



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

Igor Marcon Belli

**Modelagem hidrodinâmica no rastreamento de microplásticos flutuantes em
ambientes marinhos aplicada ao litoral do estado de Santa Catarina**

Florianópolis

2024

Igor Marcon Belli

Modelagem hidrodinâmica no rastreamento de microplásticos flutuantes em ambientes marinhos aplicada ao litoral do estado de Santa Catarina

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: Prof. Armando Borges de Castilhos Jr, Dr.

Coorientador: Prof. Davide Franco. Dr.

Coorientadora: Prof^a. Eliziane Silva Vieira, Dr^a

Florianópolis

2024

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

Marcon Belli, Igor
Modelagem hidrodinâmica no rastreamento de
microplásticos flutuantes em ambientes marinhos aplicada
ao litoral do estado de Santa Catarina / Igor Marcon Belli
; orientador, Armando Borges de Castilhos Junior,
coorientador, Davide Franco, coorientadora, Eliziane Silva
Vieira, 2024.
96 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Microplásticos. 3.
Ambientes marinhos. 4. Modelagem hidrodinâmica. 5.
Modelagem lagrangeana. I. Borges de Castilhos Junior,
Armando. II. Franco, Davide. III. Silva Vieira, Eliziane
IV. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

Igor Marcon Belli

Modelagem hidrodinâmica no rastreamento de microplásticos flutuantes em ambientes marinhos aplicada ao litoral do estado de Santa Catarina

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 16 de agosto de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Adilson Pinheiro, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Luis Hamilton Pospissil Garbossa, Dr.
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI)

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. Armando Borges de Castilhos Jr, Dr
Orientador

Florianópolis, 2024

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Santa Catarina, ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade concedida.

Aos meus queridos pais, Paulo e Kenia, pelo amor incondicional, conselhos e apoio inabalável em todos os momentos e escolhas.

À minha namorada, Pâmela, pelo incentivo e amizade. Os momentos que compartilhamos, repletos de alegria e companheirismo, são tesouros que valorizo imensamente.

À toda minha família, por sempre estarem presentes em momentos de alegria em nossas confraternizações.

Ao Prof. Armando, expresso minha sincera gratidão por ser novamente meu orientador, valorizo imensamente sua confiança e a amizade. Seus conselhos são essenciais para o meu crescimento acadêmico e pessoal. Agradeço também por abrir as portas do Lareso desde a graduação.

Ao Prof. Davide Franco, pela confiança de ser meu coorientador e contribuir com insights valiosos no processo de modelagem.

À Prof^a. Eliziane Silva Vieira, que aceitou ser minha coorientadora na parte final do mestrado, e sempre presente para contribuir no desenvolvimento da pesquisa, com disponibilidade e atenção para tirar todas as dúvidas que surgiram.

Ao Luis Garbossa por ter disponibilizado os dados hidrodinâmicos do MOHID e expresso minha gratidão tanto a ele quanto ao Prof. Adilson Pinheiro por terem aceitado avaliar este trabalho.

Agradeço imensamente às pesquisadoras Lígia Pinto e Ana Oliveira, do MARETEC, pela colaboração e assistência prestada, esclarecendo as questões relacionadas ao MOHID e OpenFlows Flood.

Agradeço a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFSC, e em especial aos colegas do Lareso, Rressa e Labeflu.

A todos meus amigos fora da UFSC, por me proporcionarem momentos de alegria e felicidade durante esse período.

Por fim, a CAPES pelo apoio financeiro fornecido ao longo do meu mestrado.

RESUMO

A poluição marinha por plásticos ultrapassou o estado de ameaça emergente para se tornar um problema ambiental bem estabelecido. Os microplásticos (< 5 mm), são especialmente afetados por condições ambientais, como a luz solar, a salinidade, os ventos e as ondas, que alteram sua distribuição horizontal e vertical no mar. Eles podem passar por processos complexos, como a bioincrustação, degradação e fragmentação, que são difíceis de prever e requerem o uso de modelos numéricos computacionais para simular sua dinâmica nos ambientes marinhos. Neste trabalho, foi realizado uma modelagem matemática para analisar a dispersão dos microplásticos flutuantes no litoral de estado de Santa Catarina, a partir de emissões fluviais nos períodos de primavera-verão e outono-inverno. Utilizando o campo de velocidade das correntes superficiais do modelo MOHID, juntamente com seu módulo lagrangeano, foi possível rastrear a trajetória dos microplásticos no oceano. Os resultados mostraram que a presença de microplásticos na costa de Santa Catarina pode ser influenciada pelo rio Itajaí-Açu, devido as características das correntes nos períodos de primavera e verão. No final da simulação, os microplásticos se distribuíram ao longo do litoral centro-norte, principalmente entre as cidades de Penha e Barra Velha e no litoral da cidade de Itapema. Os microplásticos também entraram e permaneceram na Baía da Babitonga, Baía de Tijucas e Baía Norte, com variações entre os pontos de entrada e saída dessas áreas. Esses resultados são importantes para direcionar esforços e recursos para a preservação dos ambientes marinhos de Santa Catarina.

Palavras-chave: microplásticos; ambientes marinhos; modelagem hidrodinâmica; modelagem lagrangeana.

ABSTRACT

Marine plastic pollution has gone beyond the status of an emerging threat to become a well-established environmental problem. Microplastics (< 5 mm) are particularly affected by environmental conditions such as sunlight, salinity, winds and waves, which alter their horizontal and vertical distribution in the sea. They can undergo complex processes, such as biofouling, degradation and fragmentation, making them difficult to predict and requiring the use of numerical computer models to simulate their dynamics in marine environments. In this work, mathematical modeling was conducted to analyze the dispersion of floating microplastics on the coast of the state of Santa Catarina, from river emissions in the spring-summer and autumn-winter periods. Using the velocity field of the surface currents of the MOHID model, together with its Lagrangean module, it was possible to track the trajectory of the microplastics in the ocean. The results demonstrated that the presence of microplastics on the coast of Santa Catarina could be influenced by the Itajaí-Açu river due to the characteristics of the currents in the spring and summer. At the end of the simulation, microplastics were distributed along the north-central coast, mainly between the city of Penha and Barra Velha and along the coast of the city of Itapema. Microplastics also entered and remained in Babitonga Bay, Tijucas Bay and North Bay, with variations between the entry and exit points of these areas. These results are important for directing efforts and resources towards preserving the marine environments of Santa Catarina.

Keywords: microplastics; marine environments; hydrodynamic modeling; lagrangian modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura dos diferentes tipos de polímeros	19
Figura 2 – Produção global de plásticos em 2021	21
Figura 3 – A diversidade de microplásticos presentes nos ambientes marinhos	26
Figura 4 – Principais fontes de materiais plásticos nos ambientes marinhos.....	31
Figura 5 – Localização dos plásticos nos compartimentos marinhos e suas interações biológicas	32
Figura 6 – Planos de ação regionais de proteção dos oceanos em cooperação com o Programa Regional dos Mares do PNUMA	35
Figura 7 – Densidade média de microplásticos nos oceanos	38
Figura 8 – Emissão estimada de materiais plásticos da terra para o oceano	41
Figura 9 – (a) Domínio vertical sigma, (b) domínio vertical cartesiano, (c) subdivisão da coluna d'água: domínio sigma (superior) e cartesiano (inferior).....	45
Figura 10 – Fluxograma da metodologia do estudo	50
Figura 11 – Localização geográfica e batimetria do litoral de Santa Catarina, apresentando as fozes dos rios Itajaí-Açu, Biguaçu, Cubatão do Sul e Tubarão.....	54
Figura 12 – Limites do domínio simulado e batimetria do litoral de Santa Catarina pelo modelo MOHID.....	60
Figura 13 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de setembro	66
Figura 14 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de outubro	67
Figura 15 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de novembro	69
Figura 16 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de dezembro	70
Figura 17 – Áreas de acúmulo de microplásticos no litoral de Santa Catarina no período de primavera e verão	71
Figura 18 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de maio	73
Figura 19 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de junho	74

Figura 20 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de julho.....	75
Figura 21 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de agosto	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa da emissão de microplásticos nos períodos de primavera-verão e outono-inverno.	63
Tabela 2 – Número de partículas liberadas na simulação.....	65

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Principais polímeros termoplásticos	20
Quadro 2 – Descrição do formato dos microplásticos nos ambientes marinhos	26
Quadro 3 – Modelos hidrodinâmicos para simulações de águas costeiras	43
Quadro 4 – Estudos sobre microplásticos no litoral de Santa Catarina.....	52
Quadro 5 – Vazão média mensal (m ³ /s) referente a 2021	57
Quadro 6 – Modelagem lagrangeana em plásticos flutuantes no ambiente marinho	59
Quadro 7 – Configurações da simulação, incluindo parâmetros e processos ativos	61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADEME	Agence de la transition écologique
CB	Corrente do Brasil
CM	Corrente das Malvinas
CMEMS	Copernicus Marine Service
CNUDM	Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar
DSC	Differential Scanning Calorimeters
EPA	Environmental Protection Agency
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
FTIR	Fourier Transform Infrared Spectroscopy
GEBCO	General Bathymetric Chart of the Oceans
GESAMP	Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection
IMO	International Maritime Organization
MARETEC	Marine Environment and Technology Center
MARLIN	Baltic Marine Litter
MOHID	Modelagem Hidrodinâmica
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OSPAR	Convenção para a Proteção do Meio Marinho do Atlântico Nordeste
PEAD	Polietileno de alta densidade
PEBD	Polietileno de baixa densidade
PET	Tereftalato de polietileno
PNUMA	Programa Regional dos Mares do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
POPs	Poluentes orgânicos persistentes
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PUR	Poliuretano
PVC	Cloreto de polivinila
Pyr-GC – MS	Pyrolysis - gas chromatography/mass spectrometry
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SEM	Scanning Electron Microscopy
SCUBA	Self Contained Underwater Breathing Apparatus
TED- GC – MS	Thermal extraction - desorption-gas chromatography/mass spectrometry
UE	União Europeia
UNEA	United Nations Environment Assembly
UNEP	United Nations Environment Programme

SUMÁRIO

1	CONTEXTUALIZAÇÃO DA PROBLEMÁTICA.....	15
1.1	INTRODUÇÃO.....	15
1.2	OBJETIVO GERAL E ESPECÍFICO	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1	MATERIAIS POLIMÉRICOS.....	19
2.1.1	Definições, características, origens e tipos de plásticos.....	19
2.1.2	Dados quantitativos, produção, fluxo de materiais plásticos no ambiente.....	21
2.1.3	Aspectos regulatórios na gestão de resíduos plásticos	22
2.2	MACRO E MICROPLÁSTICOS NOS AMBIENTES MARINHOS.....	25
2.2.1	Definições, classificação e dados quantitativos	25
2.2.2	Impactos e desafios no controle da poluição marinha por plásticos ..	27
2.2.2.1	<i>Impactos econômicos</i>	<i>28</i>
2.2.2.2	<i>Impactos ambientais</i>	<i>29</i>
2.2.2.3	<i>Desafios na redução do plástico nos oceanos.....</i>	<i>30</i>
2.2.3	Origens do plástico nos ambientes marinhos: Fontes por setor e localização nos compartimentos marinhos.....	31
2.2.4	Marcos de referências legais relativos à luta contra a poluição por plásticos nos ambientes aquáticos	34
2.2.5	Hidrodinâmica marinha no transporte, dispersão e encalhe dos materiais plásticos na costa.....	37
2.3	MÉTODOS DE ESTIMAÇÃO E RASTREAMENTO DE PLÁSTICOS NOS MARES E OCEANOS	40
2.3.1	Métodos de estimacão de macro e microplásticos.....	40
2.3.2	Modelos Hidrodinâmicos	43
2.3.2.1	<i>Modelo hidrodinâmico - MOHID.....</i>	<i>44</i>
2.3.3	Modelos de rastreamento de partículas.....	47
2.3.3.1	<i>MOHID Lagrangeano</i>	<i>48</i>
3	MATERIAL E MÉTODOS	50
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	51
3.2	IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE EMISSÃO DE PLÁSTICOS.....	53
3.3	ESTIMATIVA DA EMISSÃO DE MICROPLÁSTICOS.....	56

3.4	APLICAÇÃO DO MOHID NO RASTREAMENTO DE MICROPLÁSTICOS	59
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1	CARGA ESTIMADA DE EMISSÃO DE MICROPLÁSTICOS	63
4.2	DISPERSÃO E REGIÕES DE ACÚMULO DE MICROPLÁSTICOS	65
4.2.1	Primavera e verão	65
4.2.2	Outono e inverno	72
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	78
6	REFERÊNCIAS	80

1 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PROBLEMÁTICA

1.1 INTRODUÇÃO

Os plásticos são materiais sintéticos que possuem propriedades físicas e químicas variadas, de acordo com a sua composição polimérica e aditivos utilizados na sua fabricação (Crawford, 1998). A produção desse material aumentou nas últimas décadas, superando a de qualquer outro material manufaturado. Entre os anos de 2018 e 2021, a produção global aumentou 7%, atingindo 390,7 milhões de toneladas (Mt) em 2021 (Plastics Europe, 2022). Uma das vantagens desses materiais sintéticos é a sua adaptabilidade a diferentes usos, mas essa característica igualmente implica que não são facilmente degradados (Zeenat *et al.*, 2021).

Os oceanos são essenciais para a manutenção da vida no planeta, mas estão ameaçados por diferentes formas de poluição. Para enfrentar esse problema, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) - Organização das Nações Unidas, através do ODS 14, visam à conservação e ao uso sustentável dos oceanos, mares e recursos marinhos. Entre os objetivos, a meta 14.1 estabelece que, até 2025, a poluição dos ambientes marinhos, em especial a resultante de atividades terrestres, deve ser reduzida (UNEP, 2021). O acúmulo de materiais plásticos em ambientes marinhos evidencia o crescimento do seu uso e a ausência de uma gestão sustentável (Da Costa *et al.*, 2020).

As áreas costeiras são afetadas pela poluição plástica, principalmente devido às influências continentais integradas às atividades humanas. A drenagem pluvial, rios e transporte atmosférico são os principais meios para esses materiais chegarem ao litoral. Cerca de 80% tem origem em atividades realizadas em terra, o restante é atribuído a operações e atividades marinhas (Li *et al.*, 2016). Esses materiais podem ser encontrados em águas superficiais (Ronda *et al.*, 2019) e em regiões mais profundas (Nogueira *et al.*, 2023). Os plásticos também se acumulam em sedimentos (Pazos *et al.*, 2021) e são ingeridos pela biota marinha (como corais, bivalves, peixes, aves marinhas, tartarugas e baleias) (Rani-Borges *et al.*, 2023; Saldaña-Serrano *et al.*, 2022; Justino *et al.*, 2023; Nascimento *et al.*, 2023).

Esses materiais sintéticos têm características físicas que influenciam o seu comportamento e o seu efeito nos ecossistemas. O Grupo de Especialistas sobre os Aspectos Científicos da Proteção do Meio Marinho (sigla em inglês, GESAMP) propõe

quatro categorias de tamanhos para os materiais plásticos em ambientes marinhos: microplásticos (< 5 mm); mesoplásticos (5 – 25 mm); macroplásticos (25 – 1000 mm) e megaplásticos (> 1 m). No entanto, a identificação de alguns materiais, em especial as micropartículas, pode apresentar desafios. Para facilitar essa caracterização, eles podem ser divididos em duas categorias: primários e secundários. Os microplásticos primários são definidos como materiais que foram fabricados em dimensões microscópicas para fins industriais, como pellets para a produção de plásticos, tecidos sintéticos ou cosméticos. Eles podem ser liberados no meio ambiente durante o seu processo de produção, transporte e uso. Já os microplásticos secundários resultam da fragmentação de plásticos maiores, provenientes de fontes terrestres ou marinhas. Esse processo é causado principalmente pela exposição à luz solar, salinidade, vento e ondas (Turra *et al.*, 2020).

Os microplásticos na água estão sujeitos a determinados processos, que interferem em sua movimentação horizontal e vertical, tais como bioincrustação, degradação e fragmentação. Portanto, suas propriedades físicas (tamanho, densidade e forma), químicas e biológicas poderão variar conforme os fatores ambientais (Turra *et al.*, 2020). Além disso, os deslocamentos advectivos, dispersivos e de afundamento determinam as suas trajetórias (Jalón-Rojas *et al.*, 2019). A modelagem numérica tem se mostrado uma ferramenta essencial para estudar o transporte e dispersão de plásticos em ambientes marinhos, e tem sido empregada na previsão da distribuição ao longo do tempo e espaço nos oceanos (Eriksen *et al.*, 2014; Onink *et al.*, 2019), e no rastreamento do seu destino a partir de uma fonte predefinida (Liao *et al.*, 2023). Estudos criaram bases de dados para estimar a emissão desses materiais nos oceanos, utilizando informações da densidade populacional costeira, situação econômica, gerenciamento de resíduos e regime de vazões fluviais (Jambeck *et al.*, 2015; Lebreton e Andrady, 2019; Meijer *et al.*, 2021; Weiss *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2023). Para descrever as suas trajetórias, os estudos aplicam modelos de rastreamento de partículas junto aos principais processos ocorridos no ambiente marinho (Baudena *et al.*, 2022; Cheng *et al.*, 2020)

O fluxo dos materiais plásticos nos oceanos pode ser realizado por modelos Lagrangeanos, através do processo de rastreamento de partículas individuais, acoplados a modelos hidrodinâmicos, que fornecem as condições de contorno como dados de entrada (Bigdeli *et al.*, 2022; Cheng *et al.*, 2020; Simantiris *et al.*, 2022).

Essas ferramentas são eficientes e econômicas para interpretar o transporte e a dispersão de microplásticos, proporcionando uma melhor compreensão do comportamento em sistemas de fluxo dinâmico (Uzun *et al.*, 2022).

Nos oceanos, esses materiais passam por processos físicos, químicos e biológicos que podem interferir na sua dispersão vertical e horizontal (Kukulka *et al.*, 2012). Apesar disso, globalmente, os microplásticos com densidade inferior à da água do mar predominam na superfície dos oceanos. No Brasil, essa predominância é particularmente notável (Belli *et al.*, 2024). Áreas costeiras altamente povoadas tornam-se uma ameaça para o ambiente marinho, sendo os rios considerados como os principais caminhos para os plásticos chegarem aos oceanos (Lebreton e Andrady, 2019).

Assim, neste trabalho, foi realizada a modelagem hidrodinâmica do transporte e dispersão de microplásticos flutuantes na zona costeira do estado de Santa Catarina, a partir de emissões fluviais. Estudos anteriores já registraram a presença de microplásticos em praias da região (Marin *et al.*, 2019; Zanetti, 2019), nas águas costeiras (Lorenzi *et al.*, 2021; Monteiro *et al.*, 2022) e biota marinha (Saldaña-Serrano *et al.*, 2022; Cardozo *et al.*, 2018), portanto, este trabalho pretende contribuir para o conhecimento sobre a poluição dos plásticos nos ambientes marinhos.

1.2 OBJETIVO GERAL E ESPECÍFICO

Neste estudo, o objetivo geral foi analisar o transporte e dispersão dos microplásticos flutuantes no litoral de estado de Santa Catarina a partir de emissões fluviais de resíduos plásticos, de acordo com a sazonalidade da região.

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- Estimar as cargas das emissões de microplásticos nos períodos de primavera-verão e outono-inverno;
- Simular o transporte e dispersão de microplásticos nos períodos de primavera-verão e outono-inverno;
- Identificar regiões com acúmulo potencial de microplásticos na zona costeira do estado de Santa Catarina.

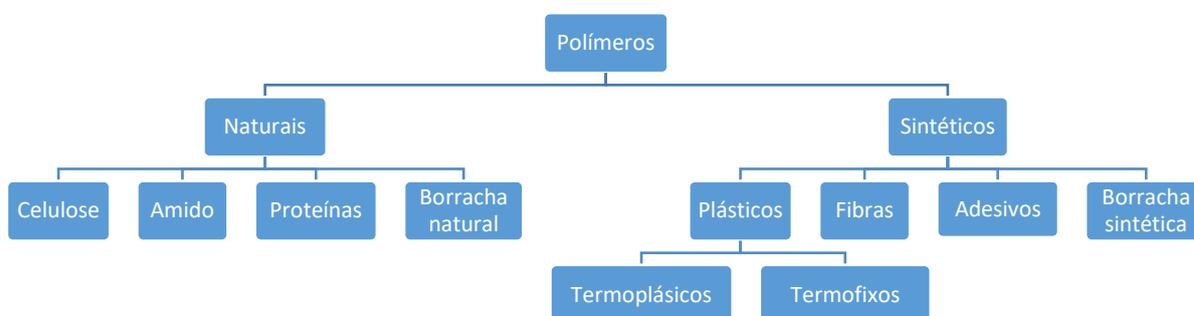
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 MATERIAIS POLIMÉRICOS

2.1.1 Definições, características, origens e tipos de plásticos

Os polímeros são macromoléculas formadas pela repetição de unidades estruturais, chamadas de monômeros, que se ligam por meio de reações químicas. Os plásticos são materiais sintéticos de propriedades físicas e químicas distintas, dependendo dos tipos de polímeros e aditivos utilizados em sua fabricação. Nem todo polímero é um plástico, mas todo plástico é um polímero que recebe aditivos para melhorar suas características. Uma forma de classificar os polímeros é pela sua origem (Figura 1). Os naturais são aqueles que existem na natureza, como amido, proteína ou seda, enquanto os sintéticos são derivados de fontes fósseis, como o petróleo, o gás natural ou o carvão (Crawford, 1998).

Figura 1 – Estrutura dos diferentes tipos de polímeros



Fonte: Adaptado de Crawford (1998)

As cadeias químicas conferem propriedades específicas, de acordo com o tipo de polímero, o grau de cristalinidade, o peso molecular e a distribuição das cadeias (Crawford, 1998). No entanto, nem sempre os polímeros sintéticos atendem às necessidades específicas da indústria e do consumidor, que podem exigir características como resistência ao calor, à luz, ao fogo, à abrasão e à corrosão. Para isso, esses materiais podem receber aditivos, componentes adicionais para modificar ou melhorar algumas de suas características.

No caso dos plásticos, os aditivos de carga reduzem o custo e alteram a sua densidade; os de pigmentação dão cor; os plastificantes tornam o plástico mais ou menos flexível; os retardadores de chama diminuem ou evitam a inflamação; e os estabilizadores protegem o plástico da degradação causada pelo calor, pela luz ou pelo oxigênio (ADEME, 2020). Os plásticos podem ser classificados em dois grandes grupos, de acordo com sua estrutura molecular e sua capacidade de resistir ao calor. Os termoplásticos caracterizam-se pela fragilidade das cadeias lineares no aquecimento e pela rigidez durante o resfriamento, tornando-os moldáveis. Alguns exemplos podem ser observados no Quadro 1. Esses plásticos são os mais utilizados diariamente e podem ser reciclados inúmeras vezes, desde que não sejam contaminados com outros materiais. Os termofixos são formados por ligações químicas fortes e não se rompem quando o plástico é aquecido, assim, eles não podem ser remodelados ou reciclados. Alguns exemplos de termofixos são o silicone, as resinas epóxis e o poliuretano (PUR) (Crawford, 1998).

Quadro 1 – Principais polímeros termoplásticos

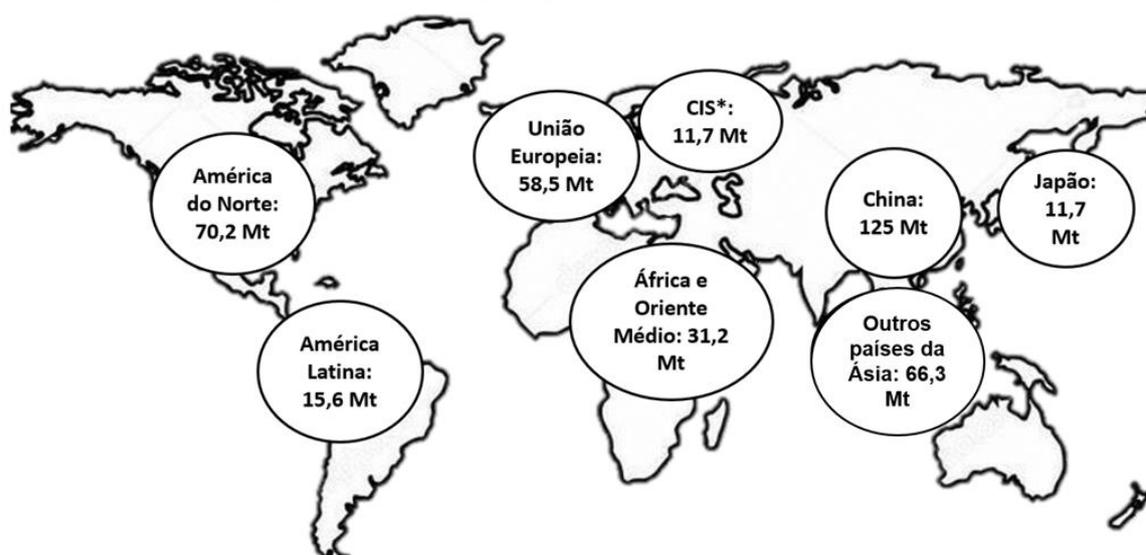
Nome	Fórmula	Densidade (g/cm ³)	Aplicação
Polietileno de baixa densidade (PEBD)	(CH ₂ -CH ₂) _n	0,92	Sacos, bandejas, recipientes, filme de embalagem de alimentos
Polietileno de alta densidade (PEAD)	(CH ₂ -CH ₂) _n	0,95	Frascos de shampoo, embalagem de leite, recipientes para sorvete
Polipropileno (PP)	(C ₃ H ₆) _n	0,90	Saco de salgadinho, pratos para micro-ondas, potes de sorvete, tampas de garrafa, máscaras faciais descartáveis
Cloreto de polivinila (PVC)	(C ₂ H ₃ Cl) _n	1,30 - 1,40	Tubulações, embalagens, luvas descartáveis, cartões bancários, revestimentos
Tereftalato de polietileno (PET)	(C ₁₀ H ₈ O ₄) _n	1,36 - 1,63	Garrafas para água e outras bebidas, recipientes para líquidos de limpeza, bandejas para biscoitos
Poliestireno (PS)	(C ₈ H ₈) _n	1,05	Talheres, pratos, copos

Fonte: UNEP (2018), Crawford (1998)

2.1.2 Dados quantitativos, produção, fluxo de materiais plásticos no ambiente

A produção do plástico superou o crescimento de qualquer outro material manufaturado nas últimas décadas. Geyer *et al.* (2017) estimaram uma produção acumulada de 8,3 milhões de toneladas (Mt) entre 1950 e 2015, sendo que 30% estão em uso atualmente. Dos 6.300 Mt que se transformaram em resíduos, apenas 12% foram incinerados e 9% reciclados. A maior parte, cerca de 79%, é depositada em aterros sanitários ou dispersa no meio ambiente. Entre os anos de 2018 e 2021, a produção global de plástico aumentou 7%, atingindo 390,7 milhões de toneladas (Mt) de plásticos. No entanto, a maior parte dessa produção depende de fontes fósseis, que representaram 90,2% do total (Plastics Europe, 2022). Os plásticos reciclados e os de base biológica tiveram uma participação de 8,3% e 1,5%, respectivamente (Plastics Europe, 2022). Pela Figura 2, a China atingiu quase um terço da produção mundial em 2021, seguida pela América do Norte (18% da produção) e outros países do continente asiático (17% da produção). Observa-se, a mudança na participação da União Europeia (UE) na produção global desse material. Entre 2017 e 2021, o bloco saiu da segunda posição (19% da produção) para a quarta posição (15% da produção) no ranking mundial.

