásticos liberados ao oceano (M_E) é a seguinte:

$$M_E = \sum_n MPW \times P(E) \quad (3)$$

De acordo com Wang *et al.* (2024), a estimativa do fluxo de resíduos plásticos de fontes difusas para rios pode envolver tanto modelagem hidrológica quanto modelagem probabilística. A modelagem hidrológica ajuda a entender como a precipitação e o escoamento levam os plásticos para os rios, enquanto a modelagem probabilística pode ser usada para estimar a probabilidade de que esses plásticos, uma vez na superfície terrestre, atinjam um curso d'água.

O modelo desenvolvido por Ma *et al.* (2024) também busca refinar as estimativas considerando diferentes etapas de transporte e tipos de uso do solo. Essa consideração de etapas de transporte é um elemento que pode ser abordado tanto por modelos processuais (hidrológicos) quanto por modelos probabilísticos que calculam a probabilidade de transição entre essas etapas.

Modelos como o desenvolvido por Ma *et al.* (2024) buscando refinar as estimativas ao considerar diferentes etapas de transporte e tipos de uso do solo se alinham com a abordagem de modelos que consideram a probabilidade de transporte em etapas. Esses modelos frequentemente diferenciam a mobilização do plástico na terra, o transporte da terra para um rio e o transporte do rio para o oceano,

influenciados por fatores como precipitação, vento, uso do solo e declividade. A consideração dos diferentes tipos de uso do solo é crucial, pois a probabilidade de o resíduo plástico atingir um rio depende da topografia e da distância entre o local de geração e o corpo d'água. O modelo de Meijer *et al.* (2021), por exemplo, calcula a probabilidade de plásticos entrarem em rios e oceanos globalmente, considerando fatores climáticos e geográficos.

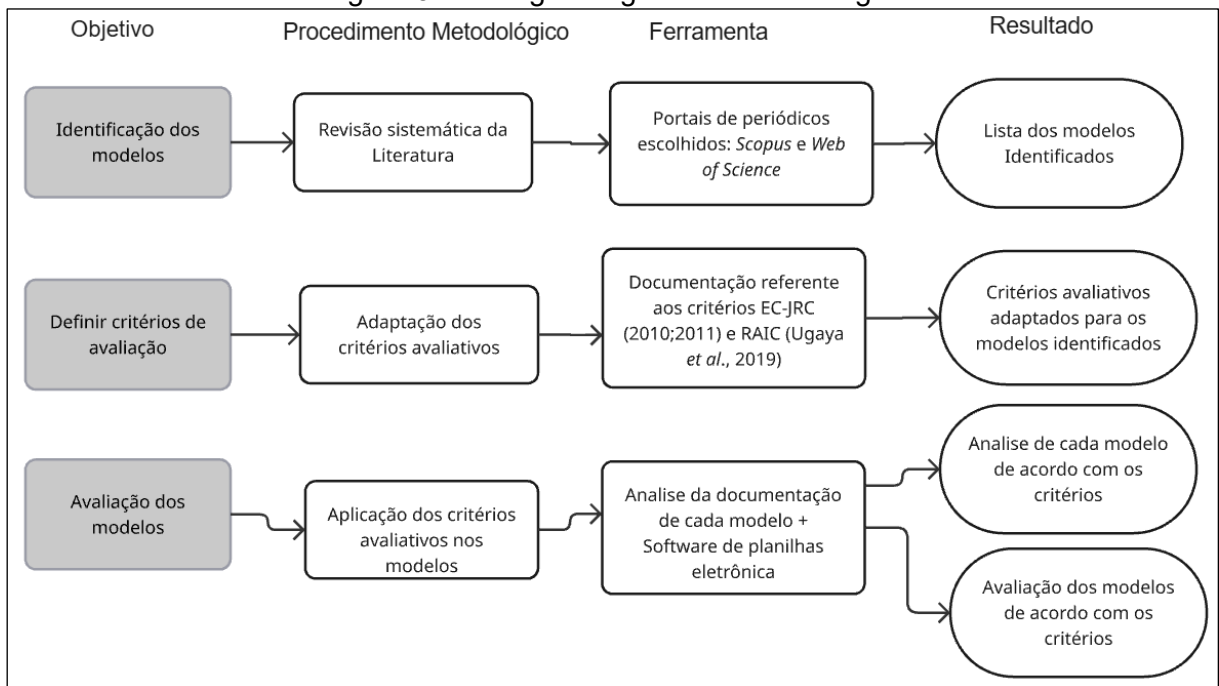
No entanto, os autores reconhecem as limitações impostas pela disponibilidade e pela usabilidade dos dados. A estimativa precisa das emissões de plástico é dificultada pela falta de dados de alta qualidade sobre gestão de resíduos sólidos e informações sociodemográficas, conforme destacado por Alencar *et al.* (2022). A própria construção desses modelos muitas vezes se baseia em conhecimento existente, que ainda possui espaço para melhorias devido à falta de informação empírica sobre a influência de cada parâmetro no transporte de resíduos. Além disso, modelos que simulam o transporte de microplásticos contêm muitos parâmetros com incertezas que requerem verificação e calibração com dados empíricos para aumentar a confiabilidade dos resultados

3 METODOLOGIA

O capítulo foi dividido em etapas sequenciais, começando com uma revisão quantitativa da literatura, seguida por uma análise qualitativa dos estudos mais relevantes. Em seguida, foi realizada a etapa de Bola de Neve (tradução livre), visando ampliar a busca e identificar outros trabalhos pertinentes ao tema. Após a identificação dos modelos, foi aplicada uma comparação detalhada entre os modelos encontrados, utilizando critérios de avaliação específicos.

A metodologia geral da pesquisa foi estruturada na forma de um fluxograma (Figura 3), apresentando as relações entre os objetivos específicos, os procedimentos metodológicos, as ferramentas necessárias e os resultados esperados para cada etapa da pesquisa.

Figura 3 - Fluxograma geral da metodologia



Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

3.1 REVISÃO SISTEMÁTICA

A revisão sistemática é uma metodologia de pesquisa rigorosa que segue protocolos específicos para garantir a abrangência e a objetividade. De acordo com Zumsteg *et al.* (2012), esses protocolos incluem a definição clara de critérios de inclusão e exclusão e a determinação de critérios de seleção para decidir quais estudos satisfazem os requisitos preestabelecidos e a seleção de estudos que atendem a esses critérios para inclusão na revisão.

Neste estudo, a revisão sistemática foi utilizada para responder à seguinte pergunta de pesquisa: quais são os modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano desenvolvidos e/ou aplicados em países do Sul Global? Seguindo a estrutura proposta por Carvalho (2023), a revisão sistemática foi dividida em três subetapas: revisão quantitativa, revisão qualitativa e a etapa Bola de Neve. Para conduzir cada uma dessas etapas, foi utilizada a ferramenta StART (*State of the Art through Systematic Review*). A metodologia e os mecanismos de exclusão foram representados pelo fluxograma PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*).

Sendo assim, cada fase da revisão sistemática teve um propósito específico e contribuiu para uma abordagem de pesquisa mais estruturada e objetiva. Ao seguir esses protocolos e fases estruturadas, garantiu-se que a pesquisa fosse conduzida de maneira sistemática e abrangente, contribuindo para a integridade e validade dos resultados obtidos.

3.1.1 Revisão quantitativa

Sampaio e Mancini (2007) apontam que, em uma revisão sistemática, três etapas precisam ser consideradas: definir o objetivo da revisão, identificar a literatura e selecionar os estudos possíveis de serem incluídos. O objetivo da revisão é identificar os trabalhos que quantificam ou estimam as emissões de resíduos plásticos para o oceano.

Para identificar a literatura (realização da etapa quantitativa), pretendeu-se buscar em dois portais de periódicos: *Scopus* e *Web of Science* (WoS). As buscas foram realizadas utilizando palavras-chave em inglês.

Algumas palavras-chave foram selecionadas (Quadro 1) com base na relevância do tema e no objetivo de abranger a literatura científica atualizada sobre a quantificação de resíduos plásticos no oceano.

Quadro 1- Palavras-chave para a pesquisa

Palavras-chave (inglês)	Palavras-chave (português)
<i>plastic</i>	plástico
<i>ocean</i>	oceano
<i>litter</i>	lixo
<i>debris</i>	detritos
<i>LCA</i>	ACV
<i>amount</i>	quantidade
<i>accounting</i>	contabilização
<i>estimation</i>	estimativa
<i>Methodology</i>	metodologia
<i>Input</i>	entrada

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

As diferentes combinações com as palavras-chave foram alteradas conforme a necessidade de refinamento nos resultados. Utilizando o *software* StART, os

resultados da busca foram distribuídos em cinco etapas dentro do programa: planejamento (organização dos objetivos de pesquisa e elaboração dos critérios de exclusão), execução (carregar os resultados das diferentes bases de periódicos), seleção (selecionar os estudos em primeiro momento, através da leitura do título e do resumo), extração (aplicação dos critérios de exclusão definidos) e sumarização dos resultados. Isso facilitou a catalogação dos artigos, bem como a elaboração de uma análise sistemática das metodologias de quantificação de resíduos plásticos no oceano.

3.1.2 Revisão qualitativa

A análise completa dos artigos foi realizada com base na leitura do título, resumo e conteúdo dos estudos, garantindo que estivesse em conformidade com o tema principal e a abordagem quantitativa durante a etapa de seleção. Assim, na etapa de extração, os artigos que não atenderam aos critérios foram excluídos (Carvalho, 2023). Após a busca inicial, os artigos precisam ser submetidos a critérios de inclusão e exclusão bem definidos. Os critérios de exclusão foram:

- O artigo não apresentava modelo de estimativa;
- O modelo apresentado não focou nenhum país do Sul Global;
- O modelo considera apenas uma via de transporte dos resíduos plásticos até o oceano;
- O modelo não foi publicado como artigo revisado por pares;

Foram incluídos apenas estudos que abordavam diretamente a estimativa da massa de resíduos plásticos provenientes de fontes terrestres ao oceano, com foco específico em metodologias desenvolvidas ou aplicadas no contexto do Sul Global, conforme os objetivos da pesquisa.

A análise dos artigos selecionados permitiu a identificação das principais metodologias de estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano, com uma atenção especial às particularidades da aplicação dessas metodologias no Sul Global. Essas metodologias foram categorizadas de acordo com sua relação direta com o tema principal da pesquisa e seu enquadramento como pesquisa quantitativa.

3.1.3 Etapa Bola de Neve

Outro recurso que também foi utilizado durante a pesquisa é o Etapa Bola de Neve (Wohlin, 2014), que se trata de consultar as referências dos artigos selecionados para identificar outros artigos de interesse do mesmo tema. Essa abordagem permitirá navegar pela diversidade de trabalhos, compreendendo as nuances e as inovações presentes nas variadas pesquisas, proporcionando uma visão panorâmica que abrange desde as metodologias utilizadas até os principais achados, contribuindo assim para a compreensão ampla e atualizada do tema.

Para implementar a etapa de Bola de Neve nos estudos (selecionados durante a revisão qualitativa), optou-se por seguir as etapas propostas por Felizardo *et al.* (2016). Conforme delineado pelos autores, a estratégia de pesquisa bibliográfica conhecida como *Snowballing* ou etapa Bola de Neve consiste essencialmente em identificar estudos relevantes citados em outras fontes, enriquecendo a revisão da literatura por meio de abordagens complementares às buscas convencionais por palavras-chave. O procedimento tem início com a análise da lista de referências do estudo selecionado, eliminando aquelas que não atendem aos critérios básicos de inclusão, como aderência ao tema ou idioma, ou que já foram identificadas previamente por meio das palavras-chave. Em seguida, busca-se extrair informações cruciais do artigo analisado, explorando elementos como título, meio de publicação e autoria na própria lista de referências. Caso o estudo demonstre potencial para análises futuras, realiza-se a busca e leitura do resumo e, quando pertinente, efetua-se uma leitura superficial do estudo completo. Essa abordagem proporciona a fundamentação necessária para a tomada de decisões quanto à inclusão ou exclusão do estudo em questão.

3.2 COMPARAÇÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA

A etapa de comparação dos modelos de estimativa de entrada de resíduos plásticos no oceano seguiu uma estrutura adaptada dos trabalhos de Giroto (2018) e Carvalho (2023) em que:

Inicialmente, foi apresentada uma descrição preliminar destas metodologias e seus respectivos modelos, destacando suas características gerais. Em seguida, foram desenvolvidos critérios de comparação que permitam classificar as metodologias,

proporcionando uma visão mais clara e abrangente das distintas abordagens encontradas na literatura.

Este processo visou não apenas identificar as diferenças entre os modelos, mas também destacar suas contribuições potenciais e limitações, possibilitando uma compreensão mais profunda do estado atual das metodologias, expressas através de seus modelos, que estimam a emissão de resíduos plásticos de origem terrestre ao oceano.

3.2.1 Descrição dos modelos

A metodologia da etapa de descrição não objetiva avaliar ou ranquear os modelos, apenas descrevê-los e apresentá-los em relação às seguintes características abaixo (Quadro 2):

Quadro 2 - Modelo de descrição preliminar dos modelos

Modelo	Foco	Metodologia	Vias de Emissão Consideradas
Nome do estudo e ano de publicação.	Objetivo principal do estudo, ou seja, a região e o tipo de emissão plástica analisada.	Técnicas e modelos utilizados para estimar as emissões de plástico.	Os caminhos pelos quais os resíduos plásticos chegam ao oceano, podendo incluir vias terrestres, vias fluviais e fatores ambientais como retenção e variações sazonais.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

3.2.2 Definição dos critérios de comparação

O segundo objetivo específico deste trabalho é analisar e comparar as metodologias utilizadas para estimar a massa de resíduos plásticos que entram no oceano com origem em fontes terrestres. Portanto, é crucial que os critérios selecionados sejam relevantes para essa finalidade.

Considerando que não foram encontrados trabalhos específicos voltados para a análise e comparação sistemática dos modelos que estimam a entrada de resíduos plásticos no oceano, a presente pesquisa propõe o desenvolvimento de um sistema de comparação para esses modelos. Para fundamentar este sistema, foram selecionadas, como base, as metodologias de avaliação de modelos provenientes da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), particularmente da etapa de Avaliação de Impacto

do Ciclo de Vida (AICV). Relatórios e guias nesta área, como os desenvolvidos pela Rede de Pesquisa de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) no Brasil e pelo *International Life Cycle Data System* (ILCD) na Europa, oferecem *frameworks* consolidados e critérios estabelecidos para a avaliação e recomendação de modelos ambientais utilizados na AICV (*cf.* Apêndice I).

Embora essas metodologias foquem na avaliação de modelos de caracterização de impacto (que traduzem emissões em potenciais impactos, como ecotoxicidade ou escassez hídrica), a estrutura de avaliação e os grupos de critérios gerais que utilizam – como abrangência do escopo, robustez científica e transparência e aplicabilidade ao contexto regional – servem como uma base robusta para definir e adaptar os critérios específicos necessários para analisar e comparar os modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano. Dessa forma, a escolha dos critérios para a sua pesquisa será derivada desses frameworks estabelecidos na ACV/AICV, adaptando-os às particularidades dos modelos de emissão que se pretende analisar, o que preenche uma lacuna metodológica identificada.

3.2.2.1 Procedimentos para Definição dos Critérios de Avaliação

Para operacionalizar a definição dos critérios de comparação, foram definidos quatro passos principais, apresentados no Quadro 3. Esses passos visam garantir uma avaliação consistente e abrangente dos modelos, que refletem as escolhas metodológicas de cada estudo.

- O primeiro passo consistiu na identificação e na seleção das metodologias de referência para a avaliação de modelos. Para isso, realizou-se uma revisão da literatura científica e técnica, selecionando metodologias reconhecidas e robustas que pudessem servir como base. As metodologias de referência chave identificadas e utilizadas como base incluíram aquelas propostas pela UNEP/SETAC *Life Cycle Initiative* (Margni *et al.*, 2008), o guia ILCD – *International Life Cycle Data System* (EC-JRC, 2010; 2011) e a metodologia desenvolvida pela RAICV – Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (Ugaya *et al.*, 2019).
- O segundo passo envolveu a análise e a adaptação dos critérios das metodologias selecionadas, justificando as adaptações feitas ao estudo.

- No terceiro passo, foram definidos os critérios de comparação, detalhando subcritérios importantes como Confiabilidade, Facilidade de Replicação, Adaptabilidade Geográfica e Reporte de Incertezas.
- Por fim, o quarto passo descreveu o desenvolvimento de um sistema de pontuação para a avaliação dos critérios e subcritérios. Estabeleceu-se uma escala de pontuação (de 1 a 5, em que 1 representa baixo atendimento e 5 representa alto atendimento) para quantificar o desempenho de cada modelo em relação a cada subcritério. A pontuação final de um critério geral era, em muitos casos, a média simples das pontuações dos subcritérios que o compõem (Carvalho, 2023; Ugaya *et al.*, 2019). Embora a escala de pontuação geral (1 a 5) fosse estabelecida, a definição específica do que correspondia a cada nível de pontuação (1=baixo, 5=alto) era adaptada e descrita em detalhe para cada subcritério individualmente (Carvalho, 2023). Em alguns casos, a possibilidade de adicionar ou excluir critérios e subcritérios também foi considerada um ajuste necessário devido às particularidades de cada categoria de impacto. Este sistema permitiu uma avaliação quali-quantitativa dos modelos (Ugaya *et al.*, 2019).

Quadro 3 - Procedimentos para definição dos Critérios de Avaliação

Passo	Descrição	Ações	Referências Utilizadas
1	Identificação e Seleção das Metodologias de Referência	Revisar literatura, selecionar metodologias robustas.	EC-JRC (2010; 2011), Giroto (2018), Ugaya <i>et al.</i> (2019), Carvalho <i>et al.</i> (2023),
2	Análise e Adaptação dos Critérios das Metodologias Selecionadas	Analisar critérios das metodologias, adaptar critérios ao estudo, justificar adaptações.	EC-JRC (2010; 2011), Giroto (2018), Ugaya <i>et al.</i> (2019), Carvalho <i>et al.</i> (2023),
3	Definição dos Critérios de Comparação	Definir critérios (Confiabilidade, Facilidade de Replicação, Adaptabilidade Geográfica, Reporte de Incertezas), detalhar subcritérios.	EC-JRC (2010; 2011), Giroto (2018), Ugaya <i>et al.</i> (2019), Carvalho <i>et al.</i> (2023),
4	Sistema de Pontuação para Comparação de Critérios	Desenvolver sistema de pontuação e ajustar conforme necessário, descrever condições e descrições de pontuação.	ILCD (EC-JRC, 2010; 2011), Ugaya <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

3.2.2.2 Descrição dos critérios específicos

Na continuidade, torna-se imprescindível especificar os critérios que serão aplicados na avaliação das metodologias. A seleção desses critérios foi realizada com base nas metodologias ILCD e RAICV, garantindo sua adequação ao objetivo do estudo. Deve-se destacar que, embora sejam utilizados para avaliar os modelos analisados, esses critérios refletem escolhas metodológicas específicas deste estudo.

Como ilustrado no Quadro 3, essa fase corresponde ao passo 3 do processo metodológico, em que são definidos os critérios de comparação das metodologias em análise. Nessa etapa, os critérios são organizados em dimensões essenciais que asseguram a consistência e a aplicabilidade dos modelos. Assim, foram escolhidos critérios que abordam aspectos, como a capacidade de adaptação dos modelos a diferentes contextos regionais, a robustez científica dos métodos aplicados e a transparência na documentação. O objetivo é garantir que a comparação entre as metodologias seja realizada de maneira objetiva, fundamentada e passível de replicação. Conforme já citado anteriormente, a seleção e a definição dos critérios não partiram do zero, mas sim de uma adaptação e complementação de metodologias de referência já estabelecidas na área de Avaliação do Ciclo de Vida (*cf.* Apêndice I).

Considerando a relevância da aplicação do modelo proposto em diversas regiões do Sul Global e sua capacidade de adaptação a diferentes realidades, a seleção dos critérios de avaliação foi orientada pela necessidade de replicabilidade. Com isso em mente, foram definidos dois critérios analíticos.

O primeiro critério definido foi o Potencial de Adaptação (Quadro 4) e, para sua aplicação, foram estabelecidos dois subcritérios. O primeiro subcritério examina a **incorporação de variáveis regionalizadas** no modelo de estimativa de emissão de resíduos plásticos. Isso significa a inclusão de fatores que consideram as características específicas da região em que será aplicado, tais como fatores socioeconômicos (densidade populacional, renda, desigualdade, consumo, assentamentos informais), gestão de resíduos (coleta, destinação, políticas), resolução hidrológica (redes hidrográficas, barragens, vazão), sensibilidade climática (precipitação, vento, eventos extremos) e características ambientais (topografia, uso do solo, proximidade da costa). O segundo subcritério, denominado **flexibilidade estrutural**, analisa a capacidade do modelo de ser ajustado sem comprometer sua essência e seu funcionamento básicos. Ou seja, verifica se o modelo possui

modularidade, com uma estrutura independente e adaptável de seus componentes, e avalia se o modelo é genérico e aplicável a diferentes sistemas ou regiões sem necessidade de grandes alterações. A flexibilidade estrutural também se refere à capacidade do modelo de permitir parametrização, isso é, o ajuste de suas variáveis e parâmetros de forma maleável para atender a diversos cenários. Além disso, um modelo com alta flexibilidade estrutural idealmente apresenta simplicidade e clareza na documentação para facilitar adaptações por terceiros e demonstra potencial para ser integrado a outras ferramentas ou plataformas, ampliando sua aplicabilidade. A adaptabilidade é crucial para assegurar que o modelo permaneça aplicável em cenários variados, considerando mudanças nas políticas ambientais, desenvolvimento tecnológico ou disponibilidade de dados regionais mais precisos (*cf.* Apêndice C).

O segundo critério refere-se à robustez científica do modelo analisado (Quadro 4). Esse critério avalia a validade do modelo perante a comunidade científica e a disponibilidade, a qualidade e a transparência de sua documentação (Carvalho, 2023), incluindo três subcritérios, diretamente ligados à intenção de avaliar a validade científica do modelo: a avaliação por pares, a transparência na documentação e o relato de incertezas apresentados no estudo (*cf.* Apêndice E).

O Quadro 4 apresenta uma descrição dos critérios adotados, evidenciando suas subdivisões e a justificativa para sua inclusão na análise. Na sequência, é realizada uma apresentação aprofundada sobre cada um dos critérios selecionados.

