



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Oceanografia

Hudson Carvalho Ferreira

**Caracterização de microplásticos em águas da Bacia de Santos e da Baía da
Ilha Grande e em esponjas marinhas da espécie *Dragmacidon reticulatum*
(Ridley & Dendy, 1886)**

Rio de Janeiro

2023

Hudson Carvalho Ferreira

Caracterização de microplásticos em águas da Baía de Santos e da Baía da Ilha Grande e em esponjas marinhas da espécie *Dragmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Gisele Lôbo Hajdu

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/C

F383 Ferreira, Hudson Carvalho.
Caracterização de microplásticos em águas da Baía de Santos e da Baía da Ilha Grande e em esponjas marinhas da espécie *Drumacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886) / Hudson Carvalho Ferreira. – 2023.
188 f. : il.

Orientadora: Gisele Lôbo Hajdu.
Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Oceanografia.

1. Plásticos - Aspectos ambientais - Ilha Grande, Baía de (RJ) - Santos, Baía de (SP) - Teses. 2. Poluição marinha - Teses. 3. Resíduos - Teses. 4. Esponjas marinhas - Teses. 5. Contaminação – Teses. I. Hajdu, Gisele Lôbo. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade de Oceanografia. III. Título.

CDU: 551.465.8(815.3)

Bibliotecária Responsável: Priscila Freitas Araujo/ CRB-7: 7322

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Hudson Carvalho Ferreira

Caracterização de microplásticos em águas da Bacia de Santos e da Baía da Ilha Grande e em esponjas marinhas da espécie *Dragmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Caracterização, Diagnóstico e Evolução de Ambientes Marinhos.

Aprovada em 04 de setembro de 2023.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a. Gisele Lôbo Hajdu
Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Banca Examinadora: _____
Prof.^a Dr.^a. Gleyci Aparecida Oliveira Moser
Faculdade de Oceanografia - UERJ

Prof.^a Dr.^a. Ilana Rosental Zalmon
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF

Prof. Dr. Jose Antonio Baptista Neto
Universidade Federal Fluminense - UFF

Prof. Dr. Márcio Reis Custódio
Universidade de São Paulo - USP

Prof. Dr. Luís Felipe Skinner
Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Rio de Janeiro

2023

DEDICATÓRIA

Dedico esta tese aos pesquisadores brasileiros, em particular aos cientistas especializados em estudos oceânicos, que desempenham um papel vital na preservação dos ecossistemas marinhos. Apesar dos desafios enfrentados, como a falta de recursos financeiros, a inadequada infraestrutura, a falta de reconhecimento nacional e as dificuldades burocráticas, esses pesquisadores contribuem de forma significativa e conduzem estudos de alta qualidade e extrema importância.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao Papai do Céu, à Nossa Senhora de Aparecida e a todas as boas energias que me guiaram e concederam sabedoria, calma e paz interior para superar os diversos obstáculos ao longo desse período de estudo e trabalho, com pandemia e mudanças. Através deles, aprendi e amadureci, não apenas como aluno ou pesquisador, mas também como ser humano, superando meus limites e desenvolvendo minhas capacidades.

À minha querida Cherrie, minha esposa e amiga de todas as horas, expresso minha profunda gratidão pela sua infinita paciência e apoio. Esta conquista é fruto não apenas do meu esforço, mas também da sua presença constante ao meu lado, desde os dias da graduação até o momento presente. Você não apenas compartilhou este caminho comigo, mas também desempenhou um papel fundamental em traçar os passos que levaram a esta realização. Em meio aos desafios, você foi a luz que iluminou meu caminho, trazendo cor e significado à minha vida. Cherrie, você é mais do que uma companheira, é a peça que faltava no quebra-cabeça da minha existência. Obrigado por ser a fonte de apoio e inspiração que tornou possível alcançar este marco importante

Ao filho cachorro (Costelinha), que com a sua doçura me ajudou a superar os dias difíceis e tirou sorrisos de mim nos momentos difíceis!