Figura 2 – Produção global de plásticos em 2021



Legenda: *Comunidade de Estados independentes; Mt: milhões de toneladas.

Fonte: Modificado de Plastics Europe (2022)

Os polímeros sintéticos mais importantes em nível de demanda e produção global, que incluem polietileno de baixa densidade (PEBD), polietileno de alta densidade (PEAD), polipropileno (PP), cloreto de polivinila (PVC), poliuretano (PUR), tereftalato de polietileno (PET) e poliestireno (PS), representam 76% de todos os plásticos produzidos mundialmente. No entanto, apenas uma pequena fração do seu volume total, cerca de 10%, é reintegrada ao ciclo produtivo como matéria prima (Plastics Europe, 2022). A maior parte dos plásticos produzidos no mundo (cerca de 44%) é destinada ao setor de embalagens, que inclui produtos de uso único para acondicionar alimentos e bebidas. Estima-se que o consumo mundial de sacolas plásticas varie entre 1 e 5 trilhões por ano. Todavia, a reciclagem de plásticos de uso único é baixa globalmente, com apenas 14% das embalagens coletadas para reaproveitamento (Plastics Europe, 2022; UNEP, 2018).

2.1.3 Aspectos regulatórios na gestão de resíduos plásticos

Os plásticos descartáveis são uma grande preocupação ambiental, especialmente pela poluição nos oceanos. Medidas para diminuir o uso desses materiais, através de políticas que incluem incentivos fiscais, regulamentações e proibições estão sendo implementadas em diversos países. A gestão dos resíduos plásticos é uma questão importante para a União Europeia (UE), que desde 1994 vem adotando medidas para estabelecer padrões e reduzir o impacto desses materiais no meio ambiente. A Diretiva 1994/62 estabelece princípios e objetivos para a gestão de embalagens plásticas em todos os Estados Membros, mas não aborda especificamente o consumo de sacos plásticos, que são um tipo de embalagem com elevado consumo (UE, 1994). Por isso, em 2015, a União Europeia adotou a Diretiva 2015/720, que visou diminuir o consumo de sacolas plásticas leves nos seus territórios, através de metas, instrumentos económicos e restrições. Essas medidas pretendiam contribuir para a proteção do ambiente e para a promoção da economia circular (UE, 2015). Em 2019, a UE estabeleceu um marco legal pioneiro para gerenciar a problemática da poluição ambiental por materiais plásticos: a Diretiva 2019/94.

Este documento, que é aplicável para todos os 27 países membros, teve como objetivo prevenir e reduzir o impacto dos produtos plásticos mais problemáticos (plástico de uso único) no ambiente, especialmente no meio marinho. Os Estados

Membros devem alcançar uma meta de coleta de 90% para garrafas plásticas até 2029, sendo que essas embalagens devem ser feitas com pelo menos 25% de material reciclado até 2025. A proibição de alguns produtos de uso único (como talheres, cotonetes e canudos) entrou em vigor em 2021 e um sistema de responsabilidade alargada na produção dos plásticos foi estabelecido (UE, 2019).

A China, o país que mais contribui para a poluição plástica no mundo, a regulação do consumo e uso desse material teve início em 2007, por meio do “Aviso do escritório geral do Conselho de Estado sobre a limitação da produção, venda e uso de sacolas plásticas”. As principais medidas do “Aviso” envolviam a proibição da produção, varejo e uso de qualquer sacola plástica com espessura menor que 0,025 mm, além de um sistema de cobrança pelo fornecimento aos clientes. Em 2020, as autoridades chinesas publicaram uma série de normas jurídicas, visto que as restrições de 2007 não foram suficientes para reduzir o consumo excessivo de produtos plásticos (Liu *et al.*, 2022). Assim, o documento “Opiniões sobre o Fortalecimento do Controle da Poluição Plástica” foi publicado com o objetivo de proibir e diminuir drasticamente a produção e o consumo de materiais plásticos nos próximos 5 anos.

Em 2020, foram banidos os talheres e os cotonetes de plástico descartáveis, cortando a cadeia de produção e vendas no setor. Canudos descartáveis não biodegradáveis foram banidos no país no final de 2020. Ao mesmo tempo, sacolas plásticas ultrafinas com espessura menor que 0,01 mm também foram proibidas (Liu *et al.*, 2022). A produção de plástico no continente africano é baixa, em relação ao resto do mundo, mas as importações de produtos e embalagens plásticas manufaturados são altas e preocupantes. As legislações atuais para enfrentar a poluição plástica na África não consideram todo o ciclo de vida do produto. Muitas vezes, a política ambiental se limita à gestão de resíduos, que é apenas uma das etapas finais do ciclo de vida do plástico (Sadan e Kock, 2021). Porém, há avanços significativos na redução desses materiais em alguns países africanos. A África é o continente com mais países que proibiram as sacolas plásticas (aproximadamente 46%), sendo a Ruanda um exemplo notável, que promulgou uma lei contra o uso de sacolas plásticas em 2008.

Essa lei impede a produção, o uso, a importação e a venda de sacolas que não sejam sustentáveis. Quem descumprir a lei pode ser multado ou preso (Adebiyi-Abiola *et al.*, 2019). Para Shomuyiwa *et al.* (2023), os países africanos precisam

explorar as possibilidades e valorizar as diferenças sociais e culturais do continente, de acordo com as realidades locais. O planejamento e a execução de ações estratégicas nacionais devem seguir os princípios da economia circular, considerando o ciclo de vida do plástico. Como um dos principais produtores e geradores de plástico do mundo, os Estados Unidos possuem uma responsabilidade importante na redução desse material. No entanto, o país não conta com uma legislação federal que limite o uso de materiais descartáveis. Em 2018, somente 9% do plástico recolhido foi reciclado (EPA, 2023). Devido à sua estrutura jurídica, que concede autonomia aos estados e municípios para decidirem sobre questões regionais, cinco estados norte-americanos (Califórnia, Delaware, Nova York, Oregon e Vermont) baniram as sacolas plásticas. Além disso, outras medidas recentes também proibiram produtos descartáveis, como embalagens de poliestireno para alimentos, mexedores plásticos para bebidas e canudos plásticos (Wang *et al.*, 2022).

As leis estaduais americanas são divergentes em alguns aspectos e insuficientes para enfrentar esse desafio em nível nacional. Wang *et al.* (2022) propõem uma legislação federal que estabeleça diretrizes comuns para todos os estados, visando acelerar a redução dos resíduos plásticos de uso único no país. Alguns países do Mercosul contam com leis nacionais para diminuir o uso dos plásticos descartáveis. Mesmo sendo um bloco de cooperação econômica e existindo o Acordo Quadro Sobre o Meio Ambiente, não há uma norma comum que trate da diminuição desses materiais. Na Argentina, a Resolução 407/2019 definiu orientações para garantir uma gestão adequada dos plásticos em todas as etapas do seu ciclo de vida, buscando reduzir a contaminação ambiental (Argentina, 2019). No Uruguai, a Resolução 272/2021 incentiva a diminuição da geração de materiais plásticos de uso único, dando preferência ao uso e consumo de produtos reutilizáveis. Em 2022, os canudos descartáveis foram proibidos de serem fabricados, distribuídos e vendidos no país, medida que pretende proteger o meio ambiente (Uruguai, 2021).

O Brasil não possui uma legislação nacional que vise reduzir o consumo dos plásticos de uso único, apesar de reconhecer seus impactos negativos. Porém, a maior metrópole do país (São Paulo) e a capital federal (Brasília) já adotaram medidas para proibir a distribuição desses produtos em determinados estabelecimentos, conforme a Lei Municipal 17.261/2020 e a Lei 6.322/2019,

respectivamente (São Paulo, 2021; Brasília, 2019). Em nível nacional, o Planares - Plano Nacional de Resíduos Sólidos tem como meta, até 2040, recuperar 20% dos materiais recicláveis secos em todo o país, sendo que os plásticos representam 16,8% desses materiais (Brasil, 2022).

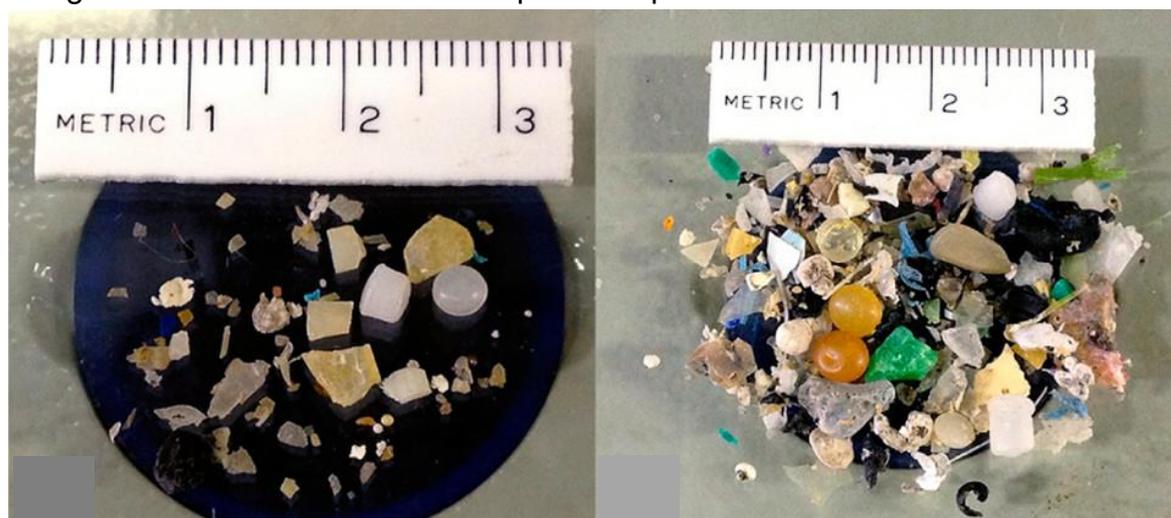
2.2 MACRO E MICROPLÁSTICOS NOS AMBIENTES MARINHOS

2.2.1 Definições, classificação e dados quantitativos

O “lixo marinho” pode ser definido como qualquer tipo de resíduo sólido produzido pela ação antrópica, originado na terra ou no mar, que, deliberadamente ou não, tenha sido lançado no ambiente marinho (Turra *et al.*, 2020). Os plásticos, devido à sua durabilidade, capacidade de flutuação e alta demanda na sociedade, normalmente constituem a parte mais representativa, podendo representar até 95% dos resíduos encontrados (Galgani *et al.*, 2015). As características físicas dos plásticos presentes nos ambientes marinhos, como tamanho e formato, afetam o seu monitoramento e o seu comportamento nos ecossistemas. O Grupo de Especialistas sobre os Aspectos Científicos da Proteção do Meio Marinho (sigla em inglês, GESAMP) propõe padrões para as metodologias de monitoramento, esses materiais se classificam em quatro categorias de tamanho: microplásticos (< 5 mm); mesoplásticos (5 – 25 mm); macropelásticos (25 – 1000 mm) e megaplásticos (> 1 m).

Os formatos ou morfologias dos microplásticos são variados (Figura 3), podendo ser esferas arredondadas, pedaços pontiagudos ou fios compridos. Para caracterizar a forma dos microplásticos encontrados nos ambientes marinhos, não existe um critério padronizado, mas sugere-se a aplicação de cinco classes de configuração (GESAMP, 2019). O Quadro 2 descreve essas cinco categorias.

Figura 3 – A diversidade de microplásticos presentes nos ambientes marinhos



Fonte: Yonkos *et al.* (2014)

Quadro 2 – Descrição do formato dos microplásticos nos ambientes marinhos

Descrição em campo	Descrição alternativa	Características
Fragmento	Floco	Partícula dura de forma irregular com aparência de serem quebradas de um pedaço maior de lixo
Espuma	EPS, PUR	Partícula quase esférica ou granular, se deforma facilmente sob pressão
Filme	Folha	Partícula plana e flexível com bordas lisas ou angulares
Linha	Fibra, filamento	Material fibroso longo, comprimento é mais longo que sua largura
Pellet	Pelota	Partícula dura com formato esférico, liso ou forma granular

Fonte: GESAMP (2019)

Além disso, os microplásticos podem ser classificados em função de sua possível origem. Para estabelecer as fontes dessas pequenas partículas, elas são classificadas como primárias e secundárias (Turra *et al.*, 2020). Os microplásticos primários são definidos como a matéria-prima utilizada na indústria transformadora do plástico, ou seja, são fabricados para terem esse tamanho, também conhecidos como pellets. As fontes mais comuns incluem grânulos de plástico, tecidos sintéticos e produtos de higiene pessoal. A maior parte das liberações (98%) ocorre por atividades terrestres, sendo 77% de origem de uso doméstico e apenas 23% de atividades industriais (Boucher e Friot, 2017).

A maioria das liberações de microplásticos primários não é intencional, com exceção dos produtos de higiene pessoal, que são liberadas diretamente em fluxos de águas residuárias (Watt *et al.*, 2021). Outra forma, é quando os sacos que contêm essas partículas se rasgam ou furam durante o transporte. A liberação global estimada dos microplásticos primários no oceano incluiu previsões otimistas e pessimistas, com estimativas entre 0,8 e 2,5 milhões de toneladas por ano (Boucher e Friot, 2017).

Os microplásticos secundários são originados da fragmentação de plásticos maiores, que podem ter origem terrestre ou marinha. O intemperismo é o principal fator responsável por essa degradação, pois esse material pode permanecer milhares de anos exposto à radiação solar, salinidade, vento e ondas. Esses fatores provocam a perda de propriedades mecânicas e químicas do plástico, tornando-o mais frágil e suscetível à fragmentação. Eles podem ser gerados pela degradação de sacolas, tampas, cordas, garrafas, além de serem liberados também pela lavagem de tecidos sintéticos (Watt *et al.*, 2021). Os microplásticos secundários podem apresentar diferentes composições poliméricas, formatos, tamanhos e cores, o que torna difícil sua categorização e estimativa.

2.2.2 Impactos e desafios no controle da poluição marinha por plásticos

Os serviços ecossistêmicos dos ambientes marinhos são fundamentais para o desenvolvimento da sociedade, fornecendo alimentos para bilhões de pessoas, capturando o carbono atmosférico e oferecendo oportunidades recreativas (Beaumont *et al.*, 2019). A redução ou perda desses serviços ecossistêmicos pode prejudicar seriamente a sociedade, a economia e o meio ambiente. Uma das causas da diminuição da biodiversidade marinha é a presença de materiais plásticos, que prejudicam a flora e a fauna nos oceanos. Esses materiais sintéticos têm efeitos nocivos pelas suas propriedades físicas e químicas que os compõem, ou que se acumulam nas suas superfícies (Turra *et al.*, 2020). Os principais impactos associados aos materiais plásticos no ambiente marinho serão discutidos a seguir.

2.2.2.1 *Impactos econômicos*

Para considerar os custos econômicos da poluição plástica no ambiente marinho, é necessário considerar os seus impactos nos serviços ecossistêmicos. Esses serviços são os benefícios que a natureza proporciona para as pessoas, como a pesca, o turismo e navegação. Uma estimativa aproximada indica que esse tipo de poluição pode ter causado uma perda econômica de US\$ 6 a US\$ 19 bilhões para 87 países costeiros em 2018 (Viool *et al.*, 2019). Os impactos econômicos dos plásticos nos oceanos podem ser divididos em dois tipos: impactos que afetam indiretamente os serviços dependentes do ecossistema marinho e impactos que causam danos diretos aos bens e infraestruturas (Viool *et al.*, 2019).

Os custos indiretos podem ser vistos em termos de valor econômico, juntamente com o impacto negativo a longo prazo, que é avaliado qualitativamente e é mais grave do que as implicações financeiras. O impacto prejudicial aos ecossistemas tornou-se evidente a partir de inúmeros relatórios sobre animais marinhos feridos e estrangulados por equipamentos de pesca. Os custos diretos são custos que decorrem diretamente de danos a uma indústria ou custos relacionados a uma atividade. Esses valores são possíveis de serem determinados, representando o curto prazo e o impacto financeiro imediato para a sociedade (Viool *et al.*, 2019). A poluição marinha resulta na perda do valor estético do meio ambiente, que tem um custo econômico na forma de diminuição do valor imobiliário de moradias à beira-mar e o afastamento de turistas de praias poluídas (Viool *et al.*, 2019).

Krelling *et al.* (2017) realizaram um estudo sobre o efeito econômico dos resíduos sólidos urbanos presentes nas praias de um destino turístico no litoral do estado do Paraná. Os autores constataram que 15 itens.m⁻² seriam suficientes para desestimular 85% dos frequentadores, ocasionando uma perda de até US\$ 8,5 milhões para o setor turístico local. Além disso, a presença de materiais plásticos nos oceanos pode trazer problemas para a atividade pesqueira e a navegação marítima. Um deles é a pesca fantasma, que ocorre quando equipamentos de pesca são abandonados ou perdidos nos mares, provocando a morte de animais marinhos ou prejudicando a própria pesca, pois redes e outros instrumentos podem ser danificados pelos objetos abandonados (Turra *et al.*, 2020).

2.2.2.2 *Impactos ambientais*

A presença dos plásticos nos oceanos é um perigo para a biota marinha, pois pode afetar os organismos pela exposição externa, que ocorre quando os materiais se prendem aos animais, provocando ferimentos, asfixia ou impedimento de movimentos. A outra forma é a exposição interna, quando os animais ingerem esses materiais, ficando presos no trato digestivo e causando problemas como redução do apetite, desidratação e perfurações.

Esses efeitos podem levar à morte dos organismos por falta de nutrientes ou por complicações nas funções vitais (Turra *et al.*, 2020). De acordo com Tekman *et al.* (2023), que reuniu 1956 estudos no mundo sobre os impactos do “lixo marinho” na fauna aquática, todos os níveis da cadeia alimentar aquática são prejudicados por materiais plásticos. Aves, tartarugas e alguns mamíferos, ingerem plásticos ao confundi-los com sua alimentação natural, enquanto baleias e alguns peixes, por meio do mecanismo de filtração, ingerem involuntariamente (Turra *et al.*, 2020). Os plásticos flutuantes na água podem abrigar comunidades microbianas, levando a formação de uma camada biológica (biofilme) na sua superfície. Esses materiais “contaminados” com organismos podem se espalhar por diferentes regiões, favorecendo a introdução de espécies exóticas que competem com as nativas, alterando a biodiversidade marinha (Lamb *et al.*, 2018).

Os materiais plásticos encontrados nos oceanos contêm uma mistura complexa de produtos químicos, incluindo aqueles que são usados na sua fabricação, subprodutos e contaminantes químicos que se acumulam na superfície (poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais) (Rochman, 2015). Como resultado, a biota marinha pode ter acesso a esses compostos químicos, com um alto risco de os organismos sofrerem os efeitos nocivos. Além disso, os organismos raramente são expostos a um único tipo de contaminante, interagindo com diferentes produtos químicos ao mesmo tempo. Assim, ao considerar os impactos causados aos organismos pelos materiais plásticos, deve-se considerar a complexa mistura química no ambiente marinho, que muitas vezes não são mensuráveis devido à alta complexidade dos efeitos sinérgicos (Rochman, 2015).

2.2.2.3 *Desafios na redução do plástico nos oceanos*

Embora o conhecimento científico sobre os possíveis impactos do material plástico no meio ambiente esteja crescendo, ainda existem diferentes desafios para a diminuição dessa problemática. A indústria plástica é altamente rentável e seus produtos são largamente utilizados em vários setores da economia. No entanto, essa lucratividade é obtida à custa de impactos negativos à saúde humana e ao meio ambiente.

Os mais pobres da sociedade são os mais afetados por esses impactos negativos, enquanto contribuem menos para o consumo excessivo desse material. É possível reduzir o uso de plásticos desnecessários ou problemáticos, favorecendo o uso de produtos reutilizáveis ou eliminando os materiais potencialmente perigosos para a saúde humana ou para o meio ambiente (UNEP, 2023). O mercado deve ser transformado de linear para circular através de mudanças no sistema. Essa mudança aumentará a circularidade dos materiais plásticos já em uso, reduzindo as emissões de gases de efeito estufa. Para alcançar essa visão, é preciso uma mudança fundamental na forma como as pessoas consomem, produzem e gerenciam o plástico globalmente. Conceitos que incluem a hierarquia da gestão de resíduos, o princípio da precaução e o princípio do poluidor-pagador devem ser a base para essa mudança. No entanto, esse conjunto diversificado de atores pode variar pelo contexto e compromissos específicos de cada país, inclusive sob acordos ambientais multilaterais existentes (UNEP, 2023).

Mesmo com a abordagem de transformação do mercado, um volume significativo de plásticos já está em uso e exigirá soluções para evitar que cheguem nos ambientes marinhos. Isso se refere à coleta e descarte responsável desses produtos que não podem ser reutilizados ou reciclados. Novas formas de financiar a coleta e descarte dos plásticos devem ser implementadas, evitando também que os microplásticos entrem na economia e no meio ambiente (UNEP, 2023). Os governos precisam identificar as fontes, com o objetivo de mitigar os impactos sociais, econômicos e ambientais. As avaliações devem determinar os pontos críticos para consumidores e indústrias, em relação à aceitação de novas medidas regulatórias. Essas informações tornarão mais eficaz a intervenção política no combate ao “lixo plástico” (UNEP, 2023).

2.2.3 Origens do plástico nos ambientes marinhos: Fontes por setor e localização nos compartimentos marinhos

Uma forma de classificar as origens dos materiais plásticos nos ambientes marinhos é a distinção entre fontes marinhas e terrestres (Figura 4). As fontes marinhas, que correspondem cerca de 20% dos plásticos nos oceanos (Li *et al.*, 2016), se referem aos materiais que são direcionados diretamente ou indiretamente no mar por atividades oceânicas (por exemplo, navegação, pesca, aquicultura ou descarte dos materiais no oceano). A pesca comercial é identificada como a principal fonte marinha, pois utiliza petrechos produzidos de plásticos, devido ao seu baixo custo e resistência (Napper e Thompson, 2020).

Figura 4 – Principais fontes de materiais plásticos nos ambientes marinhos



Fonte: Elaboração própria

A origem terrestre se refere às atividades que geram resíduos plásticos diretamente na costa, como o turismo litorâneo ou portos, mas também pode abranger os resíduos mal administrados em áreas urbanas ou de áreas industriais que foram transportados para o oceano por meio de rios ou ventos (Veiga *et al.*, 2016). Em locais com alta concentração de turistas, o volume de materiais de plásticos gerados pode aumentar significativamente, especialmente em áreas litorâneas. A indústria é também uma das principais fontes de produção de plástico. No decorrer das etapas de produção, transporte e comercialização, podem ocorrer perdas que, eventualmente, acabam chegando aos mares (Turra *et al.*, 2020).

Os plásticos nos oceanos são um indicativo de um problema mais amplo e complexo, ligado ao seu uso indiscriminado e rápido acúmulo em terra. Em regiões que não possuem infraestrutura adequada para a coleta e o destino final dos resíduos plásticos, é comum que esse material termine no mar por meio de rios e sistemas de drenagem (Turra *et al.*, 2020). Aparentemente, os rios são a principal rota de entrada dos plásticos nos oceanos (Lebreton e Andrady, 2019). Mesmo em pequenas quantidades, os microplásticos provenientes de produtos de higiene pessoal e roupas de fibra sintética podem chegar no ambiente aquático, devido à dificuldade de eliminar completamente essas pequenas partículas nos efluentes domésticos (Kye *et al.*, 2023). Além disso, considerando fatores, como direção do vento e correntes de ar, a atmosfera também pode ser um importante meio de transporte de materiais plásticos para ambientes marinhos (Zhang *et al.*, 2020b). Os plásticos que chegam aos oceanos podem se depositar nos sedimentos marinhos (praias ou fundo oceânico) ou permanecer na superfície e na coluna de água do mar (Figura 5).

Figura 5 – Localização dos plásticos nos compartimentos marinhos e suas interações biológicas



Fonte: Modificado de Li *et al.* (2016)

Eles também podem ser ingeridos por animais marinhos em qualquer nível da cadeia alimentar. A trajetória dos plásticos nos oceanos é influenciada por

diferentes fatores, mas, principalmente, pela localização da fonte, pelas condições hidrodinâmicas e pelas suas propriedades. Esse último, é determinado pelas propriedades físico-químicas, ou seja, pela composição química, densidade, formato, tamanho e resistência a degradação (Turra *et al.*, 2020). A densidade dos plásticos em relação à densidade d'água do mar ($\rho=1,027 \text{ g.cm}^{-3}$) é o fator determinante para seu acúmulo na coluna d'água (Turra *et al.*, 2020). Materiais com densidade superior à da água do mar tendem a submergir, enquanto aqueles com densidade inferior tendem a emergir. A partir da análise da distribuição vertical de partículas com densidade inferior à da água do mar no Oceano Atlântico, desde a superfície até 200 m de profundidade, Pabortsava e Lampitt (2020) observaram valores elevados de quantidade e massa de polietileno (PE) e poliestireno (PS) nas camadas superficiais, indicando uma redução gradual dessas concentrações com o aumento da profundidade. Esses dados são consistentes com Erni-Cassola *et al.* (2019), que apontaram que polímeros de baixa densidade (polietileno) predominaram nas amostras da superfície do mar.

Os plásticos passam por processos físicos e biológicos nos ambientes marinhos. A degradação física ocorre a partir do momento em que esses materiais são expostos a fatores como radiação solar, temperatura, salinidade e abrasão. Esses fatores permitem a perda de massa, a fragmentação e a alteração do seu formato. Os processos biológicos envolvem a colonização de organismos vivos na superfície dos plásticos. A formação de uma camada biológica (bioincrustação) pode aumentar a densidade e provocar sua sedimentação na coluna d'água (ADEME, 2020). As praias são expostas ao acúmulo de plásticos em seus ecossistemas. Os materiais mais leves são especialmente suscetíveis a serem dispersos pelo vento, podendo ser redistribuídos por diferentes regiões da praia. Por outro lado, as ondas têm um papel crucial ao incorporar esses resíduos nos sedimentos litorâneos (Turra *et al.*, 2020). Para determinar as fontes nas praias, é imprescindível dispor de informações sobre o clima e o movimento das águas oceânicas (Gorman *et al.*, 2020). Os plásticos estão presentes na coluna d'água e no sedimento, mas também podem se incorporar aos organismos que habitam nesses ambientes, transferindo esses materiais para outros níveis tróficos da cadeia alimentar marinha (Turra *et al.*, 2020).