Quadro 4 – Critérios de avaliação

Critério	Subcritérios	Descrição
1 - Potencial de Adaptação	1.1 - Incorporação de Fatores Regionais	A inclusão de dados regionais na estrutura do modelo é fundamental para garantir a precisão das estimativas em contextos específicos, como regiões com diferentes níveis de desenvolvimento socioeconômico ou impactos ambientais.
	1.2 - Flexibilidade Estrutural	Verifica a capacidade do modelo de ajustar variáveis-chave e modificá-las sem alterar significativamente sua estrutura fundamental.
2 - Robustez Científica	2.1 - Avaliação por pares	Verifica se o modelo foi publicado em artigo científico e revisado por pares
	2.2 - 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. Principalmente a qualidade da demonstração e explicação das equações matemáticas utilizadas no modelo, assegurando que as variáveis, os pressupostos e as relações entre os elementos sejam claramente definidos e devidamente explicados na documentação.
	2.3 - Reporte de Incertezas	Verifica se, e a qual nível, os autores do modelo reportaram, em sua documentação, os pressupostos, as incertezas, as limitações e as escolhas de valores associados ao modelo.

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

Modelos com alta adaptabilidade permitem a inclusão ou a exclusão de fatores relevantes, conforme as condições regionais ou a disponibilidade de novos dados, sem a necessidade de reformulações complexas. A adaptabilidade é crucial para assegurar que o modelo permaneça aplicável em cenários variados, considerando mudanças nas políticas ambientais, desenvolvimento tecnológico ou disponibilidade de dados regionais mais precisos. Segundo o ILCD Handbook (2011), a capacidade de replicar e adaptar um modelo a diferentes contextos geográficos e socioeconômicos é essencial para garantir a robustez científica e a aplicabilidade prática do modelo em cenários globais e locais (EC-JRC, 2010). A metodologia da RAICV (Ugaya *et al.*, 2019) também destaca que modelos adaptáveis são preferíveis para aplicações em países como o Brasil, onde a infraestrutura de gerenciamento de resíduos varia significativamente entre regiões. Dessa forma, um modelo com alta adaptabilidade deve permitir a modificação de fórmulas e a integração de novas variáveis de entrada sem comprometer sua estrutura, assegurando a flexibilidade necessária para lidar com cenários de incerteza e evolução contínua dos dados e condições ambientais.

No contexto de modelos de estimativa de entrada de resíduos plásticos no oceano, a regionalização se refere à capacidade do modelo de captar particularidades locais, como densidade populacional, práticas de gestão de resíduos, proximidade de corpos d'água e condições socioeconômicas regionais, que afetam diretamente a

geração e o fluxo de resíduos. Modelos regionalizados são preferíveis, pois incluem fatores específicos de determinadas regiões, o que resulta em estimativas mais precisas e contextualizadas.

Metodologias como as propostas pela **ILCD** (EC-JRC, 2010; 2011) e pela **RAICV** (Ugaya *et al.*, 2019) destacam a importância de regionalizar fatores nos modelos, especialmente em categorias de impacto ambiental como o uso do solo e da água. Aplicado a modelos de resíduos plásticos, esse critério avalia o grau em que fatores regionais — como infraestrutura de gestão de resíduos ou dados ambientais locais — já estão incorporadas na estrutura do modelo. Um alto nível de regionalização permite maior precisão na identificação de pontos críticos de geração e dispersão de resíduos, o que melhora a relevância e a aplicabilidade dos resultados obtidos (EC-JRC, 2010; Ugaya *et al.*, 2019).

3.2.3 Sistema de pontuação dos critérios

Seguindo o quarto passo do Quadro 3, foi estabelecido um sistema de pontuação de 0 a 5 para cada critério. Dado que a metodologia necessita de adaptações, o sistema de pontuação para os critérios e subcritérios comparativos também requer ajustes para se adequar ao trabalho em questão. Cada modelo avaliado receberá uma pontuação variando de 0 a 5 em cada critério avaliado, de acordo com o nível de conformidade atingido, conforme descrito no Quadro 5.

Para viabilizar a comparação sistemática dos modelos de estimativa de entrada de resíduos plásticos no oceano, foi estabelecido um sistema de pontuação para avaliar cada modelo com base nos critérios comparativos definidos. Dado que as metodologias selecionadas como base (ILCD e RAICV) foram originalmente desenvolvidas para a avaliação de modelos de caracterização de impacto em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), enquanto a presente pesquisa foca em modelos de estimativa de emissão, adaptações se fizeram necessárias nos critérios e no próprio sistema de pontuação para que se tornassem adequados ao contexto específico dos modelos de resíduos plásticos (*cf.* Apêndice D e Apêndice F).

Neste sistema adaptado, cada modelo avaliado receberá uma pontuação variando de 0 a 5 em cada critério avaliativo. Essa escala quantifica o nível de conformidade ou o desempenho do modelo em relação ao critério, conforme descrito no Quadro 5.

Quadro 5 - Sistema de pontuação dos subcritérios avaliativos

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

Fonte: adaptado de Carvalho (2023)

Os critérios de pontuação do modelo foram estabelecidos previamente, apresentados em quadros específicos e analisados em detalhe após a obtenção dos resultados. A pontuação final de cada critério consistirá na média aritmética simples das pontuações de seus subcritérios, adaptada a partir da metodologia base contida em Ugaya *et al.* (2019). Da mesma forma, a pontuação final do modelo será a média aritmética simples das pontuações dos critérios. Todos os critérios serão considerados com a mesma importância relativa (mesma ponderação).

No entanto, alguns critérios e subcritérios podem ter maior significância do que outros, conforme destacado por Carvalho *et al.* (2024), com exemplos como a priorização de variáveis regionais em detrimento da flexibilidade estrutural. Considerando que pontuações mais altas em determinados critérios podem compensar pontuações mais baixas em outros, influenciando assim o desempenho geral do modelo. Logo, sugere-se que futuros pesquisadores considerem a adaptação da metodologia e apliquem sistemas de ponderação para os critérios e subcritérios (potencialmente por meio de um painel de especialistas), o que poderá refletir melhor a significância relativa e o impacto de cada critério no processo de tomada de decisão final.

Os fatores ou as evidências específicas que justificam a pontuação atribuída a cada modelo em cada critério e subcritério serão detalhados nos respectivos quadros de resultados e discutidos em profundidade na seção de análise comparativa (Seção 4.2.2). A pontuação final de cada critério consistirá na média aritmética simples das pontuações obtidas em seus subcritérios, seguindo a abordagem metodológica utilizada na RAICV. Da mesma forma, a pontuação final do modelo será a média aritmética simples das pontuações de seus critérios. Todos os critérios avaliativos

serão considerados com a mesma importância relativa (mesma ponderação) na obtenção da pontuação final do modelo (Carvalho, 2023).

3.2.4 Comparação dos modelos

A comparação dos Modelos de Estimativa de Entrada de Resíduos Plásticos no Oceano será realizada com base nos critérios Potencial de Adaptação e Robustez Científica, com pontuação de 0 a 5 para cada critério, conforme descrito no tópico anterior (Item 3.2.3). A pontuação final de cada modelo será a média das pontuações dos critérios avaliados, garantindo que todos tenham a mesma importância relativa. Por exemplo, se um modelo recebe as pontuações 5 e 4,33 nos dois critérios, a pontuação final será $(5 + 4,33) / 2 = 4,66$. O Quadro 6 ilustra a aplicação desse método de classificação para diversas metodologias:

Quadro 6 – Exemplo de comparação

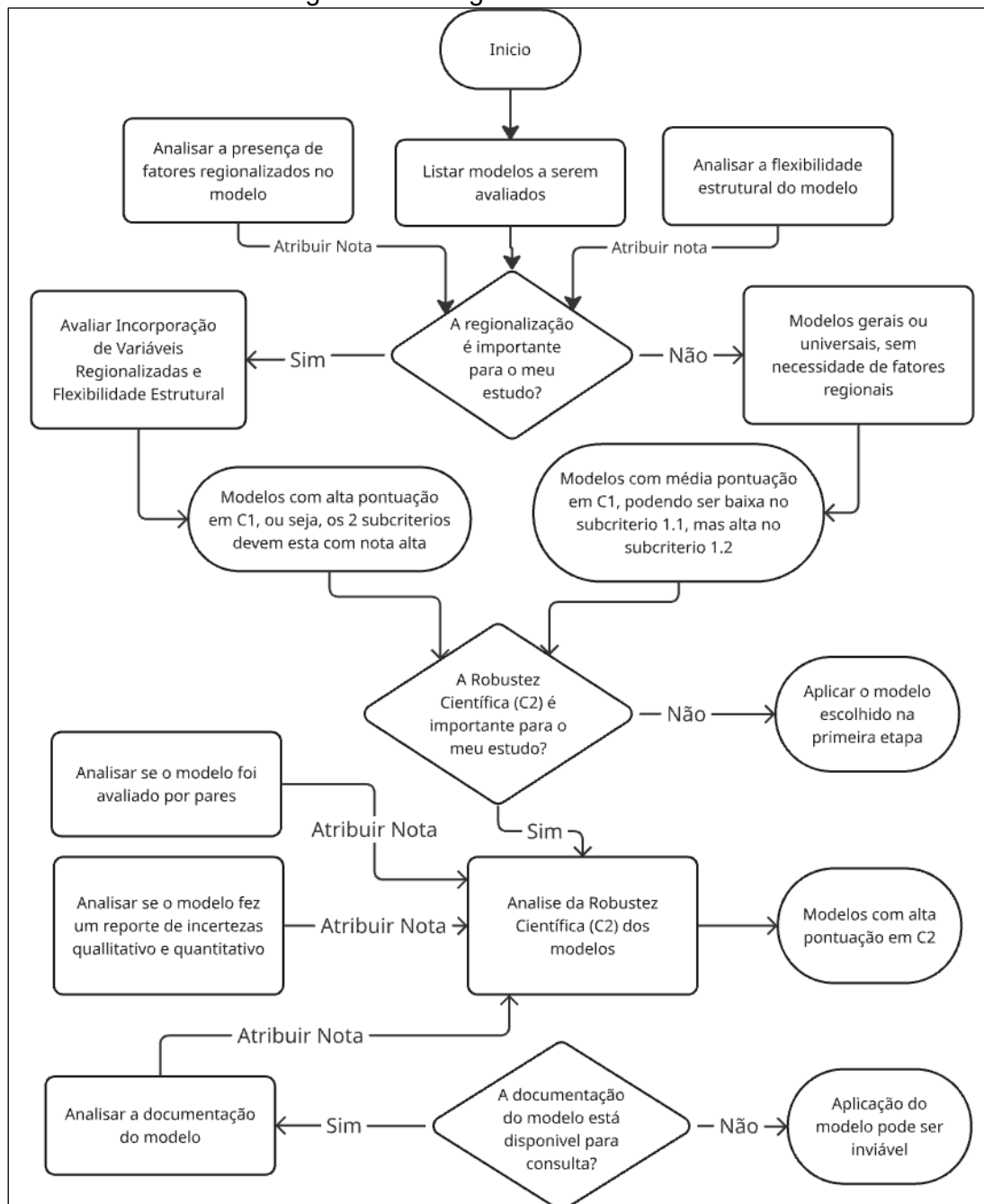
Modelo	Critério 1	Critério 2	Pontuação Final
<i>Autor 1</i>	5,00	5,00	5,00
<i>Autor 2</i>	5,00	4,50	4,75
<i>Autor 3</i>	5,00	4,00	4,50
<i>Autor 4</i>	5,00	4,33	4,46
...	-	-	-
<i>Autor n</i>	4,00	3,67	3,84

Fonte: adaptado de Carvalho (2023)

Neste exemplo, os modelos estão apresentados em ordem decrescente de pontuação, já classificadas de acordo com seu desempenho final.

Esse sistema de classificação facilita a comparação direta entre diferentes metodologias, destacando aquelas que se mostram mais robustas e eficazes na estimativa da entrada de resíduos plásticos nos oceanos. Ele proporciona uma visão clara e objetiva das melhores práticas e metodologias disponíveis, auxiliando pesquisadores e formuladores de políticas na tomada de decisões informadas.

Figura 4 - Fluxograma do Processo Decisório



Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

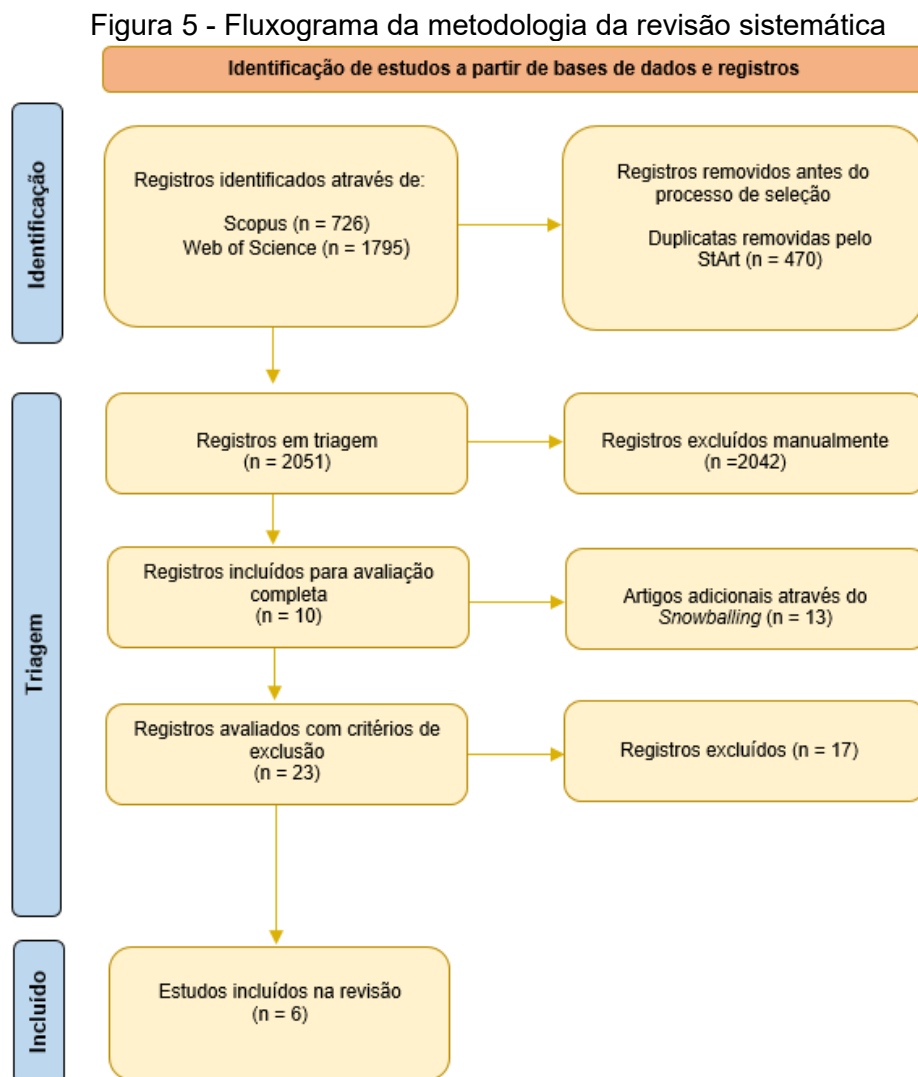
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA

Durante a etapa de revisão sistemática, observou-se que os artigos que estimam as emissões de resíduos plásticos ao oceano não seguem um padrão

uniforme quanto aos títulos ou ao uso de palavras-chave. Isso dificulta a sua localização em plataformas de pesquisa, especialmente quando se utiliza apenas combinações booleanas. Após a obtenção dos artigos por meio da aplicação de palavras-chave - usando a combinação booleana: *plastic AND (marine OR ocean OR sea) AND (quantifying OR amount OR accounting OR estimation) AND (litter OR debris)* - nas plataformas de busca *SCOPUS* e *Web of Science*, a revisão sistemática foi realizada utilizando a ferramenta StART e a metodologia do fluxograma PRISMA (Figura 5).

Após a remoção dos duplicados e a inserção de novos estudos por Bola de Neve, foram extraídos artigos para uma análise, dos quais seis foram selecionados para compor a revisão (Figura 5).



Fonte: Adaptado de Page *et al.* (2021)

4.2 AVALIAÇÃO DOS MODELOS DE ESTIMATIVA

4.2.1 Descrição dos modelos

Durante a etapa anterior (revisão sistemática), dos 2.521 artigos inicialmente identificados, a maioria foi descartada por não corresponder diretamente ao tópico de pesquisa sobre estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano. Desses, 23 artigos foram identificados como relacionados à estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano. No entanto, apenas sete focavam em países do Sul Global. Destes sete, um estudo (Van Emmerik *et al.*, 2018) foi excluído por não abordar a rota completa do plástico, desde a emissão no ambiente terrestre até sua entrada no oceano, ao contrário dos demais que estimam a trajetória integral. Assim, seis estudos foram selecionados para avaliação detalhada dos modelos: Bai *et al.* (2018), Ita-Nagy *et al.* (2022), Giang (2022), Alencar *et al.* (2023), Veiga *et al.* (2023) e Ma *et al.* (2024). Esses modelos se concentram em países como China, Vietnã, Peru, Indonésia e Brasil, estimando a entrada de resíduos plásticos de fontes terrestres no ambiente marinho.

4.2.1.1 Modelo de Bai *et al.* (2018)

Bai *et al.* (2018) desenvolveram um modelo para estimar e prever a quantidade anual de resíduos plásticos que entram no mar na China com base em uma Análise de Fluxo de Materiais (MFA) integrada a uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O modelo acompanha o fluxo do plástico desde a produção primária até o descarte final no ambiente marinho, dividindo a análise em duas frações principais que refletem a geração e o destino dos resíduos plásticos, tendo cada fração o seu próprio agrupamento de coeficientes demonstrado em tabelas no próprio artigo principal.

Estrutura do Modelo

1. Fração A – Estimativa da geração anual de lixo plástico:
Esta etapa calcula a quantidade total anual de resíduos plásticos gerados na China, considerando os dados sobre:
 - Produção e importação de plástico primário;
 - Importação e exportação de produtos plásticos;

- Importação de resíduos plásticos.

A saída dessa fração é a quantidade anual de resíduo plástico, que serve como valor de entrada para a fração seguinte.

2. Fração B – Estimativa do plástico que entra no mar:

A partir da quantidade de resíduo plástico gerada, essa etapa calcula a fração e o volume que efetivamente chegam ao mar. O foco está nos resíduos plásticos mal gerenciados (MPW), definidos como aqueles que não passam por tratamentos inofensivos (HT), incluindo:

- Resíduo descartado diretamente (estimado em 2% do lixo plástico total);
- Proporção de plástico em resíduos domésticos não tratados (11,16%).

O modelo assume que os resíduos submetidos a aterros sanitários controlados, compostagem e incineração têm entrada insignificante no ambiente marinho.

Bai *et al.* (2018) não calculam o MPW diretamente por meio de uma equação dinâmica ou detalhada, como em modelos que incorporam dados locais de coleta ou manejo. Em vez disso, eles:

- Estimam a geração total de resíduos plásticos usando MFA e dados oficiais;
- Aplicam uma fração fixa para MPW, derivada de estudos anteriores e levantamentos locais, que representa a porção dos resíduos que não recebem tratamento adequado e podem vazar para o oceano.

Fontes e Vias de Entrada: O modelo avalia tanto fontes terrestres diretas quanto vias fluviais para o transporte de resíduos plásticos ao oceano:

- Rios: O transporte de resíduos é calculado com base em dados de lixo flutuante diário, utilizando o rio *Huangpu* como caso representativo. São considerados os resíduos domésticos das populações das bacias hidrográficas e a porcentagem de plástico nos resíduos.
- Aquicultura Marinha: Estimativas baseadas na área de cultivo, quantidade e destino de equipamentos plásticos (flutuadores de espuma, redes), além do resíduo doméstico gerado pelos trabalhadores da aquicultura.
- Embarcações de Pesca Offshore: Considera o número de tripulantes, a geração diária de lixo, o percentual que é descartado no mar, o número de dias trabalhados e a substituição de caixas de espuma plástica danificadas.
- Fontes terrestres diretas/mal gerenciadas: Incluem o resíduo descartado diretamente e os resíduos domésticos não tratados, que, apesar de não quantificados separadamente, são incorporados na fração B.

Base de Dados e Coeficientes: Os dados para alimentar o modelo foram obtidos a partir de fontes oficiais do governo, associações industriais, levantamentos de campo e estudos especializados, garantindo robustez e consistência dos coeficientes aplicados nas equações.

Projeções Futuras: O modelo também simulou cenários futuros para o período 2018–2020 sob duas condições:

- Condição 1: Projeção baseada exclusivamente no modelo MFA, utilizando tendências históricas de produção e comércio.
- Condição 2: Considera o impacto de ações governamentais para redução do plástico mal gerenciado, incluindo melhorias na gestão de resíduos domésticos, classificação e reciclagem, controle sobre filmes agrícolas e restrições à importação de resíduos plásticos.

Os impactos dessas medidas são modelados aplicando taxas de redução progressivas no plástico mal gerenciado.

Principais Resultados: A quantidade estimada de resíduos plásticos emitidos ao oceano áreas costeiras foi significativamente maior do que a dos rios. O modelo de Bai *et al.* (2018) apresentou estimativas para a China (0.55–0.75 Mt em 2011) consideravelmente menores (2 a 5 vezes) do que as estimadas por Jambeck *et al.* (1.32–3.53 Mt em 2010). Bai *et al.* (2018) atribuem essa diferença a metodologias estatísticas distintas. Jambeck *et al.* (2015) estimaram o plástico mal gerenciado gerado por pessoas vivendo a até 50 km da costa, enquanto o estudo de Bai *et al.* (2018) considerou fontes específicas como rios, aquicultura e pesca, que podem ir além dessa faixa estreita.

4.2.1.2 Modelo de Ita-Nagy *et al.* (2022)

O trabalho de Ita-Nagy *et al.* (2022) teve como objetivo aprimorar a metodologia de quantificação dos resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) que chegam ao oceano. O modelo apresentado integra barreiras naturais e antropogênicas ao longo das bacias hidrográficas, reconhecendo que essas barreiras podem reduzir ou até interceptar o transporte de plásticos até o oceano. A principal inovação do estudo é a adaptação regional do modelo, que considera diferenças geográficas e infraestruturais de forma detalhada.