Agradeço a toda a minha família, que me concedeu humildade, sabedoria e a percepção de que a educação é capaz de quebrar barreiras e nos levar a lugares antes nunca imaginados.

Ao meu pai, mentor sábio que iluminou meu caminho na ciência e na educação, expresso minha gratidão especial por toda a assistência e apoio incansáveis. Seus conselhos perspicazes e encorajamento constante foram bússolas valiosas em minha jornada acadêmica. Obrigado por ser a força silenciosa por trás dos meus sucessos e por compartilhar comigo a alegria desta realização.

À minha mãe, fonte inesgotável de carinho, amor e incentivo, agradeço do fundo do meu coração. Seu apoio constante foi a luz que iluminou meu caminho durante toda essa jornada. Cada palavra de estímulo e gesto de ternura moldaram não apenas minha jornada acadêmica, mas também a pessoa que me tornei.

À minha estimada orientadora, Prof. Dra. Gisele Lôbo Hajdu, agradeço por tudo. Minha gratidão não cabe nessas palavras. Obrigado por ter acreditado em mim. Agradeço pelos ensinamentos e por ter me guiado desde o mestrado. A jornada foi longa, mas você

aceitou os desafios e a proposta desse importante trabalho de forma surpreendente. Registro aqui minha eterna gratidão.

À Prof. Dra. Gleyci Moser, agradeço por ter aceitado ser a revisora deste trabalho e por todo o acompanhamento durante o doutorado.

Ao Prof. Dr. José Antonio Baptista, agradeço por suas valiosas considerações e pelo acompanhamento durante a qualificação e demais seminários.

A toda a equipe do Laboratório de Genética Marinha da UERJ - LAGMar, expresso minha profunda gratidão pelo apoio e auxílio. Este trabalho faz parte de um grupo maior, portanto, não pertence apenas a mim, mas reflete a dedicação de muitos. Obrigado a todos!

À minha banca de defesa, agradeço por terem aceitado o convite e por toda a paciência em analisar este trabalho.

Ao Humberto Fortunato, agradeço pela coleta das esponjas e águas da Baía da Ilha Grande na primeira etapa.

Aos professores, secretaria e equipe do Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - PPG-OCN.

Expresso minha profunda gratidão a todos que, de forma direta e/ou indireta, contribuíram para minha formação acadêmica e para a realização desta pesquisa. Agradeço por tudo!

Feche os olhos, aguçe os ouvidos, e da mais leve respiração ao mais selvagem ruído, do mais simples som à mais sublime harmonia, do mais violento e apaixonado grito às mais suaves palavras da doce razão, é somente a Natureza que fala, revelando sua existência, seu poder, sua vida e suas relações e estruturas, de tal modo que um cego, a quem é vedado o mundo infinitamente visível, é capaz de aprender no audível tudo o que é infinitamente vivo.