2.2.4 Marcos de referências legais relativos à luta contra a poluição por plásticos nos ambientes aquáticos

Desde a década de 1970, a questão dos resíduos nos mares vem recebendo atenção e diversas ações internacionais têm sido desenvolvidas para encontrar soluções. Realizada em 1972, a Convenção sobre a Prevenção da Poluição Marinha por Despejo de Resíduos (Convenção de Londres), tinha como propósito regular e evitar a poluição marinha causada pelo descarte de certas substâncias nocivas (IMO, 1972). Porém, essa Convenção não incluía as emissões provenientes de fontes terrestres. Somente em 1996, com a aprovação de um protocolo denominado “Protocolo de Londres”, a convenção foi ampliada para o ambiente terrestre, criando assim uma ligação entre a gestão de resíduos em terra e no mar (IMO, 1972; IMO, 1996). Em resposta aos graves impactos ambientais causados por uma série de acidentes de navios que derramaram substâncias nocivas no mar, foi realizada, em 1973, a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios, conhecida como Convenção MARPOL (IMO, 1973).

Essa convenção é considerada um marco histórico para a questão da poluição por navios, pois estabelece normas rigorosas para prevenir e minimizar o descarte deliberado, negligente ou acidental de óleo, resíduos sólidos e outras substâncias nocivas provenientes de navios. A Convenção possui seis anexos, dentre eles o Anexo V, que veda o descarte de resíduos plásticos no mar, como cordas, redes de pesca, fibras sintéticas e sacolas plásticas (IMO, 1973). O Programa Regional dos Mares do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) foi criado em 1974 para lidar com os desafios da poluição nos oceanos e áreas litorâneas do planeta. O programa se adapta às demandas de cada região, e se concentra em reduzir/eliminar os efeitos e as causas da degradação ambiental.

O programa engloba protocolos sobre os resíduos de fontes terrestres e marítimas, contaminação de navios e transporte transfronteiriço de resíduos (UNEP, 1988). Nem todos os Estados participam de uma convenção ou plano do Programa Regional, deixando brechas na proteção dos ambientes marinhos. Atualmente, existem acordos e/ou planos de ação em 18 áreas oceânicas (Figura 6). Em 1982, na Jamaica, foi realizada a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (CNUDM), que determina que os países com costas marítimas devem

estabelecer regras jurídicas para prevenir, diminuir e controlar a degradação nos ambientes marinhos, incluindo a prevenção de despejos por resíduos.

Figura 6 – Planos de ação regionais de proteção dos oceanos em cooperação com o Programa Regional dos Mares do PNUMA



Fonte: Modificado de Da Costa *et al.* (2020)

Apesar de a poluição por plásticos ser reconhecida como potencialmente nociva para o meio ambiente, esse tipo de resíduo não é mencionado de forma específica nos 320 artigos da Convenção (UN, 1982). A CNUDM é vista como um marco legal relevante, por ter iniciado o processo de comunicação entre os países para colaborarem com a redução dos resíduos que chegam aos oceanos (Da Costa *et al.*, 2020). A virada do novo milênio e o reconhecimento dos efeitos nocivos do plástico nos ecossistemas aquáticos estabeleceram novas metas para o desenvolvimento sustentável da humanidade. Em 2015, por meio da criação dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), a conservação do oceano e o enfrentamento aos resíduos nos ambientes marinhos ganharam relevância, com o Objetivo 14. Pela meta 14.1, os países membros da ONU se comprometeram até 2025, prevenir e reduzir significativamente a poluição marinha de todos os tipos, especialmente a advinda de atividades terrestres. Assim, fica evidente a necessidade de medidas para utilizar os plásticos de forma responsável e se possível, evitá-los (UNEP, 2021).

No âmbito regional, o Parlamento Europeu e o Conselho da União Europeia aprovaram a Diretiva-Quadro de Estratégia Marinha (Diretiva 2008/56/CE) em 2008,

que foi o primeiro instrumento legal da União Europeia a tratar especificamente do problema dos resíduos em ambientes marinhos. Essa Diretiva estabeleceu medidas para promover a redução, coleta e reciclagem dos resíduos gerados pelas atividades marítimas e dos resíduos terrestres que impactam a zona costeira (UE, 2008). Na Europa, destaque-se ainda as linhas de atuação da OSPAR (convenção de proteção do meio marinho do Atlântico Nordeste) e o “Plano de Ação Regional para a Prevenção e Gestão de Resíduos Marinhos no Atlântico Nordeste”. O plano enfatiza os materiais plásticos, por serem o tipo de material mais abundante nos oceanos (OSPAR, 2014). A Diretiva 2008/56/CE foi incorporada ao Código Ambiental francês e serviu para o desenvolvimento e execução de legislações e planos estratégicos frontais contra a poluição plástica no mar. A “Lei Contra o Desperdício para Uma Economia Circular”, promulgada em 2020, definiu objetivos de depósito, reciclagem e reutilização desses materiais (França, 2020).

Já o Plano de Ação “Zero Resíduos Plásticos no Mar (2020-2025)”, visa diminuir a emissão de macro e microplásticos para os mares e oceanos até 2025. O Plano de Ação se distribue em quatro eixos: prevenção da poluição plástica na origem; combate aos resíduos em rios, esgotos e águas pluviais; controle dos resíduos plásticos no litoral; e sensibilização, informação e educação (França, 2020). Os Estados Unidos não possuem um plano nacional específico para lidar com os resíduos plásticos em ambientes marinhos, mas existem algumas leis federais que estabelecem um arcabouço legal. A “Lei de Resíduos Marinhos”, aprovada em 2006, instituiu um Programa Nacional de Resíduos Marinhos no âmbito da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (sigla em inglês, NOAA) para identificar, rastrear, avaliar, prevenir, reduzir os materiais marinhos. Em 2018, essa lei foi renomeada como “Lei Salve Nossos Oceanos” para abranger os plásticos presentes em ambientes marinhos. Além disso, a “Lei de Águas sem Microesferas” proíbe a fabricação e distribuição de cosméticos, que contenham (MOEFCC, 2023).

Os países asiáticos começaram a enfrentar as crises do plástico nos ambientes marinhos através de planos de ação nacional. A Indonésia promulgou o Regulamento Presidencial nº 83/2018 sobre Gerenciamento de Detritos Marinhos, definindo como meta nacional reduzir os resíduos nos ambientes marinhos em 70% até 2025. Em consonância com Regulamento, implementou o “Plano de Ação Nacional sobre Gestão de Detritos Marinhos (2018-2025)”, que se concentra em 5 estratégias principais para combater os plásticos no oceano (Stockhaus *et al.*, 2021).

O Japão, por meio do “Plano de Ação Nacional de Resíduos Plásticos Marinhos” (formulado em 2019), visa diminuir a entrada de resíduos sólidos terrestres nos ambientes marinhos em oito eixos de monitoramento (Stockhaus *et al.*, 2021).

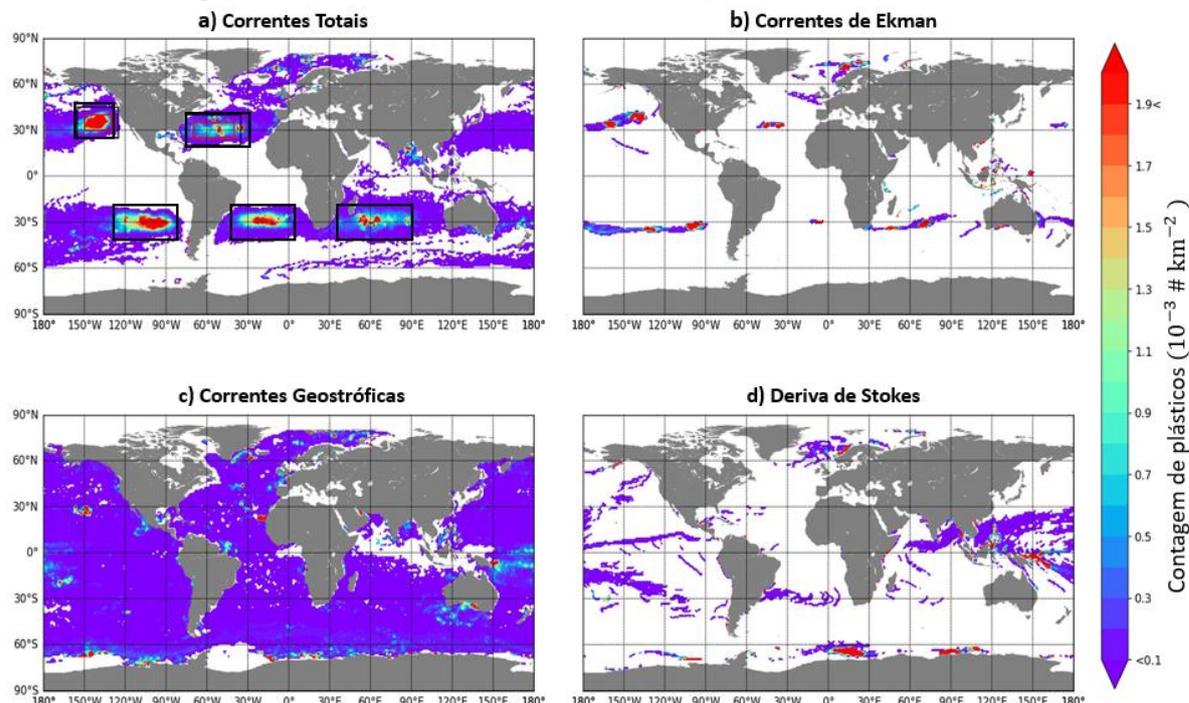
Na América do Sul, o Chile, por meio da “Estratégia Nacional de Gestão de Resíduos Marinhos e Microplásticos”, busca desenvolver ações definidas para evitar a entrada de 40% desses materiais nos ambientes marinhos até 2030, além de incentivar ações que permitam reciclar esses tipos de resíduos (Chile, 2021). No Brasil, o Plano Nacional de Combate ao Lixo Marinho possui seis eixos de implementação, com metas claras e alcançáveis. Atividades de limpeza de praias, consolidação da coleta seletiva em municípios costeiros, inovação tecnológica e programas de conscientização são algumas das ações em destaque (Brasil, 2019).

2.2.5 Hidrodinâmica marinha no transporte, dispersão e encalhe dos materiais plásticos na costa

O transporte de materiais em escala global é influenciado pelas correntes oceânica (Van Sebille *et al.*, 2020). A deriva de Ekman explica o desvio da direção do fluxo de água devido à rotação da Terra (Onink *et al.*, 2019). A água na superfície do mar se move em relação ao vento, sofrendo um desvio para a direita no hemisfério norte e para a esquerda no hemisfério sul. O transporte de Ekman gera regiões de convergência e divergência. As regiões de convergência são localizadas nos cinco giros subtropicais, formados pelos padrões do vento e pelos limites costeiros. Além disso, essa teoria revela ser o principal processo de acúmulo de plásticos nos centros dos giros oceânicos subtropicais, formando as áreas denominadas “manchas de lixo” (Figura 7b) (Onink *et al.*, 2019).

A circulação geostrófica, que é afetada pela variação da elevação da superfície do mar, tem um papel importante na distribuição dos microplásticos, mas não favorece a concentração deles nas regiões centrais dos giros subtropicais oceânicos (Figura 7c) (Onink *et al.*, 2019). Durante o movimento, as partículas de plástico flutuantes na superfície livre de uma onda experimentam uma velocidade na direção da propagação da onda, conhecida como deriva de Stokes (Stokes, 1847). Esse fenômeno ocorre porque as partículas não se deslocam em círculos perfeitos, permanecendo mais tempo nas cristas das ondas (velocidade positiva), do que nos vales (velocidade negativa).

Figura 7 – Densidade média de microplásticos nos oceanos



Legenda: As caixas pretas em (a) indicam as zonas de acumulação de microplásticos.

Fonte: Modificado de Onink *et al.* (2019)

A deriva de Stokes é importante para entender o transporte de massa e energia de fluidos, especialmente em situações em que há partículas suspensas. Dessa forma, ela é uma das principais abordagens da deriva de plásticos flutuantes no oceano (Van Sebille *et al.*, 2020). Em escala global, a deriva de Stokes não contribui para o acúmulo de microplásticos em regiões subtropicais (Figura 7d), (Onink *et al.*, 2019).

A dinâmica dos movimentos e a configuração das correntes são moldadas por uma série de fatores que operam em diferentes escalas espaciais e temporais (Van Sebille *et al.*, 2020). Processos locais, como a quebra de ondas e turbulências, ocorrem em escalas de centímetros a metros, e em curtos períodos. Entretanto, os ventos e as correntes oceânicas podem ser considerados macroprocessos (Van Utenhove, 2019). O transporte horizontal de uma partícula é o resultado da interação entre advecção e dispersão (Jalón-Rojas *et al.*, 2019). A advecção condiciona o transporte de uma substância através do movimento da massa do fluido, sendo as correntes superficiais e os ventos os principais agentes no transporte na superfície do mar. Já a difusão, refere-se ao movimento aleatório das partículas provocado pelo

fluxo turbulento. No nível molecular, esse processo é caracterizado pelo deslocamento de moléculas individuais ou parcelas de água ao longo do gradiente de concentração (Corey e Auvermann, 2003; Van Utenhove, 2019). Além disso, a dispersão de partículas pode ser descrita como a combinação de processos de difusão e gradiente da velocidade (Corey e Auvermann, 2003; Van Utenhove, 2019).

O efeito do vento deve ser considerado no transporte dos plásticos flutuantes. Isso é aplicável principalmente a objetos de baixa densidade (Schwarz *et al.*, 2019). O coeficiente de arrasto atmosférico, mensuração da força do vento sobre um objeto, é composto pelo arrasto de superfície e pelo arrasto de forma. O arrasto de superfície é influenciado pelo atrito viscoso, enquanto o arrasto de forma depende da área exposta ao vento fora da água (Petty *et al.*, 2017). Os plásticos podem se deslocar horizontalmente por várias condições, mas é importante considerar a sua distribuição e o seu transporte vertical. A densidade, o formato e o tamanho influenciam na sua flutuabilidade, mas há movimentos verticais na água que podem fazer os plásticos subirem e descerem. A circulação de Langmuir e a deriva de Ekman são estruturas que podem causar esses fenômenos verticais, devido aos movimentos espirais de convergência e divergência em escalas diferentes (Van Sebille *et al.*, 2020).

Além disso, o aquecimento das camadas superficiais do oceano influencia a dispersão vertical dos microplásticos, pois o aumento da temperatura limita a capacidade desses materiais afundarem (Kukulka *et al.*, 2016). Por fim, a hidrodinâmica em águas costeiras é diferente da dinâmica em águas oceânicas. Quando as ondas se aproximam da costa, elas encontram um fundo mais raso que dificulta seu movimento (zona de arrebentação), passando por um processo de perda de energia, até chegar na areia (zona de espraiamento) (Hoefel, 1998). O transporte de plástico nas regiões próximas a costa é afetado significativamente por ventos, ondas e marés, sendo esses influenciados pela profundidade da água (Lentz e Fewings, 2012). Nesse processo, segundo Isobe *et al.* (2014), a quantidade de plástico aumenta gradualmente ao se aproximar do litoral, devido à interação entre a deriva de Stokes e as velocidades terminais. Esses materiais levados para as praias sofrem processos de fragmentação, gerando partículas menores (microplásticos) que podem voltar ao oceano, por meio de correntes de retorno (Van sebille *et al.*, 2020).

O movimento vertical da água dos oceanos provocada pelas marés, geralmente ocorre com um deslocamento horizontal, conhecido como corrente de maré (Bosboom e Stive, 2023). Essas correntes são responsáveis por criar turbulência nas áreas próximas ao leito marinho (Trowbridge e Lentz, 2018), e a baixa profundidade das águas costeiras pode afetar o movimento horizontal de plásticos flutuantes (Van Sebille *et al.*, 2020). Nos estuários, a interação da água doce dos rios com a salgada do oceano pode levar a mudanças nas condições ambientais (Malli *et al.*, 2022). As marés, juntamente com os gradientes de densidade, atuam de forma complexa, podendo causar frentes convergentes e aprisionamento de partículas (Maccready e Geyer, 2010). Além disso, a velocidade da corrente de maré e a amplitude da maré são fatores determinantes na distribuição de microplásticos nesses ecossistemas (Zhang *et al.*, 2020a).

A morfologia costeira interage com a hidrodinâmica, afetando o transporte e acúmulo de partículas (Van Sebille *et al.*, 2020). Praias com características reflexivas geralmente têm menos deposição de plásticos, enquanto praias dissipativas apresentam um acúmulo maior de tais materiais (Marin *et al.*, 2019). Para os microplásticos que se acumulam nos sedimentos praianos, os eventos de tempestade e os locais com maior movimentação da água definem as suas concentrações, conforme demonstrado por Chubarenko *et al.* (2018).

Assim, os microplásticos presentes na praia são provenientes de águas oceânicas. A forma e o tamanho influenciam sua distribuição nos sedimentos. Waldschlager e Schuttrumpf (2020) observaram que as partículas esféricas se infiltram em uma profundidade maior em relação aos fragmentos e fibras, e que as partículas maiores que 100 µm se concentram na superfície do sedimento.

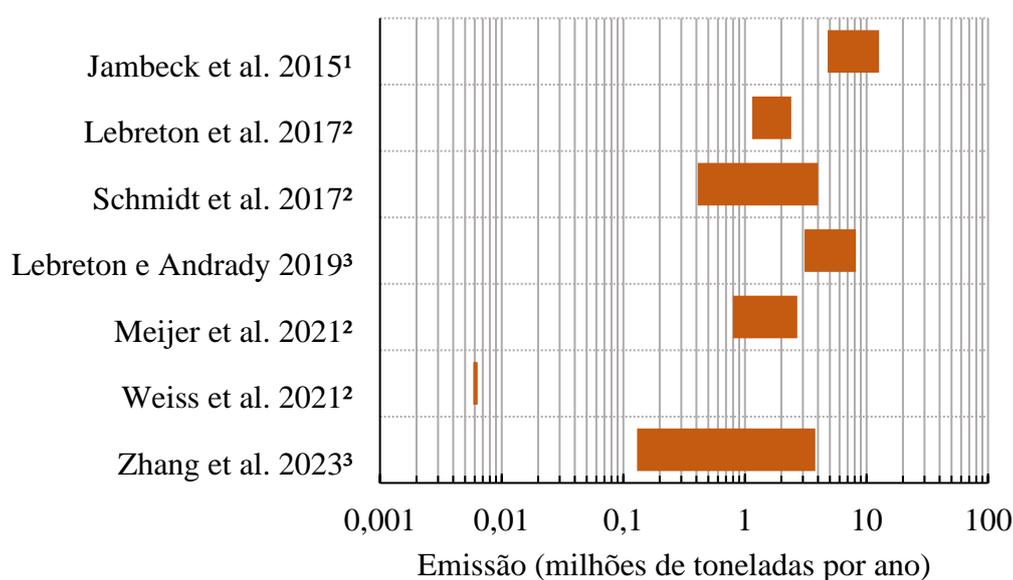
2.3 MÉTODOS DE ESTIMAÇÃO E RASTREAMENTO DE PLÁSTICOS NOS MARES E OCEANOS

2.3.1 Métodos de estimacão de macro e microplásticos

Estimar as emissões de materiais plásticos para os oceanos é uma tarefa desafiadora que envolve considerar a grande heterogeneidade espaço-temporal da geracão de resíduos plásticos e das condições sociais e ambientais de cada região (Zhang *et al.*, 2023). Atualmente, para estimar a quantidade de plástico que chega

nos mares e oceanos, os modelos utilizam variáveis relacionadas à extensão territorial, densidade populacional, nível socioeconômico, geração, composição, coleta e destinação final de resíduos sólidos, coleta seletiva, reciclagem e hidrologia (Alencar *et al.*, 2022). Modelos podem correlacionar essas variáveis citadas com a vazão de rios (Lebreton *et al.*, 2017; Meijer *et al.*, 2021; Weiss *et al.*, 2021). A aplicação desses modelos resulta em estimativas globais que podem diferir significativamente, dependendo dos rios e dados selecionados, com variações em até três ordens de grandeza (Figura 8).

Figura 8 – Emissão estimada de materiais plásticos da terra para o oceano



Legenda: Eixo x é baseado em logaritmo. (1) Emissões de zonas costeiras, (2) emissão fluvial e (3) fontes fluviais e costeiras.

Fonte: Modificado de Zhang *et al.* (2023)

Jambeck *et al.* (2015) criaram um modelo para estimar a emissão de resíduos plásticos mal gerenciados anualmente em regiões costeiras globais (até 50 km da costa) e que podem potencialmente entrar nos oceanos. Nesse estudo, os autores consideraram a massa de resíduos gerados, porcentagem de plástico, resíduos mal gerenciados, densidade da população costeira e situação econômica dos países. Para estimar a quantidade de materiais plásticos terrestres que chega aos oceanos, os pesquisadores aplicaram três diferentes taxas de conversão de resíduos plásticos em “lixos marinhos”: 15%, 25%, 40%.

Considerando as influências das bacias hidrográficas no transporte dos plásticos, pois os rios são as principais rotas pelas quais esses materiais entram nos oceanos, Lebreton *et al.* (2017), Meijer *et al.* (2021), Weiss *et al.* (2021) relacionaram as variáveis já citadas com a vazão de rios, e as suas características (inclinação do terreno, uso da terra e precipitação), além de barreiras artificiais, como barragens. Lebreton *et al.* (2017) aplicaram uma abordagem empírica, baseando-se nos plásticos mal gerenciados a montante da foz dos rios. Eles desenvolveram e ajustaram um modelo sazonal de escoamento, calibrado através de uma série de observações realizadas diretamente no campo.

Modelagem probabilística também é aplicável para prever o percurso de plásticos em cursos d'água, considerando elementos como o vento e o escoamento superficial. Esses modelos podem ser calibrados e validados com dados de observação de diferentes rios ao redor do mundo. A probabilidade de deslocamento dos plásticos é baseada em fatores físicos e ambientais, como chuva, vento, inclinação do terreno, uso do solo, proximidade dos rios, vazão de rios e distância até o mar. Adicionalmente, um fator de "rugosidade", que leva em conta a classificação do uso da terra e a declividade da bacia, pode ser incorporado ao cálculo da probabilidade de transporte dos plásticos (Meijer *et al.*, 2021).

Com uma abordagem mais realista para estimar a emissão de plásticos nos oceanos, Zhang *et al.* (2023) propuseram um modelo hidrodinâmico tridimensional global inovador. Este modelo incorporou processos importantes que influenciam o transporte e a dispersão dos materiais plásticos, incluindo movimentos verticais, correntes oceânicas, fragmentação, acúmulo em zonas costeiras e bioincrustação. Para enfrentar as incertezas presentes nos dados, os autores propuseram três cenários distintos de emissão, todos baseados em estudos anteriores. O cenário "alto" reflete as estimativas de Lebreton *et al.* (2017) enquanto o cenário "médio" é alinhado com os cálculos de Mai *et al.* (2020) e o cenário "baixo" segue o estudo de Weiss *et al.* (2021). Esses cenários representaram variações significativas nas concentrações de plástico na superfície marinha, com emissões anuais globais estimadas em 7,1 milhões de Mt, 0,68 milhões de Mt e 0,031 milhões de Mt, respectivamente. A aplicação desses cenários permitiu uma redução considerável na incerteza das estimativas de emissão de plástico, de uma faixa de 2-3 ordens de magnitude para cerca de 1,5 ordem de magnitude.

2.3.2 Modelos Hidrodinâmicos

Os modelos hidrodinâmicos são uma forma efetiva e abrangente de representar a dinâmica de corpos d'água superficiais (oceanos, estuários, reservatórios). Porém, para a escolha do modelo mais adequado, é preciso considerar as condições hidrodinâmicas da região de estudo (Cai *et al.*, 2023). Modelos hidrodinâmicos existentes para as simulações de águas costeiras são mostrados no Quadro 3.

Quadro 3 – Modelos hidrodinâmicos para simulações de águas costeiras

Modelo	Descrição	Aplicações	Referências
DELFT3D	Modelos numéricos e módulos para investigar hidrodinâmica, morfodinâmica, transporte de partículas e qualidade da água para ambientes fluviais, estuarinos e costeiros.	Balço sedimentar; inundação; rastreamento de microplásticos	Miranda <i>et al.</i> (2022); Chow e Sun (2022); Sousa <i>et al.</i> (2021)
FVCOM	Modelo oceânico de equação primitiva com grade não estruturada e volume finito desenvolvido para o estudo da circulação oceânica costeira e estuarina.	Inundação costeira; fluxo de carbono orgânico; rastreamento de óleo	Li <i>et al.</i> (2022); Wang <i>et al.</i> (2021); Yang <i>et al.</i> (2021)
MOHID	Modelo de volumes finitos que simula processos hidrodinâmicos em ambientes costeiros e estuarinos. Formado por diferentes componentes (MOHID Water, MOHID Land e MOHID Soil)	Rastreamento de plásticos; dispersão de plumas; propriedades da água para produção de moluscos	Cloux <i>et al.</i> (2022); Morato <i>et al.</i> (2022) Garbossa <i>et al.</i> (2021)
POM	Modelo de coordenadas sigma de superfície livre, com equações primitivas discretizadas por diferenças finitas. Pode modelar ambientes fluviais, costeiros, lagos, mares restritos e oceano global.	Fluxo-topografia na estrutura termohalina; influências entre correntes-elevações da superfície; rastreamento de plânctons	Silva <i>et al.</i> (2021); Costa <i>et al.</i> (2020); Martins <i>et al.</i> (2020)
TELEMAC	Baseado no método de elementos finitos para fluxos de superfície livre, simula a hidrodinâmica, as reações bioquímicas e térmicas da água e a dispersão/transporte de sedimentos em ambientes costeiros, fluviais e estuarinos.	Rastreamento de microplásticos; transporte de sedimentos; corrente marítima em torno de um promontório	Pilechi <i>et al.</i> (2022); Fernandes <i>et al.</i> (2021); McIlvenny <i>et al.</i> (2021)

Entre os modelos hidrodinâmicos citados no Quadro 3, o MOHID se destaca por estar em operação na costa de Santa Catarina pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) (EPAGRI, 2023; Garbossa *et al.* 2021). Assim, será descrito a estrutura desse modelo, incluindo os principais processos e as equações que o compõem, visto que o MOHID foi selecionado para modelagem matemática deste estudo.

2.3.2.1 *Modelo hidrodinâmico - MOHID*

O MOHID é um modelo numérico criado pelo MARETEC, um centro de pesquisa do Instituto Superior Técnico de Engenharia da Universidade Técnica de Lisboa. O modelo possui mais de 40 módulos, com funções específicas para lidar com cada tipo de informação (MARETEC, 2012). A seguir, serão explicitados o módulo modelo, malha computacional (batimetria e geometria) e o módulo hidrodinâmico.

- Modelo

O módulo modelo é o sistema de nível hierárquico mais alto do MOHID, com duas funções principais: gerenciar o fluxo de informações do módulo hidrodinâmico e de transporte. Ele centraliza todas as informações em um único arquivo, sendo responsável pela criação e atualização de submodelos, além de gerenciar os fluxos de informações entre os diferentes módulos (MARETEC, 2012).