Embora o estudo apresente uma única equação, ela encapsula todos os fatores cruciais para a modelagem do transporte de resíduos plásticos, tornando-se uma equação integrada que facilita a aplicação do modelo em diversas escalas regionais. Essa abordagem compacta reflete a complexidade e abrangência do modelo, ao mesmo tempo que simplifica sua aplicação prática. O modelo segue três etapas durante sua aplicação:

Etapla 1 - Caracterização da Bacia Hidrográfica: Esta etapa envolve a análise detalhada da bacia hidrográfica, considerando atributos naturais e construções humanas (como hidrelétricas e barragens), que atuam como barreiras ou fatores que podem aumentar a liberação de resíduos. Cada bacia é caracterizada de acordo com suas especificidades geográficas e infraestruturais.

Etapla 2 - Identificação e Análise de Barreiras Naturais e Antropogênicas: Nessa etapa, são identificadas barreiras, como hidrelétricas, barragens e outros obstáculos naturais e artificiais, que podem reter ou impedir o transporte de resíduos plásticos ao longo dos rios, influenciando a quantidade de resíduos que atinge o oceano.

Etapla 3 - Estimação do Resíduo de Plástico: A quantidade de resíduos plásticos transportados para o oceano é estimada com base em variáveis como a proximidade de áreas urbanas ao longo dos rios, a localização em relação às principais vias fluviais e a presença de barreiras que retêm os resíduos. O modelo usa uma equação específica para calcular os fluxos de resíduos, considerando essas barreiras e outros fatores de dissipação.

O objetivo principal da equação 4 é calcular a quantidade de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) que chegam ao oceano a partir de áreas urbanas localizadas em bacias hidrográficas. Ela leva em consideração diversos fatores, incluindo barreiras naturais e artificiais que podem reduzir ou interceptar o transporte de plásticos antes que eles cheguem ao oceano:

$$pWtO = \sum Q_m MSW_{pij} \cdot (1 - f_{sri}) \cdot \begin{cases} f_{cli}, & \text{if } 0 < \bar{x} < 0.1km \\ f_{ci}, & \text{if } \bar{x} > 0.1km \text{ in an inter-basin} \\ f_{cwi} \cdot f_{rsj} \cdot (Z_{ca=0}^{f_{ca}}), & \text{otherwise} \end{cases} \quad (4)$$

Onde:

- **pWtO:** Quantidade total de plástico mal gerenciado que atinge o oceano.

- $Q_m MSW_{pij}$: Quantidade total de resíduos plásticos mal gerenciados provenientes de resíduos sólidos urbanos (MSW) da aglomeração urbana i na bacia hidrográfica j . Obtido pela subtração da quantidade reciclada (fixada em 2%) da quantidade total de plástico nos resíduos (fixada em 11,26%).
- f_{sr_i} : A fração de resíduos interceptados por barreiras antropogênicas (como represas, usinas, etc.) ao longo da célula i da bacia. Esse fator ajusta o quanto dos resíduos gerados são barrados antes de seguir para o oceano.

Remoção por proximidade à barreira:

- f_{cl_i} : Fração de resíduos removidos em áreas urbanas com distância menor que 0.1 km da barreira.
- f_{ci_i} : Fração de resíduos removidos em áreas maiores que 0.1 km em uma bacia interligada.

Ou seja, se a área urbana está a menos de 0.1 km de uma barreira, é utilizado o coeficiente f_{cl_i} , se a área está a mais de 0.1 km de uma barreira, é utilizado o coeficiente f_{ci_i} , considerando bacias interligadas.

Barreiras fluviais e correções sazonais:

- f_{cw_i} : Fração de resíduos removidos em correntes fluviais que têm barreiras ao longo do caminho.
- f_{rs_j} : Fração de resíduos interceptados por barreiras antropogênicas ao longo da bacia hidrográfica j .
- f_{ca} : Fator de interceptação acumulada por barreiras naturais em diferentes pontos ao longo da bacia hidrográfica.
- z : Número de barreiras acumuladas ao longo da bacia.

A quantidade total de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) é calculada da seguinte forma:

1. Começa com a quantidade total de resíduos sólidos urbanos (MSW) gerados em uma área.
2. Subtrai-se a quantidade reciclada (2%) da quantidade total de plástico nos resíduos (fixa em 11,26%), resultando no valor de MPW.
3. O valor de MPW é ajustado por diversos coeficientes que representam as frações de resíduos interceptados por diferentes barreiras, como barreiras

naturais (vegetação densa, relevo) e barreiras artificiais (represas, hidrelétricas), além de fatores de proximidade e sazonalidade.

Esse modelo é adaptado regionalmente para considerar as condições locais, como a presença de barreiras naturais e artificiais, a sazonalidade dos rios (perenes vs. intermitentes), e as características da infraestrutura de manejo de resíduos. O modelo é projetado para ser mais preciso em áreas com grande variabilidade geográfica e de infraestrutura de resíduos, permitindo uma avaliação mais realista da poluição plástica marinha, em contraste com modelos globais que usam coeficientes médios menos específicos.

Principais resultados: Ao aplicar o modelo à região de *Piura*, Peru, em 2018, os autores estimaram uma faixa de 7.883 a 26.049 toneladas métricas de MPW entrando no oceano anualmente, com um valor médio estimado em 14.118 toneladas. Além disso, as taxas per capita de resíduos plásticos mal gerenciados variaram entre 4,2 e 13,9 kg/plástico por ano, com uma média de 7,5 kg/plástico por pessoa ao ano.

- As províncias costeiras apresentaram as maiores taxas de emissão per capita, enquanto áreas mais afastadas da costa mostraram maior retenção devido à presença de barreiras naturais e artificiais.
- A sazonalidade dos rios também foi identificada como um fator crítico, com rios intermitentes retraindo resíduos durante a estação seca.
- A inclusão de novos aterros sanitários construídos entre 2019 e 2021 levou a uma redução substancial nas estimativas de vazamento de resíduos para o oceano.

4.2.1.3 Modelo de Giang (2022)

Giang (2022) propôs um modelo para estimar o volume de resíduos plásticos que escapam do sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos e alcançam o oceano, com aplicação na província costeira de *Quang Ninh*, no Vietnã. O modelo adota a Análise de Fluxo de Materiais (MFA) como estrutura principal, simulando os fluxos de geração, coleta, tratamento e descarte de resíduos plásticos, objetivando identificar as frações mal gerenciadas que têm potencial de vazamento ambiental.

Etapa 1 - Estimativa da Geração de Resíduos Plásticos: A primeira etapa do modelo envolve a estimativa da quantidade total de resíduos plásticos gerados (equação 5), calculada a partir da multiplicação do volume de resíduos sólidos

urbanos pela fração de plástico presente nos resíduos. Essa proporção varia de 5% a 16%, conforme referências regionais e estudos anteriores. Para a província de *Quang Ninh*, a fração foi assumida em 15% (dados secundários).

$$WGi = MWG \times \alpha_i \quad (5)$$

Onde:

- ***WGi***: Geração de resíduos do tipo *i* (toneladas/ano);
- ***MWG***: Quantidade total de resíduos sólidos gerados na província (toneladas/ano);
- **α_i** : Percentual de resíduos plásticos nos resíduos sólidos municipais. Esse percentual pode variar de 5% a 16%, dependendo do contexto local, como indicam estudos anteriores citados por Giang *et al.* (2022).

Após a estimativa da quantidade total de resíduos plásticos gerados, o modelo classifica os resíduos plásticos conforme sua destinação. A classificação é feita nas seguintes categorias:

- Tratamento formal adequado: Incineração e aterros sanitários controlados.
- Reciclagem formal e informal: Assumida como 25% do total de plástico.
- Destinação inadequada ou ausência de coleta: Resultando na fração de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW).

Essa classificação orienta as etapas subsequentes do modelo, como o cálculo de resíduos não coletados e resíduos tratados inadequadamente, que afetam diretamente a quantidade de resíduos plásticos que acabam no oceano. Assim, a Classificação dos Resíduos fornece as bases para as demais etapas, destacando o que será considerado adequadamente gerido, reciclado ou mal gerido, o que impactará a estimativa final do vazamento de plásticos para o oceano.

Etapla 2 - Cálculo dos Resíduos Não Coletados: Após estimar a quantidade total de resíduos plásticos gerados (*WGi*), o modelo calcula a quantidade de resíduos não coletados (*UWi*), que é a diferença entre os resíduos gerados (*WGi*) e os resíduos efetivamente coletados (*CWi*), conforme apresentado na equação 6:

$$UWi = WGi - CWi \quad (6)$$

Onde:

- ***UWi***: Resíduos não coletados (toneladas/ano);
- ***WGi***: Quantidade de resíduos plásticos gerados (toneladas/ano).
- ***CWi***: Quantidade de resíduos do tipo *i* coletada (toneladas/ano), que é igual à geração de resíduos multiplicada pela taxa de coleta

A taxa de coleta *c* é uma variável importante que precisa ser ajustada para o contexto local. Para o estudo de caso na província de *Quang Ninh*, a taxa de coleta foi de aproximadamente 90% em 2019 conforme o relatório de gestão de resíduos sólidos da província usado por Giang (2022).

Etapas 3 – Estimativa dos Resíduos Tratados Inadequadamente: A quantidade de resíduos do tipo *i* transportada para instalações de tratamento inadequadas (*ITWi*), conforme apresentada na equação 7, é a diferença entre a quantidade coletada (*CWi*) e a quantidade transportada para instalações apropriadas (*ATW_j*):

$$ITWi = CWi - \sum_j ATW_j \times \alpha_i \quad (7)$$

Onde:

- ***ITWi***: Resíduos transportados para tratamento inadequado (toneladas/ano);
- ***ATW_j***: Quantidade de resíduos transportados para instalações de tratamento apropriadas.
- **α_i** : Percentual de resíduos plásticos nos resíduos sólidos municipais. Esse percentual pode variar de 5% a 16%, dependendo do contexto local, como indicam estudos anteriores citados por Giang (2022).

Essa equação estima a quantidade de resíduos plásticos coletados que são tratados de maneira inadequada, como em lixões ou sistemas de tratamento sem controle ambiental. O foco em infraestruturas de tratamento inadequadas é central para a quantificação de resíduos mal *gerenciados* (MMW) e foi incorporado em modelos como os de Jambeck *et al.* (2015), mas é adaptado aqui para o contexto local.

Etapas 4 - Cálculo dos Resíduos Gerenciados Corretamente (*MW_i*): O modelo, em seguida, estima a quantidade de resíduos plásticos gerenciados corretamente

(MW_i), ou seja, aqueles que são enviados para instalações de tratamento adequadas e reciclados (equação 8).

$$MW_i = \sum_j ATW_j \times \alpha_i + r_i \times MWG \quad (8)$$

- ATW_j : Quantidade de resíduos transportados para tratamento adequado.
- α_i : Percentual de plástico nos resíduos.
- r_i : Percentual de resíduos reciclados.
- MWG : Geração total de resíduos sólidos.
- MW_i : Quantidade de resíduos plásticos *gerenciados* adequadamente (toneladas/ano).

Essa equação calcula os resíduos *gerenciados* corretamente (MW_i) como a soma dos resíduos tratados adequadamente e reciclados. Giang (2022) destaca a importância do setor informal na reciclagem de resíduos no Vietnã, o que reflete uma adaptação regional em comparação com modelos globais, como o de Jambeck *et al.* (2015).

Etapas 5 - Determinação dos Resíduos Mal Gerenciados (MMW_i): Com base nos resíduos plásticos gerenciados adequadamente e nos resíduos plásticos gerados, o modelo calcula (equação 9) os resíduos mal gerenciados (MMW_i) como a diferença entre os resíduos plásticos gerados e os gerenciados adequadamente:

$$MMW_i = WG_i - MW_i \quad (9)$$

- WG_i : Quantidade de resíduos plásticos gerados (toneladas/ano).
- MW_i : Quantidade de resíduos plásticos *gerenciados* adequadamente (toneladas/ano).
- MMW_i : Quantidade de resíduos plásticos mal *gerenciados* (toneladas/ano).

Os resíduos mal *gerenciados* (MMW_i) são a diferença entre a quantidade de resíduos plásticos gerados (WG_i) e os resíduos *gerenciados* corretamente (MW_i). Essa equação é central na análise de Giang (2022) e é diretamente inspirada por Jambeck *et al.* (2015), que também utilizou MPW como proxy para o vazamento de resíduos plásticos no ambiente.

Etapa 6 - Estimativa da Emissão de Plásticos para o Oceano: A quantidade de resíduos plásticos vazando para o oceano (PWO) é calculada pela equação 10 multiplicando os resíduos mal gerenciados (MMW_i) pela taxa de vazamento (RR), que é um fator de liberação que ajusta a probabilidade de os resíduos chegarem ao oceano:

$$PWO = RR \times MMW_i \quad (10)$$

- **RR :** Taxa de vazamento.
- **MMW_i :** Quantidade de resíduos plásticos mal *gerenciados* (toneladas/ano).
- **PWO :** Quantidade de resíduos plásticos vazados para o oceano (toneladas/ano).

A quantidade de resíduos plásticos que vaza para o oceano (PWO) é estimada multiplicando-se os resíduos mal *gerenciados* pela taxa de vazamento (RR). Esse fator de vazamento é crucial para modelar a entrada de plásticos no oceano e foi inicialmente introduzido por Jambeck *et al.* (2015), mas calibrado por Giang (2022) para o contexto do Vietnã.

Etapa 7 - Cálculo do Fator de Vazamento (RR): O fator de vazamento (*Release Rate*), conforme demonstrado na equação 11, é um parâmetro crucial para modelar o vazamento de plásticos para o oceano. Ele é calculado como o produto de dois fatores: o fator de vazamento calibrado com base no escoamento fluvial (RR_f) e a taxa de vazamento mais alta da literatura (RR_h).

$$RR = RR_f \times RR_h \quad (11)$$

O fator de vazamento (RR) foi retirado do trabalho de Boucher *et al.* (2020), e é ajustado com base em características locais, como a proximidade da costa e o escoamento fluvial. Este é um avanço em relação aos estudos globais, uma vez que Giang *et al.* consideram fatores locais para calcular o RR , permitindo uma estimativa mais precisa da quantidade de resíduos plásticos que acabam no oceano.

Etapa 8 - Estimativa do Escoamento Fluvial (RD): Finalmente, o modelo calcula o escoamento fluvial (RD) das bacias hidrográficas locais, uma variável essencial para modelar a quantidade de resíduos plásticos transportados pelos rios para o oceano.

O escoamento fluvial de diferentes bacias hidrográficas (RD) foi estimado utilizando a equação 12:

$$RD = \frac{24 \times 3.6 \times Q}{A} \quad (12)$$

O escoamento fluvial (RD em mm/dia) é estimado com base na vazão média do rio (Q em m^3/s) e na área da bacia hidrográfica (A em km^2). A constante 86.4 (24×3.6) é o fator de conversão que harmoniza as unidades da equação para que o resultado do escoamento fluvial seja expresso em mm/dia. Essa variável é essencial para calcular a quantidade de resíduos plásticos transportados pelos rios, algo que também foi abordado em Lebreton *et al.* (2017) e Schmidt *et al.* (2017), que focam no transporte fluvial como principal via de entrada de plásticos no oceano.

Principais resultados: O modelo aplicado província costeira de *Quang Ninh* (Vietnã) estimou que, aproximadamente, 26% dos resíduos plásticos gerados na província são mal gerenciados, o que representa cerca de 2,9 mil toneladas por ano, ou 4,5% da totalidade dos resíduos plásticos gerados. Essa quantidade de resíduos plásticos vazando para o oceano é influenciada por fatores como a ineficiência na coleta e no tratamento de resíduos, com as áreas rurais, como os distritos de *Tien Yen*, *Hai Ha* e *Dong Trieu*, sendo as maiores responsáveis. O modelo também revelou que a maior parte dos resíduos plásticos que são gerenciados adequadamente é reciclada pelo setor informal, com cerca de 15% dos resíduos plásticos tratados adequadamente. Os resultados do modelo sugerem que, a fim de reduzir significativamente o impacto ambiental dos resíduos plásticos no oceano, seria necessário melhorar a infraestrutura de coleta, especialmente nas áreas rurais, além de investir em práticas de reciclagem e tratamento adequado, como aterros sanitários controlados e incineração. A adaptação regional do modelo, considerando variáveis locais, como a proximidade da costa e o escoamento fluvial, torna possível uma estimativa mais precisa do vazamento de plásticos para o ambiente marinho, fornecendo subsídios importantes para políticas públicas de redução de resíduos plásticos.

4.2.1.4 Modelo de Veiga *et al.* (2023)

Veiga *et al.* (2023) propuseram um modelo integrado e de alta resolução para estimar o volume de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) que são mobilizados hidrologicamente e descarregados no oceano, com aplicação na Indonésia — país com alta vulnerabilidade à poluição marinha por plásticos. A principal inovação do modelo reside na combinação entre variáveis socioeconômicas, práticas locais de gestão de resíduos e parâmetros hidrológicos, utilizando plataformas de modelagem desenvolvidas pela *Deltares*.

Etapa 1 - Levantamento de Dados: A primeira etapa do modelo envolve a coleta de dados sobre a geração de resíduos plásticos. O levantamento é feito com base em dados oficiais, como censos populacionais, planos diretores municipais e dados sobre a gestão de resíduos sólidos. São considerados dados sobre a geração per capita de resíduos sólidos urbanos (RSU), a proporção de plásticos nos resíduos sólidos, e as taxas de coleta formal e informal, com base em diferentes tipologias urbanas (mega, médias, rurais e remotas).

Etapa 2 - Estimativa da geração do MPW: O modelo estima a quantidade de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) utilizando a metodologia de Análise de Fluxo de Materiais (MFA).

- O MPW é calculado considerando resíduos não coletados, resíduos descartados informalmente, resíduos depositados em locais expostos ao escoamento superficial (como lixões e aterros controlados sem cobertura), e resíduos queimados ou despejados diretamente em corpos d'água.
- O cálculo do MPW considera as frações de resíduos mal gerenciados em função do tipo de destino e da eficiência dos sistemas de gestão, como coleta e tratamento.

Etapa 3 - Modelagem da mobilização e transporte: O modelo simula a mobilização e transporte dos resíduos plásticos a partir do ambiente terrestre até os corpos d'água e, por fim, ao oceano. Para isso, utiliza dois softwares principais:

- D-Emissions: estima a mobilização de resíduos em função da precipitação diária, tipo de solo, cobertura e uso do solo, presença de infraestrutura (como represas) e retenção superficial. Taxas de exposição à mobilização variam conforme o tipo de destinação (por exemplo, lixões têm taxa de exposição superior à de aterros controlados).
- D-Water Quality/DELWAQ: simula o transporte fluvial e o destino final dos resíduos plásticos. Considera parâmetros como:

- Vazão dos rios;
- Retenção em barragens (assumida como 100%);
- Taxas de remoção e sepultamento em meio terrestre ou aquático;
- Fatores de retenção por tipo de superfície ($0,02 \text{ d}^{-1}$ em superfícies pavimentadas, $0,03 \text{ d}^{-1}$ em não pavimentadas).

O modelo considera as principais vias de emissão, que incluem:

- **Fontes terrestres diretas**, como descarte informal em áreas urbanas e rurais;
- **Vias fluviais**, com destaque para rios e canais como vetores principais de transporte até o mar.

O modelo integra dados hidrológicos de alta resolução e permite capturar variações sazonais (diárias, mensais e anuais). O modelo foi validado utilizando dados empíricos, como as medições de resíduos retirados no portão de *Manggarai*, em Jacarta, e estimativas de resíduos nos rios, como o *Bekasi*.

Principais resultados: Os principais resultados obtidos por Veiga *et al.* (2023) revelam estimativas detalhadas da geração e do descarte de resíduos plásticos na Indonésia, incluindo a mobilização hidrológica e o transporte para o oceano. O modelo desenvolvido indicou que a Indonésia gera aproximadamente 7,76 milhões de toneladas de resíduos plásticos anualmente, sendo que 4,52 milhões de toneladas (58%) não são coletadas e, portanto, contribuem para a geração de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW). A análise também destacou que 80% do total de MPW da Indonésia vem de fontes rurais, com práticas de descarte como queima aberta sendo predominantes nessas áreas. Além disso, o modelo calculou que 4,5% do total de resíduos plásticos gerados no país acabam no ambiente marinho, com grande parte sendo transportada pelos rios.

O estudo mostrou ainda que a contribuição dos rios para o lançamento de plásticos no oceano é significativamente mais importante do que o escoamento direto das áreas costeiras, com mais de 80% das emissões anuais de plásticos originando-se dos rios. A análise também revelou variações sazonais nas descargas de plásticos, com picos de liberação durante a estação seca, especialmente após chuvas intensas. A distribuição espacial dos resíduos plásticos mostrou que as maiores emissões vêm das ilhas de Java e Sumatra, onde a população é mais densa, e destacou a necessidade de medidas de gestão diferenciadas para áreas urbanas e rurais.

4.2.1.5 Modelo de Alencar *et al.* (2023)

Alencar *et al.* (2023) desenvolveram um modelo para identificar hotspots de poluição plástica no Brasil, com foco na estimativa do risco de emissão de MPW para o ambiente aquático, especialmente para o oceano. A metodologia combinou Análise de Fluxo de Materiais (MFA) com um modelo probabilístico de avaliação espacial de risco, dentro da estrutura conceitual *Source-to-Sea* (cf. Apêndice G).

O objetivo do modelo foi estimar, para cada um dos 5.570 municípios brasileiros, a quantidade de resíduos plásticos não retidos pelo sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), os quais permanecem suscetíveis à mobilização por processos ambientais e ao descarte em corpos hídricos ou no mar.

A estrutura metodológica do modelo pode ser dividida nas seguintes etapas:

Etapa 1 - Estimativa do Consumo Aparente Municipal de Plásticos: O ponto de partida do modelo é o cálculo do Consumo Aparente de Plástico (*Apparent Plastic Consumption* - APC) a nível nacional, utilizado como proxy da demanda por bens de consumo. Segundo Carvalho e Ribeiro (2015), o APC pode ser definido conforme a equação 13:

$$APC = ProduçãoNacional + Importações - Exportações \quad (13)$$

Esse valor nacional foi redistribuído entre os municípios para estimar o **Consumo Aparente Municipal de Plásticos** ($mAPC_m$). A redistribuição considera fatores socioeconômicos que modulam o consumo local, incluindo:

- a) População residente e flutuante;
- b) Renda média per capita;
- c) Índice de Gini;
- d) Participação de setores econômicos intensivos em plásticos;
- e) Despesas familiares médias.