Johann Wolfgang von Goethe

RESUMO

FERREIRA, Hudson Carvalho. **Caracterização de microplásticos em águas da Bacia de Santos e da Baía da Ilha Grande e em esponjas marinhas da espécie *Drummacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)**. 188 f. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Os microplásticos são encontrados em várias regiões dos oceanos, incluindo zonas costeiras, oceano aberto e mar profundo. O estudo dos microplásticos é um campo relativamente recente, com uma maior atenção por parte dos pesquisadores nas últimas décadas, especialmente nos últimos dez anos. As baías costeiras e as águas superficiais do mar aberto são particularmente afetadas pela presença de microplásticos. Este estudo teve como objetivo principal identificar, caracterizar e descrever a abundância e distribuição de microplásticos nas águas superficiais da Bacia de Santos e da Baía da Ilha Grande, além de investigar a presença dessas partículas em esponjas marinhas coletadas em diferentes regiões da Baía da Ilha Grande. Os resultados indicaram que tanto as águas superficiais da Bacia de Santos quanto as da Baía da Ilha Grande, assim como as esponjas marinhas, apresentam algum nível de contaminação por microplásticos. Os microplásticos encontrados exibiram uma variedade de formas, tamanhos e cores. As concentrações de microplásticos variaram entre as amostras coletadas em todos os ambientes e nas esponjas marinhas, mas algumas discrepâncias não foram estatisticamente significativas. Nas águas da Bacia de Santos e da Baía da Ilha Grande, as partículas de cor azul foram as mais comuns, enquanto nas esponjas, a cor predominante foi a preta. No entanto, os fragmentos rígidos foram o tipo de microplástico mais comumente encontrado em todos os estudos. A média de tamanho dos microplásticos nas amostras coletadas nas águas superficiais da Baía da Ilha Grande foi de 285 μm , enquanto na Bacia de Santos foi de 182,7 μm . Já a média de tamanho dos microplásticos nas amostras das esponjas marinhas coletadas na Baía da Ilha Grande foi de 90,6 μm . Além disso, foi observado que a Bacia de Santos apresentou uma menor concentração de microplásticos em comparação com a Baía da Ilha Grande. Esses resultados destacam a presença generalizada de microplásticos nas águas superficiais e esponjas marinhas nas regiões estudadas, enfatizando a necessidade de medidas para reduzir a contaminação por microplásticos e proteger os ecossistemas marinhos.

Palavras-chave: poluição marinha; micropartículas; águas superficiais; porífera; impactos antrópicos.

ABSTRACT

FERREIRA, Hudson Carvalho. **Characterization of microplastics in the waters of the Santos Basin and the Ilha Grande Bay, and in marine sponges of the species *Drumacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)**. 2023. 188 f. Thesis (Doctorate in Oceanography) – Faculty of Oceanography, State University of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Microplastics are found in various regions of the oceans, including coastal zones, open ocean, and deep sea. The study of microplastics is a relatively recent field, receiving increased attention from researchers in the past few decades, particularly in the last ten years. Coastal bays and the surface waters of the open sea are particularly affected by the presence of microplastics. The main objective of this study was to identify, characterize, and describe the abundance and distribution of microplastics in the surface waters of the Santos Basin and the Baía da Ilha Grande, as well as investigate their presence in marine sponges collected from different regions of the Baía da Ilha Grande. The results indicated that both the surface waters of the Santos Basin and the Baía da Ilha Grande, as well as the marine sponges, exhibit some level of microplastic contamination. The microplastics found displayed a variety of shapes, sizes, and colors. The concentrations of microplastics varied among the samples collected from all environments and marine sponges, but some discrepancies were not statistically significant. Blue particles were the most common color in the waters of the Santos Basin and the Baía da Ilha Grande, while black was the predominant color in the sponges. However, rigid fragments were the most commonly encountered type of microplastic in all studies. The average size of microplastics in the samples collected from the surface waters of the Baía da Ilha Grande was 285 μm , while in the Santos Basin it was 182.7 μm . The average size of microplastics in the samples from the marine sponges collected in the Baía da Ilha Grande was 90.6 μm . Additionally, it was observed that the Santos Basin exhibited a lower concentration of microplastics compared to the Baía da Ilha Grande. These results highlight the widespread presence of microplastics in the surface waters and marine sponges in the studied regions, emphasizing the need for measures to reduce microplastic contamination and protect marine ecosystems.