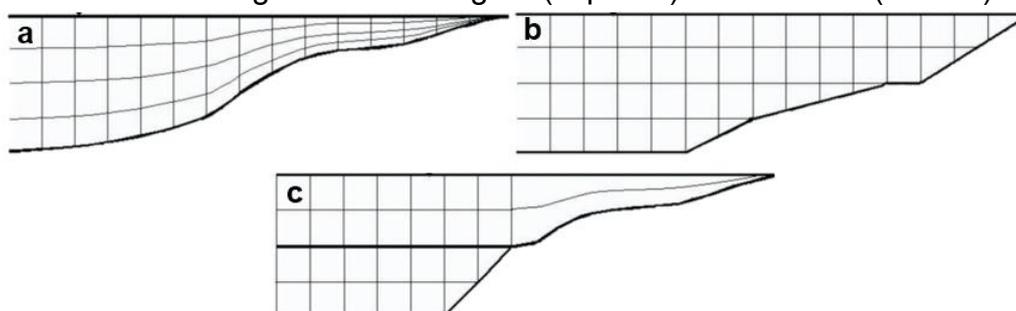
- Malha computacional

No modelo MOHID, o módulo de batimetria é responsável por ler as informações de batimetria de um arquivo e fornecê-las aos módulos dependentes desses dados. Esses dados podem ser organizados em uma grade regular, permitindo diferentes espaçamentos nas direções X e Y, sendo as coordenadas geográficas e métricas as mais comuns na horizontal (MARETEC, 2012). O módulo de geometria é responsável por calcular as áreas laterais e os volumes dos volumes finitos que são gerados. Ele opera com base no aumento do nível da superfície livre

e nos dados de batimetria fornecidos. As coordenadas cartesianas e curvilíneas podem ser utilizadas no plano horizontal, enquanto que uma coordenada vertical com diferentes subdomínios pode ser utilizada no plano vertical (MARETEC, 2012).

Além disso, o módulo de geometria pode subdividir a coluna d'água em coordenadas sigma, cartesiana, lagrangiana (baseada na coordenada sigma ou cartesiana), harmônica e subdivisões em diferentes domínios (MARETEC, 2012), como apresentado na Figura 9.

Figura 9 – (a) Domínio vertical sigma, (b) domínio vertical cartesiano, (c) subdivisão da coluna d'água: domínio sigma (superior) e cartesiano (inferior)



Fonte: MARETEC (2012)

- Módulo hidrodinâmico

O módulo hidrodinâmico calcula o nível, as velocidades e os fluxos de água. Ele resolve as equações do movimento tridimensional na forma primitiva, assumindo o equilíbrio hidrostático e as aproximações de Boussinesq. As equações do balanço da quantidade de movimento para as velocidades médias horizontais (equação 1 e 2) são expressas na forma cartesiana. O termo do lado esquerdo das equações, que representa a evolução temporal das velocidades, é igual ao balanço do transporte advectivo, da força de Coriolis, do gradiente de pressão e da difusão turbulenta (MARETEC, 2012).

$$\begin{aligned} \partial_t u = & -\partial_x(uu) - \partial_y(uv) - \partial_z(uw) + fv - \frac{1}{\rho} \partial_x p + \partial_x((v_H + v) \partial_x u) \\ & + \partial_y((v_H + v) \partial_y u) + \partial_z((v_v + v) \partial_z u) \end{aligned} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \partial_t v = & -\partial_x(vu) - \partial_y(vv) - \partial_z(uw) + fu - \frac{1}{\rho} \partial_y p + \partial_x((v_H + v) \partial_x v) \\ & + \partial_y((v_H + v) \partial_y v) + \partial_z((v_v + v) \partial_z v) \end{aligned} \quad (2)$$

$$\partial_x u + \partial_y v + \partial_z w = 0 \quad (3)$$

$$\partial_z p + g\rho = 0 \quad (4)$$

Considerando que u , v e w ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) são as componentes do vetor velocidade nas direções x , y e z , respectivamente, f o parâmetro de Coriolis, v_H e v_v ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) a viscosidade turbulenta nos sentidos horizontal e vertical, respectivamente, ν é a viscosidade cinemática molecular ($1,3 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) e p é a pressão. A equação de continuidade incompressível (balanço da massa), conforme a equação 3, determina a superfície livre e a velocidade vertical. A equação de continuidade é integrada entre o fundo e uma profundidade z para obter a velocidade vertical (w) ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), enquanto a equação da superfície livre é obtida integrando toda a coluna de água (entre o fundo e a elevação da superfície livre (η)). Além disso, a partir da aproximação hidrostática (equação 4), o gradiente de pressão total depende da combinação dos gradientes de elevação da superfície do mar (gradiente de pressão barotrópico) e da distribuição da densidade (gradiente de pressão baroclínico), além do próprio gradiente de pressão atmosférica (MARETEC, 2012).

O módulo hidrodinâmico utiliza diferentes métodos de discretização para os processos simulados, de acordo com as restrições de estabilidade que eles impõem. Os termos que podem causar instabilidade, como o termo advectivo vertical, que depende da espessura da camada de água e do tipo de domínio vertical sigma, são discretizados implicitamente. Ele se aplica também ao termo barotrópico de gradiente de pressão, que está relacionado à estabilidade das ondas superficiais. Os termos que não têm problemas de estabilidade são discretizados explicitamente, como o termo de Coriolis, fluxos advectivos horizontais e gradiente baroclínico de pressão (MARETEC, 2012). Por fim, em relação as condições de contorno no MOHID, os fluxos advectivos na superfície livre são desconsiderados, enquanto o fluxo difusivo de *momentum* é imposto pela tensão do vento na superfície. No fundo, os fluxos advectivos são considerados nulos, e o fluxo de *momentum* difusivo é

gerado pela tensão do fundo. Nos limites laterais fechados, o domínio é delimitado pela terra e, nas fronteiras abertas, os limites são variáveis para garantir a comunicação entre o interior e o exterior do domínio. Não existe uma condição de limite aberto ideal; a escolha mais adequada depende do domínio específico e dos fenômenos em análise, e pode estar relacionada ao nível do mar (MARETEC, 2012).

2.3.3 Modelos de rastreamento de partículas

Os processos de transporte dos microplásticos nos oceanos são controlados por: (i) correntes ambientais (fluxos gerados pelas marés e pelo vento), que provocam o transporte por advecção; (ii) força induzida pelo vento; (iii) influência das ondas; e (iv) flutuabilidade (relacionada com o tamanho, densidade e formato) que afeta a dispersão vertical (Bigdeli *et al.*, 2022). Diferentes abordagens de modelagem podem ser empregadas para simular o transporte dos microplásticos, através de modelos hidrodinâmicos Eulerianos e modelos de rastreamento de partículas Lagrangeanos (Bigdeli *et al.*, 2022). Os modelos Eulerianos descrevem as condições hidrodinâmicas do meio, que são usadas como dados de entrada para os modelos Lagrangeanos (Bigdeli *et al.*, 2022). Ao integrar esses modelos, é possível avaliar o transporte e a dispersão dos microplásticos (Hardesty *et al.*, 2017).

Para compreender a distribuição dos microplásticos, é necessário considerar os fatores que afetam a dinâmica desses materiais no mar. Porém, nem todos os modelos numéricos existentes são capazes de fazer isso de forma satisfatória. O modelo Delft-3D PART é um modelo que permite calcular a distribuição espacial dinâmica de partículas em três dimensões, usando dados de fluxo hidrodinâmicos do modelo Delft-3D (Sousa *et al.*, 2021). Esse modelo pode simular processos simples, como advecção-dispersão, encalhe na costa e sedimentação, mas não considera o efeito do processo de bioincrustação nas partículas, além de não dar informações sobre processos de degradação e fragmentação (Bigdeli *et al.*, 2022).

O Ichthyop é um modelo que foi desenvolvido inicialmente para investigar a influência de fatores físicos e biológicos na dinâmica de plâncton, mas que atualmente também é usado para estudar a dinâmica dos microplásticos em ambientes marinhos (Collins e Hermes, 2019). Porém, esse modelo não considera os processos complexos de bioincrustação, degradação e fragmentação, além de não permitir simular processos físicos simples e relevantes para o transporte dos

microplásticos, como o encalhe na costa (Bigdeli *et al.*, 2022). O TrackMPD permite modelar microplásticos com diferentes formatos e tamanhos (Jalón-Rojas *et al.*, 2019). Esse modelo incorpora processos, como o efeito do vento, encalhe na costa, fragmentação, bioincrustação e sedimentação, além da dispersão e advecção, conforme demonstrado por Simantiris *et al.* (2022) e Cheng *et al.* (2020). No entanto, para a sua utilização, dependendo do modelo hidrodinâmico adotado, deve ser realizado um pré-processamento avançado dos dados, a fim de evitar problemas de compatibilidade.

Por fim, o MOHID Lagrangeano é uma ferramenta de rastreamento de partículas de alta resolução que pode funcionar como uma biblioteca para o sistema de modelagem MOHID (Cloux *et al.*, 2022). Este sistema está em constante desenvolvimento, permitindo a criação de novas simulações para diferentes tipos de materiais nos ambientes marinhos. Ele inclui a modelagem de deposição e ressuspensão, influenciadas por correntes, ondas e ventos, além de um processo de degradação que segue uma taxa diária estabelecida pelo usuário. Adicionalmente, o usuário pode determinar a distância da costa para encalhe e a probabilidade de isso acontecer, o que ajuda a entender diversos contextos de acumulação de detritos (Rosas *et al.*, 2021).

No presente estudo, o MOHID Water foi usado para fornecer os dados hidrodinâmicos para o modelo de rastreamento de partículas escolhido, o MOHID Lagrangeano. A seguir será descrito a estrutura do MOHID Lagrangeano.

2.3.3.1 *MOHID Lagrangeano*

O módulo Lagrangeano, chamado também de MOHID Lagrangeano, emprega traçadores como parte fundamental de seu conceito, sendo estes definidos por suas coordenadas espaciais, um volume específico e um conjunto de propriedades. Esses elementos são essenciais para caracterizar o movimento e a distribuição de uma partícula (MARETEC, 2012). O fator de maior influência na movimentação do traçador é sua velocidade média do módulo hidrodinâmico, além do vento do módulo de superfície e da velocidade aleatória da ação das ondas (Cloux *et al.*, 2022). A determinação da velocidade em pontos específicos do espaço é realizada por meio de uma interpolação linear. (MARETEC, 2012). A equação 6 define a movimentação dos traçadores.

$$\frac{dx_i}{dt} = u_i(x_i, t) \quad (6)$$

$$u_i = u_{1t} + C_D u_{2t} + u_{3t} + u_{4t} \quad (7)$$

Onde u representa a velocidade média, x a posição da partícula, e t o tempo. Na equação 7, u_1 é a velocidade da corrente superficial do módulo hidrodinâmico. Os módulos hidrodinâmicos e Lagrangeanos operam em conjunto, permitindo uma interação dinâmica e contínua dos dados (Rosas *et al.*, 2021). u_2 é a velocidade do vento a uma altura de 10 m acima da superfície do mar, e C_D é o coeficiente de arrasto do vento. Essas condições de contorno de superfície podem ser definidas diretamente pelo usuário, ou ser calculadas automaticamente pelo modelo, a partir de dados e condições meteorológicas (MARETEC, 2012). u_3 é a velocidade aleatória devido ao transporte de difusão, e u_4 é a deriva de Stokes (Rosas *et al.*, 2021).

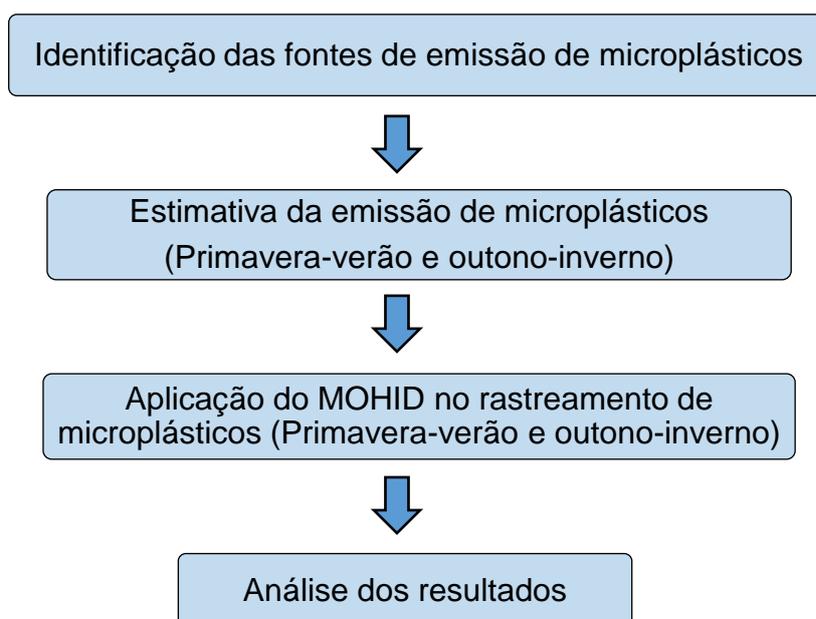
O transporte turbulento é responsável pela dispersão dos traçadores. Esse movimento aleatório segue a metodologia estabelecida por Allen (1982), determinando o deslocamento com base na escala de mistura e do desvio padrão da velocidade turbulenta, através dos cálculos do modelo hidrodinâmico. Durante esse processo, os traçadores mantêm sua velocidade aleatória pelo período necessário para circular o comprimento de mistura. Todavia, se for de interesse, o movimento horizontal aleatório pode ser desconsiderado (MARETEC, 2012).

As origens dos traçadores apresentam variações quanto aos seus métodos de emissão, podendo ser categorizadas em três tipos distintos: origens pontuais, que liberam traçadores de um local específico no espaço; origens do tipo caixa, que emitem traçadores sobre uma determinada área; e origens do tipo acidente, que dispersam traçadores de maneira circular a partir de um ponto central. Em relação à dimensão temporal das emissões, as fontes podem ser divididas em: emissões contínuas, responsáveis pela liberação de traçadores ao longo de um intervalo de tempo estabelecido; e emissões instantâneas, que emitem traçadores em um instante de tempo (MARETEC, 2012).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Resumidamente, este estudo adotou uma metodologia que se concentrou na caracterização da região de interesse para identificar fontes litorâneas de emissão de microplásticos. Através das características da origem da poluição, e com o suporte de dados extraídos da literatura, portal Hidroweb - ANA e documentos oficiais do governo de Santa Catarina, procedeu-se à estimativa de emissão correspondentes aos períodos de primavera-verão e outono-inverno. Utilizando os valores estimados, o modelo MOHID foi aplicado para as duas simulações/períodos do rastreamento de microplásticos. A modelagem foi efetuada através das correntes superficiais oceânicas do MOHID Water. O MOHID Lagrangeano foi empregado para definir os processos físicos que afetam os microplásticos em meio marinho, visando determinar o transporte e a dispersão das partículas. Por fim, os resultados obtidos das simulações permitiram uma compreensão das trajetórias das partículas e uma avaliação das zonas costeiras mais susceptíveis ao acúmulo de microplásticos. O fluxograma (Figura 10) apresenta as etapas metodológicas do estudo e nos tópicos seguintes cada etapa foi explicada.

Figura 10 – Fluxograma da metodologia do estudo



Fonte: Elaboração própria

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estado de Santa Catarina possui mais de 7,6 milhões de habitantes (IBGE, 2022) e seu litoral se estende por mais de 500 km, incluindo cidades como a capital Florianópolis. Entre os quatro principais portos do litoral catarinense, o porto de Itajaí, situado na margem do rio Itajaí-Açu, é o segundo maior do Brasil em movimentação de contêineres (Nierwinski *et al.*, 2020). Nas regiões litorâneas do estado, onde reside mais da metade da população, há um grande fluxo de turistas o ano inteiro, especialmente no verão. Os principais centros urbanos do estado são cortados por rios, que percorrem as áreas urbanas e fluem em direção ao Oceano Atlântico (SEBRAE, 2013).

A área de estudo está inserida em um contexto oceanográfico complexo, que envolve a influência de ventos, marés, aporte fluvial e correntes oceânicas (Marta-Almeida *et al.*, 2021). A Corrente do Brasil (CB), que faz parte do Giro Subtropical do Atlântico Sul, é a principal corrente que atua em Santa Catarina, trazendo água quente para a costa. A CB segue para o sul até se chocar com a corrente fria das Malvinas (CM) (Silveira *et al.*, 2000). No norte do estado, os ventos predominam na direção sul e costeira. As correntes de encosta são intensas, pois estão relacionadas à CB. Nessa região, uma pluma de água doce vem de fora do estado, pelo rio Iguape, que alcança Florianópolis na primavera e no verão. No sul do estado, há também a presença da pluma da Lagoa dos Patos e do rio da Prata durante todo o ano (Marta-Almeida *et al.*, 2021).

A região central do estado é dominada pelo rio Itajaí-Açu, cuja área de influência varia de acordo com a sazonalidade, devido às intensas correntes provenientes da plataforma continental e dos aportes fluviais. No período de vazões máximas do rio, a sua pluma pode atingir o Cabo de Santa Marta e penetrar na Baía Norte. Na região central, a salinidade apresenta pouca variação anual, com valores entre 34 e 35 PSU na costa. A temperatura da superfície oscila entre 19 e 20 °C no inverno, atingindo 23 °C no verão. A influência dos ventos também apresenta variações de acordo com as estações: na primavera e no verão, o vento “sopra” em direção à costa, associado a correntes costeiras do Sul, enquanto no inverno os ventos se invertem e “sopram” em direção ao oceano, associados a correntes mais fracas (Marta-Almeida *et al.*, 2021).

Embora não exista um panorama sobre a presença de microplásticos em Santa Catarina, reconhece-se que, se os resíduos plásticos gerados não forem gerenciados adequadamente, há o risco de serem transportados para os ambientes marinhos e, conseqüentemente, se fragmentarem em pedaços menores. Microplásticos já foram detectados nos sedimentos de 25 praias de 11 municípios das regiões centro-norte e centro-sul de Santa Catarina (Marin *et al.*, 2019). Em Florianópolis, a presença dessas partículas foi confirmada em 10 praias (Zanetti, 2019). Além disso, partículas plásticas também foram encontradas em organismos marinhos, incluindo peixes capturados nas proximidades de Garopaba e Laguna (Cardozo *et al.*, 2018; Dantas *et al.*, 2019) e em ostras coletadas nas Baías Norte e Sul (Saldaña-Serrano *et al.*, 2022). O Quadro 4 apresenta os estudos sobre microplásticos na água, sedimentos e biota marinha no litoral de Santa Catarina.

Quadro 4 – Estudos sobre microplásticos no litoral de Santa Catarina

Local	Tipo de amostra	Nº de Itens	Densidade	Morfologias	Polímeros	Ref.
25 praias do litoral centro norte e centro sul	Sedimento	3062	NI	Pellets, fragmentos, e espuma de poliestireno	NI	Marin <i>et al.</i> (2019)
10 praias de Florianópolis	Sedimento	588	1,33 - 127,3 itens/m ²	Fragmentos e pellets	PP, PE e PS	Zanetti (2019)
1 praia de Florianópolis	Sedimento	280	1,16 itens/m ²	Pellets	PEBD, PP e PEAD	Louro e Widmer (2017)
Baía da Babitonga	Água	NI	NI	Fragmentos e filamentos	PE, PET, PP, PB e PS	Lorenzi <i>et al.</i> (2021)
Sistema Lagunar Estuarino em Laguna	Água	8668	7,32 itens/m ³	Fragmentos e filamentos	PP, PE e PET	Monteiro <i>et al.</i> (2022)
Litoral de São Francisco do Sul	Água	11	0,01 itens/m ³	Fragmentos, filmes e filamentos	PE e PP	Ricardo <i>et al.</i> (2024)
Foz dos rios Itajaí-Açu, Camboriú e Tijucas	Água	530	0,39 - 4,30 itens/m ³	Fragmento, espuma de poliestireno, pellets e filamentos	NI	Vandres en (2017)

Quadro 4 – continuação.

Local	Tipo de amostra	Nº de Itens	Densidade	Morfologias	Polímeros	Ref.
Praia de Garopaba	Biota	210	NI	Fragmentos e filamentos	NI	Cardozo <i>et al.</i> (2018)
Baia Norte e Sul de Florianópolis	Biota	43	0, 33 - 0, 75 itens/ostra	Filamentos	NI	Saldaña-Serrano <i>et al.</i> (2022)
Sistema Lagunar Estuarino em Laguna	Biota	NI	NI	Filamentos	NI	Dantas <i>et al.</i> (2019)

PP: polipropileno, PE: polietileno, PS: poliestireno, PEBD: polietileno de baixa densidade, PEAD: polietileno de alta densidade, PET: tereftalato de polietileno, PB: polibutadieno; NI: Não informado.

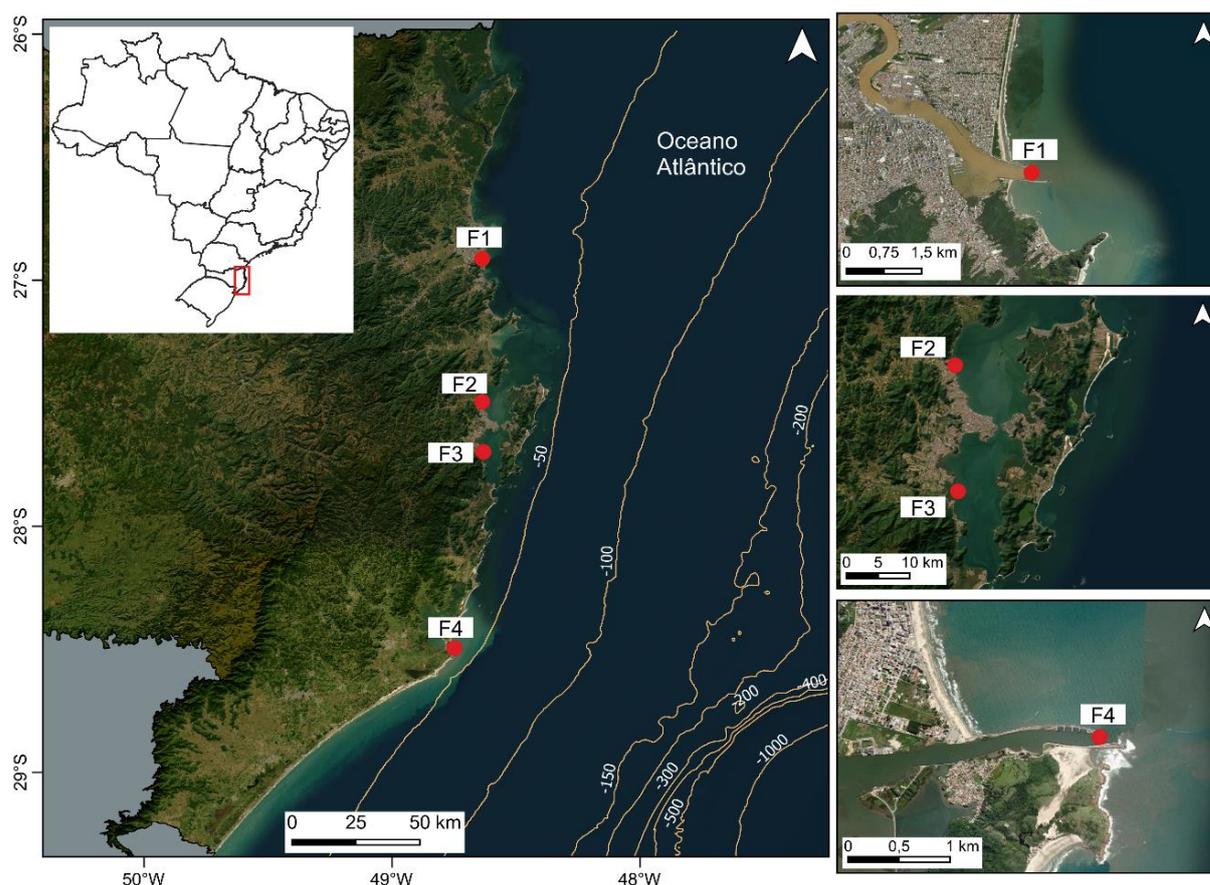
3.2 INDENTIFICAÇÃO DAS FONTES DE EMISSÃO DE PLÁSTICOS

Regiões litorâneas densamente habitadas representam um risco para o ecossistema marinho, tendo os rios como as principais rotas de entrada de plásticos nos mares (Lebreton e Andrady, 2019). Assim, no presente estudo, esses cursos de água foram considerados como as fontes de emissão de plásticos para o Oceano Atlântico. Em Santa Catarina, a rede hidrográfica engloba regiões de grande importância, incluindo a do Vale do Itajaí (RH7), que é a maior da vertente atlântica. A Região Hidrográfica do Litoral Centro (RH8) destaca-se pela maior densidade demográfica (202,13 hab.km⁻²); e a Sul Catarinense (RH9) é a segunda maior da vertente atlântica (Santa Catarina, 2018b).

Situada entre as coordenadas 26° 27' e 27° 53' de latitude sul e 48° 38' e 50° 29' de longitude oeste, a bacia hidrográfica do rio Itajaí-Açu abrange 60 municípios catarinenses, totalizando mais de 1,5 milhão de habitantes (Santa Catarina, 2018a). O rio Itajaí-Açu (sua foz é representada como F1 na Figura 11) (SIRHESC, 2024a) é notável por ter o maior volume de descarga da vertente atlântica em Santa Catarina (Marta- Almeida *et al.* 2021). Além disso, esse curso d'água é importante para o desenvolvimento econômico de cidades, como Blumenau e Itajaí, onde suas águas são utilizadas para atividades agrícolas e industriais. As realidades distintas de cada município da bacia hidrográfica do rio Itajaí-Açu influenciam diretamente na maneira que os resíduos sólidos urbanos (RSU) são coletados, que varia entre a coleta seletiva de recicláveis e convencional. Em cidades como Blumenau, Itajaí, Brusque

e Navegantes, a coleta convencional de RSU apresenta uma taxa de cobertura superior a 95%, enquanto a coleta seletiva de recicláveis não ultrapassa 75% de cobertura. A disposição final predominante desses resíduos é feita em aterros sanitários, embora os municípios encaminhem (de forma total ou parcial) seus RSU para unidades de triagem de recicláveis. Existe também a atuação de catadores e a presença de associações/cooperativas de reciclagem na região. A produção estimada de RSU para essa região é de 519.482 ton.ano⁻¹, com um índice de 3% de resíduos não coletados (Santa Catarina, 2018a). De acordo com Meijer *et al.* (2021), o rio Itajaí-Açu é responsável pela maior contribuição de macroplásticos no estado, com uma descarga anual de 641,8 toneladas no Oceano Atlântico.

Figura 11 – Localização geográfica e batimetria do litoral de Santa Catarina, apresentando as fozes dos rios Itajaí-Açu, Biguaçu, Cubatão do Sul e Tubarão



Legenda: F1: foz do rio Itajaí-Açu; F2: foz do rio Biguaçu; F3: foz do rio Cubatão do Sul; F4: foz do rio Tubarão.