A equação de $mAPC_m$, adaptada, pode ser representada pela equação 14:

$$mAPC_m = APC_{nacional} - W_m \quad (14)$$

Onde:

- $mAPC_m$ é o consumo aparente de plásticos no município m ;

- $APC_{nacional}$ é o valor nacional de consumo aparente de plástico;
- W_m é o peso do município na distribuição nacional, determinado a partir dos fatores citados.

Etapa 2 - Estimativa de MPW: A quantidade de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) é estimada com base em um balanço de massa do plástico no sistema municipal, considerando o destino dos resíduos. O modelo considera como bem gerenciados os resíduos:

- Reciclados via coleta seletiva formal e informal ($R = fR + iR$);
- Destinados a unidades de disposição final com capacidade de contenção (aterros sanitários com cobertura, incineração, etc. – D1).

Em contrapartida, os resíduos plásticos são considerados mal gerenciados quando:

- Não são coletados;
- São encaminhados a lixões ou aterros sem cobertura (**D2**);
- São perdidos por queima informal ou descarte direto.

A estimativa de **MPW** pode ser representada pela equação 15:

$$\sum_k m_{MPW} = \sum_{k_i} m_{PES} - \sum_{k_s} m_{PRS} \quad (15)$$

Onde:

- **PES** é a entrada de plástico no sistema;
- **PRS** é o plástico retido por práticas de gestão (reciclagem e aterros sanitários).

Aqui, **PES** é o consumo aparente de plástico que representa o total de plástico que entra no sistema, enquanto **PRS** representa o plástico que permanece no sistema por meio de práticas de gestão adequadas, como reciclagem e aterros sanitários. A equação segue uma lógica de MFA, em que o plástico gerado em um município (ou região) é parcialmente *gerenciado* por práticas de reciclagem ou aterro, mas o restante, não *gerenciado* adequadamente, é o que constitui o MPW.

Etapa 3 - Cálculo da Probabilidade de Mobilização e Vazamento: A probabilidade de vazamento é modelada como a combinação de dois escores:

- **P1 (Probabilidade de mobilização terrestre):** reflete a chance de o resíduo mal gerenciado ser mobilizado para um corpo hídrico, influenciado por:

- Densidade populacional;
- Presença de infraestrutura precária;
- Taxas de coleta;
- Cobertura de serviços públicos e indicadores educacionais;
- Condições climáticas (precipitação, ventos, inclinação do terreno).
- **P2 (Probabilidade de transporte para o oceano):** representa a probabilidade de o resíduo, uma vez mobilizado, atingir o oceano. Considera:
 - Ordem hierárquica da rede hidrográfica;
 - Vazão dos rios;
 - Distância até a costa;
 - Presença de represas ou outras barreiras;
 - Conectividade hidrológica da bacia.

A equação geral que expressa o risco de vazamento pode ser dada pela equação 16:

$$R = MPW \times (P1 \times P2) \quad (16)$$

Este risco é calculado para cada município e espacializado em mapas de alta resolução.

Vias de emissão consideradas: O modelo abrange duas vias principais de entrada de plásticos no oceano:

- Fontes terrestres diretas: resíduos dispostos em ambientes urbanos e rurais sem infraestrutura adequada de coleta e destinação;
- Vias fluviais: cursos d'água que atravessam áreas urbanizadas ou agrícolas e transportam resíduos até o oceano, com ou sem modulação por barragens.

Principais resultados: O modelo desenvolvido por Alencar *et al.* (2023) para identificar hotspots de poluição plástica no Brasil permitiu a estimativa do risco de vazamento de MPW para o ambiente aquático, especialmente para o oceano. Os resultados indicaram que aproximadamente 33,3% do plástico consumido no Brasil se transforma em resíduos plásticos mal gerenciados, o que corresponde a cerca de 3,44 milhões de toneladas de MPW por ano. A maior parte desses resíduos provém de municípios com alta densidade populacional e presença de assentamentos informais, com destaque para as regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro.

A modelagem espacial do risco de vazamento revelou os principais hotspots de poluição plástica, com a Baía de Guanabara e o Rio da Prata apresentando os maiores riscos, associados à mobilização e ao transporte de resíduos plásticos. A estimativa de risco considerou a probabilidade de mobilização dos resíduos, influenciada por fatores como densidade populacional, infraestrutura de coleta e destinação de resíduos e condições climáticas (precipitação e ventos).

Além disso, a análise identificou que 38,8% do território brasileiro está drenado por rios com presença de barragens, o que pode reduzir o transporte de resíduos plásticos para o oceano, atuando como um fator de retenção.

4.2.1.6 Modelo de Ma *et al.* (2024)

Ma *et al.* (2024) desenvolveram um modelo para estimar o fluxo de resíduos plásticos da terra ao oceano com base em características socioeconômicas, topográficas e hidrológicas, aplicando uma estrutura probabilística espacial de alta resolução à bacia hidrográfica do rio S, no sul da China. A proposta metodológica busca representar de forma simplificada, mas consistente, as principais etapas do transporte de resíduos plásticos: mobilização terrestre, transporte para corpos d'água e descarga no oceano.

Orientado pelo referencial *Source-to-Sea*, o modelo se inspira em abordagens anteriores, como Borrelle *et al.* (2020) e Meijer *et al.* (2021), com refinamentos para regionalização e inclusão de grupos populacionais diferenciados (residentes permanentes, sazonais e turistas).

O modelo simula o fluxo de plásticos considerando três componentes principais: geração e manejo de resíduos plásticos, probabilidade de transporte e emissão ao oceano, e análise espacial dos fluxos. O modelo proposto por Ma *et al.* (2024) é composto por quatro etapas principais. Essas etapas são descritas da seguinte forma:

Etapas 1 -Estimativa da Geração e do Manejo de Resíduos Plásticos: A primeira etapa do modelo consiste na estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) com base na densidade populacional de três grupos distintos:

- Residentes permanentes,
- Residentes sazonais,
- Turistas “pernoitantes” (ponderados pelo tempo médio de permanência).

A geração diária per capita de RSU é diferenciada por tipo de uso do solo:

- 1,69 kg/hab/dia em áreas urbanas;
- 0,55 kg/hab/dia em áreas rurais e naturais.

A fração plástica nos resíduos varia conforme o uso do solo:

- Distribuição uniforme (16–19%) em áreas urbanas;
- Distribuição Gamma (2.70, 0.04) em áreas rurais e naturais, ajustada a partir de 54 conjuntos de dados de 35 cidades chinesas.

A geração total de resíduos plásticos (WG) em cada célula espacial i , para o tipo de uso do solo k , é calculada conforme a equação 17:

$$WG_I = P_{i,t}^k \times \beta_t^k \times W_t^k \quad (17)$$

Onde os termos representam a densidade populacional, a fração de plástico presente nos resíduos e a geração diária per capita. A fração de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) é então obtida (equação 18) aplicando-se um coeficiente específico de manejo inadequado (M_t^k) com valores definidos como:

- 0,4% para áreas urbanas,
- 13,2% para áreas rurais e naturais.

$$MPW = WG_I \times M_t^k \quad (18)$$

Etapa 2 - Modelagem das probabilidades de transporte e vazamento: A segunda etapa (equação 19) modela a probabilidade de que o plástico mal gerenciado atinja o oceano. Essa probabilidade total O_i é construída como o produto de três componentes, conforme pode ser observado na equação 19:

$$O_i = P(Mob)_i \times P(LR)_i \times P(RO)_i \quad (19)$$

- $P(Mob)_i$: Probabilidade de mobilização do plástico terrestre por chuva ou vento (modelada como a união de ambas).
- $P(LR)_i$: Probabilidade de transporte da célula terrestre até um curso d'água, considerando:
 - Declividade do terreno (slope);
 - Distância até o rio mais próximo (D_{land});
 - Conectividade da paisagem;

- $P(RO)_i$: Probabilidade de transporte fluvial até o oceano, considerando:
 - Ordem de *Strahler* dos rios;
 - Vazão média (Q);
 - Distância até a foz (D_{river}).

Etapa 3 - Cálculo do Fluxo de Plásticos ao Oceano: Assim temos a equação principal do modelo (equação 20) que é a junção de todas as etapas anteriores e estima o fluxo total de resíduos plásticos ao oceano:

$$A_t^k = \sum_{i=1}^n P_{i,t}^k \times \beta_t^k \times W_t^k \times M_t^k \times O_t^k \quad (20)$$

Principais Resultados e Análise de Cenários Futuros: A aplicação espacial do modelo permitiu a identificação de hotspots de emissão de plásticos, evidenciando que:

- Áreas urbanas são responsáveis por 61,4% das emissões;
- Zonas florestais e agrícolas contribuem com 25,7% e 6,3%, respectivamente;
- A sazonalidade turística exerce uma influência substancial sobre os padrões de geração de resíduos plásticos, com variações expressivas nos períodos de pico turístico.

O modelo proposto por Ma *et al.* (2024) simula não apenas o fluxo de resíduos plásticos da terra ao oceano, mas também considera diferentes cenários futuros com o objetivo de avaliar o impacto de diversas estratégias de manejo de resíduos na redução das emissões de plásticos. Os cenários simulados são fundamentais para entender como diferentes abordagens podem influenciar a quantidade de resíduos plásticos que chegam ao oceano.

4.2.1.7 Padrões Comuns e Distinções nas Estratégias dos Modelos

O Quadro 7 apresenta os modelos utilizados para estimar a entrada de resíduos plásticos no oceano, destacando o foco adotado, o método base dominante e as vias de emissão consideradas. A diversidade de abordagens metodológicas e de fontes de dados reflete a complexidade e a variedade das estratégias adotadas para compreender e quantificar a poluição por plástico nos oceanos, destacando também as especificidades regionais e as diferentes escalas de aplicação dos modelos.

Quadro 7 - Descrição preliminar dos modelos selecionados

Modelo	Foco	Metodologia	Vias de contaminação
Bai <i>et al.</i> (2018)	Emissões plásticas da China	Análise de Fluxo de Materiais (MFA)	Fontes terrestres + vias fluviais
Giang (2022)	Vazamento de resíduos plásticos para o oceano (Vietnã)	MFA + gestão de resíduos sólidos	Sistema de gestão de resíduos + fatores topográficos e de infraestrutura local
Ita-Nagy <i>et al.</i> (2022)	Resíduos plásticos mal gerenciados em rios (Peru)	MFA + modelagem hidrológica	Vias fluviais + fatores de retenção
Veiga <i>et al.</i> (2023)	Descargas de resíduos plásticos para o mar (Indonésia)	MFA + modelagem hidrológica	Vias fluviais + variações hidrológicas sazonais
Ma <i>et al.</i> (2024)	Emissões plásticas fluviais na China	Abordagem socioeconômica e topográfica + MFA + modelagem da mobilização e transporte de resíduos plásticos	Fontes terrestres + transporte fluvial
Alencar <i>et al.</i> (2023)	Emissões plásticas do Brasil	MFA + modelo probabilístico + método de contabilidade por coeficiente (AHP)	Fontes terrestres + transporte fluvial

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

Os seis estudos analisados — Bai *et al.* (2018), Ita-Nagy *et al.* (2021), Giang (2022), Alencar *et al.* (2023), Veiga *et al.* (2023) e Ma *et al.* (2024) — focam em escalas geográficas mais refinadas, geralmente regionais ou locais, e utilizam dados empíricos e modelagens específicas para estimar os fluxos de resíduos plásticos ao oceano. Esse tipo de abordagem regionalizada os distingue de abordagens globais (e.g., Jambeck *et al.*, 2015; Meijer *et al.*, 2021) ao mesmo tempo em que contribuem para a validação, o refinamento e a contextualização dessas estimativas amplas (globais).

Os estudos concentram-se dentro de países específicos, como China, Vietnã, Peru, Indonésia e Brasil, com o objetivo de entender as dinâmicas locais de geração e transporte de plásticos. Além disso, alguns modelos focam especificamente nas emissões de plásticos através de rios (Ita-Nagy *et al.*, 2022; Veiga *et al.*, 2023; Ma *et al.*, 2024) ou no problema do vazamento de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) (Giang, 2022; Alencar *et al.*, 2023), refletindo uma preocupação em identificar tanto as fontes quanto as vias de contaminação aquática por plásticos. Por outro lado,

modelos como o de Bai *et al.* (2018) e Ma *et al.* (2024), embora importantes para estimar fluxos globais ou nacionais de resíduos, não focam tanto nas vias de contaminação, como os rios ou a dinâmica de transporte, concentrando-se mais na quantificação de grandes volumes de plásticos e sua relação com a produção e comércio.

No entanto, é importante observar que os modelos variam significativamente em termos de foco geográfico e aplicação. Por exemplo, os modelos de Bai *et al.* (2018) e Ma *et al.* (2024) tratam das emissões de resíduos plásticos em países inteiros, como a China, o que envolve uma abordagem ampla que considera diversas regiões e condições socioeconômicas. Esses modelos precisam lidar com dados agregados e tendências nacionais, cobrindo áreas urbanas, rurais e costeiras, sem se aprofundar em detalhes locais.

Em contraste, outros modelos, como o de Ita-Nagy *et al.* (2022), focam em bacias hidrográficas específicas, como os rios do Peru, o que exige uma análise mais localizada e detalhada dos fluxos de resíduos e processos hidrológicos. Esses modelos são adaptados a condições locais, permitindo uma compreensão mais precisa das vias de transporte de resíduos plásticos dentro de uma área geograficamente restrita.

De acordo com o Quadro 7, todos os modelos analisados utilizam a Análise de Fluxo de Materiais (MFA) como metodologia central. O modelo de Bai *et al.* (2018), por exemplo, aplica o MFA, combinando dados sobre produção primária, importação, exportação e resíduos plásticos. Além disso, o modelo também leva em consideração o tratamento de resíduos e os impactos das ações governamentais. Ou seja, embora utilize o MFA como base, o modelo de Bai *et al.* (2018) integra dados específicos do ciclo de vida do plástico e fatores relacionados à gestão de resíduos. Os demais estudos demonstram essa mesma tendência ao integrar o MFA com outras abordagens, como a modelagem hidrológica, a análise da gestão de resíduos sólidos e a avaliação socioeconômica e topográfica, para obter uma compreensão mais abrangente do problema.

Percebe-se um padrão consistente em relação às vias de emissão consideradas: a maioria dos modelos foca nas fontes terrestres de resíduos plásticos como o ponto de partida da poluição. Adicionalmente, a via fluvial, ou seja, o transporte de plástico dos rios para o oceano, é reconhecida como um mecanismo crucial na maioria desses estudos. Isso reflete a compreensão de que uma parcela significativa

do plástico que entra nos oceanos tem origem em atividades terrestres e é carregada pelos sistemas fluviais. Para discernir sobre essa parcela significativa, é essencial analisar a quantidade total de emissão de resíduos plásticos, o que permite calcular o percentual de plásticos que, uma vez mal gerenciados (MPW), são transportados pelos rios até o oceano. A base para esse cálculo não é apenas uma lógica intuitiva, mas sim a quantificação de emissões totais e a análise de como os sistemas fluviais funcionam como vias de transporte desses resíduos.

O estudo de Ita-Nagy *et al.* (2022) também considera fatores de retenção nos rios, o que implica que, embora o foco seja a via fluvial, a análise reconhece elementos que podem influenciar o transporte a partir das fontes terrestres. Em suma, há uma compreensão clara da interligação entre as fontes de poluição em terra e o papel dos rios como principais condutores de plástico para o ambiente marinho nos modelos apresentados.

Observa-se também que alguns estudos incorporam a modelagem hidrológica para simular o movimento e a distribuição da água em sistemas como bacias hidrográficas (Veiga *et al.*, 2023, Ita-Nagy *et al.*, 2022). Por exemplo, Ita-Nagy *et al.* (2022) combinaram MFA com modelagem hidrológica para investigar o fluxo de resíduos MPW em rios no Peru, considerando as vias fluviais e fatores de retenção. Da mesma forma, Veiga *et al.* (2023) utilizaram modelos hidrológicos (como o WFLOW) para analisar as descargas de resíduos plásticos para o oceano na Indonésia, com foco nas vias fluviais e variações hidrológicas sazonais (Veiga *et al.*, 2023). Este estudo considerou que a hidrologia desempenha um papel crucial na lavagem de resíduos sólidos mal gerenciados e no seu transporte através de cursos de água para o mar (Veiga *et al.*, 2023). Além disso, o estudo de Alencar *et al.* (2023) também considerou características dos rios (como dimensão, descarga e direção do fluxo) e a presença de barragens como fatores que influenciam a transferência de lixo para o oceano (Alencar *et al.*, 2023).

Outro método combinado com a MFA é a análise da gestão de resíduos sólidos. Esta abordagem examina os sistemas de coleta, tratamento e disposição de resíduos, buscando identificar pontos de falha onde o plástico pode vazar para o meio ambiente. Ao integrar a MFA com a análise da gestão de resíduos, os pesquisadores podem quantificar o fluxo de plástico ao longo do sistema de gestão e estimar a quantidade de MPW que têm potencial para alcançar corpos d'água. Giang (2022) aplicou essa abordagem para simular o fluxo de resíduos plásticos no sistema de gestão de

resíduos sólidos e estimar a quantidade de resíduos MPW e vazados para o oceano no Vietnã. O estudo de Giang (2022) indicou que não apenas os sistemas de coleta, mas também as atividades de tratamento e reciclagem de resíduos afetam o vazamento de plástico para o meio ambiente.

O modelo de Veiga *et al.* (2023) também integrou dados da gestão de resíduos sólidos com modelagem hidrológica, o que permitiu uma análise mais detalhada do fluxo de resíduos plásticos até o oceano. Ao combinar essas duas fontes de dados, o modelo foi capaz de simular o movimento de plásticos considerando tanto as características da gestão de resíduos quanto as variáveis hidrológicas, como precipitação e vazão dos rios. Essa integração permitiu uma análise mais precisa do impacto das condições climáticas e da infraestrutura de gestão na dinâmica do transporte de resíduos. A modelagem hidrológica, ao levar em conta as variações sazonais e os fluxos fluviais, ajudou a melhorar a compreensão do comportamento dos plásticos ao longo do transporte, especialmente em áreas com diferentes características hidrológicas e climáticas. Além disso, ao integrar esses dados, o modelo se tornou mais adaptável a diferentes contextos regionais, considerando fatores locais como a gestão de resíduos e as características ambientais da região analisada.

Por fim, Ma *et al.* (2024) emprega uma abordagem mais complexa, combinando uma perspectiva socioeconômica e topográfica com a MFA e a modelagem da mobilização e transporte de resíduos plásticos. Esse modelo visa estimar as emissões de resíduos plásticos de áreas de captação para ambientes marinhos, considerando não apenas as variáveis socioeconômicas e topográficas, mas também o movimento dos plásticos ao longo do sistema terrestre até os rios e ao oceano. E, Alencar *et al.* (2023) utilizaram o MFA combinado com um modelo probabilístico e o método de contabilidade por coeficiente (com pesos definidos por meio da AHP) para analisar as emissões plásticas do Brasil. O AHP é um método de tomada de decisão que permite comparar múltiplos fatores e determinar sua importância relativa. Neste contexto, foi utilizado para ponderar fatores como precipitação, vento, declive e distância de rios na avaliação do risco de vazamento de plástico. O modelo probabilístico, por sua vez, permite lidar com as incertezas associadas aos dados e estimativas. A abordagem adotada por Alencar *et al.* (2023) visava identificar *hotspots* de MPW e sua fuga para o oceano, adotando uma perspectiva *Source-to-Sea*. Este estudo considerou particularidades subnacionais do Brasil, incluindo condições socioeconômicas e

gestão de resíduos. A análise de risco de Alencar *et al.* (2023) considerou a probabilidade de mobilização e transporte de lixo (P), influenciada por fatores como a presença de assentamentos informais, distância de rios, precipitação, vento, taxa de urbanização e declive topográfico. A probabilidade de transporte secundário (P2) considerou a presença de barragens, distância do oceano, descarga do rio e ordem do rio. Ou seja, esse estudo focou em identificar locais com maior risco de entrada de lixo em sistemas aquáticos.

4.2.2 Aplicação dos critérios analíticos

Esta seção apresenta a aplicação dos critérios definidos para a avaliação e comparação dos modelos selecionados. São analisados, de forma sistemática, os desempenhos dos modelos com base nos critérios de potencial de adaptação e robustez científica, a partir de subcritérios estabelecidos previamente.

4.2.2.1 Critério 1- Potencial de adaptação

As pontuações de potencial de adaptação dos modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos ao oceano estão apresentadas na Tabela 1. Foram analisados dois subcritérios: 1.1 Incorporação de Variáveis Regionalizadas e 1.2 Flexibilidade Estrutural, além da média de cada modelo sob Critério 1. Os modelos estão apresentados em ordem decrescente de pontuação, classificados de acordo com o seu desempenho no Critério 1.

Tabela 1 - Critério 1 - Potencial de Adaptação			
Modelo	1.1 Incorporação de Variáveis Regionalizadas	1.2 Flexibilidade Estrutural	Média do Modelo
Alencar <i>et al.</i> (2023)	5	5	5,00
Ita-Nagy <i>et al.</i> (2022)	4	4	4,00
Veiga <i>et al.</i> (2023)	4	4	4,00
Ma <i>et al.</i> (2024)	3	4	3,50
Bai <i>et al.</i> (2018)	3	2	2,50
Giang (2022)	3	2	2,50
Pontuação Média	3,67	3,50	

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

O modelo de Alencar *et al.* (2023) se destaca por sua abordagem abrangente e integrada, obtendo pontuação máxima em "Incorporação de Fatores regionalizados" e "Flexibilidade Estrutural" (Tabela 1). Conforme discutido no item 4.2.1.5, esse modelo considera uma vasta gama de fatores socioeconômicos, gestão de resíduos, resolução hidrológica, sensibilidade climática e características ambientais. Além disso, sua estrutura modular permite ajustes e análises independentes de seus componentes, tanto quanto parametrização e integração com outras ferramentas de geoprocessamento e análise espacial.

A forma com que a regionalização é incorporada interfere diretamente na estrutura, nos dados necessários e nos tipos de percepção que cada modelo de estimativa de emissão de resíduos plásticos no oceano pode oferecer. A importância de cada abordagem reside no que ela prioriza e nas aplicações práticas que viabiliza (Ma *et al.*, 2024; Alencar *et al.*, 2023; Ita-Nagy *et al.*, 2022).