Keywords: marine pollution; microparticles; surface waters; porifera; anthropogenic impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01	Fontes de contaminação e exposição aos microplásticos (Mps), e impactos ambientais, ecológicos e de saúde.....	13
Figura 02	Fluxograma com as etapas de busca e seleção dos artigos.....	25
Figura 03	Fluxograma organizado para as análises de bibliometria.....	25
Figura 04	Resultado de busca textual com relação à quantidade de publicações de janeiro de 2014 a março de 2021 (N=103).....	26
Figura 05	Número de artigos de 2014 a 2021 por continente.....	27
Figura 06	Total de publicações por países entre 2014 a 2021.....	28
Figura 07	Total de publicações de cada país separadas pelos temas propostos na revisão de literatura.....	29
Figura 08	Representação gráfica da rede entre autores analisada no período de 2013 a 2021.....	31
Figura 09	Gráfico de correlação por força de relação.....	32
Figura 10	Rede de descritores.....	33
Figura 11	Tipos de microplásticos mais comuns nos trabalhos analisados....	34
Figura 12	Principais colorações dos microplásticos encontrados nos artigos analisados.....	36
Figura 13	Polímeros com maior frequência nos 28 estudos analisados.....	38
Figura 14	Principais métodos escolhidos para amostragem de microplásticos em águas superficiais marinhas nos artigos analisados.....	40
Figura 15	Malhas mais utilizadas nas redes de coleta.....	40
Figura 16	Autores e o principal método de identificação utilizado pelas publicações do formato e cor dos microplásticos.....	42
Figura 17	Autores e principais métodos de identificação pelas publicações do tipo de polímero.....	43
Figura 18	Autores sobre a contaminação de microplásticos em organismos marinhos.....	44
Figura 19	Tipos e cores de microplásticos encontrados em diversos organismos marinhos nos trabalhos analisados.....	45

Figura 20	Principais polímeros citados nos estudos analisados.....	45
Figura 21	Animais marinhos analisados pelos trabalhos.....	46
Figura 22	Estudos sobre os impactos de microplásticos em organismos marinhos.....	48
Figura 23	Animais marinhos analisados quanto aos efeitos dos microplásticos.....	49
Figura 24	Tipos e composição de microplásticos analisados quanto aos efeitos em diversos organismos marinhos.....	49
Figura 25	Efeitos negativos causados pela exposição aos microplásticos em diferentes animais marinhos.....	50
Figura 26	Mapa da localização e limite geográfico da Bacia de Santos.....	79
Figura 27	Plataformas e embarcações marítimas na Bacia de Santos.....	80
Figura 28	Exemplo de fauna marinha presente na Bacia de Santos.....	81
Figura 29	Funcionamento do sistema de posicionamento dinâmico.....	83
Figura 30	Área de estudo e pontos de amostragem ao longo da Bacia de Santos.....	84
Figura 31	Processo de coleta das amostras utilizando uma garrafa de <i>Van Dorn</i>	86
Figura 32	Tela do sistema de posicionamento dinâmico mostrando os parâmetros do vento, como velocidade e direção, entre outras informações.....	87
Figura 33	Sistema de filtragem.....	88
Figura 34	Filtros depositados em placas Petri de vidro para armazenamento em freezer a -20°C.....	89
Figura 35	Estereoscópio utilizado na pré-triagem dos microplásticos coletados.....	90
Figura 36	Microscópio óptico digital utilizado na caracterização física dos microplásticos coletados.....	92
Figura 37	Processo de separação e análise dos microplásticos.....	93
Figura 38	Condições de vento registradas durante as coletas de microplásticos em águas de superfície na Bacia de Santos.....	95
Figura 39	Condições da corrente de deriva registradas durante as coletas de microplásticos em águas de superfície na Bacia de Santos.....	95