Fonte: Elaboração própria

Com uma população superior a 400 mil habitantes (Santa Catarina, 2018a), a bacia hidrográfica do rio Tubarão está situada no sul de Santa Catarina, desembocando na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos, no Complexo Lagunar (SIRHESC, 2024b). Essa bacia é delimitada pelas coordenadas geográficas que variam de 27° 48' 00" e 28° 48' 08" de latitude sul e 48° 38' 18" e 48° 31' 48" de longitude oeste. O rio Tubarão (sua foz é identificada como F4 na Figura 11) é reconhecido por ter a segunda drenagem atlântica do estado (D'aquino, 2010; Loitzenbauer e Mendes, 2016). Além disso, a região sul do estado de Santa Catarina apresenta empresas na fabricação de plásticos descartáveis e embalagens (Schlickmann, 2012), indicando que o rio Tubarão pode representar um caminho considerável para o fluxo de plásticos em direção ao Oceano Atlântico. Sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) na bacia hidrográfica mencionada, constata-se que Tubarão, Imbituba e Laguna, os municípios com maior população, têm uma taxa de coleta convencional de RSU superior a 95%. Entretanto, o índice de cobertura da coleta seletiva de recicláveis nessas localidades é menor que 50%. A principal forma de disposição final de resíduos na área ainda é o aterro sanitário. A presença de catadores individuais e de entidades como associações e cooperativas é relativamente baixa, em comparação com a região da bacia do Rio Itajaí-Açu. Estima-se que a produção anual de RSU da bacia do rio Tubarão seja cerca de 107.000 toneladas, sendo que o percentual de 4,5% desse total não é coletado (Santa Catarina, 2018a). Meijer *et al.* (2021) estimam um aporte de 203 toneladas anuais de macroplásticos pelo mesmo rio.

Por fim, é reconhecido que regiões metropolitanas têm uma alta probabilidade de emissão de resíduos plásticos nos ambientes marinhos, o que é agravado pela densidade populacional, elevada abundância de assentamentos informais, variações demográficas intensas e sistemas de gestão de resíduos deficientes (Alencar *et al.*, 2023). A Região Metropolitana da Grande Florianópolis concentra uma população superior a 1 milhão de habitantes, das quais 93% residem em zonas urbanas (SIRHESC, 2024c). Os rios Biguaçu e Cubatão do Sul (identificados como F2 e F3 na Figura 11) representam os principais cursos d'água da região, fluindo para as Baías Norte e Sul, respectivamente (Marta-Almeida *et al.*, 2021).

A bacia hidrográfica do rio Biguaçu compreende grande parte do município de Biguaçu e o município de Antônio Carlos. A bacia hidrográfica do rio Cubatão Sul,

engloba Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz, Águas Mornas e São Pedro de Alcântara. Com uma população de 350 mil habitantes para as duas bacias, a produção per capita de RSU supera o valor de $0,91 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. As duas bacias apresentam índice de cobertura da coleta convencional de RSU maior que 95%, e a coleta seletiva de recicláveis não ultrapassa 75% de cobertura. O aterro sanitário responsável pela disposição final de resíduos se encontra no município de Biguaçu e menos de 1% dos RSU gerados não são coletados. Nenhum município das duas bacias hidrográficas encaminha (de forma total ou parcial) seus RSU para unidades de triagem de recicláveis (Santa Catarina, 2018a). Meijer *et al.* (2021) consideram que os rios Biguaçu e Cubatão Sul podem conduzir materiais plásticos para as Baías Norte e Sul.

Diante desse contexto, e considerando que rios que transportam macrolásticos também podem contribuir para o escoamento de microplásticos, este estudo considerou quatro pontos de emissão no processo de modelagem e rastreamento de partículas plásticas no litoral de Santa Catarina (Figura 11): a foz do rio Itajaí-Açu; a foz do rio Biguaçu, a foz do rio Cubatão do Sul e a foz do rio Tubarão.

3.3 ESTIMATIVA DA EMISSÃO DE MICROPLÁSTICOS

Neste estudo, a emissão estimada de microplásticos foi realizada para determinar o número de partículas liberadas na simulação matemática. Essa liberação ocorreu de acordo com a distribuição temporal dos índices pluviométricos mensais em Santa Catarina. As oscilações nas taxas de precipitação influenciam na descarga dos rios, dando origem às vazões em diferentes períodos anuais (Wu *et al.*, 2024). Assim, procedeu-se duas estimativas para duas simulações. A primeira simulação correspondeu aos períodos de primavera e verão, estações de maior precipitação (Gotardo *et al.*, 2018). Os meses considerados foram setembro, outubro, novembro e dezembro. A segunda simulação correspondeu aos períodos de outono e inverno, com menor precipitação (Gotardo *et al.*, 2018). Os meses selecionados foram maio, junho, julho e agosto.

A vazão do rio Itajaí-Açu foi obtida pelo portal Hidroweb, mantido pela Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA) (<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>). A estação fluviométrica de monitoramento selecionada foi a de Indaial (código:

83690000), que representa cerca de 70% da bacia de drenagem (Schettini e Toldo Jr, 2001). Essa estação foi selecionada por apresentar os dados anuais mais atualizados e completos. Para estimar a carga plástica do rio Itajaí-Açu, usou-se os dados de 2021, por serem os mais atualizados (Quadro 5). Durante expedições no litoral de Santa Catarina, Vandresen (2017) realizou a quantificação de microplásticos em três importantes rios: Itajaí-Açu, Camboriú e Tijucas. Como resultado, a autora obteve a maior quantidade de microplásticos no rio Itajaí-Açu, com média $4,30 \pm 1,85$ itens.m⁻³. Assim, para estimar a emissão de microplásticos pelo rio Itajaí-Açu, considerou-se a média das vazões dos meses de primavera-verão (setembro, outubro, novembro e dezembro) e outono-inverno (maio, junho, julho e agosto), multiplicados pela média dos microplásticos quantificados pelo estudo de Vandresen (2017) no rio Itajaí-Açu.

Quadro 5 – Vazão média mensal (m³/s) referente a 2021

Meses	Rio Itajaí-Açu*	Rio Tubarão*	Rio Cubatão do Sul*	Rio Biguaçu**
Janeiro	346,19	118,53	27,57	11
Fevereiro	118,15	80,74	23,28	14,98
Março	139,49	98,25	22,96	13,14
Abril	83,77	51,39	13,94	9,68
Maio	89,84	44,51	12,84	8,46
Junho	264,88	95,77	23,67	7,44
Julho	143,59	46,27	13,93	8,35
Agosto	67,49	28,21	11,9	8,66
Setembro	239,39	45,77	16,57	10,6
Outubro	304,61	88,54	28,57	10,9
Novembro	154,17	68,32	21,74	9,78
Dezembro	67,05	72,43	16,32	9,47

*Hidroweb – ANA; **Obtida no Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Tijucas, Biguaçu e Bacias Contíguas através da regionalização de vazões de 2006.

Os registros históricos da vazão diária do rio Tubarão (Quadro 5) foram coletados da mesma forma que os do rio Itajaí-Açu, acessando o portal Hidroweb. A estação fluviométrica utilizada para esse rio foi a de Rio do Pouso, definida pelo código 84580000. Para essa estação de referência, decidiu-se considerar os dados

completos do ano 2021 por representar o mesmo período do rio Itajaí-Açu. Monteiro *et al.* (2022) investigaram a composição e o padrão de distribuição de fragmentos plásticos no Sistema Estuarino Lagunar localizado em Laguna. Entre os locais amostrados, três são afetados pela presença do Rio Tubarão. Os resultados revelaram que a concentração de microplásticos nesses pontos específicos foi de 1,07 itens.m⁻³. A estimativa de microplásticos que chega ao oceano seguiu a mesma metodologia aplicada ao rio Itajaí-Açu. Baseada na média das quatro vazões mensais dos meses de primavera-verão e de outono-inverno do ano 2021, e na quantidade média de microplásticos identificados no estudo de Monteiro *et al.* (2022).

Os registros das vazões para o rio Biguaçu foram adquiridos por meio do Diagnóstico dos Recursos Hídricos (Tomo II) do Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Tijucas, Biguaçu e Bacias Contíguas (Santa Catarina, 2018c). Não foi possível obter dados históricos de vazão do rio Biguaçu pelo portal Hidroweb. Em relação ao rio Cubatão do Sul, a estação fluviométrica utilizada no portal Hidroweb foi a ETA CASAN Montante (código: 84150100) com os dados do ano 2021. Embora não foram encontradas pesquisas que confirmem a presença de microplásticos nos rios Biguaçu e Cubatão do Sul, existe a possibilidade desses dois rios transportem materiais plásticos para a Baía Norte e Sul (Meijer *et al.*, 2021). Para estimar as cargas de emissão desses dois rios (Biguaçu e Cubatão do Sul), foi utilizada a proporção entre as médias das vazões dos meses de primavera-verão e outono-inverno com o rio Tubarão. Em seguida, as proporções foram aplicadas às emissões de microplásticos do rio Tubarão.

O rio Itajaí-Açu não foi considerado, pois ao incluí-lo, a quantidade de microplásticos nos rios Biguaçu e Cubatão do Sul seria semelhante à do rio Tubarão. Assim, foi definido no presente estudo que os rios Biguaçu e Cubatão do Sul emitem uma carga menor de microplásticos que o rio Tubarão. Essa diferença pode ser atribuída a uma coleta de resíduos mais eficiente na Região Metropolitana da Grande Florianópolis em comparação com a bacia do rio Tubarão, como explicado no Tópico 3.2.

Por fim, na modelagem matemática realizada, o número de partículas liberadas em cada rio esteve relacionado com a proporção da emissão estimada de microplásticos nos períodos primavera-verão e outono-inverno do rio Itajaí-Açu (apresentada na Tabela 1 nos resultados). Esse, que apresentou a maior taxa de

emissão, foi utilizado como referência para os outros três rios, com a liberação de 8000 partículas em ambos os períodos analisados. A seleção desse número específico baseou-se em outras pesquisas que utilizaram a modelagem lagrangeana para investigar a dispersão de plásticos flutuantes no oceano (Quadro 6). Além disso, ressaltou-se que um grande número de partículas exigiria uma grande quantidade de tempo computacional.

Quadro 6 – Modelagem lagrangeana em plásticos flutuantes no ambiente marinho

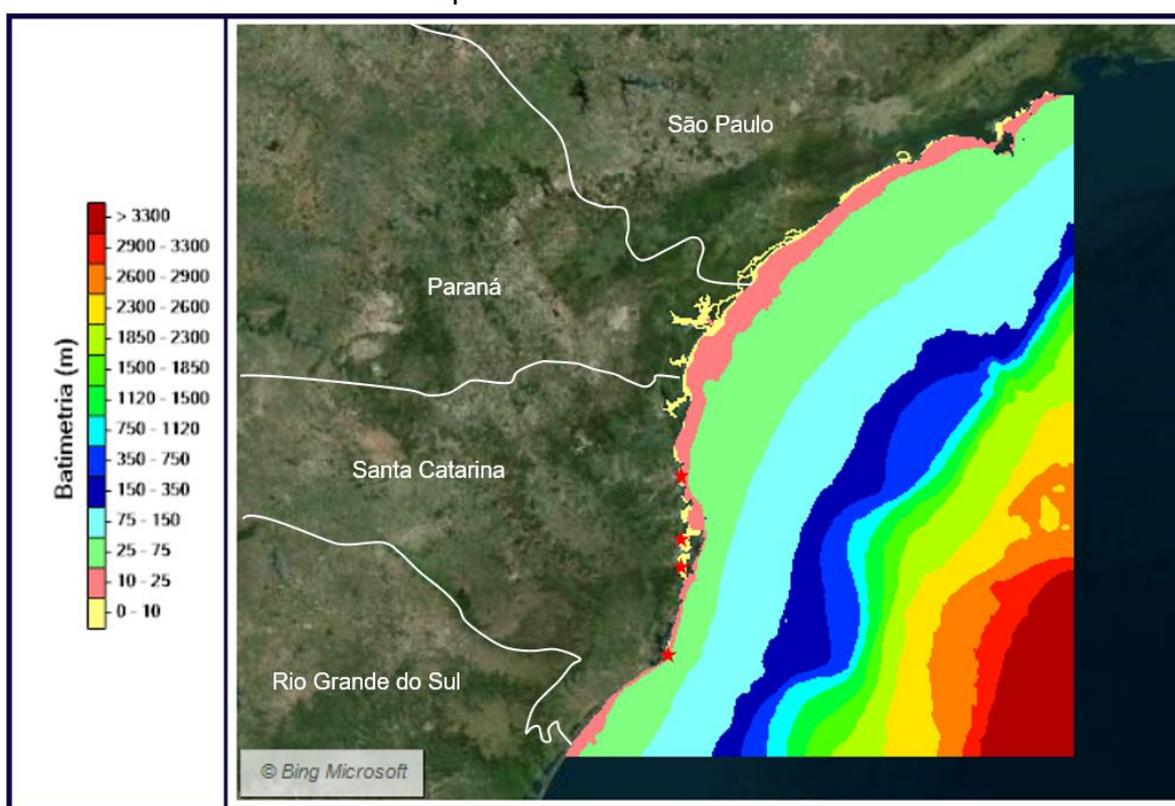
Área de estudo	Resolução horizontal (km)	Número de partículas	Tipo de liberação	Tempo de simulação	Ref.
Arquipélago Jônico	3	100	Instantâneo	27 meses	Simantiris <i>et al.</i> (2022)
Mar Mediterrâneo Ocidental	12	1000	Instantâneo	50 dias	Aliani e Molcard (2003)
Mar Adriático	2	9398	Instantâneo	60 dias	Carlson <i>et al.</i> (2017)
Mar Mediterrâneo	10	3287	Diário	1,3 ano	Mansui <i>et al.</i> (2015)
Golfo Pérsico/Arábico	0,8	1000	Marés de quadratura	15 dias	Alosairi <i>et al.</i> (2020)
Baía de Fethiye, Turquia	0,15	5000	Instantâneo	6 horas	Genc <i>et al.</i> (2020)
Mar da China Oriental	9	20000	Instantâneo	76 dias	Isobe <i>et al.</i> (2009)
Pacífico Norte	111	50	Instantâneo	5 anos	Kubota (1994)
Mar Egeu	7,5	9000	Mensal	1 ano	Politikos <i>et al.</i> (2017)

3.4 APLICAÇÃO DO MOHID NO RASTREAMENTO DE MICROPLÁSTICOS

Os dados hidrodinâmicos do MOHID, fornecidos pela EPAGRI, já estavam configurados com os limites do domínio e as condições oceânicas. Portanto, não houve necessidade de realizar o pré-processamento de dados. Nesse modelo, a batimetria é definida pelas cartas náuticas da Marinha do Brasil e Carta Batimétrica

Geral dos Oceanos (sigla em inglês, GEBCO). O domínio do modelo utilizado (Figura 12) permite que as partículas escapem livremente nas direções norte, sul e leste. Os modelos globais, provenientes do FES2014 e do Serviço Marinho Copernicus (sigla em inglês, CMEMS), são usados como condições de contorno de correntes. Além disso, esse modelo utiliza o banco de dados GEOGLOWS Streamflow para obter a descarga dos rios. Nas simulações do presente estudo, as partículas liberadas foram relacionadas com as vazões do portal Hidroweb - ANA e Plano de Recursos Hídricos.

Figura 12 – Limites do domínio simulado e batimetria do litoral de Santa Catarina pelo modelo MOHID



Legenda: As estrelas vermelhas representam as fontes de emissão. Norte: foz do rio Itajaí-Açu; centro: foz do rio Biguaçu e Cubatão do Sul, respectivamente; sul: foz do rio Tubarão.

Fonte: Elaboração própria

O modelo operou com um sistema de coordenadas cartesianas, com resolução de malha de aproximadamente 1,8 x 1,8 km, abrangendo o litoral do estado de Santa Catarina, estado do Paraná e estado de São Paulo (Figura 12). No software de modelagem OpenFlows FLOOD foram inseridos os dados hidrodinâmicos (campo de velocidade das correntes superficiais) e a malha (batimetria da região). Esse software permite executar todas as tarefas relacionadas

à implementação, execução e visualização de resultados de uma simulação. Modelos numéricos podem ser iniciados diretamente da interface gráfica e os resultados são exibidos utilizando um conjunto de ferramentas de visualização. No módulo modelo, o período de simulação foi estabelecido, indicando as datas de início e término, além de ativar o módulo lagrangeano. Posteriormente, os processos físicos que influenciam o microplástico em meio marinho foram definidos. O OpenFlows FLOOD foi utilizado para simular e elaborar os mapas durante os períodos de primavera-verão e outono-inverno.

Os traçadores lagrangeanos modelados representaram partículas flutuantes conservativas no primeiro metro da coluna de água. A advecção das partículas foi calculada com base nos campos de velocidade superficial. A difusão também contribuiu para a distribuição na camada, de acordo com Allen (1982). Neste trabalho, os efeitos diretos do vento sobre as partículas não foram considerados. Além disso, considerou-se o processo de encalhe dessas partículas nas zonas costeiras, devido à presença desses materiais sintéticos nas praias de Santa Catarina (Louro e Widmer, 2017; Marin *et al.*, 2019; Zanetti, 2019). Adotou-se uma distância de 5 metros da linha costa para o encalhe (Rosas *et al.*, 2021). Contudo, existe uma possibilidade dessas partículas serem reconduzidas às águas litorâneas a cada intervalo de tempo. Assim, probabilidade de encalhe foi estabelecida em 70%, baseando-se em estudos que consideraram entre 50 e 80% (Cloux *et al.*, 2022; Rosas *et al.*, 2021; Sousa *et al.*, 2021). O Quadro 7 resume as configurações e parâmetros utilizados na simulação.

Quadro 7 – Configurações da simulação, incluindo parâmetros e processos ativos

Parâmetro e processos	Valores
Resolução horizontal do modelo	1,8 x 1,8 km
Passo de tempo de execução	1h
Tempo de simulação	4 meses
Liberção das partículas	Pontual e instantânea
Coordenadas geográficas da fonte	Foz do rio Itajaí-Açu: -26.9129, -48.6175 Foz do rio Biguaçu: -27.4927, -48.6268 Foz do rio Cubatão do Sul: -27.6974, -48.6291 Foz do rio Tubarão: -28.4957, -48.7281
Processos ativos	Advecção-difusão e encalhe
Encalhe na costa	5 m perto da costa
Probabilidade de encalhe	0,7

Duas simulações foram realizadas: durante os períodos de primavera e verão, os campos de velocidade da corrente de superfície de setembro a dezembro foram utilizados. A segunda simulação, correspondente aos períodos de outono e inverno, considerou os dados de maio a agosto. O procedimento de rastreamento dos microplásticos foi o mesmo para os dois períodos de simulação. As partículas foram emitidas de forma pontual e instantânea durante a primeira hora da simulação. Posteriormente, acompanhou-se as trajetórias, verificando sua posição a cada hora durante os quatro meses.

A modelagem realizada é representativa para microplásticos flutuantes, em especial para as partículas de polietileno (PE) e polipropileno (PP). Isso ocorre porque esses plásticos têm uma densidade inferior à da água do mar, sendo os mais presentes nas regiões costeiras de Santa Catarina (Lorenzi *et al.* 2021; Monteiro *et al.*, 2022; Ricardo *et al.*, 2024; Zanetti, 2019) e no litoral brasileiro (Belli *et al.*, 2024). É importante destacar que o presente estudo não considerou alguns processos relacionados ao comportamento das partículas no ambiente marinho, tais como a degradação, bioincrustação, sedimentação e deposição. Igualmente, devido à simulação ter se limitado na camada superficial, o tamanho, densidade e formato dos microplásticos não foram definidos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARGA ESTIMADA DE EMISSÃO DE MICROPLÁSTICOS

A estimativa da emissão de microplásticos durante os períodos de primavera-verão e outono-inverno (Tabela 1) serviu de referência para definir o número de partículas liberadas na modelagem matemática. Essa estimativa simplificada resultou da combinação de técnicas de amostragem e intervalos temporais diferentes, de acordo com os estudos analisados, o que introduziu um grau considerável de incertezas. No entanto, esses dados podem auxiliar os elaboradores de políticas públicas na definição de áreas prioritárias para o desenvolvimento de medidas contra a poluição marinha por materiais plásticos.

Tabela 1 – Estimativa da emissão de microplásticos nos períodos de primavera-verão e outono-inverno

Parâmetros	Rio Itajaí-Açu	Rio Tubarão	Rio Cubatão do Sul	Rio Biguaçu
Vazão média (m³/s) – primavera e verão	191,31	68,77	20,80	10,19
Vazão média (m³/s) – outono e inverno	141,45	53,69	15,59	8,23
Emissão de MPs (itens/hora) – primavera e verão	2,96 x 10 ⁶	2,65 x 10 ⁵	8,01 x 10 ⁴	3,92 x 10 ⁴
Emissão de MPs (itens/hora) – outono e inverno	2,19 x 10 ⁶	2,07 x 10 ⁵	6,00 x 10 ⁴	3,17 x 10 ⁴

MPs: Microplásticos; Primavera-verão: setembro, outubro, novembro e dezembro; Outono-inverno: maio, junho, julho e agosto.

As emissões de microplásticos pelos rios Itajaí-Açu e Tubarão (Tabela 1), revelaram uma diferença de uma ordem de magnitude. A emissão de partículas pelo rio Tubarão correspondeu aproximadamente 9% da observada no rio Itajaí-Açu durante os períodos. Por outro lado, as vazões médias do rio Biguaçu foram equivalentes a apenas 5% da vazão média do rio Itajaí-Açu e 15% da do rio Tubarão durante o período de primavera-verão, o que resultou em uma diferença de duas ordens de magnitude em relação ao rio com maior emissão de microplásticos.

Para simplificar a compreensão, presume-se que cada microplástico liberado pelo rio Itajaí-Açu durante o período de primavera-verão é uma esfera de polietileno ($\rho = 0,92 \text{ g.cm}^{-3}$) com 5 mm de diâmetro. Com isso, estima-se que, em um período de quatro meses, a quantidade total de microplásticos emitida seja de aproximadamente 500 toneladas. Mesmo considerando que esses valores possam estar superestimados, pois Meijer *et al.* (2021) estimam uma liberação anual de macroplásticos pelo rio Itajaí-Açu de 641,8 toneladas, é possível reconhecer o significativo potencial poluidor desse rio em termos de plásticos nos mares e oceanos. No entanto, reconhece-se que a dinâmica hidrológica influencia as concentrações dessas partículas. Em áreas urbanas e rurais, os níveis de microplástico tendem a ser mais altos em períodos de maior vazão do que em períodos de menor fluxo (Baldwin *et al.*, 2016). Especificamente no rio Ciliwung, na Indonésia, foi registrada uma média de 530 itens.L⁻¹ durante a estação seca, enquanto na estação chuvosa esse número subiu para 1.111 itens.L⁻¹ (Wilyalodia *et al.*, 2023).

O presente estudo indica que, em uma região específica, a quantidade de plástico liberada pelos rios pode variar significativamente. Diferenças de até três ordens de magnitude em diferentes períodos de tempo também foram reveladas em três rios da Califórnia, Estados Unidos (Moore *et al.*, 2011). Mais de três quartos do total de plástico que chega aos oceanos através dos rios ocorre entre maio e outubro. Contudo, em Santa Catarina, o intervalo de maior probabilidade para a liberação de plástico pode ser entre outubro e dezembro, período que coincide com a estação das chuvas (Lebreton *et al.*, 2017), conforme considerado pela pesquisa. Isso ressalta a importância de incluir a variação sazonal ao avaliar a poluição por plásticos em corpos d'água doce.

Durante as duas etapas de modelagem, 8000 partículas foram emitidas pelo rio Itajaí-Açu. Em comparação, o rio Tubarão apresentou taxas de liberação de 8,9% e 9,4% para os períodos de primavera-verão e outono-inverno, respectivamente, com o Itajaí-Açu, conforme mostrado na Tabela 1. Por sua vez, o rio Cubatão do Sul contribuiu com 2,7% do total de emissões de microplásticos, e o rio Biguaçu com 1,3%, em comparação com o rio Itajaí-Açu. A Tabela 2 apresenta o número de partículas liberada nos dois períodos de simulação em cada rio.

Tabela 2 – Número de partículas liberadas na simulação

Liberção de MPs na simulação	Rio Itajaí-Açu	Rio Tubarão	Rio Cubatão do Sul	Rio Biguaçu
Primavera e verão	8000	716	216	106
Outono e inverno	8000	756	219	116

MPs: Microplásticos

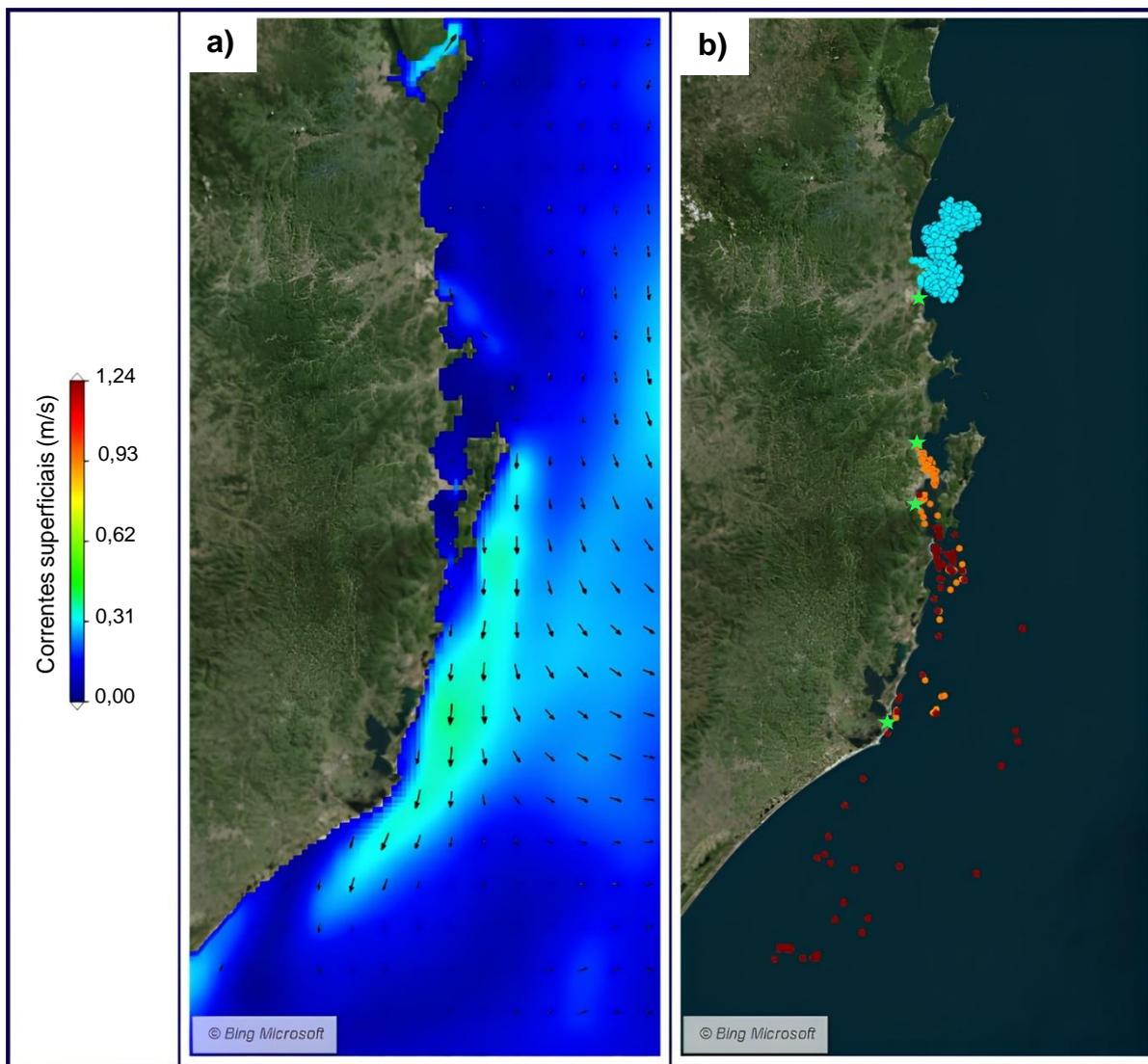
4.2 DISPERSÃO E REGIÕES DE ACÚMULO DE MICROPLÁSTICOS

4.2.1 Primavera e verão

As partículas liberadas em cada local foram deixadas à deriva por um período de 4 meses e foram sujeitas à influência das correntes superficiais, além do encalhe da costa. As trajetórias dos microplásticos variaram entre as fontes de emissão. Em sete dias de simulação, todas as partículas do rio Tubarão seguiram em direção ao sul e saíram do domínio. Marta-Almeida *et al.* (2021) descrevem que durante os meses de primavera e verão, os ventos convergem na costa de Florianópolis, originando correntes costeiras intensas direcionadas ao sul, um padrão que se manteve consistente ao longo dos quatro meses do período de simulação.