O modelo de Ita-Nagy *et al.* (2022), por sua vez, apresenta uma abordagem mais focada no transporte físico de resíduos plásticos ao longo das bacias hidrográficas, incorporando variáveis regionais como densidade populacional, infraestrutura de resíduos sólidos e a presença de barreiras hidrológicas e antropogênicas. Com uma pontuação de 4,00 em Incorporação de Fatores Regionais, o referencial de Ita-Nagy *et al.* (2022) se situa entre Ma *et al.* (2024) e Alencar *et al.* (2023), sendo mais regionalizado que o de Ma *et al.* (2024) e menos que o de Alencar *et al.* (2023). O modelo demonstra uma menor consideração de variáveis regionais, em comparação com Alencar *et al.* (2023), refletindo uma abordagem mais direcionada ao transporte físico dos resíduos. Enquanto Alencar *et al.* (2023) utiliza um conjunto amplo de variáveis socioeconômicas e ambientais, como desigualdade de renda, consumo per capita e fatores climáticos detalhados, Ita-Nagy *et al.* (2022) possui uma regionalização mais concentrada na calibração de parâmetros específicos para cada bacia estudada, em vez de integrar diretamente uma vasta gama de variáveis socioeconômicas e ambientais detalhadas nos cálculos iniciais de mobilização e de risco.

Essa maior consideração e detalhamento das variáveis regionais é crucial porque a geração, o gerenciamento inadequado, a mobilização e o transporte de resíduos plásticos para o ambiente e para o oceano são processos complexos influenciados por uma combinação de fatores socioeconômicos e ambientais que variam significativamente dentro de um território, especialmente em países

continentais e diversos como o Brasil. Ao incorporar uma gama mais ampla de dados regionais, desde padrões de consumo, nível de educação e infraestrutura de resíduos até características climáticas locais e a dinâmica específica das bacias hidrográficas, o modelo de Alencar *et al.* (2023) consegue identificar e dimensionar de forma mais precisa os "*hotspots* – as localizações geográficas com as condições mais críticas (maior risco) para emissão de resíduo plástico. Essa compreensão detalhada e localizada das fontes e vias de entrada dos resíduos plásticos no oceano é relevante para que tomadores de decisão possam priorizar áreas críticas, planejar e implementar medidas de prevenção e mitigação mais eficazes e direcionadas para as realidades específicas de cada região.

Em termos de flexibilidade estrutural, o modelo de Ita-Nagy *et al.* (2022) permite parametrizações para ajustar diferentes variáveis e cenários, mas sua dependência de trabalho de campo e da criação de coeficientes específicos para cada contexto impõe desafios à replicação em diferentes regiões se não houver um esforço significativo de reparametrização. Esse esforço significativo deriva da necessidade de determinar Coeficientes de Dissipação de Resíduos⁷, os quais são criados para ilustrar os efeitos de barreiras naturais e antropogênicas durante o transporte de resíduos. A determinação precisa desses coeficientes exige amostragem detalhada e observação do comportamento dos resíduos sólidos urbanos no local específico. Esse processo de criação e calibração de coeficientes regionais é específico para cada bacia hidrográfica estudada, com base nos dados de campo e nas características únicas (como morfologia fluvial, infraestrutura e sistemas de gestão de resíduos) daquela bacia, e não é diretamente transferível para outra sem a repetição desse processo.

Em contraste, Alencar *et al.* (2023) apresenta uma estrutura mais modular e integrável, permitindo maior facilidade de adaptação a novas realidades regionais sem necessidade de calibração extensiva, o que justifica sua avaliação superior nos dois subcritérios (pontuação superior no critério de flexibilidade estrutural). Essa flexibilidade decorre de sua abordagem baseada em parâmetros e cálculo de risco

⁷ Fatores que representam a probabilidade ou a taxa de resíduos plásticos mal gerenciados (MPW) de vazarem para o meio ambiente e, eventualmente, chegar aos corpos d'água e ao oceano. Eles quantificam a influência de diferentes fatores na retenção ou liberação de plásticos durante sua trajetória. No modelo de Ita-Nagy, estes coeficientes são representados por fatores (f) que variam de 0 a 1 (apresentados no tópico 4.2.1.2)

probabilístico em alta resolução espacial. A estrutura do modelo de Alencar *et al.* (2023) estima o risco de vazamento ao integrar um conjunto de parâmetros regionais cuidadosamente selecionados. O que permite essa flexibilidade é a parametrização: o modelo é estruturado para receber e processar dados de diversas variáveis como parâmetros de entrada, possibilitando ajustar ou substituir os dados de entrada para um ou mais parâmetros, refletindo diferentes realidades regionais ou cenários, sem a necessidade de alterar a lógica fundamental de cálculo de risco. A metodologia utilizou uma vasta quantidade de dados disponíveis em bancos de dados nacionais brasileiros, muitos deles em alta resolução espacial. A forma como diferentes variáveis são tratadas como parâmetros independentes e combinadas em uma fórmula de risco sugere uma estrutura em que os componentes (representados pelos parâmetros) poderiam ser atualizados ou potencialmente substituídos por outros indicadores relevantes, se disponíveis e adequados, o que contribui para sua modularidade e facilidade de adaptação sem exigir nova coleta extensiva e dispendiosa de dados de campo por área de estudo.

Já modelo de Ma *et al.* (2024) adota uma abordagem menos detalhada, priorizando variáveis ambientais, tais quais a precipitação, os ventos, a inclinação do terreno e a urbanização. Ma *et al.* (2024) não incorpora explicitamente a retenção de resíduos em sistemas fluviais, o que pode impactar sua precisão em certos contextos regionais. Em termos de flexibilidade estrutural, Ma *et al.* (2024) recebeu a mesma pontuação que Ita-Nagy *et al.* (2022). No entanto, deve-se considerar que Ita-Nagy *et al.* (2022) exige uma calibração mais intensiva baseada em trabalho de campo, enquanto Ma *et al.* (2024) apresenta maior aplicabilidade global, embora sem modularidade clara para ajustes mais específicos. Essa diferença sugere que Ita-Nagy *et al.* (2022) pode oferecer maior precisão em estudos locais, enquanto Ma *et al.* (2024) é mais facilmente replicável, porém com menor detalhamento de processos regionais.

No caso de Veiga *et al.* (2023), o modelo apresenta um nível médio- alto (4,00) de regionalização, incorporando variáveis hidrológicas e meteorológicas, além de dados socioeconômicos e de gestão de resíduos em nível subnacional. A priorização de dados locais e provinciais fortalece sua aplicabilidade em contextos específicos, justificando sua pontuação superior à de Ma *et al.* (2024) nesse subcritério. Enquanto Ma *et al.* (2024) se concentra na bacia do rio S na China e em usos da terra, Veiga *et*

al. (2023) adota uma abordagem mais abrangente, considerando dados subnacionais detalhados.

Em termos de flexibilidade estrutural, o modelo (implementado através das plataformas *D-Emissions* e *D-Water Quality*) demonstra também uma capacidade Média-Alta (4,00). Sua modularidade é evidente, pois o *D-Emissions* opera dentro da estrutura genérica de modelagem *Delft3D*, utilizando uma Biblioteca de Processos dedicada e configurada para oito compartimentos distintos. Da mesma forma, o *D-Water Quality* funciona como um módulo na suíte Delta Shell, permitindo a conexão de módulos numéricos e a seleção/adição de processos e substâncias via sua biblioteca. O modelo é altamente genérico e aplicável a diversos sistemas e regiões, sendo o *D-Emissions* descrito como uma ferramenta suficientemente versátil para ser usada em um número ilimitado de domínios, independentemente da escala ou da disponibilidade de dados. O *D-Water Quality* amplia essa genericidade, permitindo a construção de modelos para sistemas de água doce, salobra e salina em contextos 1D, 2D e 3D, com grades estruturadas e não estruturadas. A parametrização é uma característica forte, com o modelo permitindo o ajuste extensivo de variáveis e parâmetros. A capacidade de integração é igualmente elevada. O modelo foi concebido para ser utilizado em combinação com outras ferramentas, como demonstrado pelo acoplamento padrão do *D-Emissions* com modelos de hidrologia como WFLOW e Hype. Comparado a Ita-Nagy *et al.* (2022), que depende de calibração local intensiva com a criação de coeficientes específicos, Veiga *et al.* (2023) oferece um grau maior de adaptabilidade por meio da sua integração com um ecossistema de modelagem consolidado.

O modelo de Bai *et al.* (2018), por sua vez, apresenta uma abordagem mais simplificada e genérica, com foco predominante em variáveis físicas e geográficas, sem incorporar de forma detalhada fatores regionais que influenciam a geração e destinação dos resíduos plásticos. A ausência de uma análise aprofundada de condições socioeconômicas e de gestão de resíduos limita sua aplicabilidade em diferentes contextos, especialmente em regiões com sistemas de gestão de resíduos diversificados e práticas informais de reciclagem. Além disso, o modelo não inclui explicitamente variáveis ambientais, como precipitação, vento ou barreiras hidrológicas, que afetam a dispersão de resíduos plásticos no ambiente. Sua estrutura, rigidamente baseada em estatísticas nacionais da China, dificulta a adaptação para outros países sem um esforço considerável na obtenção e calibração

de dados equivalentes. A falta de modularidade impede a substituição independente de componentes do modelo para ajustes específicos, tornando sua flexibilidade estrutural inferior a de outros modelos que possibilitam parametrizações adaptáveis a diferentes cenários regionais. Dessa forma, embora o modelo de Bai *et al.* tenha sido um avanço metodológico ao introduzir a MFA para a regionalização das estimativas de resíduos plásticos, sua aplicabilidade permanece limitada devido à falta de refinamento em fatores regionais e à ausência de uma estrutura flexível para integração com outros modelos ambientais.

Por fim, o modelo de Giang (2022) incorpora variáveis regionais voltadas para a província de *Quang Ninh*, no Vietnã, considerando infraestrutura de gestão de resíduos, características hidrológicas e alguns fatores socioeconômicos da região. Embora apresente um nível de regionalização superior ao de modelos globais (e.g. Jambeck *et al.*, 2015; Lebreton *et al.*, 2017), sua aplicabilidade a outras regiões é limitada, pois não há validação clara fora desse contexto. A estrutura do modelo não é modular, sendo baseada em equações predefinidas, o que dificulta a adaptação para cenários com sistemas de gestão e condições ambientais distintas.

Quando comparado ao modelo de Bai *et al.* (2018), nota-se uma abordagem diferente. Enquanto Bai *et al.* (2018) adota um modelo de Análise de Fluxo de Materiais (MFA) focado na China, Giang (2022) prioriza características ambientais e hidrológicas específicas da província vietnamita. Ambos os modelos apresentam dificuldade de replicação fora de seus contextos originais, pois Bai *et al.* (2018) depende de estatísticas comerciais e de produção de plástico exclusivas da China, enquanto Giang (2022) exige ajustes substanciais para adaptação a novas regiões. Em termos de flexibilidade estrutural, ambos são rigidamente estruturados, sem modularidade clara para integração de novas variáveis ou componentes. Contudo, Giang (2022) se diferencia por incluir elementos hidrológicos e geográficos, enquanto Bai *et al.* (2018) foca mais nos fluxos de produção e no comércio de plástico, sem um detalhamento espacial aprofundado.

Embora os dois modelos apresentem desafios na adaptação a novos cenários, Bai *et al.* (2018) pode ser mais facilmente replicado em países que possuam sistemas de estatísticas industriais e comerciais bem estruturados, enquanto Giang (2022) demanda maior esforço de reparametrização para aplicação em diferentes condições hidrológicas e de gestão de resíduos. Essa distinção explica as pontuações próximas, mas ainda ligeiramente superiores para Giang (2022) no critério de regionalização,

pois este incorpora mais variáveis ambientais do que Bai *et al.* (2018), apesar de ambos enfrentarem desafios de flexibilidade estrutural.

Os modelos avaliados apresentam diferentes níveis de regionalização e flexibilidade estrutural, refletindo distintas prioridades metodológicas. O modelo de Alencar *et al.* (2023) se destaca amplamente por sua abordagem altamente parametrizável e por incorporar uma variedade de fatores socioeconômicos, ambientais e de gestão, o que favorece tanto a precisão local quanto a adaptabilidade geográfica. Ita-Nagy *et al.* (2022) e Veiga *et al.* (2023) também demonstram preocupação com a regionalização, mas enfrentam limitações na replicação ampla devido à necessidade de calibração intensiva ou uso de ferramentas especializadas. Ma *et al.* (2024) oferece maior aplicabilidade global, embora com menor detalhamento regional. Já os modelos de Bai *et al.* (2018) e Giang (2022) apresentam estrutura mais rígida e limitada adaptabilidade, restringindo seu uso a contextos específicos. Assim, a combinação de abrangência na regionalização e flexibilidade na estrutura emerge como diferencial fundamental para aplicações práticas em territórios diversos.

4.2.2.2 Critério 2 – Robustez Científica

As pontuações de robustez científica dos modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos aos oceanos estão apresentadas na Tabela 2. Foram analisados três subcritérios: 2.1 Avaliação por Pares, 2.2 Transparência da Documentação e 2.3 Reporte de Incertezas, além da média de cada modelo sob Critério 2. Os modelos estão apresentados em ordem decrescente de pontuação, classificados de acordo com o seu desempenho no Critério 2 (*cf.* Apêndice E). Todos os modelos pontuaram acima de 3,00 nesse critério, o que demonstra que a maioria deles apresenta documentação publicada, acessível, transparente e relativamente completa. No entanto, ao observar os subcritérios na Tabela 2, nota-se que os motivos para as notas mais baixas variaram (*cf.* Apêndice F).

Tabela 2 - Critério 2 - Robustez científica

Modelo	2.1 Avaliação por Pares	2.2 Transparência da Documentação	2.3 Reporte de Incertezas	Média do Modelo
Ma <i>et al.</i> (2024)	5	4	5	4,67
Ita-Nagy <i>et al.</i> (2021)	5	4	5	4,67
Veiga <i>et al.</i> (2023)	5	4	4	4,33
Alencar <i>et al.</i> (2023)	5	4	3	4,00
Giang <i>et al.</i> (2022)	5	3	3	3,67
Bai <i>et al.</i> (2018)	3	4	2	3,00
Pontuação Média do subcritério	4,67	3,83	3,67	-

Fonte: Elaborado pelo autor (2024)

De acordo com as pontuações expressas na Tabela 2, o subcritério 2.1, Avaliação por Pares, apresentou a maior pontuação média. Todos os modelos, com exceção de Bai *et al.* (2018), pontuaram nota máxima nesse critério, o que demonstra que a maioria deles foi publicada em revistas científicas de alto rigor com avaliação por pares e com classificação QUALIS CAPES A1. Essa classificação é relevante porque sugere que os artigos foram submetidos a um processo rigoroso de revisão, garantindo a qualidade e a credibilidade das pesquisas, o que fortalece a validade das conclusões apresentadas. Somente o modelo de Bai *et al.* (2018) foi publicado em uma revista sem classificação QUALIS CAPES. Apesar disso, seu fator de impacto de 1.4 e o 5-year *Journal Impact Factor* de 1.6 (2023) sugerem que, caso fosse avaliada pelo QUALIS CAPES, poderia se enquadrar no nível B1.

Em relação ao subcritério 2.2 -Transparência da Documentação -, o qual avaliou a acessibilidade, a explicitação das equações, a identificação das variáveis, a aplicação das equações e a descrição da metodologia para obtenção dos dados de entrada, nenhum modelo alcançou a pontuação máxima, indicando que todos apresentam áreas em que a transparência poderia ser aprimorada. Os modelos de Ma *et al.* (2024), Ita-Nagy *et al.* (2022), Alencar *et al.* (2023), Veiga *et al.* (2023) e Bai *et al.* (2018) obtiveram a nota 4,00, pois, em geral, suas documentações são acessíveis e fornecem um nível razoável de detalhe. Por exemplo, embora Ma *et al.* (2024) detalhem a formulação do modelo no Material Suplementar e apresentem um diagrama conceitual, a pontuação reflete a falta de exemplos práticos de aplicação das equações e o detalhamento insuficiente da metodologia de entrada dos dados.

Similarmente, Ita-Nagy *et al.* (2022) criaram coeficientes de dissipação e descreveram barreiras, contudo os coeficientes exatos de retenção de resíduos em barreiras antropogênicas não são totalmente disponibilizados, e os dados para quantificar as taxas de recuperação informal de plásticos derivam de observações de campo sem um detalhamento estatístico preciso. Portanto, a falta de acesso a esses parâmetros essenciais para a replicação total do modelo contribuiu para a não obtenção da nota máxima.

Alencar *et al.* (2023), ao utilizarem a Análise de Fluxo de Materiais com múltiplos parâmetros e opiniões de especialistas, apresentaram limitações devido à ausência de um documento suplementar detalhado que explicasse os cálculos do MPW e à falta de exemplos práticos ou ilustrações detalhadas da aplicação das equações. Da mesma forma, Bai *et al.* (2018) apresentam equações bem descritas, variáveis identificadas e acessibilidade aberta, mas carece de exemplos práticos e de detalhamento na coleta de dados, o que limita a replicação e aplicação em outros contextos. Especificamente, houve falta de explicitação na calibração dos coeficientes, ausência dos dados primários e cálculos para determinar esses coeficientes, além de insuficiência de detalhes sobre a coleta de dados regionais. Em resumo, embora esses modelos forneçam uma boa base documental, houve aspectos que careceram de maior explicitação ou detalhe para atingir a total transparência sobre os critérios avaliados.

O modelo de Veiga *et al.* (2023) obteve uma boa pontuação (4,00) no subcritério 2.2. A documentação suplementar dos softwares D-Emissions e D-Water Quality apresenta detalhamento extenso de equações e variáveis. A principal limitação reside na inacessibilidade dos dados brutos de entrada, que estão disponíveis apenas mediante solicitação ao autor. Apesar disso, a clareza técnica e o nível de detalhe nos manuais permitem alta compreensão para usuários com conhecimento na área, justificando a boa pontuação.

Já o modelo de Giang (2022) recebeu uma nota ligeiramente superior (3,00), mas ainda assim indica transparência limitada. Embora o artigo apresente as equações centrais do modelo ao longo do texto e as fontes de dados utilizadas sejam citadas, faltam explicações detalhadas sobre as premissas adotadas na definição de coeficientes-chave, como os fatores de retenção de resíduos plásticos e o fator de liberação para o oceano. As variáveis são apresentadas sem uma definição clara de unidades de medida e intervalos possíveis. Adicionalmente, o estudo menciona o uso

de dados de fontes governamentais vietnamitas, mas não fornece informações detalhadas sobre os métodos de coleta desses dados, sua variabilidade e possíveis margens de erro. A ausência de exemplos práticos de aplicação do modelo também dificulta sua acessibilidade e replicabilidade⁸. Em resumo, apesar de oferecer uma base metodológica aberta, a falta de detalhamento nos coeficientes, nas variáveis e na coleta de dados compromete a transparência do modelo de Giang (2022).

Adicionalmente, a comparação entre os modelos também revela que a disponibilidade da documentação não é garantia de sua qualidade, uma vez que modelos como o de Bai *et al.* (2018), mesmo com documentação publicada, carecem de exemplos práticos e detalhamento na coleta de dados, o que limita sua aplicabilidade e dificulta a replicação do estudo. Essa questão destaca a importância de que a transparência não se limite ao acesso ao documento, mas também se estenda à clareza e ao detalhamento da metodologia, permitindo a compreensão profunda e a aplicação prática do modelo por outros pesquisadores.

No que concerne ao subcritério 2.3, Reporte de Incertezas, tanto o trabalho de Ma *et al.* (2024) quanto o de Ita-Nagy *et al.* (2022) demonstraram um forte compromisso com a avaliação e a comunicação das incertezas, ambos alcançando a pontuação máxima de 5,00. Os dois estudos realizaram uma análise qualitativa, discutindo as principais fontes de incerteza, como a qualidade dos dados de entrada e as simplificações metodológicas inerentes aos seus modelos. Contudo, Ma *et al.* (2024) distinguiram-se pela profundidade da sua análise quantitativa, empregando simulações de Monte Carlo e a análise de sensibilidade OAT (*One-at-a-Time*) para avaliar a variabilidade dos parâmetros e construir intervalos de confiança, fornecendo uma medida estatística da precisão das suas estimativas. Embora o estudo de Ita-Nagy *et al.* (2022) também tenha apresentado uma análise substancial das fontes de incerteza metodológicas e de dados, com detalhamento de barreiras, ele não incluiu uma análise quantitativa tão detalhada quanto a de Ma *et al.* (2024). Apesar dessa diferença na abordagem quantitativa, ambos os trabalhos demonstraram um alto nível de transparência ao discutir as limitações dos seus modelos e, no caso de Ma *et al.* (2024), ao apresentar propostas claras para a mitigação das incertezas.

⁸ a replicabilidade (ou a falta dela) é importante porque determina em que medida a estrutura e a metodologia de um modelo podem ser transferidas e aplicadas para avaliar a poluição plástica em novos locais, o que é fundamental para entender a extensão global do problema, identificar onde agir e medir o impacto dessas ações de forma consistente

O trabalho de Veiga *et al.* (2023) obteve uma pontuação Media-Alta (4,00), indicando um bom nível de atenção às incertezas. O estudo se destacou por reconhecer as incertezas envolvidas na estimativa do vazamento de resíduos plásticos para o oceano e por aplicar uma análise probabilística para estimar o risco de vazamento. No entanto, apresentou limitações em termos de fornecer uma análise quantitativa detalhada das incertezas, como a ausência de intervalos de confiança ou de probabilidades estatísticas concretas para as estimativas de vazamento, e a análise de sensibilidade não foi explorada em profundidade. Ou seja, embora o estudo de Veiga *et al.* (2023) avance ao considerar múltiplos fatores e uma abordagem probabilística para o risco, a transparência e a capacidade de replicação seriam fortalecidas com uma análise quantitativa mais robusta das incertezas.

Os modelos de Alencar *et al.* (2023) e Giang (2022) obtiveram a pontuação Média (3,00), o que sugere que ambos os estudos apresentam abordagens com semelhanças e limitações no tratamento das incertezas. De fato, ambas abordagens demonstram um reconhecimento das incertezas inerentes aos seus modelos e aos dados utilizados, contudo, a análise quantitativa dessas incertezas permanece limitada, impedindo uma avaliação mais robusta da confiabilidade dos resultados que apresentam. Ambos os trabalhos se concentram em dados específicos, como a coleta de resíduos e as taxas de vazamento de plástico para o ambiente, e identificam esses dados como fontes de incerteza. No entanto, percebe-se os dois modelos carecem de uma análise quantitativa das incertezas. Essa lacuna manifesta-se na ausência de intervalos de confiança, probabilidades estatísticas explícitas ou uma análise de sensibilidade aprofundada que permita determinar o impacto da variabilidade dos dados nos resultados. Embora os modelos discutam as limitações dos seus dados e das suas abordagens de modelagem de forma qualitativa, eles não exploram de maneira formal e quantitativa como essas incertezas afetam diretamente as estimativas de vazamento de plástico para o oceano.

Apesar dessas semelhanças nas limitações, existem diferenças significativas na forma como cada estudo aborda o reporte de incertezas. O trabalho de Alencar *et al.* (2023) realiza uma tentativa mais substancial de quantificar as incertezas ao utilizar faixas de valor e intervalos de incerteza para variáveis-chave, como a densidade populacional e as percentagens de resíduos reciclados. Essa abordagem, embora não seja uma análise probabilística completa como a simulação de Monte Carlo utilizada por Ma *et al.* (2024), permite uma representação mais clara das incertezas de forma

quantitativa, proporcionando uma melhor compreensão das possíveis variações nos dados. A opção por uma escala relativa de risco de vazamento também reflete o reconhecimento das significativas incertezas na estimativa das quantidades absolutas retidas ao longo das bacias hidrográficas.

Adicionalmente, Alencar *et al.* (2023) apontam a disponibilidade e a usabilidade dos dados como uma limitação principal na estimativa do MPW, o que em si representa uma fonte de incerteza identificada. Em contraste, Giang (2022), apesar de reconhecerem as incertezas, não apresentam uma quantificação delas, deixando o reporte predominantemente implícito. Embora reconheçam a variabilidade dos dados de entrada, o estudo não utiliza ferramentas quantitativas para demonstrar o impacto dessa variabilidade nas suas estimativas. A falta de uma análise de sensibilidade aprofundada ou da apresentação de intervalos de confiança limita a compreensão da robustez dos resultados sob diferentes cenários de incerteza.

O modelo de Bai *et al.* (2018) obteve a menor pontuação, Média (3,00), o que indica uma abordagem menos aprofundada em comparação com os demais estudos analisados. Embora a abordagem tenha realizado uma avaliação da qualidade do modelo, comparando as quantidades previstas de resíduo plástico com dados reais, ela não abordou de forma detalhada as fontes de incerteza inerentes ao modelo ou às limitações dos dados utilizados. A ausência de uma análise quantitativa formal das incertezas, como intervalos de confiança, métodos estatísticos de análise de sensibilidade ou simulações de Monte Carlo, comprometeu a transparência e a confiabilidade das estimativas apresentadas. Isso coloca o trabalho de Bai *et al.* (2018) atrás de estudos como Giang (2022) e Alencar *et al.* (2023), que obtiveram pontuação ligeiramente superior. A principal razão para isso é a falta de uma abordagem explícita sobre as incertezas e a ausência de uma quantificação formal, como a análise de sensibilidade ou a utilização de intervalos de confiança. Embora Giang (2022) e Alencar *et al.* (2023) também apresentem limitações, como a falta de análise quantitativa, ambos os estudos fazem mais progressos na identificação e discussão das fontes de incerteza, além de fornecerem uma maior transparência sobre as limitações dos dados utilizados. Adicionalmente, o reporte de incertezas no estudo de Bai *et al.* (2018) permaneceu predominantemente implícito, dificultando a compreensão clara da magnitude das incertezas envolvidas na estimativa da entrada anual de resíduos plásticos no mar pela China. A falta de uma análise formal e detalhada das incertezas, como a quantificação da variabilidade dos resultados ou a

exploração das fontes de incerteza, prejudica a robustez científica do modelo. Embora o estudo reconheça de maneira geral as limitações dos dados e metodologias, ele não apresenta uma abordagem suficientemente explícita e rigorosa, o que compromete a confiança nas suas conclusões e coloca esse trabalho em desvantagem frente aos outros estudos analisados.

Observou-se que a maioria dos modelos reportou suas incertezas de forma predominantemente qualitativa. Ma *et al.* (2024) foi exceção, pois combinaram análises qualitativas e quantitativas em seu reporte. Ma *et al.* (2024) realizou análises de sensibilidade para explorar o impacto dos parâmetros de entrada nos resultados do modelo e utilizou simulações de Monte Carlo para quantificar as incertezas. Nenhum dos outros modelos além de Ma *et al.* (2024) combinou análises quantitativas e qualitativas em seu reporte de incertezas, embora alguns tenham identificado as fontes de incerteza e discutido as limitações dos modelos de forma qualitativa.

De forma geral, a quantificação da incerteza em modelos de emissão de plástico para o oceano é um desafio complexo. Estudos frequentemente fornecem faixas de estimativas baseadas na variabilidade dos coeficientes de emissão, mas análises mais precisas que integram as incertezas nos fatores de emissão e níveis de atividade são menos comuns (Wang *et al.*, 2024). A metodologia de contabilidade de coeficientes, por exemplo, enfrenta controvérsias na estimativa da proporção de resíduos plásticos mal geridos (K), impactando a precisão das estimativas globais (Wang *et al.*, 2024).

A falta de protocolos padronizados para monitorar os fluxos globais de emissão de plástico e a diversidade nas abordagens de monitoramento e estimativa também contribuem para as significativas incertezas e dificultam comparações precisas entre diferentes regiões e estudos (Ma *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2024). Modelos mais recentes, como o desenvolvido por Ma *et al.* (2024), buscam avançar nesse aspecto através da aplicação de simulações de Monte Carlo e análise de sensibilidade para melhor quantificar e compreender as incertezas associadas às suas estimativas (Ma *et al.*, 2024). A necessidade de dados de entrada mais detalhados e confiáveis, considerando fatores socioeconômicos, condições de gestão de resíduos e particularidades ambientais regionais, é crucial para reduzir as incertezas nos modelos futuros (Wang *et al.*, 2024, Veiga *et al.*, 2023).

No geral, nenhum dos trabalhos avaliados tem bom desempenho em todos os subcritérios, mas alguns têm melhor desempenho do que outros para subcritérios

específicos, como Ma *et al.* (2024), Ita-Nagy *et al.* (2022) e Veiga *et al.* (2023), que alcançaram médias superiores a 4,00. Conforme indicado na Tabela 3, o Critério 2 – Robustez Científica – apresentou a maior pontuação média. Todos os modelos pontuaram acima de 3,00 nesse critério, o que demonstra que a maioria deles apresenta documentação publicada, acessível, transparente e relativamente completa. No entanto, ao observar os subcritérios na Tabela 2, nota-se que os motivos para as notas mais baixas variaram. A robustez científica dos modelos, embora sólida em aspectos fundamentais, ainda carece de avanços em transparência metodológica e quantificação das incertezas, principalmente se o objetivo for garantir replicabilidade e comparabilidade em contextos geográficos diversos.

4.2.3 Classificação dos modelos

As pontuações de classificação final dos modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos aos oceanos estão apresentadas na Tabela 3. É possível observar 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 3 - Classificação final dos modelos

Modelo	Metodologia	C1	C2	Pontuação Final
Alencar <i>et al.</i> (2023)	MFA + modelo probabilístico + método de contabilidade por coeficiente (AHP)	5,00	4,00	4,50
Ita-Nagy <i>et al.</i> (2022)	MFA + modelagem hidrológica	4,00	4,67	4,34
Veiga <i>et al.</i> (2023)	MFA + modelagem hidrológica	4,00	4,33	4,17
Ma <i>et al.</i> (2024)	Abordagem socioeconômica e topográfica + MFA + modelagem da mobilização e transporte de resíduos plásticos	3,00	4,67	3,84
Giang (2022)	MFA + gestão de resíduos sólidos	2,50	3,67	3,09
Bai <i>et al.</i> (2018)	Análise de Fluxo de Materiais (MFA)	2,50	3,00	2,75
Pontuação Média do Critério		3,50	4,06	-

Fonte: Adaptado de Carvalho (2023)

Em relação a C1 (Potencial de Adaptação), é importante observar que os modelos variam significativamente em termos de foco geográfico e aplicação, o que consequentemente pesou no primeiro subcritério. Ao aplicar este critério (C1), principalmente em relação ao subcritério 1.1 (Incorporação de Fatores Regionalizados), que avalia a inclusão de dados regionais para garantir a precisão das estimativas em contextos específicos, notou-se que os modelos variam significativamente em foco geográfico e aplicação. Isso, por sua vez, impactou a avaliação do subcritério 1.1. Embora fosse necessário que os modelos seguissem um padrão minimamente semelhante para comparação, as diferenças inerentes às abordagens de cada modelo pesaram de maneira distinta. Dessa forma, modelos com maior foco na gestão de resíduos urbanos tenderiam a incorporar mais variáveis socioeconômicas e de gestão de resíduos, enquanto modelos com maior foco no transporte de resíduos por meio fluvial enfatizariam mais variáveis hidrológicas. Essa especialização pode ser vista como uma vantagem para um aspecto e uma desvantagem para outro, dificultando uma avaliação uniforme da abrangência das variáveis regionalizadas.

Portanto, a avaliação sob o subcritério 1.1 considerou como cada modelo, em sua respectiva escala e objetivo, buscou identificar e incorporar a variabilidade regional nas diferentes categorias de fatores. A "vantagem" na pontuação foi obtida pelo modelo que melhor equilibrou a inclusão dessas diversas variáveis regionalizadas para refletir a realidade do fluxo de resíduos plásticos.

Nesse contexto, o modelo de Alencar *et al.* (2023) destacou-se por sua abordagem abrangente e integrada, obtendo a pontuação máxima (5,00) em Incorporação de Fatores Regionalizados (Tabela 3). Este estudo foi pioneiro ao aplicar metodologias globais de estimativa de resíduos plásticos (como as de Jambeck *et al.* (2015) e Lebreton *et al.* (2017)) no nível municipal no Brasil, e essa sua capacidade de adaptação derivou da incorporação de uma vasta gama de fatores regionais.

A pontuação média geral dos critérios (C1=3,50, C2=4,06) indica que, em geral, os modelos avaliados demonstram uma robustez científica ligeiramente superior à sua capacidade de adaptação a diferentes contextos regionais. A Tabela 3 destacou uma tendência clara: os modelos que conseguem incorporar e processar um maior número e diversidade de fatores regionalizados (socioeconômicos, de gestão de resíduos, hidrológicos e climáticos), especialmente em escalas subnacionais, tendem a obter

melhores pontuações em Potencial de Adaptação. Por outro lado, a Robustez Científica é consistentemente alta na maioria dos modelos, refletindo o rigor nas metodologias, validação e tratamento de incertezas.

Apesar de o Critério 2 – Robustez Científica – ter apresentado a maior pontuação média entre os modelos analisados, é fundamental detalhar as diferenças nas abordagens e no tratamento das incertezas que justificam as variações nas pontuações dos subcritérios. Modelos como o de Ita-Nagy *et al.* (2022), por exemplo, apesar de também atingirem uma alta pontuação geral (4,67), apresentam uma abordagem distinta em relação ao reporte de incertezas. Enquanto Ma *et al.* (2024) se destacam pela combinação de análises quantitativas robustas, com o uso de técnicas como Monte Carlo e OAT, além de análises qualitativas detalhadas, Ita-Nagy *et al.* (2022), embora demonstrem clareza em seus pressupostos, não aprofundam a análise quantitativa das incertezas, o que pode ser um fator limitante na aplicação do modelo em contextos diversos e na validação de resultados por outros pesquisadores. Essa diferença de abordagem metodológica está relacionada ao conceito de validade científica, em que a transparência e a reprodutibilidade são fundamentais, conforme já discutido em Ugaya *et al.* (2019) e EC-JRC (2011), os quais são elementos essenciais para a construção de modelos confiáveis e aplicáveis.

Como resultado, os modelos recomendados são Alencar *et al.* (2023) e Ita-Nagy *et al.* (2022), pois apresentaram um bom equilíbrio entre potencial de adaptação e robustez científica. O modelo de Alencar *et al.* (2023) se sobressaiu pela abordagem abrangente e integrada, obtendo pontuação máxima em "Incorporação de Fatores Regionalizados", além de sua estrutura modular, a qual permite a inclusão ou a exclusão de fatores relevantes, adaptando-se a diferentes cenários regionais. Essa flexibilidade torna-o particularmente útil para estudos que exigem uma análise detalhada, considerando mudanças nas políticas ambientais e na disponibilidade de dados regionais. O modelo utiliza dados de todos os municípios brasileiros, priorizando estatísticas com melhor usabilidade e considerando parâmetros socioeconômicos, ambientais e de saneamento, representando as particularidades subnacionais (ou seja, a nível de municipal). Além disso, o modelo apresenta alta flexibilidade estrutural, permitindo ajustes nos parâmetros de entrada e de saída, e capacidade de integração com outras ferramentas.

O modelo de Ita-Nagy *et al.* (2022), se apresenta como uma alternativa viável, especialmente para estudos que priorizam uma avaliação detalhada das incertezas.

Esse modelo incorpora variáveis regionais como dados socioeconômicos e de resíduos sólidos, além de considerar elementos climáticos e a presença de barreiras, permitindo uma adaptação a diferentes contextos. Ita-Nagy *et al.* (2022) obtém uma pontuação alta em reporte de incertezas apresentando uma boa transparência quanto aos pressupostos do modelo e às fontes de incerteza. Apesar de ter uma pontuação inferior em potencial de adaptação em comparação com Alencar *et al.* (2023), o modelo de Ita-Nagy *et al.* (2022) demonstra flexibilidade estrutural, com capacidade de parametrização e ajuste de variáveis, o que o torna aplicável a diferentes regiões.

Veiga *et al.* (2023), ao ser analisado em termos de seu desempenho final, obteve uma pontuação de 4,17, o que reflete um bom desempenho em robustez científica e adaptação regional. Sua pontuação de adaptação (C1) foi 4,00, igual à de Ita-Nagy *et al.* (2022), mas superior à de Ma *et al.* (2024), o que destacou o modelo de Veiga *et al.* em relação a Ma *et al.* Isso pode ser explicado pela forte adaptação do modelo às condições locais da Indonésia, com uma combinação de modelagem hidrológica e MFA (Análise de Fluxo de Materiais) que se mostrou eficiente para o contexto específico do país. No entanto, sua abordagem foi um pouco mais restrita em relação à diversidade e profundidade de dados regionais comparado a modelos como o de Alencar *et al.* (2023), que consideraram uma gama mais ampla de fatores regionais.

Apesar disso, no critério C2 (Robustez Científica), o desempenho de Veiga *et al.* (2023) ficou abaixo de Ita-Nagy *et al.* (2022) e Ma *et al.* (2024), ambos com pontuação de 4,67. A principal diferença aqui reside no reporte de incertezas: enquanto os modelos de Ita-Nagy *et al.* (2022) e Ma *et al.* (2024) fizeram uso de abordagens quantitativas detalhadas e robustas para o tratamento das incertezas, o modelo de Veiga *et al.* teve uma abordagem um pouco mais limitada nesse sentido. Isso levou a uma pontuação inferior em robustez científica para Veiga *et al.* (2023), embora as diferenças entre esses três modelos sejam pequenas, com Veiga *et al.* se destacando positivamente em adaptação, mas não sendo tão eficiente quanto Ita-Nagy *et al.* (2022) e Ma *et al.* (2024) no tratamento das incertezas. Já o modelo de Ma *et al.* (2024), apesar de uma abordagem menos detalhada em termos de variáveis regionais, sobressai-se pela robustez científica, com um forte embasamento metodológico, análises quantitativas detalhadas, utilizando técnicas como Monte Carlo e OAT (*One-at-a-Time*), e um detalhado reporte de incertezas, garantindo maior confiabilidade na interpretação dos resultados. O modelo de Ma *et al.* (2024) avança

ao incluir variáveis regionais como densidade populacional, resíduos mal gerenciados e características topográficas, e apresenta flexibilidade em parametrização e adaptabilidade global. Já os modelos de Giang (2022) e Bai *et al.* (2018) apresentam limitações em termos de variáveis regionais e flexibilidade estrutural, o que compromete a sua capacidade de adaptação a diferentes contextos.

5. CONCLUSÃO

Esta pesquisa propôs critérios de avaliação para os modelos de estimativa da emissão de resíduos plásticos ao oceano provenientes de fontes terrestres, com foco nas abordagens aplicadas no Sul Global. Os resultados indicaram uma variabilidade significativa entre os modelos analisados, principalmente em relação à integração de fatores regionais, à abrangência espacial dos modelos, à qualidade da documentação e à transparência no reporte das incertezas. A comparação revelou que os modelos se diferenciam, especialmente pela forma como lidam com a regionalização e os dados socioeconômicos, impactando diretamente sua aplicabilidade prática.

O modelo de Alencar *et al.* (2023) se destacou como o mais completo, com a melhor pontuação em "Incorporação de Fatores Regionalizados", seguido por Ita-Nagy *et al.* (2022) e Ma *et al.* (2024). Logo, se a prioridade do estudo for a regionalização dos resultados, estes três modelos seriam os mais recomendados.

Embora todos os modelos apresentem limitações, como a falta de calibração específica para diferentes contextos regionais, eles são as opções mais robustas para estimar a emissão de resíduos plásticos no Sul Global. No entanto, a aplicação de qualquer modelo deve considerar as particularidades de cada região, a disponibilidade de dados e a experiência do especialista, dado que cada modelo tem suas limitações e suas vantagens dependendo do contexto de aplicação.

Os resultados também indicam que, apesar dos avanços nos modelos, ainda há desafios significativos para melhorar a precisão das estimativas de resíduos plásticos no oceano, especialmente em regiões com limitações de infraestrutura e dados. Modelos como o de Alencar *et al.* (2023) apresentam maior potencial para adaptação a novas realidades regionais, enquanto modelos como o de Ma *et al.* (2024), podem ser mais facilmente replicados globalmente. A continuidade no desenvolvimento de modelos com maior ênfase na calibração regional, será

fundamental para fortalecer a tomada de decisões informadas na gestão de resíduos plásticos.

REFERÊNCIAS

ABALANSA, S. *et al.* The Marine Plastic Litter Issue: a social-economic analysis. **Sustainability**, [S.L.], v. 12, n. 20, p. 8677, 19 out. 2020. MDPI AG.

AFONSO, André S.; FIDELIS, Leonardo. The fate of plastic-wearing sharks: entanglement of an iconic top predator in marine debris. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 194, p. 115326, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115326>.

ALENCAR, Melanie Vianna *et al.* Advancing plastic pollution hotspotting at the subnational level: brazil as a case study in the global south. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 194, p. 115382, set. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115382>.

ALENCAR, Melanie Vianna *et al.* How far are we from robust estimates of plastic litter leakage to the environment? **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 323, p. 1-11, dez. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116195>.

ANTUNES, J.; FRIAS, J.; SOBRAL, P.. Microplastics on the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 131, p. 294-302, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.025>.

ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. (Eds.). **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effemacts, and Fate of Microplastic Marine Debris**. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30. Silver Spring, MD: NOAA, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6024**: informação e documentação: numeração progressiva das seções de um documento escrito: apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2012a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6027**: informação e documentação – sumário – apresentação. Rio de Janeiro: ABNT, 2012b.

BAI, Mengyu *et al.* Estimation and prediction of plastic waste annual input into the sea from China. **Acta Oceanologica Sinica**, [S.L.], v. 37, n. 11, p. 26-39, nov. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13131-018-1279-0>

BARSTOW, S.F.. The ecology of Langmuir circulation: a review. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 9, n. 4, p. 211-236, jan. 1983. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136\(83\)90040-5](http://dx.doi.org/10.1016/0141-1136(83)90040-5).

BATTISTI, Corrado *et al.* Interactions between anthropogenic litter and birds: a global review with a black-list of species. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 138, p. 93-114, jan. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.017>.

BELLI, Igor Marcon *et al.* A review of plastic debris in the South American Atlantic Ocean coast – Distribution, characteristics, policies and legal aspects. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 938, p. 173197, ago. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173197>.

BOUCHER, Julien *et al.* **The marine plastic footprint**: towards a science-based metric for measuring marine plastic leakage and increasing the materiality and circularity of plastic. Gland, Switzerland: International Union For Conservation Of Nature, 2020. 84 p.

BRASIL. Decreto nº 1530, de 22 de junho de 1995. **Convenção das Nações Unidas Sobre O Direito do Mar**.

BRASIL. **Lei federal n 12.305/2010** – institui a política nacional de resíduos sólidos; altera a Lei n 9605 de 12 de fevereiro de 1998 e da outras providencias. Publicado no diário oficial da união – DOU de 03/08/2010.

BROWNE, Mark Anthony *et al.* Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 4 out. 2011. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es201811s>.

CARPENTER, Edward J.; SMITH, K. L.. Plastics on the Sargasso Sea Surface. **Science**, [S.L.], v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 17 mar. 1972. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.

CARVALHO, Bruna Cerati *et al.* Evaluation of LCIA characterization models for marine ecotoxicity. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [S.L.], v. 29, n. 4, p. 706-732, 18 jan. 2024. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-023-02277-4>.

CARVALHO, Bruna Cerati. **Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero**. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2023.

CASAGRANDE, Naiara Machado. **Inclusão Dos Impactos Dos Resíduos Plásticos No Ambiente Marinho Em Avaliação De Ciclo De Vida**. 2018. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

/8

COLE, Matthew *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 62, n. 12, p. 2588-2597, dez. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.

CRAIK, A. D. D.; LEIBOVICH, S.. A rational model for Langmuir circulations. **Journal Of Fluid Mechanics**, [S.L.], v. 73, n. 3, p. 401-426, 10 fev. 1976. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0022112076001420>.

CRITCHELL, Kay; LAMBRECHTS, Jonathan. Modelling accumulation of marine plastics in the coastal zone; what are the dominant physical processes? **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [S.L.], v. 171, p. 111-122, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.036>.

DERRAIK, José G.B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 44, n. 9, p. 842-852, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(02\)00220-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00220-5).

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2010a). **Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators**. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-Requirements-ONLINE-March-2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2010b). **Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment** - background document. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf>

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION (2011). **Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context**. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union.

EKMAN, V. W. (1905). **On the influence of the Earth's rotation on ocean currents**. Arkiv for Matematik, Astronomi och Fysik, 2(11), 1-52.

EPA – Environmental Protection Agency. Guidance on the Development, Evaluation, and Application of Environmental Models. Washington, DC: EPA, 2009. Disponível em: <https://www.epa.gov/ceam/guidance-development-evaluation-and-application-environmental-models>. Acesso em: 12 maio 2025.