As partículas liberadas pelos rios Cubatão do Sul e Biguaçu em setembro (Figura 13) são encontradas flutuando pelas baías. Elas alteraram sua dispersão entre a Baía Sul e a Baía Norte. Porém, no final do primeiro mês (setembro), as partículas liberadas pelo rio Cubatão do Sul saem da Baía Sul e seguem a mesma trajetória que as partículas do rio Tubarão. No final de outubro praticamente todas as partículas rio Cubatão do Sul não estavam mais no domínio.

Figura 13 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de setembro



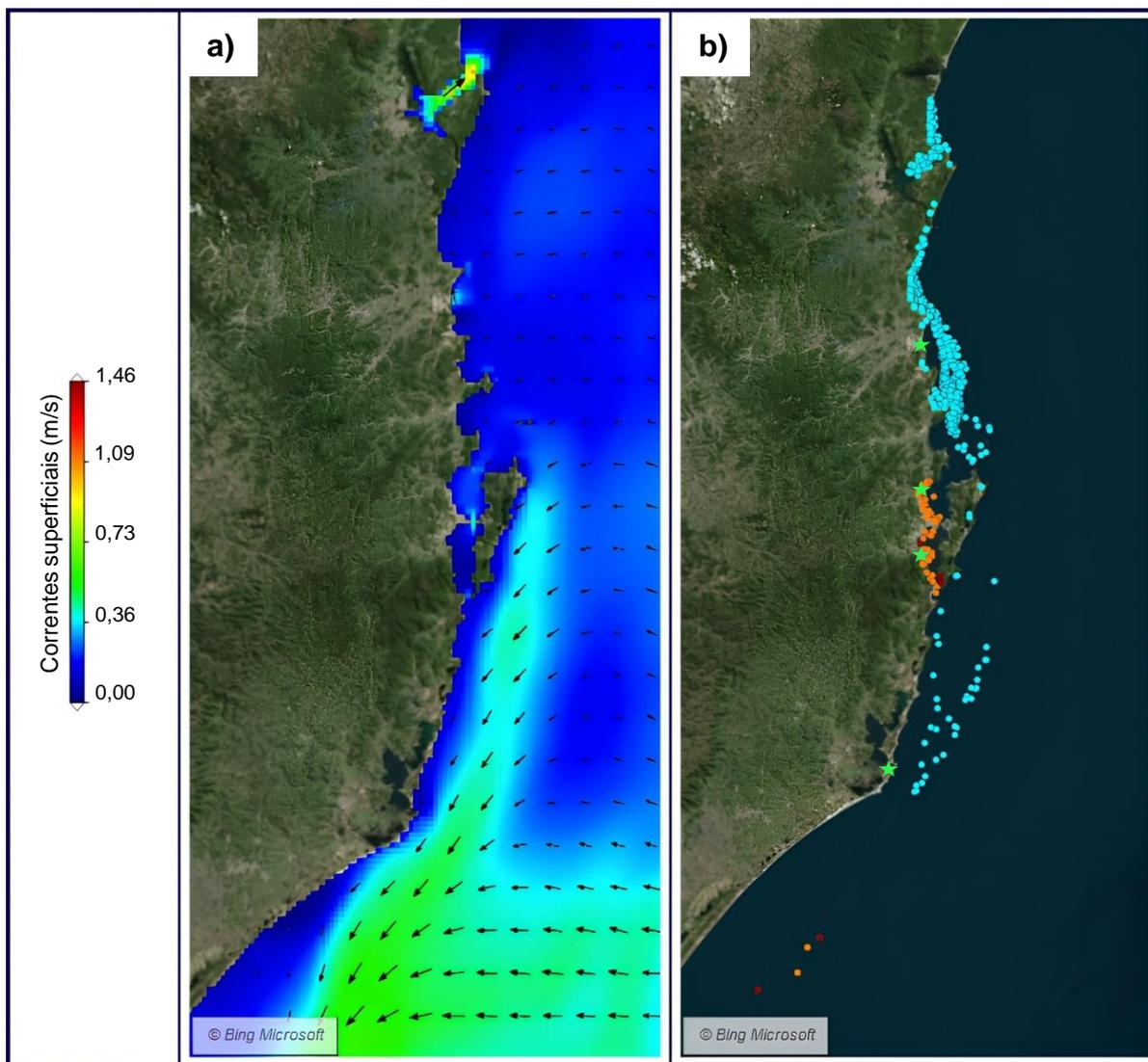
Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 30/09/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

Melo *et al.* (1997) caracterizaram as baías da Região Metropolitana da Grande Florianópolis com uma hidrodinâmica singular, devido a um fluxo de maré desigual entre as baías. Na Baía Norte, é observado um padrão de corrente mais uniformes e amplas, o que facilita o movimento da água para dentro e para fora da baía. Em contraste, a Baía Sul apresenta um comportamento hidrodinâmico mais complexo, com correntes fracas no centro e correntes intensas nas extremidades, levando a um acúmulo de materiais (Melo *et al.*, 1997). No entanto, os resultados da simulação do presente estudo contrariam essa tendência, mostrando que as

partículas, especialmente as provenientes do rio Cubatão do Sul, são rapidamente transportadas para fora da Baía Sul. Esse fato pode ser atribuído às limitações do modelo hidrodinâmico utilizado, que não é refinado com as características de pequena escala das baías.

Figura 14 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de outubro



Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 31/10/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

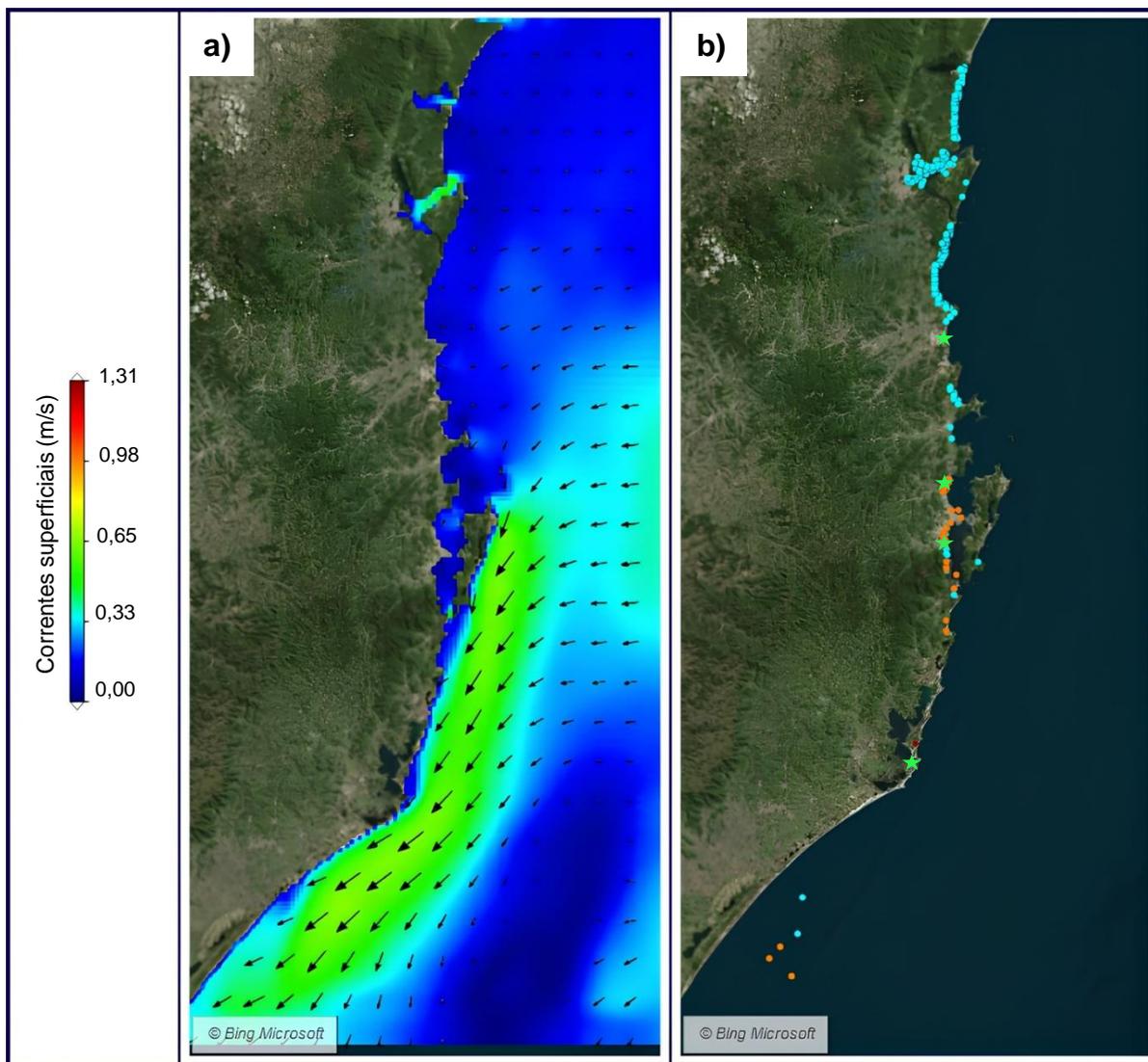
No final do mês de outubro (Figura 14) e início de novembro, foi observado que as partículas oriundas do rio Itajaí-Açu se movimentaram em direção a Florianópolis, aproximando-se da entrada da Baía Norte e da Reserva Biológica

Marinha do Arvoredo. Estudos confirmaram o acúmulo de plásticos no fundo marinho e na costa da Ilha do Arvoredo, registrando altos níveis em comparação global (Machado e Fillmann, 2010). Os autores não especificaram o tamanho desses materiais, mas acreditam que uma das principais fontes seja terrestre. Assim, com os resultados do presente estudo, o rio Itajaí-Açu pode contribuir significativamente para essa poluição.

Esses resultados são semelhantes com o estudo de Marta-Almeida *et al.* (2021), que investigaram a pluma do rio Itajaí-Açu. Durante a primavera e o verão, a pluma do rio Itajaí-Açu se aproxima da Baía de Tijucas e na Baía Norte, embora em proporções pequenas.

Destaca-se que entre outubro e novembro, as partículas liberadas pelo rio Itajaí-Açu chegaram ao litoral centro-sul de Santa Catarina, saindo do domínio. Uma parcela significativa dessas partículas se espalhou também pela costa centro-norte catarinense. Além disso, os microplásticos atingiram a Baía de Babitonga e avançaram para o sul do Paraná. Ricardo *et al.* (2024) identificaram uma média de menos de um item de microplástico por metro cúbico nas águas marinhas do litoral norte de Santa Catarina. Embora essa quantidade seja considerada baixa, a pesquisa é significativa por expandir o conhecimento sobre a contaminação por microplásticos em regiões marinhas que ainda não haviam sido exploradas. Esses dados são consistentes com o comportamento típico da pluma de Itajaí-Açu, que durante o mês de outubro se estende principalmente para o sul, atingindo latitudes próximas ao Cabo de Santa Marta. Para o norte, estende-se até a Baía de Paranaguá, no Paraná (Marta-Almeida *et al.*, 2021).

Figura 15 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de novembro



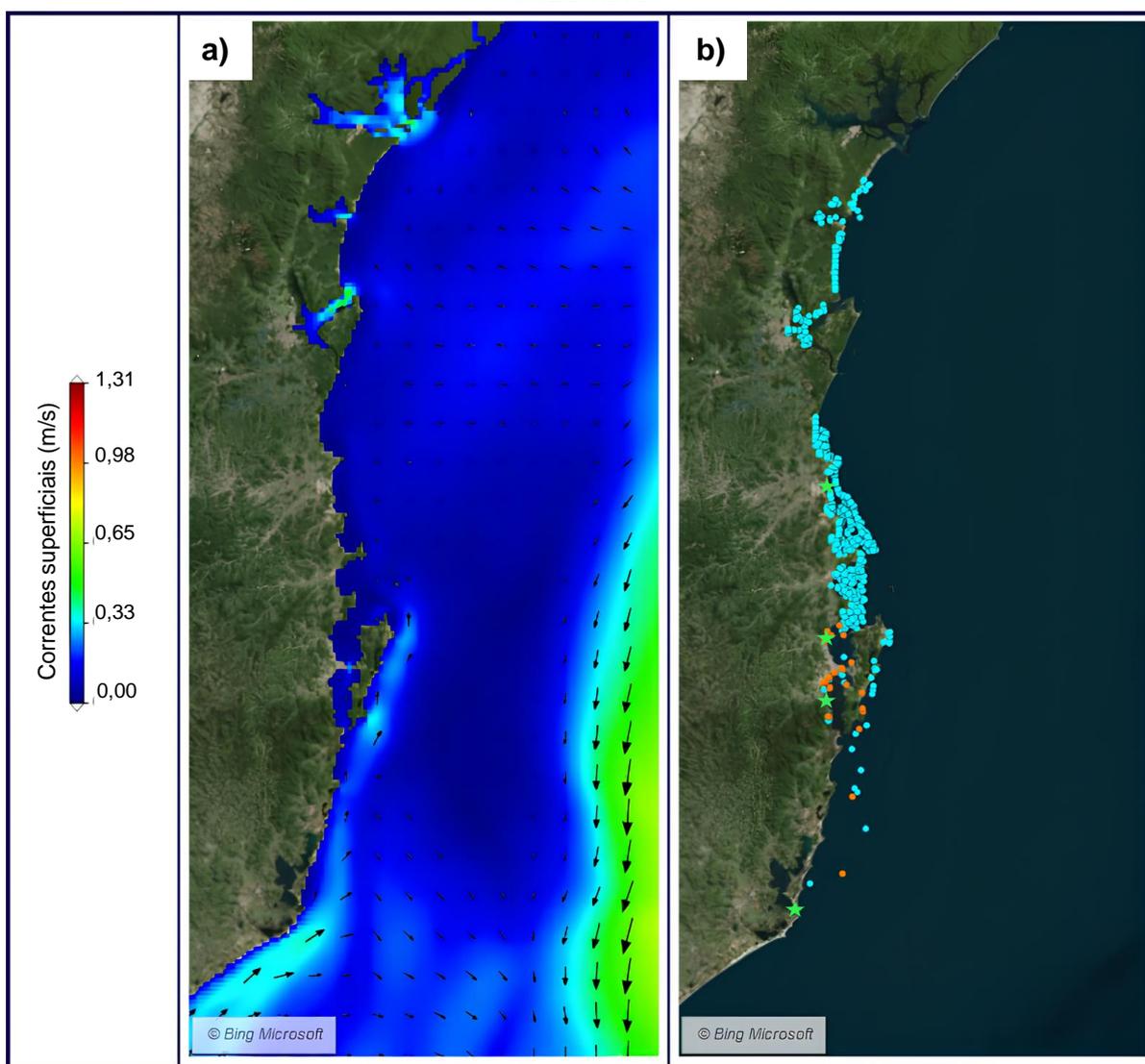
Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 30/11/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

No fim de novembro (Figura 15), os microplásticos provenientes do rio Itajaí-Açu entraram na Baía da Babitonga e permaneceram na zona costeira que se estende do norte de Santa Catarina e sul do estado do Paraná. Essa situação pode ser explicada pelas correntes *onshore* no litoral norte durante esse período, o que resultou no acúmulo desses materiais ao longo desse trecho da costa. Marin *et al.* (2019) confirmaram a existência de microplásticos em 17 praias situadas no litoral norte do estado de Santa Catarina, categorizando cinco destas praias como

contaminadas e seis como extremamente contaminadas. Assim, há indícios de que os microplásticos presentes no litoral norte do estado de Santa Catarina podem ter origem do rio Itajaí-Açu.

Figura 16 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de dezembro



Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 31/12/2023 às 23h.

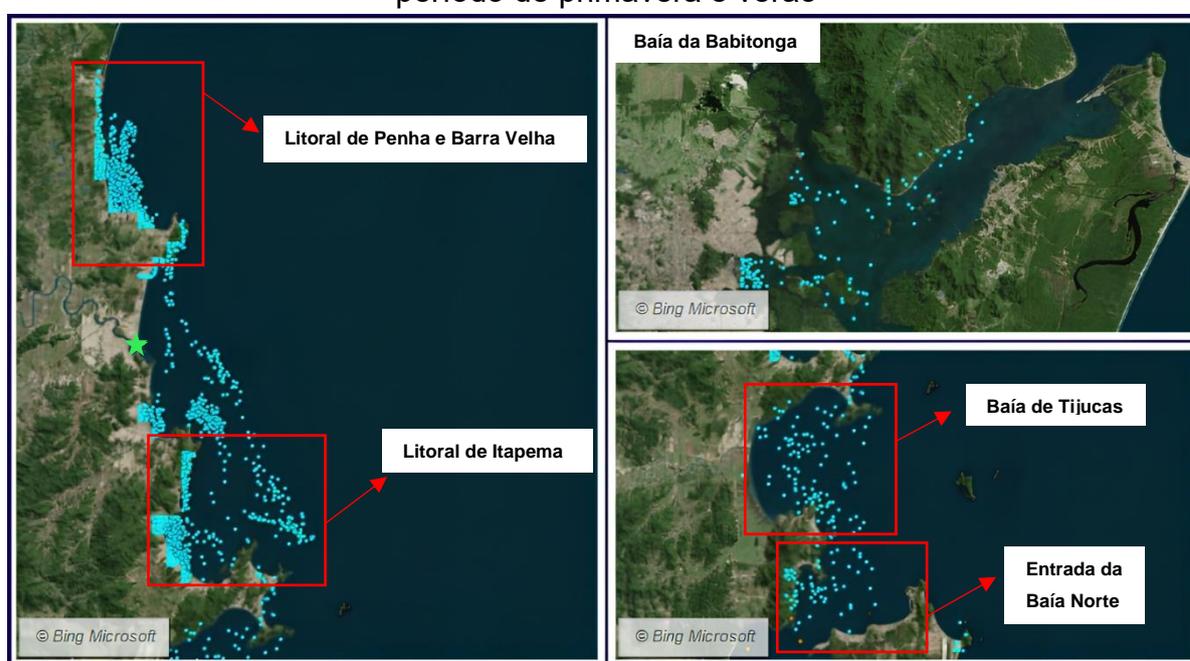
Fonte: Elaboração própria

Em dezembro (Figura 16), de forma geral, há um aumento na intensidade das correntes marítimas em direção ao sul, especialmente ao sul de Florianópolis. No verão, os ventos na região litorânea centro-norte tendem a se deslocar em

direção à costa, enquanto na região centro-sul os ventos são predominantemente de sul (Marta-Almeida *et al.* 2021).

Durante esse período, houve uma predominância de partículas provenientes do rio Itajaí-Açu na área de estudo, que se acumularam no litoral centro-norte (Figura 17), principalmente em duas regiões: no litoral da cidade de Itapema e no litoral entre a cidade de Penha e Barra Velha. Todas as partículas liberadas pelo rio Tubarão e Cubatão do Sul foram transportadas pelas fortes correntes para o sul, deixando o domínio da área de estudo.

Figura 17 – Áreas de acúmulo de microplásticos no litoral de Santa Catarina no período de primavera e verão



Legenda: A estrela verde representa a foz do rio Itajaí-Açu.

Fonte: Elaboração própria

Os microplásticos também permaneceram Baía de Tijucas e Baía Norte, com variações entre os pontos de entrada e saída dessas áreas. Na região norte da ilha de Florianópolis, foi detectada a ocorrência desses materiais, principalmente nas praias do norte, como Daniela, Canasvieiras e Jurerê, locais onde já foi confirmada a existência de plásticos (Corraini *et al.*, 2018). Pesquisas realizadas nas praias do leste de Florianópolis (Joaquina e Moçambique), também confirmaram a existência de microplásticos (Zanetti, 2019), reforçando os resultados do presente estudo, que sugere que essas partículas podem ter vindo do rio Itajaí-Açu. Em termos gerais, a

presença de microplásticos na costa de Santa Catarina pode ser influenciada pelo rio Itajaí-Açu.

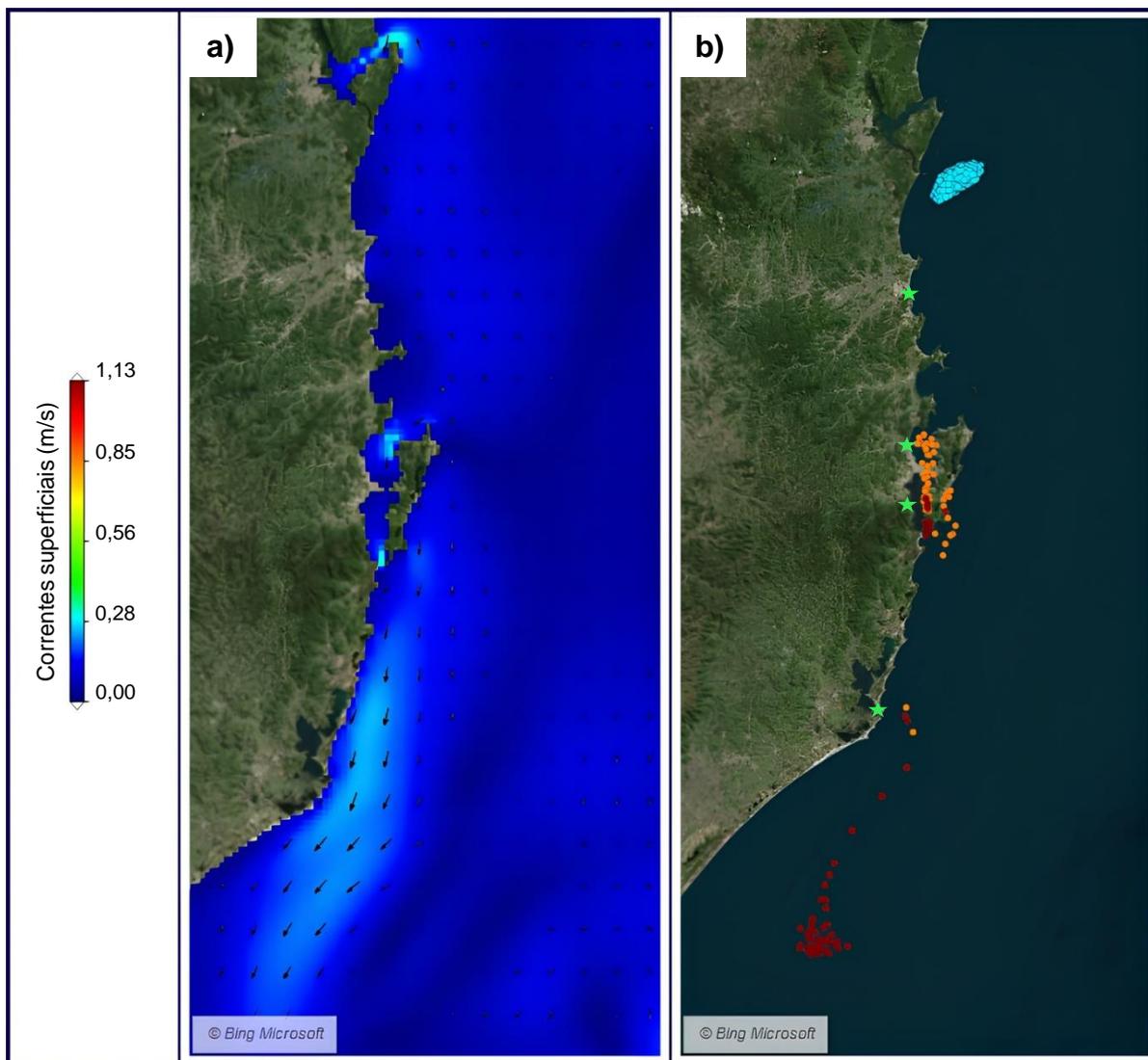
Os microplásticos liberados por esse curso d'água são dispersos principalmente ao longo da região centro-norte da costa, chegando até a Baía Norte. Portanto, é possível que as partículas encontradas nas águas, nos sedimentos e na biota marinha de Santa Catarina tenham como origem o rio Itajaí-Açu, embora mais pesquisas sejam necessárias para confirmar essa suposição. Essas descobertas são importantes para entender a distribuição dos microplásticos e identificar suas prováveis origens, o que é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de preservação dos ecossistemas marinhos.

4.2.2 Outono e inverno

As partículas que foram liberadas ficaram expostas às correntes oceânicas superficiais e ao processo de encalhe nas costas. No outono ocorre uma mudança na direção dos ventos, passando de nordeste para sudeste, o que consequentemente reverte o fluxo das correntes de plataforma da região, direcionando-as para o norte (Marta-Almeida *et al.*, 2021). Esse cenário foi confirmado na simulação realizada pelo presente estudo, pois, na primeira quinzena de maio, as partículas se deslocaram para o norte. Contudo, na segunda metade do mesmo mês, houve uma inversão nas correntes da plataforma, que passaram a se mover para o sul (Figura 18).

Especificamente no dia 25 de maio, foi registrado que todas as partículas originárias do rio Tubarão se deslocaram para o sul, ultrapassando os limites do domínio estudado. Um padrão similar foi seguido pelas partículas provenientes do rio Cubatão do Sul, que deixaram a Baía Sul rumo em direção ao sul do estado, enquanto as partículas do rio Cubatão dirigiram-se para a Baía Sul e iniciaram o processo de dispersão pela mesma região.