ERIKSEN, Marcus *et al.* Plastic Pollution in the World's Oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. **Plos One**, [S.L.], v. 9, n. 12, p. 1-15, 10 dez. 2014. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>.

FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHONN, Walter. Integração do modelo MGB-IPH com sistema de informação geográfica. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, n. 1, p 243-254, 2014.

FELIZARDO, Sara; RIBEIRO, Esperança; AMANTE, Maria João. Parental Adjustment to Disability, Stress Indicators and the Influence of Social Support. **Procedia - Social And Behavioral Sciences**, [S.L.], v. 217, p. 830-837, fev. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sbspro.2016.02.157>.

GALGANI, Francisco *et al.* Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In: BERGMANN, Melanie *et al.* (ed.). **Marine Anthropogenic Litter**. Gothenburg: Springeropen, 2015. p. 29-56.

GALLOWAY, Tamara S.; LEWIS, Ceri N.. Marine microplastics spell big problems for future generations. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, [S.L.], v. 113, n. 9, p. 2331-2333, 22 fev. 2016. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1600715113>.

GEYER, Roland *et al.* Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, [S.L.], v. 3, n. 7, p. 1-10, 7 jul. 2017. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

GHAYEBZADEH, Mehdi *et al.* Estimation of plastic waste inputs from land into the Caspian Sea: a significant unseen marine pollution. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 151, p. 110871, fev. 2020a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110871>.

GHAYEBZADEH, Mehdi *et al.* Estimation of plastic waste inputs from land into the Persian Gulf and the Gulf of Oman: an environmental disaster, scientific and social concerns. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 733, p. 138942, set. 2020b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138942>.

GIANG, Hoang Minh. Developing a method for estimation of plastic waste leaked into the ocean. *Journal Of Science And Technology In Civil Engineering (Stce) - Huce*, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 139-151, 29 jun. 2022. Hanoi University of Civil Engineering (HUCE). [http://dx.doi.org/10.31814/stce.huce\(nuce\)2022-16\(3\)-11](http://dx.doi.org/10.31814/stce.huce(nuce)2022-16(3)-11).

GIROTTTO, Sandy Bernardi Falcadi Tedesco. **AVALIAÇÃO DE MODELOS DE CARACTERIZAÇÃO DE AICV PARA A CATEGORIA SMOG FOTOQUÍMICO CONSIDERANDO O CONTEXTO BRASILEIRO**. 2018. 128 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Udesc, Lages, 2018.

GOMIERO, Alessio *et al.* From Macroplastic to Microplastic Litter: occurrence, composition, source identification and interaction with aquatic organisms. experiences from the adriatic sea. **Plastics In The Environment**, [S.L.], v. 45, p. 20-49, 15 maio 2019. IntechOpen. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.81534>.

GRANIT, J. *et al.* A conceptual framework for governing and managing key flows in a source-to-sea continuum. STAP Advisory Document, Global Environment Facility, 2017.

HARTMANN, Nanna B. *et al.* Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 53, n. 3, p. 1039-1047, 4 jan. 2019. American Chemical Society (ACS).

HIRAI, Hisashi *et al.* Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 62, n. 8, p. 1683-1692, ago. 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>.

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.

ITA-NAGY, Diana; VÁZQUEZ-ROWE, Ian; KAHNAT, Ramzy. Developing a methodology to quantify mismanaged plastic waste entering the ocean in coastal countries. **Journal Of Industrial Ecology**, [S.L.], v. 26, n. 6, p. 2108-2122, dez. 2022. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jiec.13349>.

JAMBECK, Jenna R. *et al.* Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, [S.L.], v. 347, n. 6223, p. 768-771, 13 fev. 2015. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1260352>.

KOELMANS, Albert A. *et al.* All is not lost: deriving a top-down mass budget of plastic at sea. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 12, n. 11, p. 114028, 1 nov. 2017. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa9500>

KÜHN, Susanne; VAN FRANEKER, Jan Andries. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 151, p. 110858, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110858>.

LANGMUIR, I. (1938). **Surface motion of water induced by wind**. Science, 87(2250), 119-123.

LAW, Kara Lavender. Plastics in the Marine Environment. **Annual Review Of Marine Science**, [S.L.], v. 9, n. 1, p. 205-229, 3 jan. 2017. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060409>.

LEIBOVICH, Sidney. THE FORM AND DYNAMICS OF LANGMUIR CIRCULATIONS. **Annual Review Of Fluid Mechanics**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 391-427, jan. 1983. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.fl.15.010183.002135>.

LEBRETON, L. *et al.* Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 1-15, 22 mar. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.

LEBRETON, Laurent C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 1-10, 7 jun. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms15611>.

LEBRETON, Laurent; ANDRADY, Anthony. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Communications**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 1-11, 29 jan. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>.

Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- **Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context**. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union. 145 p.

MA, Youfei; CHEN, Xingmin; CLAYER, Francois; SHI, Xiaogang; CHEN, Yuan; NORLING, Magnus; LIN, Yan. Rivers of plastic: a socio-economic and topographic approach to modeling plastic transport from catchment to sea. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 356, p. 124314, set. 2024. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124314>.

MAI, Lei *et al.* Global Riverine Plastic Outflows. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 54, n. 16, p. 10049-10056, 23 jul. 2020. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02273>.

MARINHO FILHO, Gilberto Milhomem *et al.* Modelos hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 6, n. 2, p. 35-47, 2013.

MCINTOSH, Rebecca R. *et al.* Drivers and annual estimates of marine wildlife entanglement rates: a long-term case study with australian fur seals. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 101, n. 2, p. 716-725, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.007>.

MEIJER, Lourens J. J. *et al.* More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. **Science Advances**, [S.L.], v. 7, n. 18, p. 2-13, 30 abr. 2021. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis (PPCS). Brasília, DF, 2010. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/responsabilidade_socioambiental/producao_consumo/PPCS/PPCS_Sumario%20Executivo.pdf.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Transformando nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável**. Nova York, 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>.

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.

PAGE, Matthew J *et al.* The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. **Bmj**, [S.L.], p. 1-71, 29 mar. 2021. BMJ. <http://dx.doi.org/10.1136/bmj.n71>.

PEMALM (2021). **Plano Estratégico de Monitoramento e Avaliação do Lixo no Mar do Estado de São Paulo**. Org: Turra, A.; Neves, A. M.; Panarelli, A. M.; Elliff, C. I.; Romanelli, M. F.; Mansor, M. T., Andrade, M. M.; Grilli, N. M.; Cardoso, O. A.; Zanetti, R.; Scrich, V. M.. Primeira edição. São Paulo: PEMALM, 72 p.

PINHEIRO, Leonardo Martins *et al.* Fishing plastics: a high occurrence of marine litter in surf-zone trammel nets of southern brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 173, p. 112946, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112946>.

PRINZ, Natalie; KOREZ, Špela. Understanding How Microplastics Affect Marine Biota on the Cellular Level Is Important for Assessing Ecosystem Function: A Review. In: YOUNG, M. A. - The Oceans: Our Research, Our Future. Springer International Publishing, 2020. p. 67-81

RITCHIE, Hannah *et al.* **Plastic Pollution**. 2022. Disponível em: <https://ourworldindata.org/plastic-pollution>.

ROCHMAN, Chelsea M. *et al.* Anthropogenic debris in seafood: plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 1-10, 24 set. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep14340>.

RODRÍGUEZ, C. S., **Poluição por Resíduos Plásticos no Oceano: o dever jurídico de aplicação do princípio da precaução para impedir os danos ao ambiente marinho**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Direito, Centro de Ciências Jurídicas, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2021. 168p.

SAMPAIO, Rf; MANCINI, Mc. Estudos de revisão sistemática: um guia para síntese criteriosa da evidência científica. **Revista Brasileira de Fisioterapia**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 83-89, fev. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-35552007000100013>.

SANTODOMINGO, Nadiezhda *et al.* Marine litter pollution on coral reefs of Darvel Bay (East Sabah, Malaysia). **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 173, p. 112998, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112998>.

SANTOS, Ítele Eduardo dos. **Análise quali-quantitativa de resíduos plásticos de origem continental na Lagoa dos Patos a partir de dados sócioeconômicos**. 2021. 112 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Oceanologia, Oceanologia, Furg, Rio Grande, 2021.

SCHMIDT, Christian *et al.* Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 51, n. 21, p. 12246-12253, 11 out. 2017. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.

SHERMAN, Peter; VAN SEBILLE, Erik. Modeling marine surface microplastic transport to assess optimal removal locations. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 014006, 1 jan. 2016. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/11/1/014006>.

SILVA, Flavia Cristina *et al.* ANÁLISE DE STAKEHOLDERS EM INDÚSTRIA DO SETOR PLÁSTICO: uma aplicação da norma ABNT NBR ISO 14001. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, [S.L.], v. 13, n. 2, p. 40-57, 26 fev. 2020. RGSA- Revista de Gestão Social e Ambiental. <http://dx.doi.org/10.24857/rgsa.v13i2.1828>.

SILVA, Martim Francisco de Oliveira e *et al.* A indústria de transformação de plásticos e seu desempenho recente. **Bndes Setorial**, Rio de Janeiro, v. 38, n. 38, p. 131-172, set. 2013.

SIMÃO, Nathalia Machado *et al.* A educação para o consumo sustentável como estratégia para redução de resíduos sólidos urbanos / Education for sustainable consumption as a strategy for reducing urban solid waste. **Brazilian Journal Of Animal And Environmental Research**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 1007-1020, 2021. <http://dx.doi.org/10.34188/bjaerv4n1-082>.

STEWART, James. **Cálculo**. 8. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2017. 680 p.

Stokes, G. G. (1847). On the theory of oscillatory waves. Transactions of the Cambridge Philosophical Society, 8, 441-455.

TER HALLE, Alexandra; LADIRAT, Lucie; MARTIGNAC, Marion; MINGOTAUD, Anne Françoise; BOYRON, Olivier; PEREZ, Emile. To what extent are microplastics from the open ocean weathered? **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 227, p. 167-174, ago. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.051>.

THOMPSON, Richard C. *et al.* Lost at Sea: where is all the plastic?. **Science**, [S.L.], v. 304, n. 5672, p. 838-838, 7 maio 2004. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1094559>.

THOMPSON, Richard C. *et al.* Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 364, n. 1526, p. 2153-2166, 27 jul. 2009. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>.

TRIOLA, Mario F.. **Introdução à estatística**. 12. ed. São Paulo: Pearson, 2017. 832 p. Tradução Vera Regina Lima de Farias.

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.

UNEP. Global Partnership on Marine Litter. Disponível em: <https://www.unep.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/addressing-land-based-pollution/global-partnership-marine>. Acesso em: jun. 2024.

- VAN EMMERIK, Tim; SCHWARZ, Anna. Plastic debris in rivers. **WIREs Water**, v. 7, n. 1, e1398, 2020. DOI: 10.1002/wat2.1398. Disponível em: <https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/wat2.1398>.
- VAN SEBILLE, Erik *et al.* A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 10, n. 12, p. 124006, 1 dez. 2015. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006>.
- VAN SEBILLE, Erik *et al.* The physical oceanography of the transport of floating marine debris. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 15, n. 2, p. 023003, 1 fev. 2020. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>.
- VEIGA, Joana Mira *et al.* Assessing Plastic Waste Discharges into the Sea in Indonesia: an integrated high-resolution modeling approach that accounts for hydrology and local waste handling practices. **Water**, [S.L.], v. 15, n. 6, p. 1143, 15 mar. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w15061143>.
- VIOLA, Marcelo R. *et al.* Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 5, p. 581-590, 2009.
- VRIEND, Paul *et al.* Rapid Assessment of Floating Macroplastic Transport in the Rhine. **Frontiers In Marine Science**, [S.L.], v. 7, p. 1-12, 28 jan. 2020. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2020.00010>.
- WEIDEMA, Bo Pedersen; WESNÆS, Marianne Suhr. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 4, n. 3-4, p. 167-174, jan. 1996. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526\(96\)00043-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526(96)00043-1).
- WOHLIN, Claes. Guidelines for Snowballing in systematic literature studies and a replication in software engineering. **Proceedings Of The 18Th International Conference On Evaluation And Assessment In Software Engineering**, [S.L.], p. 1-10, 13 maio 2014. ACM. <http://dx.doi.org/10.1145/2601248.2601268>.
- WORLD BANK. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Washington, DC: World Bank, 2021.
- WWF, 2019, Genebra, Suíça. **SOLUCIONAR A POLUIÇÃO PLÁSTICA: TRANSPARÊNCIA E RESPONSABILIZAÇÃO**. Genebra: Dalberg, 2019. 50 p. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>.
- ZHANG, Yanxu *et al.* Plastic waste discharge to the global ocean constrained by seawater observations. **Nature Communications**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. 1-12, 13 mar. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-023-37108-5>

ZUMSTEG, Jennifer M.; COOPER, Joyce S.; NOON, Michael S.. Systematic Review Checklist. **Journal Of Industrial Ecology**, [S.L.], v. 16, n. 1, p. 12-24, abr. 2012. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00476.x>.

APÊNDICE A – PARADIGMAS ESTRUTURAIS

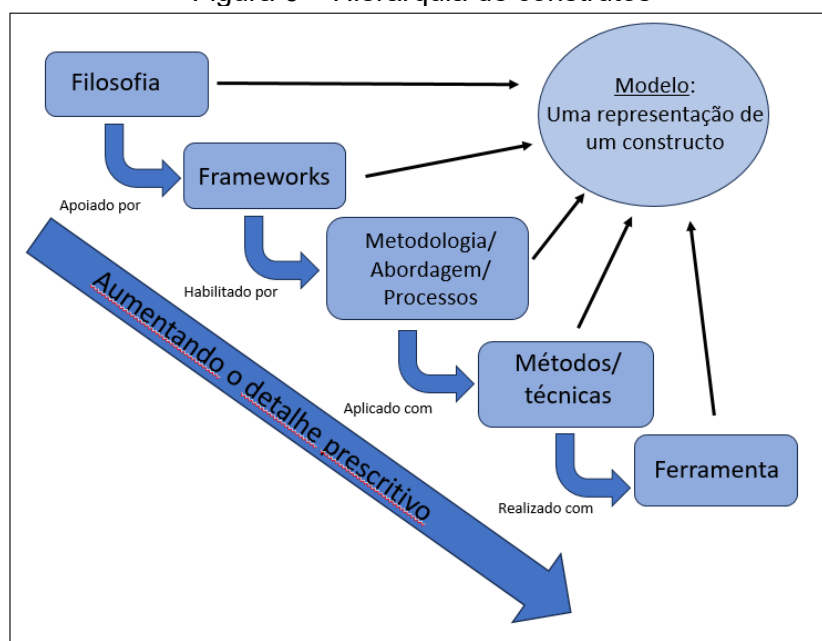
Walker *et al.* (2015) destacam a hierarquia entre filosofia, *framework*, metodologia, abordagem, processo, método, técnica e ferramenta. A Figura 6 apresenta uma representação visual dessas conclusões, ilustrando a disposição desses construtos em um espectro de detalhes crescentes.

Os autores enfatizam que a metodologia ocupa uma posição intermediária no espectro, não tão específica quanto uma ferramenta, mas mais direcionada do que uma filosofia ou *framework*. De acordo com suas conclusões:

- A filosofia é um construto em um nível mais elevado do que um *framework*.
- O *framework* é um construto em um nível mais elevado do que uma metodologia.
- Metodologia, abordagem e processo são considerados sinônimos.
- A abordagem é um construto em um nível mais elevado do que um método.
- Método e técnica são construtos em um nível mais elevado do que uma ferramenta.
- Um modelo não deve ser classificado como um construto a ser incluído junto com os outros, mas sim como uma representação de um construto.

Essas relações hierárquicas são visualmente apresentadas na Figura 6, proporcionando uma compreensão clara da posição relativa desses construtos dentro do espectro de complexidade e detalhamento.

Figura 6 – Hierarquia de construtos



Fonte: Adaptado de Walker *et al.* (2015)

APÊNDICE B – ESTIMAR E QUANTIFICAR

Estimar é o processo de encontrar um valor aproximado que é considerado suficientemente próximo do valor real. Na matemática, é comumente usado quando uma resposta exata é impossível de obter ou não necessária. Segundo Triola (2018), a estimativa é usada "para dar uma resposta que é suficientemente precisa dentro de um contexto específico, geralmente com base em dados limitados ou amostrais" (p. 122).

Quantificar, na matemática, refere-se ao processo de determinação ou cálculo do número ou quantidade exata de algo. É a ação de atribuir um valor numérico preciso a uma variável, expressão ou fenômeno. Stewart (2016) afirma que quantificar "envolve a atribuição de um número exato ou valor a uma propriedade física ou abstrata, proporcionando uma medida exata e não ambígua" (p. 45).

A principal diferença está na precisão e na certeza dos resultados. Estimar é mais sobre obter uma aproximação ou uma boa suposição que esteja perto do valor real, frequentemente usada em contextos em que a exatidão completa não é necessária ou é impraticável. Quantificar, por outro lado, é obter um valor exato e preciso. Portanto, ao referir-se a estudos que buscam determinar a quantidade de plástico no oceano, o termo mais apropriado deve ser "estimativa de resíduos plásticos" no oceano. Isso ocorre porque, dada a vastidão do oceano e a distribuição irregular de plástico, é extremamente difícil obter uma contagem exata ou quantificação precisa dos resíduos plásticos. Ou seja, para obter resultados, deve-se frequentemente recorrer a métodos de amostragem e modelos estatísticos para estimar a quantidade total.

APENDICE C – CRITÉRIO 1 – POTENCIAL DE ADAPTAÇÃO

Subcritério 1.1: Incorporação de fatores regionalizados

O primeiro critério definido foi o Potencial de Adaptação, e, para sua aplicação, foram estabelecidos dois subcritérios. O primeiro subcritério examina a *incorporação de variáveis regionalizadas* nos modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos, ou seja, a inclusão de fatores que consideram as características específicas da região em que o modelo é aplicado. Modelos regionalizados são preferíveis, pois incluem fatores específicos de determinadas regiões, o que resulta em estimativas mais precisas e contextualizadas. Metodologias como as propostas pela ILCD (EC-JRC, 2010; 2011) e pela RAICV (Ugaya *et al.*, 2019) destacam a importância de regionalizar variáveis fatores nos modelos. No contexto de modelos de estimativa de resíduos plásticos, esse critério avalia o grau em que fatores variáveis regionais — como infraestrutura de gestão de resíduos ou dados ambientais locais — já estão incorporados na estrutura do modelo.

Especificamente, para avaliar o subcritério 1.1 (Incorporação de fatores regionalizados) foram considerados os seguintes aspectos:

1. **Identificação de Fatores Regionais:** em que se analisa se o modelo considera parâmetros específicos para regiões geográficas como:
 - a) **Cobertura Socioeconômica:** inclui fatores como a densidade populacional, nível de renda, Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), padrões de consumo e a presença de assentamentos informais (Ma *et al.*, 2024; Alencar *et al.*, 2023; Meijer *et al.*, 2021; Lebreton & Andrady, 2019).
 - b) **Gestão de Resíduos:** Incorpora taxas de coleta de resíduos, tipos de disposição final (aterros sanitários, lixões e similares), eficiência no tratamento de águas residuais, políticas locais de gestão de resíduos e as práticas de descarte formais e informais, analisando como cada um desses aspectos influencia o vazamento de plástico para o meio ambiente e sua chegada aos rios e aos oceanos (Ma *et al.*, 2024; Alencar *et al.*, 2023; Meijer *et al.*, 2021; Lebreton & Andrady, 2019).
 - c) **Resolução Hidrológica:** Considera os dados da rede hidrográfica (localização de rios e lagos), a vazão dos rios, a distância dos rios ao oceano e a presença de barragens e reservatórios, analisando como cada um desses elementos

influencia o fluxo e o risco de vazamento de plástico para o meio ambiente (Ma *et al.*, 2024; Alencar *et al.*, 2023; Meijer *et al.*, 2021; Lebreton & Andrady, 2019).

- d) **Sensibilidade Climática:** Considera a precipitação (incluindo sua intensidade e sazonalidade), a média anual da velocidade do vento, a temperatura e a duração de períodos secos, analisando como esses elementos influenciam diretamente os fluxos de resíduos em diferentes condições climáticas (Alencar *et al.*, 2023; Meijer *et al.*, 2021).
 - e) **Características Ambientais:** Considera a topografia (inclinação do terreno), o tipo e uso do solo (como urbanização e áreas cultivadas), a proximidade da costa, a distância de rios e corpos d'água, além das condições de degradação ou urbanização do solo, analisando como esses aspectos impactam diretamente o fluxo e descarte de resíduos (Alencar *et al.*, 2023; Ita-Nagy *et al.*, 2022)
- 2) **Resolução Espacial:** Analisa se modelo é capaz de lidar com a variabilidade espacial dos fatores regionais identificados, representando adequadamente as diferenças entre áreas distintas, como:
 - a) **Práticas Locais de Gestão de Resíduos:** Diferencia áreas com altas ou baixas taxas de coleta, diferentes tipos de descarte e eficiência no tratamento de resíduos.
 - b) **Condições Socioeconômicas:** Ajusta resultados para regiões com diferentes níveis de renda, densidade populacional ou padrões de consumo
 - c) **Fatores Climáticos:** Captura variações regionais de precipitação, vento e temperatura que impactam o transporte e dispersão de resíduos.
 - d) **Características Ambientais:** Reflete adequadamente a influência de fatores como topografia, uso do solo, proximidade da costa e distância de rios.
 - e) **Dinâmica Hidrológica:** Modela com precisão o transporte de resíduos em diferentes vazões, presença de barragens e regimes hídricos.
 - 3) **Sensibilidade Regional:** O modelo é capaz de se adaptar ou responder a mudanças e condições regionais, como deslocamentos populacionais, variações na geração de resíduos plásticos em diferentes regiões e políticas ambientais locais.
 - 4) **Qualidade dos Dados:** O modelo utiliza dados de alta qualidade e específicos para cada região na estimativa de emissões, ou baseia-se em informações generalizadas com baixa resolução espacial.

- 5) **Calibração Regional do Modelo:** O modelo inclui calibração específica para cada região? Isso implica ajustar o modelo com base em dados reais provenientes de determinadas localidades, a fim de assegurar maior precisão nas estimativas de emissões. Modelos calibrados regionalmente têm maior probabilidade de gerar estimativas confiáveis e realistas, uma vez que refletem com mais precisão as condições locais.