Figura 18 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de maio

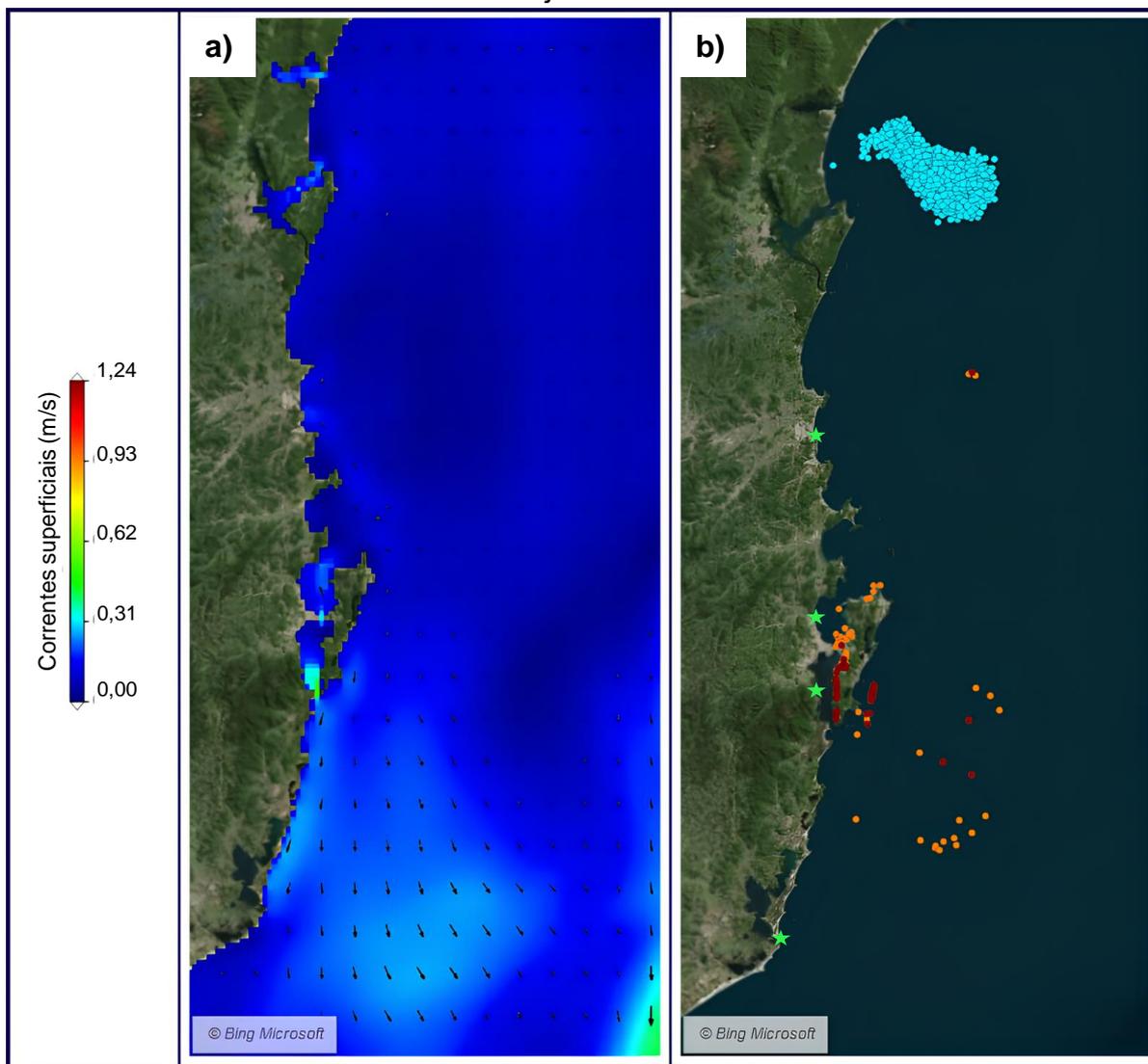


Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 31/05/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

Contudo, conforme relatado durante os períodos de primavera e verão, existe uma tendência de acúmulo e concentração de poluentes na Baía Sul, em razão da dinâmica das correntes. A dispersão observada nos rios Cubatão do Sul e Biguaçu, conforme apresentado neste estudo, pode ser explicada pelas restrições do modelo hidrodinâmico empregado, o qual não apresenta as singularidades das Baías Norte e Sul.

Figura 19 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de junho



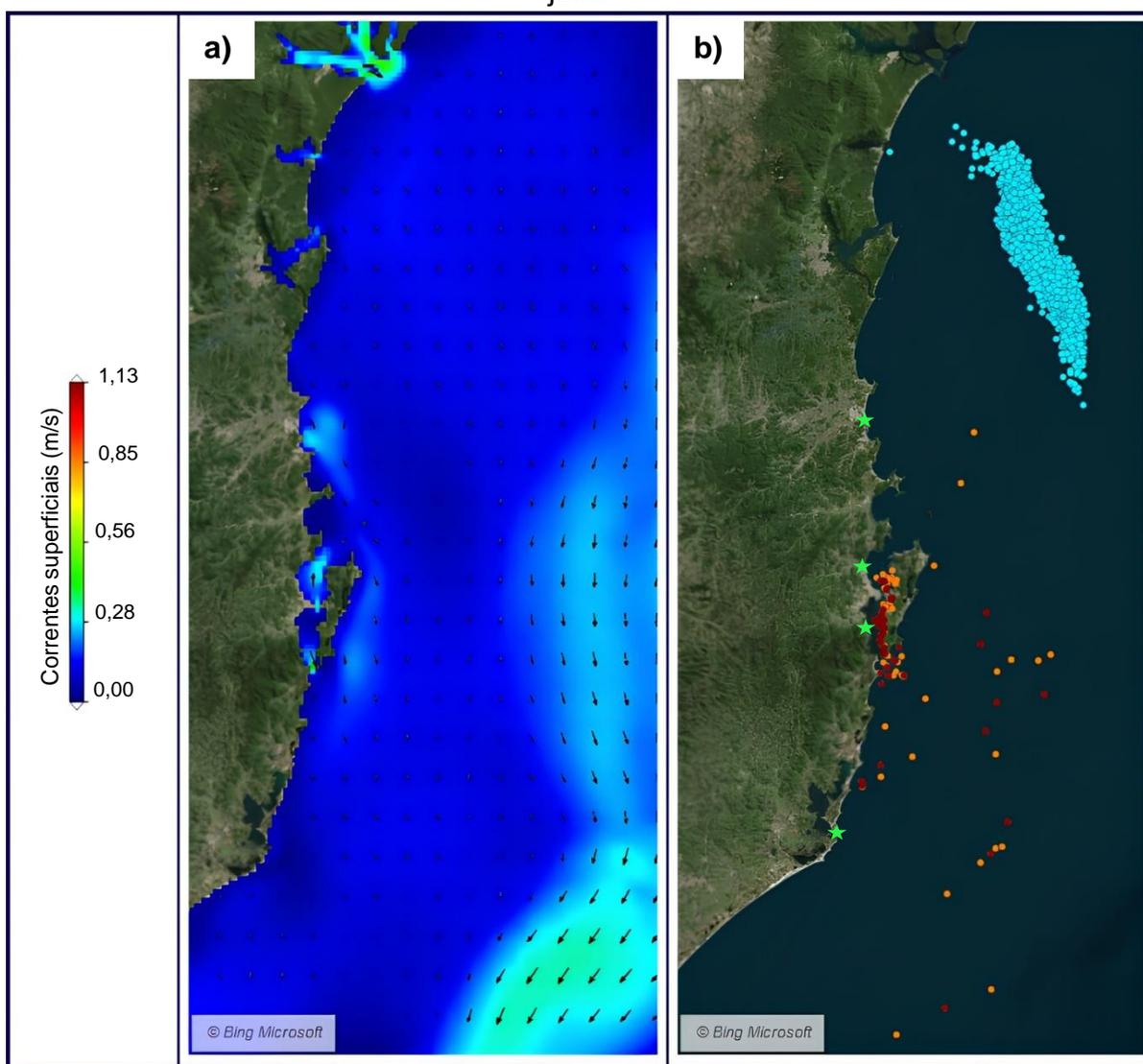
Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 30/06/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

No inverno, os ventos predominantes são de noroeste e apresentam uma força variável. Essa variação na intensidade gera correntes marítimas que, embora sejam fracas, afastam-se da linha costeira em direção ao oceano e para o sul sobre a plataforma (Marta-Almeida *et al.*, 2021). Em determinados momentos de junho (Figura 19), registrou-se uma inversão no padrão dessas correntes, que passaram a fluir em direção ao norte. Esse fenômeno ocorreu em resposta às correntes frias que vinham do sul, resultando no transporte da maioria das partículas do rio Itajaí-Açu em direção à entrada da Baía da Babitonga. Esse fenômeno também foi responsável

pela dispersão das partículas localizadas nas proximidades de Florianópolis, tanto nas baías quanto no mar aberto, em direção ao norte. No mês de julho (Figura 20), as partículas se afastaram da costa em direção ao sul.

Figura 20 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de julho



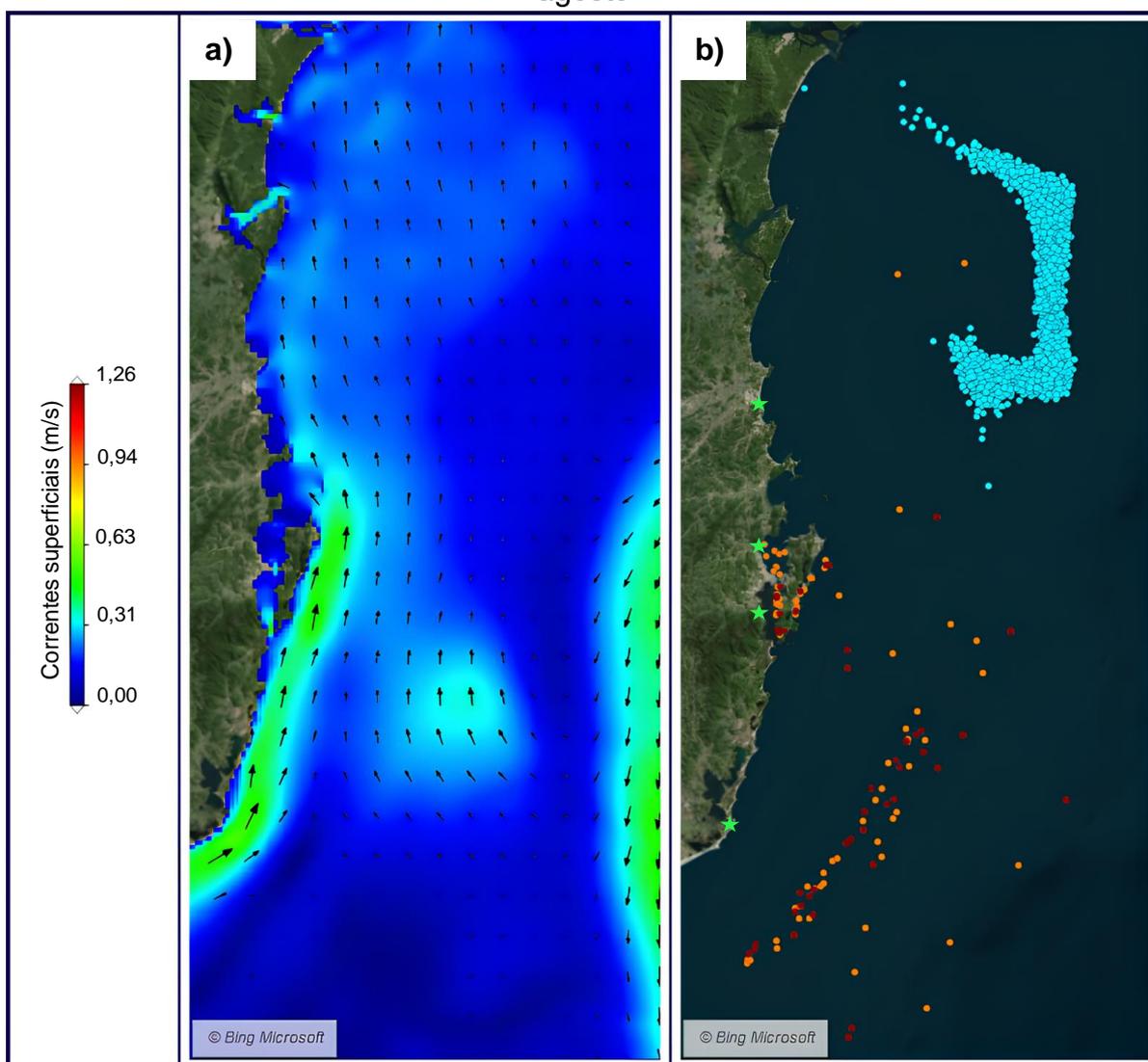
Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 31/07/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

Durante o mês de agosto (Figura 21), observou-se uma variação do padrão das correntes marítimas. Essas mudanças são influenciadas pela interação entre as correntes quentes que fluem do norte e as correntes frias que vêm do sul. Em certos momentos, as correntes costeiras mostraram um aumento significativo de

intensidade em direção ao norte, movendo principalmente partículas situadas perto de Florianópolis também para o norte. Contudo, nos últimos dez dias do período simulado em agosto, houve um deslocamento das partículas para longe da costa, em direção ao oceano aberto. Neste período, as partículas se estabeleceram entre as correntes costeiras e as correntes oceânicas mais profundas.

Figura 21 – Correntes de superfície (a) e dispersão de microplásticos (b) no final de agosto



Legenda: Na Figura b, as partículas azuis são do rio Itajaí-Açu, laranja são do rio Biguaçu, vermelha são do Cubatão do Sul e amarela são do rio Tubarão. As estrelas verdes representam as fontes de emissão. As duas figuras correspondem a 25/08/2023 às 23h.

Fonte: Elaboração própria

Nos períodos de outono e inverno, observou-se que os microplásticos se dispersaram de forma semelhante, afastando-se da costa em direção ao oceano. No

entanto, houve uma exceção com as partículas originárias do Rio Tubarão, que se deslocaram para o sul e deixaram a área de estudo. Os microplásticos do rio Itajaí- Açu permaneceram agrupados durante os quatro meses de simulação, sem chegar na linha de costa. Isso ocorre, provavelmente, devido à variação na força do vento e à presença de correntes marítimas mais fracas, resultando no acúmulo de partículas em uma região oceânica caracterizada por correntes estáveis, o que pode favorecer a retenção de microplásticos nesse local.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

A pesquisa investigou a dispersão de microplásticos flutuantes originados de descargas de rios, de acordo com a sazonalidade da região. Utilizando os dados hidrodinâmicos do modelo MOHID Water, em operação pela EPAGRI, foi possível rastrear as partículas plásticas ao longo da costa do estado de Santa Catarina. Estimou-se que o rio Itajaí-Açu contribui com uma ordem de magnitude de microplásticos superior se comparado ao rio Tubarão, e duas ordens de magnitude quando comparado aos rios Biguaçu e Cubatão do Sul. Contudo, é necessário destacar que as estimativas para essa análise foram baseadas em um conjunto limitado de dados. Não existe, até o momento, estudos que quantifiquem a presença de microplásticos nos rios Biguaçu e Cubatão do Sul.

Com a modelagem matemática, foi possível mapear potenciais áreas de acúmulo de microplásticos, destacando a região centro-norte da costa como a mais afetada. Também foram encontrados microplásticos na Baía da Babitonga, Baía de Tijucas e Baía Norte. Todas essas regiões foram influenciadas pelas partículas liberadas pelo rio Itajaí-Açu. Um período de 4 meses foi simulado e apenas os processos que influenciam a dispersão horizontal foi considerada, sendo o encalhe costeiro um mecanismo para facilitar a acumulação. No estudo, não foi possível identificar a concentração dos microplásticos nas regiões de acúmulo, ficando como sugestão para trabalhos futuros. Embora as partículas tenham sido consideradas conservativas, os resultados podem servir de orientação para estudos mais aprofundados, com o objetivo de rastrear os microplásticos no litoral do estado de Santa Catarina.

O presente estudo visou enriquecer a compreensão da poluição plástica nos ecossistemas marinhos, destacando o perigo que esses materiais representam para o litoral catarinense. Destaca-se a importância dos resultados, pois são pioneiros na identificação de possíveis áreas de acúmulo, que exigem monitoramento a fim de obter uma compreensão precisa da realidade. Essas descobertas são fundamentais para direcionar esforços e recursos para a preservação do meio ambiente marinho.

Por fim, considerando os resultados e conclusões, recomenda-se que pesquisas futuras incluam monitoramento contínuo e de longo prazo desses quatro rios, considerando as variações sazonais, para uma estimativa mais precisa da quantidade de microplásticos que são emitidos no Oceano Atlântico. Um aspecto

crítico que influenciou a dispersão de microplásticos dos rios Biguaçu e Cubatão do Sul foi a aplicação de um modelo que não fornece detalhes sobre as características específicas das Baías Norte e Sul. Com isso, acredita-se que, em pesquisas futuras, o modelo hidrodinâmico utilizado deva ser refinado ou integrado a um modelo que considere as características dessas áreas. É também importante destacar que os microplásticos se encontram em diferentes densidades e tamanhos no oceano, e estão sujeitas a processos como a degradação, bioincrustação, sedimentação e deposição. Torna-se fundamental, portanto, que trabalhos futuros considerem esses processos e as diferentes características dessas partículas durante longos períodos de simulação.

6 REFERÊNCIAS

ADEBIYI-ABIOLA, B., ASSEFA, S., SHEIKH, K., JEANNETTE, M. G. Cleaning up plastic pollution in Africa. **Science**, v. 365, p. 1249-1251, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aax3539>

ADEME, MAREK C., PARISOT F.; ECOGEOS, GUYOMARD M., MARCOUX M., RONDEL M.; LEESU, TRAMOY R. **Lutte contre la pollution par les déchets plastiques en milieu marin**. Rapport final. 2020.

ALLEN, C., M. Numerical simulation of contaminant dispersion in estuary flows. **Proc. R. Soc. London.**, v. 381, p.179-194, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspa.1982.0064>

ALENCAR, M. V., GIMENEZ, B. G., SASAHARA, C., ELLIFF, C. I., RODRIGUES, L. S. CONTI, L. A., DIAS, S. L. F. G., CENTRULO, T. B., SCRICH, V. M., TURRA, A. How far are we from robust estimates of plastic litter leakage to the environment? **Journal of Environmental Management**, v. 323, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116195>

ALENCAR, M. V., GIMENEZ, B. G., SASAHARA, C., ELLIFF, C. I., VELIS, C. A., RODRIGUES, L. S. CONTI, L. A., DIAS, S. L. F. G., CENTRULO, T. B., SCRICH, V. M., TURRA, A. Advancing plastic pollution hotspotting at the subnational level: Brazil as a case study in the Global South. **Marine Pollution Bulletin**, v. 194, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115382>

ALIANI, S., MOLCARD, A. Hitch-hiking on floating marine debris: macrobenthic species in the Western Mediterranean Sea. **Migrations and Dispersal of Marine Organisms. Developments in Hydrobiology**, v. 174, p. 59-67, 2003. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2276-6_8

ALOSAIRI, Y., AL-SALEM, S. M.; AL RAGUM, A. Three-dimensional numerical modelling of transport, fate and distribution of microplastics in the northwestern Arabian/Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111723>

ARGENTINA. Secretaria de Governo de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Resolução 407/2019** - Gestão Ambientalmente Racional de Plásticos ao Longo de Todo o Seu Ciclo de Vida, 2019. Disponível em: <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-407-2019-330304>

BALDWIN, A. K., CORSI, S. R.; MASON, S. A. Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. **Environ. Sci. Technol.**, v. 50, p. 10377– 10385, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>

BAUDENA, A., SER-GIACOMI, E., JALÓN-ROJAS, I. ET AL. The streaming of plastic in the Mediterranean Sea. **Nat. Commun.**, v. 13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30572-5>

BEAUMONT, N. J., AANESEN, M., AUSTEN, M. C., BÖRGER, T., CLARK, J. R., COLE, M., HOOPER, T., LINDEQUE, P. K., PASCOE, C., WYLES, K. J. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.022>

BELLI, I. M., CAVALI, M., GARBOSSA, L. H. P., FRANCO, D., BAYARD, R., DE CASTILHOS JUNIOR, A. B. A review of plastic debris in the South American Atlantic Ocean coast – Distribution, characteristics, policies and legal aspects. **Science of The Total Environment**, v. 938, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173197>

BIGDELI, M., MOHAMMADIAN, A., PILECHI, A., TAHERI, M. Lagrangian Modeling of Marine Microplastics Fate and Transport: The State of the Science. **J. Mar. Sci. Eng.**, v. 10, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/jmse10040481>

BOUCHER, J. AND FRIOT. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Gland, Switzerland: **IUCN**. 43pp. 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2017.01.en>

BRANDER, S. M., RENICK, V. C., FOLEY, M. M., ET AL. Sampling and Quality Assurance and Quality Control: A Guide for Scientists Investigating the Occurrence of Microplastics Across Matrices. **Applied Spectroscopy**, v. 74, p. 1099-1125, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0003702820945713>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares** [recurso eletrônico] / coordenação de André Luiz Felisberto França... [et. al.]. – Brasília, DF: MMA, 2022. Disponível em: <https://sinir.gov.br/informacoes/plano-nacional-de-residuos-solidos/>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: **Plano de Combate ao Lixo no Mar**, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental, Departamento de Gestão Ambiental Territorial, Coordenação-Geral de Gerenciamento Costeiro. – Brasília, DF: MMA, 2019. 40 p. ISBN: 978-85-7738-434-1

BRASÍLIA. **Lei nº 6322 de 10/07/2019** - Dispõe sobre a proibição da distribuição ou venda de sacolas plásticas e disciplina a distribuição e venda de sacolas biodegradáveis ou biocompostáveis a consumidores, em todos os estabelecimentos comerciais do Distrito Federal, e dá outras providências, 2019. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=379505>

BOSBOOM, J., STIVE, M. J. F. **Coastal Dynamics**. Delft University of Technology, Delft, The Netherlands, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.5074/T.2021.001>

CAI, C., ZHU, L., HONG, B. A review of methods for modeling microplastic transport in the marine environments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 193, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115136>

CARDOZO, A. L. P., FARIAS, E. G. G., RODRIGUES-FILHO, J. L., MONTEIRO, I. B., SCANDOLO, T. M., DANTAS, D. V. Feeding ecology and ingestion of plastic fragments by *Priacanthus arenatus*: What's the fisheries contribution to the problem? **Marine Pollution Bulletin**, v. 130, p. 19-27, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.010>

CARLSON, D. F. ET AL. Combining litter observations with a regional ocean model to identify sources and sinks of floating debris in a semi-enclosed basin: the Adriatic Sea. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00078>

CHENG, Z., JALON-RÓJAS, I., WANG, X. H., LIU, Y. Impacts of land reclamation on sediment transport and sedimentary environment in a macro-tidal estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 242, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106861>

CHILE. Ministerio del Medio Ambiente. **Estrategia Nacional Para La Gestión De Residuos Marinos Y Microplásticos**. 2021. Disponível em: <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/08/Estrategia-Nacional-para-la-gestion-de-residuos-marinos-y-microplasticos.pdf>

CHOW, A. C.H., SUN, J. Combining Sea Level Rise Inundation Impacts, Tidal Flooding and Extreme Wind Events along the Abu Dhabi Coastline. **Hydrology**, v. 9, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/hydrology9080143>

CHUBARENKO, I. P., ESIUKOVA, E. E., BAGAEV, A.V., BAGAEVA, M.A., GRAVE, A. N. Three-dimensional distribution of anthropogenic microparticles in the body of sandy beaches. **Science of The Total Environment**, v. 628–629, p. 1340-1351, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.167>

CLOUX, S., ALLEN-PERKINS, S., PABLO, H., GARABOA-PAZ, D., MONTERO, P., MUÑUZURI, V. P. Validation of a Lagrangian model for large-scale macroplastic tracer transport using mussel-peg in NW Spain (Ría de Arousa). **Science of The Total Environment**, v. 822, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153338>

COLLINS, C., HERMES, J. C. Modelling the accumulation and transport of floating marine micro-plastics around South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 46-58, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.028>

CORRAINI, N. R., ET AL. Troubles in the paradise: Litter and its scenic impact on the North Santa Catarina island beaches, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 572-579, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.061>

COREY, A. T., AUVERMANN, B. W. Transport by Advection and Diffusion Revisited. **Vadose Zone J.**, v. 2, p. 655–663, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/vzj2003.6550>

COSTA, C. G. R., LEITE, J. R. B., CASTRO, B. M. ET AL. An operational forecasting system for physical processes in the Santos-Sao Vicente-Bertioga Estuarine System, Southeast Brazil. **Ocean Dynamics**, v. 70, p. 257–271, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10236-019-01314-x>

CRAWFORD, R. J. *Plastics engineering*. 3rd ed. 1998. ISBN 0 7506 3764 1

D'AQUINO, C. A. Processos de transporte e retenção de sedimentos finos em estuários dominados por rios. **Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 2010. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/36789>

DA COSTA, J. P., MOUNEYRAC, C, COSTA, M, DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T. The Role of Legislation, Regulatory Initiatives and Guidelines on the Control of Plastic Pollution, **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00104>

DANTAS, D. V., RIBEIRO, C. I. R., FRISCHKNECHT, C. D. C. A. ET AL. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. **Environ Sci Pollut Res**, v. 26, p. 8344–8351, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04244-9>

EPA (Environmental Protection Agency). **Draft National Strategy to Prevent Plastic Pollution**. Part of a Series on Building a Circular Economy for All. Office of Resource Conservation and Recovery. 2023. EPA 530-R-23-006

EPAGRI. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Soluções Litoral – MOHID, 2023. Disponível em: <https://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php/solucoes/litoral/>

ERIKSEN, M., LEBRETON, L. C. M., CARSON, H. S., THIEL, M., MOORE, C. J., BORERRO, J. C., 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** 9, v.12, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

ERNI-CASSOLA, G., ZADJELOVIC, V., GIBSON, M. I., CHRISTIE-OLEZA, J. A. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 369, p. 691-698, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067>

FERNANDES, E. H., DA SILVA, P. D., GONÇALVES, G. A., MÖLLER, O. O. Dispersion Plumes in Open Ocean Disposal Sites of Dredged Sediment. **Water**, v. 13, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13060808>

FRANÇA. Ministério de Transição Ecológica e Solidária. **Plan d'Actions - Zéro Déchet Plastique En Mer (2020-2025)**. 2020. Disponível em: <https://www.ecologie.gouv.fr/dechets-marins>

FRANÇA. **Loi n° 2020-105 du 10 février 2020** relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire, 2020. Disponível em: <https://www.legifrance.gouv.fr/dossierlegislatif/JORFDOLE000038746653/>

GALGANI, F., HANKE, G., MAES, T. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) **Marine Anthropogenic Litter**, p. 22-56, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2

GARBOSSA, L. H. P., LAPA, K. R., FRANZ, G. A. S., SARAIVA, A. S., NEVES, R. J. J. Resultados preliminares da previsão numérica de fitoplâncton para produção de moluscos bivalves na região da baía da Ilha de Santa Catarina. **9º Congresso Brasileiro de Aquicultura e Biologia Aquática**, 2021.