Portanto, a incorporação de fatores regionalizados em modelos de estimativa de emissão de resíduos plásticos para o oceano busca captar as particularidades de cada localidade, desde aspectos socioeconômicos e de gestão de resíduos até características ambientais e climáticas, visando à obtenção de resultados mais precisos e relevantes para a implementação de medidas de prevenção e mitigação. O estudo de Alencar *et al.* (2023) enfatiza a importância de considerar as especificidades socioeconômicas e ambientais do território brasileiro, incluindo aspectos como assentamentos informais e o papel das barragens de rios na redução do aporte de lixo ao oceano. O trabalho de Meijer *et al.* (2021) também considera diversos fatores ambientais e geográficos na estimativa do fluxo de plástico para os oceanos em escala global.

Subcritério 1.2: Flexibilidade Estrutural

A adaptabilidade de modelos de emissão de resíduos plásticos é essencial para responder a cenários dinâmicos, como mudanças em políticas de gestão de resíduos ou avanços tecnológicos (Koelmans *et al.*, 2017). Para avaliar esse subcritério, consideraram-se cinco aspectos:

1. **Modularidade:** O modelo deve possuir uma estrutura composta por módulos independentes e adaptáveis, como componentes específicos para fontes terrestres, transporte fluvial, processos oceanográficos e degradação dos plásticos. Essa característica permite modificações e atualizações pontuais sem a necessidade de reestruturar o modelo inteiro (SHERMAN; VAN SEBILLE, 2016).
2. **Generalidade e Aplicabilidade:** O modelo deve ser suficientemente genérico para ser aplicado em diferentes sistemas ambientais e regiões geográficas, desde bacias hidrográficas locais até escalas globais, possibilitando sua

utilização em múltiplos contextos sem grandes alterações estruturais (LEBRETON *et al.*, 2017).

3. **Parametrização Flexível:** Deve permitir o ajuste de variáveis e parâmetros-chave, como taxas de descarte inadequado, eficiência dos sistemas de coleta e coeficientes de transporte e dispersão, para simular cenários variados e incorporar dados regionais específicos (ERIKSEN *et al.*, 2014).
4. **Documentação Clara e Detalhada:** A documentação do modelo precisa ser compreensível, detalhada e acessível, facilitando a replicação, adaptação e melhoria do modelo por outros pesquisadores e gestores ambientais. Isso inclui descrições das equações, parâmetros, fluxos de dados e exemplos de aplicação (EPA, 2009).
5. **Integração com Outras Ferramentas:** O modelo deve ser compatível e integrável com outras plataformas e sistemas, como softwares de análise geoespacial (GIS), bancos de dados ambientais e ferramentas de simulação hidrodinâmica, ampliando sua aplicabilidade e potencial para análises multidisciplinares (CRITCHELL; LAMBRECHTS, 2016).

APENDICE D - Descrição das pontuações para o critério 1

Subcritério	Atendimento	Descrição
1.1 Incorporação de Variáveis regionalizadas	Alto (5)	O modelo incorpora 5 ou mais variáveis regionalizadas, com alto nível de detalhamento, em escalas locais (municipais/distritais). As variáveis incluem aspectos socioeconômicos detalhados (como densidade populacional, nível de renda, IDH, padrões de consumo, assentamentos informais), gestão de resíduos, dados ambientais específicos (topografia, uso do solo, características climáticas locais), e dados hidrológicos (vazão de rios, presença de barragens e reservatórios). A abordagem metodológica apresenta alta adaptação ao contexto local e é capaz de refletir as particularidades de cada região, com grande precisão nas estimativas de emissão de resíduos plásticos.
	Médio-Alto (4)	O modelo incorpora 3 a 4 variáveis regionalizadas, com bom detalhamento, em escalas local e estadual. Algumas variáveis podem ser menos detalhadas ou ausentes, como dados completos sobre práticas locais de gestão de resíduos ou informações precisas sobre características ambientais. Mesmo assim, a proposta de modelagem ainda oferece boa adaptação ao contexto regional, mas pode apresentar uma leve redução na precisão devido à falta de algumas variáveis importantes.
	Médio (3)	O modelo incorpora 1 a 2 variáveis regionalizadas, com detalhamento parcial ou em escalas mais amplas (estadual ou nacional). O uso de dados globais ou simplificados prejudica a adaptação ao contexto local, reduzindo a precisão das estimativas e a capacidade de refletir variabilidades regionais de forma completa.
	Médio-Baixo (2)	O modelo utiliza apenas uma variável regionalizada com baixo nível de detalhamento ou usa dados generalizados em uma escala inadequada (por exemplo, dados nacionais aplicados ao nível municipal). A precisão da abordagem metodológica é fortemente limitada, comprometendo a aplicabilidade em contextos locais específicos.
	Baixo (1)	O modelo não incorpora variáveis regionalizadas e depende unicamente de dados globais ou generalizados, sem considerar as especificidades locais, o que resulta em estimativas imprecisas e sem capacidade de adaptação às realidades regionais.
1.2 Flexibilidade Estrutural	Alto (5)	Uma proposta de modelagem com pontuação 5 oferece flexibilidade elevada, permitindo ajustes em variáveis-chave sem necessidade de grandes mudanças estruturais, adaptando-se facilmente a novos dados ou condições.
	Médio-Alto (4)	Permite ajustes moderados com pequenas limitações estruturais, mas ainda possui alta capacidade de adaptação sem necessidade de mudanças profundas.
	Médio (3)	Permite ajustes nas variáveis principais, mas exigem mudanças estruturais mais substanciais, limitando a aplicabilidade em cenários com dados variáveis.
	Médio-Baixo (2)	O modelo apresenta baixa flexibilidade, exigindo modificações substanciais para ajustes, tornando-se menos prático para adaptação frequente.
	Baixo (1)	Modelo com estrutura rígida, dificultando ajustes em variáveis principais e exigindo reformulações extensivas, comprometendo a adaptabilidade.

APENDICE E – CRITÉRIO 2 – ROBUSTEZ CIENTÍFICA

Esse critério de avaliação encontra-se nas metodologias 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). Ele avalia a validade do modelo perante a comunidade científica e a disponibilidade, a qualidade e a transparência de sua documentação. Esse critério foi uma combinação de múltiplos critérios das duas metodologias originais: “Robustez e certeza científica” e “Transparência e reprodutibilidade da documentação”, propostas na metodologia ILCD; “Robustez científica”, proposta na metodologia RAICV.

Subcritério 2.1 – Avaliação por pares: Este subcritério avalia o grau de revisão científica do modelo proposto. A ideia é analisar o processo de publicação do modelo e garantir que ele tenha sido submetido à validação de especialistas na área antes de sua publicação. Para classificar a robustez científica de um modelo, é fundamental que ele tenha sido publicado e revisado por pares em uma revista científica reconhecida. A classificação é baseada no impacto da revista (Qualis) e na profundidade da revisão. Modelos publicados em revistas com alto impacto (A1, por exemplo, com fator de impacto superior a 3.800) são classificados como de alta robustez científica. Se a publicação ocorreu em revistas de menor impacto, como aquelas com fator de impacto entre 2.500 e 3.800, o modelo recebe uma classificação média-alta. Modelos não revisados ou com revisão limitada têm uma avaliação mais baixa.

Subcritério 2.2 – Transparência da documentação: Fundamental para garantir que o modelo possa ser compreendido e replicado por outros pesquisadores ou profissionais da área. A avaliação neste subcritério busca assegurar que a documentação seja completa e acessível, detalhando desde as equações utilizadas até as metodologias de coleta de dados. Para avaliar a transparência, foram verificadas algumas questões-chave:

1. **Acessibilidade e clareza da documentação:** A documentação é legível, acessível e sem barreiras ou terminologias excessivamente técnicas?
2. **Equações e variáveis:** As equações estão claras, sem omissões? As variáveis são bem definidas, incluindo unidades de medida e relações entre elas?

3. **Exemplos práticos e aplicação das equações:** A documentação oferece exemplos e ilustrações para demonstrar como as equações devem ser aplicadas?

4. **Metodologia de obtenção de dados:** A documentação descreve de forma detalhada como os dados foram obtidos, incluindo os critérios de seleção e as técnicas utilizadas?

Subcritério 3.3 – Reporte de incertezas: A robustez científica de um modelo não é apenas sobre sua precisão, mas também sobre sua capacidade de reconhecer e comunicar as incertezas de forma clara. Para avaliar esse subcritério, foram verificadas algumas questões-chave:

1. **Descrição dos pressupostos:** O modelo descreve claramente os pressupostos utilizados, incluindo simplificações e limitações?
2. **Análise quantitativa das incertezas:** Há uma análise quantitativa das incertezas (como intervalos de confiança ou análise de sensibilidade)?
3. **Análise qualitativa das incertezas:** Existe uma análise qualitativa das incertezas, considerando limitações nos dados e nos métodos?
4. **Identificação das fontes de incerteza:** O modelo identifica e discute as fontes de incerteza, como lacunas nos dados ou simplificações metodológicas?
5. **Propostas para mitigação:** Existem propostas claras para mitigar as incertezas identificadas e melhorar o modelo?

APENDICE F - Descrição das pontuações para o critério 2

Subcritério	Atendimento	Descrição
2.1 Avaliação por Pares	Alto (5)	Modelo publicado em periódico de alto impacto (Qualis A1/A2 ou equivalente), com revisão robusta e ampla citação.
	Médio-Alto (4)	Modelo publicado em periódico B1/B2 ou conferência importante, com revisão por pares bem documentada.
	Médio (3)	Modelo publicado em periódico B3/B4 ou apresentado em evento científico relevante, mas com menor impacto.
	Médio-Baixo (2)	Modelo publicado em periódico de baixo impacto (B5) ou apenas apresentado em eventos locais menores.
	Baixo (1)	Modelo não publicado em periódico revisado e sem validação científica formal.
2.2 - Transparência da documentação	Alto (5)	Documentação clara, compreensível e acessível, com apresentação detalhada das fórmulas matemáticas, explicação precisa das variáveis e das relações entre elas. A documentação permite ao praticante reproduzir e entender facilmente o modelo.
	Médio-Alto (4)	Documentação clara e compreensível, mas as fórmulas matemáticas ou algumas variáveis são apresentadas de maneira parcial, exigindo cálculos adicionais ou interpretação extra por parte do praticante. As relações entre as variáveis podem não estar totalmente explicadas.
	Médio (3)	Documentação publicada e acessível, mas algumas informações não estão disponíveis ou não estão claras.
	Médio-Baixo (2)	Documentação publicada e acessível, mas as informações não são suficientes para compreender aspectos importantes do modelo. Fórmulas matemáticas disponíveis, mas algumas variáveis e suas relações não são suficientemente explicadas, dificultando a compreensão completa do funcionamento do modelo.
	Baixo (1)	Documentação publicada, contudo, não é acessível. as fórmulas matemáticas e suas variáveis não são claramente explicadas, tornando a compreensão do modelo praticamente impossível. O conteúdo pode ser acessível, mas não é suficiente para uma compreensão técnica adequada.
	N/A (0)	Documentação do modelo não está publicada.
2.3 Reporte de Incertezas	Alto (5)	Relata detalhadamente as incertezas, os pressupostos e as limitações do modelo, incluindo estimativas de intervalos de confiança e cenários futuros.
	Médio-Alto (4)	Relata as incertezas de forma adequada, mas com limitações na profundidade da análise quantitativa.
	Médio (3)	Relata algumas incertezas, mas não cobre todas as limitações ou não fornece estimativas de intervalos de confiança detalhadas.
	Médio-Baixo (2)	Relata incertezas de forma superficial, com pouca ou nenhuma análise quantitativa.
	Baixo (1)	Relata poucas ou nenhuma incerteza, sem detalhamento de pressupostos ou limitações do modelo.

APENDICE G – CONCEITO DE *SOURCE-TO-SEA*

A abordagem *source-to-sea* (fonte-mar) é um conceito integrado que visa compreender e gerenciar os fluxos contínuos de materiais, poluentes e recursos naturais desde suas origens em terra até os ecossistemas marinhos, reconhecendo a interconexão entre sistemas sociais, ecológicos e econômicos (GRANIT *et al.*, 2017). Essa perspectiva enfatiza que a poluição marinha, tal qual a poluição causada por plásticos, não é um problema isolado, mas resulta de atividades terrestres, cujos impactos se propagam por bacias hidrográficas, rios e zonas costeiras (ALENCAR *et al.*, 2023).

Princípios Fundamentais

1. Fluxos Interconectados:

O framework *source-to-sea* identifica fluxos-chave que conectam diferentes segmentos geográficos, como água, sedimentos, poluentes, biota e serviços ecossistêmicos (GRANIT *et al.*, 2017). Rios atuam como principais vias de transporte, levando resíduos de áreas urbanas, agrícolas e industriais para o oceano, evidenciando a necessidade de ações coordenadas (ALENCAR *et al.*, 2022; WORLD BANK, 2021).

2. Multiescalaridade:

A abordagem reconhece que os desafios ambientais operam em múltiplas escalas, desde níveis locais (ex.: gestão municipal de resíduos) até globais (ex.: padrões de consumo de plásticos). Soluções eficazes exigem integração de políticas entre jurisdições e setores, como demonstrado em estudos sobre *hotspots* de poluição plástica no Brasil (ALENCAR *et al.*, 2023).

3. Governança Colaborativa:

A fragmentação institucional é um obstáculo crítico. O conceito propõe mecanismos de governança que harmonizem práticas de gestão em bacias hidrográficas, zonas costeiras e marítimas, envolvendo atores públicos, privados e comunidades locais (GRANIT *et al.*, 2017; MA *et al.*, 2024).

Aplicações Práticas

- **Ações Upstream:** Focam na prevenção na origem, como redução da produção de plásticos de uso único e melhoria da gestão de resíduos. Estudos destacam

que áreas urbanas contribuem com 62,4% das emissões de plásticos para rios, mas regiões rurais e florestais também têm participação relevante (ALENCAR *et al.*, 2023).

- **Ações Downstream:** Incluem a remediação de poluentes já dispersos, como a instalação de barreiras em rios e programas de limpeza costeira. A retenção de resíduos em represas ilustra a importância de infraestruturas para mitigar o transporte até o oceano (ALENCAR *et al.*, 2022).

A implementação efetiva requer dados precisos sobre geração de resíduos, hidrodinâmica fluvial e impactos ecossistêmicos. Modelos como o proposto por Alencar *et al.* (2023), que integra densidade populacional, condições socioeconômicas e variáveis ambientais, são essenciais para identificar *hotspots* e priorizar intervenções. Além disso, a abordagem deve alinhar-se a acordos globais, a exemplo do Plano de Ação Global para Proteção do Meio Ambiente Marinho (UNEP, 2023).

O conceito *source-to-sea* oferece um arcabouço estratégico para enfrentar a poluição marinha de forma sistêmica, conectando ações locais a impactos globais. Sua adoção requer cooperação multissetorial, investimento em ciência de dados e compromisso político, conforme evidenciado em iniciativas na China e no Brasil (MA *et al.*, 2024; ALENCAR *et al.*, 2023).

APENDICE H – Classificação dos Resíduos Plásticos

O tamanho é o critério mais frequentemente usado para categorizar resíduos plásticos, com classes de tamanho normalmente atribuídas à nomenclatura de nano, micro, meso e macroplásticos (Hartmann *et al.*, 2019). O termo "microplásticos" foi introduzido por Thompson *et al.* em 2004 para descrever fragmentos plásticos microscópicos, com aproximadamente 20 µm de diâmetro, encontrados em sedimentos marinhos e na coluna d'água. Esses fragmentos, resultantes da degradação de plásticos maiores, levantaram preocupações sobre seus possíveis impactos ecológicos devido à ingestão por organismos marinhos e ao transporte de poluentes. Embora este artigo tenha descrito o acúmulo de microplásticos nos mares ao redor do Reino Unido, ele não os definiu.

A classificação dos resíduos plásticos com base no tamanho é um tópico importante na pesquisa sobre poluição por plástico, mas a falta de uma terminologia padronizada e internacionalmente aceita tem criado desafios para a comparação de dados e a comunicação entre pesquisadores. O termo 'microplásticos' foi introduzido por Thompson *et al.* (2004) para descrever pequenos fragmentos plásticos encontrados em amostras de sedimentos marinhos e da coluna d'água no Reino Unido. Embora este estudo tenha destacado a presença e os potenciais impactos ecológicos dos microplásticos, ele não forneceu uma definição formal do termo.

A necessidade de uma definição mais consistente levou a um workshop organizado pela NOAA em 2008, onde se propôs que 'microplásticos' abrangessem partículas plásticas com tamanho inferior a 5 mm, no entanto, sem estabelecer um limite inferior específico (Arthur *et al.*, 2009; Cole *et al.*, 2011). Essa definição, baseada em critérios de tamanho, tem sido amplamente adotada, mas a falta de consenso sobre o limite inferior de tamanho para microplásticos e a ausência de definições claras para outras categorias de tamanho, como 'mesoplásticos' e 'macroplásticos', persistem como um obstáculo para a pesquisa (Hartmann *et al.*, 2019; Ho *et al.*, 2024; Rocha-Santos; Duarte, 2015).

Diversos autores argumentam que uma terminologia mais exata e abrangente para detritos plásticos é fundamental para o avanço da pesquisa e para o desenvolvimento de políticas eficazes de controle da poluição por plástico (Hartmann *et al.*, 2019; Ho *et al.*, 2024; Rocha-Santos; Duarte, 2015). Hartmann *et al.* (2019) propõem um sistema de classificação que considera não apenas o tamanho, mas

também outras características importantes, como composição do polímero, estado físico, solubilidade, forma, cor e origem (Cole *et al.*, 2011; Frias; Nash, 2019; Thompson *et al.*, 2004). Eles defendem a necessidade de uma definição clara e consistente para 'detritos plásticos' e sugerem categorias de tamanho mais precisas, incluindo 'nanoplásticos', 'microplásticos', 'mesoplásticos' e 'macroplásticos', com limites de tamanho específicos para cada categoria (Hartmann *et al.*, 2019; Ho *et al.*, 2024; Rocha-Santos; Duarte, 2015). A adoção de uma terminologia unificada, como a proposta por Hartmann *et al.* (2019), facilitaria a comparação de dados de diferentes estudos, promoveria uma comunicação mais clara entre cientistas e formuladores de políticas e, por fim, contribuiria para o desenvolvimento de soluções mais eficazes para o problema da poluição por plástico (Hartmann *et al.*, 2019; Ho *et al.*, 2024).

A distinção entre microplásticos primários e secundários é crucial não apenas para fins de pesquisa, mas também para orientar estratégias de mitigação. No caso dos microplásticos primários, a ênfase deve estar na redução da produção e uso desses materiais, incentivando alternativas biodegradáveis e promovendo a conscientização do consumidor (Cole *et al.*, 2011; Hartmann *et al.*, 2019). Para os microplásticos secundários, as medidas de controle devem se concentrar na prevenção da entrada de plásticos no ambiente, melhorando os sistemas de gestão de resíduos e incentivando a reciclagem (Rocha-Santos; Duarte, 2015; Thushari *et al.*, 2020).

APENDICE I – METODOLOGIA ILCV E RAICV

Metodologia ILCD: Conforme explicado no trabalho de Carvalho (2023), foi desenvolvida pela Comissão Europeia através do *Joint Research Centre* (JRC) com o objetivo de criar um sistema internacional de referência para dados de ciclo de vida. Baseada nas recomendações da ISO 14044 (ISO, 2006b) para seleção de categorias de impacto, modelos de caracterização e indicadores de categoria, essa metodologia é voltada principalmente para categorias de impacto de emissões, como acidificação, toxicidade e ecotoxicidade.

Os critérios da ILCD para analisar os modelos de caracterização são definidos em cinco grupos principais, ressaltando que o objetivo desse método é comparar os modelos de forma qualitativa, destacando suas performances e suas limitações em relação a cada critério:

1. **Abrangência do escopo do modelo:** Avalia o quão bem o modelo 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 conforme o estado da arte.
3. **Transparência, facilidade de entendimento e aplicabilidade:** Verifica a acessibilidade da documentação do modelo, fatores de caracterização e dados de entrada utilizados.
4. **Validação científica:** Examina se o modelo foi revisado por pares, validado contra dados de monitoramento e se as incertezas e pressupostos são devidamente reportados.
5. **Inclusão e compatibilidade com ponderação e normalização:** Verifica a consistência do modelo com procedimentos de ponderação e normalização aplicáveis.

Metodologia RAICV: A metodologia empregada pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) para selecionar e recomendar modelos de avaliação de impacto para o contexto brasileiro baseou-se na agregação de esforços de pesquisadores brasileiros interessados na área de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Diante da necessidade de recomendar modelos mais apropriados à realidade brasileira, especialmente aqueles que exigem regionalização,

os participantes da RAICV decidiram unir esforços nesse sentido a partir de reuniões realizadas em 2014. Para tanto, foi definida uma sistemática geral de análise dos modelos de caracterização. O procedimento e os critérios a serem adotados foram analisados e discutidos durante o II Workshop Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida, realizado em setembro de 2014. Nesse workshop, decidiu-se adaptar os critérios propostos pelo *Joint Research Centre* (JRC) no seu guia ILCD (EC-JRC, 2011) para a avaliação de modelos de caracterização. A partir dessa adaptação, foram definidos três critérios gerais de avaliação para as categorias de impacto consideradas no relatório.

- **Escopo:** Avalia a abrangência do modelo em termos de diferenciação espacial e de fluxos elementares.
- **Robustez científica:** Examina a validade científica e a clareza da cadeia de causa-efeito.
- **Existência de fatores de caracterização nacionais e/ou possibilidade de regionalização:** Verifica a aplicabilidade dos fatores de caracterização ao contexto brasileiro, assegurando a relevância local dos modelos (Carvalho, 2023).

Para a análise dos modelos, foi elaborada uma planilha padrão contendo estes critérios gerais e seus respectivos subcritérios. Estabeleceu-se um sistema de pontuação para os subcritérios em uma escala de 1 (baixo atendimento) a 5 (alto atendimento). A pontuação final de cada modelo foi calculada pela média simples das pontuações atribuídas aos critérios gerais.

É fundamental destacar que os critérios e subcritérios foram adaptados e complementados pelos respectivos grupos de trabalho formados para cada categoria de impacto avaliada. Em virtude das características específicas de cada categoria, houve a possibilidade de adicionar ou excluir critérios e subcritérios. Esses grupos foram responsáveis por aplicar os critérios aos modelos identificados para suas respectivas categorias.

Este processo metodológico sistemático e adaptado ao contexto nacional culminou na avaliação de oitenta modelos de caracterização e na publicação do relatório "Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro", contendo as recomendações específicas para as categorias de impacto analisadas.