GENC, A.N., VURAL N., BALAS L. Modeling transport of microplastics in enclosed coastal waters: A case study in the Fethiye Inner Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110747>

GESAMP. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean (eds Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F.), London, UK, GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 130pp, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-435>

GEYER, R., JAMBECK, J. R. & LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Sci. Adv**, v. 3, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>

GOTARDO, R., PIAZZA, G. A., TORRES, E., SEVERO, D. L., KAUFMAN, V. Distribuição espacial e temporal das chuvas no estado de Santa Catarina. **Geosul**, Florianópolis, v. 33, n. 67, p. 253-276, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2018v33n67p253>

GORMAN, D., GUTIÉRREZ, A. R., TURRA, A., MANZANO, A. B., BALTHAZAR-SILVA, D., OLIVEIRA, N. R., HARARI, J. Predicting the Dispersal and Accumulation of Microplastic Pellets Within the Estuarine and Coastal Waters of South-Eastern Brazil Using Integrated Rainfall Data and Lagrangian Particle Tracking Models. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.559405>

HARDESTY, B. D., HARARI J., ISOBE, A., LAURENT, L., MAXIMENKO, N., POTEMRA, J., VAN SEBILLE, E., VETHAAK A. D., WILCOX, C. Using Numerical Model Simulations to Improve the Understanding of Micro-plastic Distribution and Pathways in the Marine Environment. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00030>

HOEFEL, F. G. Morfodinâmica de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Itajaí: **Editora da Univali**, 1998.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Reserva Biológica Marinha do Arvoredo: Encarte 1 - Contextualização da UC. 2004

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico – Santa Catarina**, 2022. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/>

IMO. International Maritime Organization. Protocol to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wasted and Other Matter, 1996. Disponível em: <https://www.imo.org/en/KnowledgeCentre/ConferencesMeetings/Pages/London-Convention-Protocol.aspx>

IMO. International Maritime Organization. International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (**MARPOL**), 1973. Disponível em: <https://www.imo.org/en/KnowledgeCentre/ConferencesMeetings/Pages/Marpol.aspx>

IMO. International Maritime Organization. Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972. Disponível em: <https://www.imo.org/en/KnowledgeCentre/ConferencesMeetings/Pages/London-Convention-Protocol.aspx>

ISOBE, A., KUBO, K., TAMURA, Y., KAKO, S., NAKASHIMA, E., FUJII, N. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal Waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 89, p. 324-330, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.041>

ISOBE, A., ET AL. Two-way particle-tracking model for specifying sources of drifting objects: application to the East China Sea Shelf. **Journal of Atmospheric and oceanic technology**, v. 26, p. 1672-1682, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1175/2009JTECHO643.1>

JAMBECK, J. R. ET AL. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, p. 768 - 771, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

JALÓN-ROJAS, I., WANG, X. H., FREDJ, E. A 3D numerical model to Track Marine Plastic Debris (TrackMPD): Sensitivity of microplastic trajectories and fates to particle dynamical properties and physical processes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 256- 272, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.052>

JUSTINO, A. K. S., FERREIRA, G. V. B., FAUVELLE, V., SCHMIDT, N.E ET AL. Exploring microplastic contamination in reef-associated fishes of the Tropical Atlantic, **Marine Pollution Bulletin**, v. 192, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115087>

KRELLING, A. P., WILLIAMS, A. T., TURRA, A. Differences in perception and reaction of tourist groups to beach marine debris that can influence a loss of tourism revenue in coastal áreas. **Marine Policy**, v. 85, p. 87-99, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.08.021>

KUBOTA, M. A mechanism for the accumulation of floating marine debris north of Hawaii. **Journal of Physical Oceanography**, v. 24, p. 1059-1064, 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1994\)024%3C1059:AMFTAO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1994)024%3C1059:AMFTAO%3E2.0.CO;2)

KÜHN, S., BRAVO REBOLLEDO, E.L., VAN FRANEKER, J.A. DELETERIOUS EFFECTS OF LITTER ON MARINE LIFE. IN: BERGMANN, M., GUTOW, L., KLAGES, M. (eds) **Marine Anthropogenic Litter**. Springer, Cham, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4

KUKULKA, T., LAW, K. L., PROSKUROWSKI, G. Evidence for the influence of surface heat fluxes on turbulent mixing of microplastic marine debris. **J. Phys. Oceanogr**, v. 46, p. 809–15, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1175/JPO-D-15-0242.1>

KUKULKA, T., PROSKUROWSKI, G., MORÉT-FERGUSON, S., MEYER, D.W., LAW, K. L. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. **Geophysical Research Letters**, v. 39, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2012GL051116>

KYE, H., KIM, J., JU, S., LEE, J., LIM, C., YOON, Y. Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards. **Heliyon**, v. 9, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14359>

LAMB, J. B ET AL. Plastic waste associated with disease on coral reefs. **Science**, v. 359, p. 460-462, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aar3320>

LANGMUIR, I. Surface Motion of Water Induced by Wind. **Science**, v. 87, p. 119-123, 1938. Disponível em: [10.1126/science.87.2250.11](https://doi.org/10.1126/science.87.2250.11)

LEBRETON, L., ANDRADY, A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Commun**, v. 5, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1057/s41599-018-0212-7>

LEBRETON, L., VAN DER ZWET, J., DAMSTEEG, JW. ET AL. River plastic emissions to the world's oceans. **Nat Commun**, v. 8, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

LENTZ, S. J., FEWINGS, M. R. The wind- and wave-driven inner-shelf circulation. **Annu. Rev. Mar. Sci.**, v. 4, p. 317–43, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120709-142745>

LI, SZ., JI, C., ZHANG, QH. ET AL. Numerical Simulations of Coastal Overwash Using A Phase-Averaged Wave—Current—Sediment Transport Model. **China Ocean Eng**, v. 36, p. 191–207, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13344-022-0015-x>

LI, W., TSE, H.F., FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects, **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 333-349, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>

LIAO, F., WANG, X.H. & FREDJ, E. Forecasting marine debris spill accumulation patterns in the south-eastern Australia water: an intercomparison between global ocean forecast models. **Ocean Dynamics**, v. 73, p. 91–106, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10236-023-01539-x>

LIU, J., YANG, Y., AN, L. ET AL. The Value of China's Legislation on Plastic Pollution Prevention in 2020. **Bull Environ Contam Toxicol**, v. 108, p. 601–608, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03366-6>

LOITZENBAUER, E. W., MENDES, C. A. B. Integração da gestão de recursos hídricos e da zona costeira em Santa Catarina: a zona de influência costeira nas bacias dos rios Mampituba, Araranguá, Tubarão e Tijucas, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol. 21, p. 466 – 477, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n2.p466-477>

LORENZI, L., REGINATO, B. C., MAYER, D. G., GENTIL, E., PEZZIN, A. P. T., SILVEIRA, V. F., DANTAS, D. V. Spatio-seasonal microplastics distribution along a shallow coastal lagoon ecocline within a marine conservation unit. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112644>

LOURO, P., WIDMER, W. M. Plastic Pellets on Campeche Beach (Santa Catarina Island, Brazil): A Seasonality and Composition Study. **Environment and Ecology Research**, v. 5, p. 302 - 311. 2017. DOI: 10.13189/eer.2017.050407.

MACCREADY, P., GEYER, W. R. Advances in estuarine physics. **Annu. Rev. Mar. Sci.**, v. 2, p. 35–58, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081015>

MACHADO, A. A., FILLMANN, G. Estudo da contaminação por resíduos sólidos na ilha do Arvoredo, reserva biológica marinha do Arvoredo - SC, Brasil, SC. **Gestão Costeira Integr**, v. 10, p. 381-393, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5894/rgci215>

MAI, L., XIANG-FEI S., LIN-LIN X., LIAN-JUN B., LIANG-YING L., EDDY Y. ZENG. Global Riverine Plastic Outflows. **Environmental Science & Technology**, v. 54, p. 10049-10056, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02273>

MALLI, A., CORELLA-PUERTAS, E., HAJJAR, C., BOULAY, A.-M. Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: a review. **Mar. Pollut. Bull**, v. 177, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113553>

MANSUI, J., MOLCARD, A., OURMIERES, Y. Modelling the transport and accumulation of floating marine debris in the Mediterranean basin. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, p. 249-257, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.037>

MARETEC. **Descrição do MOHID**. Instituto Superior Técnico - Universidade Técnica de Lisboa. Essentia editora. 2012.

MARIN, C. B., NIERO, H., ZINNKE, I., PELLIZZETTI, M. A., SANTOS, P. H., RUDOLF, A. C. BELTRÃO, M., WALTRICK, D. S., POLETTE, M. Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 31, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100771>

MARTA-ALMEIDA, M., DALBOSCO, A., FRANCO, D. ET AL. Dynamics of river plumes in the South Brazilian Bight and South Brazil. **Ocean Dynamics**, v. 71, p. 59–80, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10236-020-01397-x>

MARTINS, R. S., CAMARGO, R., GASALLA, M. A. Effect of retention processes on the recruitment of tropical arrow squid (*Doryteuthis pleii*): An individual-based modeling case study in southeastern Brazil. **Fisheries Research**, v. 224, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105455>

MCILVENNY, J., WILLIAMSON, B. J., MACDOWALL, C., GLEIZON, P., O'HARA MURRAY, R. Modelling hydrodynamics of fast tidal stream around a promontory headland. Estuarine, **Coastal and Shelf Science**, v. 259, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107474>

MEIJER, L. J. J ET AL. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. **Sci. Adv**, v. 7, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>

MELO, E., MARTINS, R. P., FRANCO, D. Standing Wave Tide at Florianopolis Bay (Brazil) and its Influence on Bay Pollution. **Coastal Environment Management and Conservation**. Bordeaux, p. 143-151, 1997.

MIRANDA, I. M., TOLDO, E., DA FONTOURA KLEIN, A.H. ET AL. Sediment budget of a cusped shoreline and its influence on spit development—Lagoa dos Patos, Brazil. **Geo-Mar Lett**, v. 42, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00367-021-00724-5>

MOORE, C. J., LATTIN, G. L., ZELLERS, A. F. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *J. Integr. Coast. Zone Manag.*, v. 11, p. 65–73, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5894/rgci194>

MOEFCC. **G20 Report on Actions Against Marine Plastic Litter**. Fifth Information Sharing Based on the G20 Implementation Framework. Ministry of Environment, Forest and Climate Change, New Delhi, India. 1st Edition. 575 pp., 2023. Disponível em: <https://g20mpl.org/archives/1328>

MONTEIRO, I. B., DANTAS, D. V., MAKRAKIS, M. C., LORENZI, L., RIBEIRO, S. A, PEZZIN, A. P. T., SILVEIRA, V. F., GENTIL, E. Composition and spatial distribution of floating plastic debris along the estuarine ecocline of a subtropical coastal lagoon in the Western Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 179, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113648>

MORATO T., JULIANO M., PHAM C. K., CARREIRO-SILVA M., MARTINS I., COLAÇO A. Modelling the Dispersion of Seafloor Massive Sulphide Mining Plumes in the Mid Atlantic Ridge Around the Azores. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.910940>

MOURA, C. DE A. Avaliação de impactos ambientais em sistema de esgotamento sanitário com disposição oceânica. 2011. X p. **Dissertação Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina**, Florianópolis, 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/103374>

NAPPER, I. E., THOMPSON, R. C. Plastic debris in the marine environment: history and future challenges. **Global Challenges**, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/gch2.201900081>

NASCIMENTO, L. O. BARRETO, J., GOMES, L. E. O., BOMFIM, L. N. S. MARTINS, A. S. Solid waste ingestion by marine megafauna on Southeast Brazilian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 190, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114821>

NEUMANN, D., CALLIES, U., MATTHIES, M. Marine litter ensemble transport simulations in the southern North Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86, p. 219-228, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.016>

NIERWINSKI, H. P., PODDA, L., HEIDEMANN, M., BARRA, B. Avaliação dos Critérios de Projeto para Estruturas de Acostagem de Navios: Estudo de Caso Aplicado no Terminal Portuário Público de Itajaí- SC. **2º Simpósio de Transportes do Paraná (STPR); 3º Seminário em Aeroportos e Transporte Aéreo (SATA) e 3ª Urbanidade**, 2020. Disponível em: <https://eventos.ufpr.br/stpr/2stpr/schedConf/presentations>

NOGUEIRA, P., KAMMANN, U., AUST, M. Visual quantification and identification of shallow seafloor marine litter in the southernmost North and Baltic seas using an epibenthic video sledge (EVS) – A comparison to bottom trawl data. **Science of The Total Environment**, v. 891, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164633>

ONINK, V., WICHMANN, D., DELANDMETER, P., VAN SEBILLE, E. The role of Ekman currents, geostrophy and Stokes drift in the accumulation of floating microplastic, **J. Geophys. Res. Oceans**, v. 124, p. 1474–90, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2018JC014547>

OSPAR. Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic. Regional Action Plan for Prevention and Management of Marine Litter in the North-East Atlantic, 2014. Disponível em: <http://www.ospar.org/documents?v=34422>

PABORTSAVA, K., LAMPITT, R.S. High concentrations of plastic hidden beneath the surface of the Atlantic Ocean. **Nat Commun**, v. 11, 4073, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17932-9>

PAZOS, R. S., AMALVY, J., COCHERO, J., PECILE, A., GÓMEZ, N. Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 168, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112382>

PETTY, A. A., TSAMADOS, M. C., KURTZ, N. T. Atmospheric form drag coefficients over Arctic sea ice using remotely sensed ice topography data, spring 2009-2015. **J. Geophys. Res. Earth Surf**, v. 122, p. 1472–90, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/2017JF004209>

PILECHI, A., MOHAMMADIAN, A., MURPHY, E. A numerical framework for modeling fate and transport of microplastics in inland and coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 184, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114119>

PLASTICS EUROPE. **Plastics – The Facts 2022**. An analysis of European plastics production, demand, conversion and end-of-life management, 2022.

POLITIKOS, DIMITRIOS V. ET AL. Modeling the fate and distribution of floating litter particles in the Aegean Sea (E. Mediterranean). **Frontiers in Marine Science**, v. 4, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00191>

RANI-BORGES, B., GOMES, E., MARICATO, G., LINS, L. H. F. C., MORAES, B. R., ET AL. Unveiling the hidden threat of microplastics to coral reefs in remote South Atlantic islands. **Science of The Total Environment**, v. 897, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165401>

RICARDO, E. S. L., ROSSA, ÜBERSON B., MARTINS, A. O., RIBEIRO, E. A. W., VISCHETTI, C., CASUCCI, C., BRUNETTI, G., DE BERNARDI, A., MARINI, E., TAGLIABUE, F. Microplastics on the surface of marine waters of the coast of Santa Catarina (Brazil): identification by stereomicroscope and FTIR-ATR spectrophotometer. **Revista Brasileira De Ciências Ambientais**, v. 59, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781900>

ROCHMAN, C. M. The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds) **Marine Anthropogenic Litter**. Springer, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_5

RONDA, A. C., ARIAS, A. H., OLIVA, A. L., MARCOVECCHIO, J. E. Synthetic microfibers in marine sediments and surface seawater from the Argentinean continental shelf and a Marine Protected Area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 149, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110618>

RUFINO, R. C. Avaliação da qualidade ambiental do Município de Tubarão (SC) através do uso de indicadores ambientais. **Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção**, 2022. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/82919>

SADAN, Z. E KOCK, L. 2021. Plastic Pollution in Africa: Identifying policy gaps and opportunities. **WWF South Africa**, Cape Town, South Africa.

SALDAÑA-SERRANO, M., BASTOLLA, C. L. V., MATTOS, J. J. ET AL. Microplastics and linear alkylbenzene levels in oysters *Crassostrea gigas* driven by sewage contamination at an important aquaculture area of Brazil. **Chemosphere**, v. 307, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136039>

SANTA CATARINA. **Plano estadual de resíduos sólidos de Santa Catarina**: contrato administrativo n. 012/2016. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável, Diretoria de Saneamento e Meio Ambiente. Florianópolis: SDS, 2018a. Disponível em: <http://www.sds.sc.gov.br/>

SANTA CATARINA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina - PERH/SC**. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS), 2018b. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/instrumentos/planoestadual-instrumentos>

SANTA CATARINA. **Planos de Bacias – Plano de Recursos Hídricos. Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Tijucas e Rio Biguacu**: Etapa C - Diagnóstico dos Recursos Hídricos (Tomo II). Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS), 2018c. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/index.php?option=com_k2&view=item&layout=item&id=1904&Itemid=248&jsmallfib=1&dir=JSROOT/DHRI/Planos+de+Bacias

SÃO PAULO. **Lei Municipal 17.261/2020** - Dispõe sobre a proibição de fornecimento de produtos de plástico de uso único nos locais que especifica, 2020. Disponível em: <http://leismunicipa.is/xvdht>

SCHETTINI, C. A. F., TOLDO JR, E. E. Modos de Transporte de Sedimentos Finos no Estuário do Rio Itajaí, SC. **Pesquisas Em Geociências**, v. 28, p. 151–160, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.22456/1807-9806.20282>

SCHLICKMANN, P. H. Estudo Geográfico das Indústrias de Plástico Em São Ludgero – SC. **Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas**, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis, 2012. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/100413>

SCHMIDT, C., KRAUTH, T. & WAGNER, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Environ. Sci. Technol**, v. 51, p. 12246–12253, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>

SCHWARZ, A.E., LIGTHART, T.N., BOUKRIS, E., VAN HARMELEN, T. Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: A review study, **Marine Pollution Bulletin**, v. 143, p. 92-100, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.029>

SEBRAE. **Santa Catarina em Números**: Santa Catarina / Sebrae/SC. Florianópolis: Sebrae/SC, 2013. 150p. Disponível em: <https://necat.ufsc.br/santa-catarina-em-numeros-sebrae/>

SHOMUYIWA, D. O., ONUKANSI, F. O., IVANOVA, M., LUCERO-PRISNO, D. E. The Plastic treaty: What is in it for Africa? **Public Health Chall**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/puh2.83>

SILVA M., ARAUJO M., GEBER F., MEDEIROS C., ARAUJO J., NORIEGA C., COSTA DA SILVA, A. Ocean Dynamics and Topographic Upwelling Around the Aracati Seamount - North Brazilian Chain From in situ Observations and Modeling Results. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.609113>

SILVEIRA, I. C. A., SCHMIDT, A. C. K., CAMPOS, E. J. D., GODOI, S. S., IKEDA, Y. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. **Rev. bras. Oceanogr.**, v. 48, p. 171-183, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-77392000000200008>

SIMANTIRIS, N., AVLONITIS, M., THEOCHARIS, A. Simulation of the transport of marine microplastic particles in the Ionian Archipelago (NE Ionian Sea) using a Lagrangian model and the control mechanisms affecting their transport. **Journal of Hazardous Materials**, v. 437, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129349>

SIRHESC. Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina. **Comitê de Gerenciamento Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí**, 2024a. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/a-bacia-rio-itajai/bacia-hidrografica-rio-itajai> (acessado em 13/06/2024).

SIRHESC. Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina. **Comitê de Gerenciamento Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar**, 2024b. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/a-bacia-rio-tubarao/regiao-hidrografica-rio-tubarao> (acessado em 13/06/2024).

SIRHESC. Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina. **Comitê de Gerenciamento Bacia Hidrográfica do Rio Tijucas**, 2024c. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/a-bacia-tijucas/regiao-hidrografica-tijucas> (acessado em 13/06/2024).

SOUSA, M. C., DE CASTRO, M., GAGO, J., RIBEIRO, A. S., DES, M., GÓMEZ-GESTEIRA, J. L., DIAS, J. M., GOMEZ-GESTEIRA, M. Modelling the distribution of microplastics released by wastewater treatment plants in Ria de Vigo (NW Iberian Peninsula). **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112227>

STOCKHAUS, H., SACHDEVA, A., SINA, S., BOLOPION, E., MISLANG, G., ET AL. A New Treaty on Plastic Pollution – Perspectives from Asia. **Published WWF-World Wide Fund For Nature** (Singapore) Limited (WWFSingapore). 2021.

STOKES, G.G. On the Theory of Oscillatory Waves. **Transactions of the Cambridge Philosophical Society**, v. 8, p. 441-455, 1847.

TEIXEIRA, M. A. C. Langmuir Circulation and Instability. Editor(s): J. Kirk Cochran, Henry J. Bokuniewicz, Patricia L. Yager, **Encyclopedia of Ocean Sciences** (Third Edition), p. 92-106, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.04176-2>

TEKMAN, M. B., GUTOW, L., MACARIO, A., HAAS, A., WALTER, A., BERGMANN, M.: Alfred Wegener Institute Helmholtz - Centre for Polar and Marine Research, 2023.

TROWBRIDGE, J. H., LENTZ, S. J. The bottom boundary layer. **Annu. Rev. Mar. Sci.**, v. 10, p. 397–420, 2018. Disponível: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063351>

TURRA, A., SANTANA, F. M., OLIVEIRA, A. DE L., BARBOSA, L., CAMARGO, R. M., MOREIRA, F. T., DENADAI, M. R. Lixo nos Mares: do entendimento à solução, São Paulo, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2020. ISBN: 9788598729329

UE. União Europeia. **Diretiva 2019/904** do Parlamento Europeu e do Conselho, de 5 de junho de 2019, relativa à redução do impacto de determinados produtos de plástico no ambiente, 2019. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/2019/904/oj>

UE. União Europeia. **Diretiva 2015/720** do Parlamento Europeu e do Conselho, de 29 de abril de 2015, que altera a Diretiva 94/62/CE no que diz respeito à redução do consumo de sacos de plástico leves, 2015. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/2015/720/oj>

UE. União Europeia. **Diretiva 2008/56/CE** do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de Junho de 2008, que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política para o meio marinho (Directiva-Quadro Estratégia Marinha), 2008. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj>

UE. União Europeia. **Diretiva 94/62/CE** do Parlamento Europeu e do Conselho, de 20 de Dezembro de 1994, relativa a embalagens e resíduos de embalagens, 1994. Disponível em: <http://data.europa.eu/eli/dir/1994/62/oj>

UNEP. United Nations Environment Programme. **Turning off the Tap**. How the world can end plastic pollution and create a circular economy. Nairobi, 2023. ISBN: 9789280740240

UNEP. United Nations Environment Programme. Understanding the State of the Ocean: **A Global Manual on Measuring SDG 14.1.1, SDG 14.2.1 and SDG 14.5.1**, 2021. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/35086>

UNEP. United Nations Environment Programme. **Single-Use Plastics: A Roadmap for Sustainability** (Rev. ed., pp. vi; 6), 2018. ISBN: 978-92-807-3705-9

UNEP. United Nations Environment Programme. Regional Seas Programme: Legislative Authority - UNEP Regional Seas Reports and Studies No.17 Rev. 1, 1988. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/28268>

UN. United Nations **Convention on the Law of the Sea**, 1982. Disponível em: https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf

URUGUAI. **Resolução nº 272/021** - Redução da geração de resíduos plásticos, 2021. Disponível em: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/institucional/normativa/resolucion-n-272021-reduccion-generacion-residuos-plasticos>

UZUN, P., FARAZANDE, S., GUVEN, B. Mathematical modeling of microplastic abundance, distribution, and transport in water environments: A review. **Chemosphere**, v. 288, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132517>

VANDRESEN, M. Influência dos estuários na abundância de microplásticos superficiais da região centro-norte de Santa Catarina, Brasil. **Trabalho de conclusão de curso em Oceanografia da Universidade Federal de Santa Catarina**, 2017.

VAN SEBILLE, E., ET AL. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. **Environmental Research Letters**, v. 15, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>

VAN UTENHOVE, E. J. F. Modelling the transport and fate of buoyant macroplastics incoastalwaters. **Master thesis, Delft University of Technology, Civil Engineering, Hydraulic Engineering**, 2019. Disponível em: <http://resolver.tudelft.nl/uuid:be6a41d2-6071-47b9-926d-f22c23edadba>.

VEIGA, J. M., FLEET, D., KINSEY, S., NILSSON, P., VLACHOGIANNI, T., WERNER, S., GALGANI, F., THOMPSON, R.C., DAGEVOS, J., GAGO, J., SOBRAL, P. AND CRONIN, R. **Identifying Sources of Marine Litter**, 2016. Disponível em: <https://data.europa.eu/doi/10.2788/018068>

VIOOL, V., GUPTA, A., PETTEN, L., SCHALEKAMP, J. The price tag of plastic pollution: An economic assessment of river plastic. Deloitte. 2019.

VON FRIESEN, L. W., GRANBERG, M. E., HASSELLÖV, M., GABRIELSEN, G. W., MAGNUSSON, K. An efficient and gentle enzymatic digestion protocol for the extraction of microplastics from bivalve tissue. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 129-134, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.016>

WALDSCHLAGER, K., AND SCHUTTRUMPF, H. Infiltration behaviour of microplastic particles with different densities, sizes and shapes—from glass spheres to natural sediments. **Environ. Sci. Technol**, v. 54, p. 9366–9373, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01722>

WANG Q., TWEEDY A., WANG, H. G. Reducing plastic waste through legislative interventions in the United States: Development, obstacles, potentials, and challenges, **Sustainable Horizons**, v. 2, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.horiz.2022.100013>

WANG, Z., BAI, Y., HE, X., TAO, B., LI, T., CHEN, X., WANG, T., GONG, F. Estimating particulate organic carbon flux in a highly dynamic estuary using satellite data and numerical modeling. **Remote Sensing of Environment**, v. 252, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112116>

WATT, E., PICARD, M., MALDONADO, B., ABDELWAHAB, M. A., MIELEWSKI, D. F., DRZAL, L. T., MISRA, M., MOHANTY, A. K. Ocean plastics: environmental implications and potential routes for mitigation – a perspective, **RSC adv**, v. 11, p. 21447-21462, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D1RA00353D>

WEISS, L. ET AL. The missing ocean plastic sink: gone with the rivers. **Science**, v. 373, p. 107–111, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.abe0290>

WICHMANN D., DELANDMETER P., VAN SEBILLE, E. Influence of near-surface currents on the global dispersal of marine microplastic. **J. Geophys. Res. Oceans**, v. 124, p. 6086–6096, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2019JC015328>

WILYALODIA, H. C., TYBEYULIANA, E. V., MAHENDRA, A. P., PRATAMA, M. A., RAHMAWATI, S., IRESHA, F. M., MOERSIDIK, S. S. Seasonal Variability on Microplastic Polutions In Water and Sediment of Ciliwung River. **CSID Journal of Infrastructure Development**, v. 6, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.7454/jid.v6.i2.1118>

WU, Y., YIN, X., ZHOU, G. ET AL. Rising rainfall intensity induces spatially divergent hydrological changes within a large river basin. **Nat Commun**, v. 15, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-44562-8>

YANG, Z., SHAO, W., HU, Y., JI, Q., LI, H., ZHOU, W. Revisit of a Case Study of Spilled Oil Slicks Caused by the Sanchi Accident (2018) in the East China Sea. **J. Mar. Sci. Eng**, v. 9, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/jmse9030279>

YONKOS, L. T., FRIEDEL, E. A., PEREZ-REYES, A. C., GHOSAL, S., ARTHUR, C. D. Microplastics in Four Estuarine Rivers in the Chesapeake Bay, U.S.A. **Environ. Sci. Technol.**, v. 48, p. 195–14202, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es5036317>

ZANETTI, D. G. Microplásticos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina: ocorrência, distribuição e caracterização. **Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Físicas e Matemáticas**, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/214833>

ZEENAT, ELAHI, A., BUKHARI, D. A., SHAMIM, S., REHMAN, A. Plastics degradation by microbes: A sustainable approach. **Journal of King Saud University - Science**, v. 33, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101538>

ZHANG, Y., WU, P., XU, R. ET AL. Plastic waste discharge to the global ocean constrained by seawater observations. **Nat Commun**, v. 14, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-37108-5>

ZHANG, L., ZHANG, S., GUO, J., YU, K., WANG, Y., LI, R. Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: implications of tidal current velocity and tidal range. **J. Hazard. Mater.**, v. 399, 2020a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122849>

ZHANG, Y., KANG, S., ALLEN, S., ALLEN, D., GAO, T., SILLANPÄÄ, M. Atmospheric microplastics: A review on current status and perspectives. **Earth-Science Reviews**, v. 203, 2020b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118>