Figura 40	Direção e altura ondas registradas durante as coletas de microplásticos em águas de superfície na Baía de Santos.....	96
Figura 41	Microplásticos observados em amostras coletadas na Baía de Santos (Pré-triagem).....	97
Figura 42	Número de partículas microplásticas por estações amostrais em águas de superfície coletadas na Baía de Santos no período de 2020-2021.....	98
Figura 43	Distribuição de volume de partículas microplásticas em amostras de águas de superfície coletadas na Baía de Santos no período 2020-2021 por ponto amostral.....	98
Figura 44	Abundância de microplásticos em águas de superfície coletadas na Baía de Santos no período 2020-2021 durante o inverno e verão.....	99
Figura 45	Número de partículas de acordo com a forma dos Mps nas áreas de coleta na Baía de Santos, Brasil.....	100
Figura 46	Abundância morfológica de partículas em amostras de água de superfície coletadas na Baía de Santos no período 2020-2021...	101
Figura 47	Abundância morfológica de partículas em águas de superfície	101
Figura 48	coletadas na Baía de Santos no período 2020-2021 durante o inverno e verão.....	102
Figura 49	Distribuição da concentração de itens e cores das partículas em cada ponto de amostragem em águas de superfície coletadas na Baía de Santos no período 2020- 2021.....	104
Figura 50	Distribuição de cores dos microplásticos coletados durante o inverno e verão em águas de superfície da Baía de Santos no período 2020-2021.....	105
Figura 51	Categorização quanto ao tamanho dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos no período 2020-2021.....	105
Figura 52	Distribuição relativa de diferentes tamanhos dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos no período 2020-2021.....	106

Figura 53	Comparativo entre os tamanhos dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos durante o inverno e verão no período 2020-2021.....	107
Figura 54	Influências de fatores oceanográficos na Baía de Santos.....	119
Figura 55	Origens potenciais de microplásticos e sua disponibilidade para comunidades bentônicas marinhas.....	134
Figura 56	Área de estudo (Baía de Ilha Grande, RJ).....	136
Figura 57	Tráfego de embarcações em tempo real (09/07/2023 às 16:00 LT) próximo a zona costeira da Baía da Ilha Grande e ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro.....	137
Figura 58	Pontos de coleta na Baía da Ilha Grande.....	140
Figura 59	Esponja marinha da espécie <i>Drummacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886).....	141
Figura 60	Processo de dissolução das esponjas marinhas em Hidróxido de Potássio (KOH).....	142
Figura 61	Microplásticos observados em amostras de água coletadas na Baía da Ilha Grande.....	143
Figura 62	Número de partículas microplásticas por estações amostrais em águas de superfície coletadas na Baía da Ilha Grande.....	144
Figura 63	Distribuição de volume de partículas microplásticas em amostras de águas de superfície coletadas na Baía da Ilha Grande em 2023 por ponto de amostragem.....	145
Figura 64	Número de partículas de acordo com a forma dos Mps nas áreas de coleta na Baía da Ilha Grande.....	146
Figura 65	Distribuição de partículas microplásticas por morfologia em amostras de água de superfície coletadas em diferentes pontos na Baía da Ilha Grande em 2023.....	147
Figura 66	Distribuição das colorações dos microplásticos coletados em amostras de águas de superfície na Baía da Ilha Grande em 2023.....	148
Figura 67	Distribuição da concentração de itens e cores das partículas em cada ponto de amostragem em águas de superfície coletadas na Baía da Ilha Grande no período 2022.....	150

Figura 68	Categorização quanto ao tamanho dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Ilha Grande.....	151
Figura 69	Distribuição relativa de diferentes tamanhos dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía da Ilha Grande no período de 2022.....	152
Figura 70	Análise Comparativa da abundância e proporção de microplásticos na Baía da Ilha Grande (BIG) e na Bacia de Santos (BS).....	154
Figura 71	Análise das diferentes cores de microplásticos encontrados na Baía da Ilha Grande e na Bacia de Santos.....	155
Figura 72	Análise dos diferentes tamanhos de microplásticos encontrados na Baía da Ilha Grande e na Bacia de Santos.....	156
Figura 73	Número de partículas microplásticas por esponjas analisadas.....	157
Figura 74	Abundância de microplásticos em amostras de esponjas (Microplástico por grama - Mp/g) coletadas na Bacia da Ilha Grande no ano de 2023.....	158
Figura 75	Número de partículas de acordo com a forma dos Mps em esponjas marinhas da Baía da Ilha Grande.....	159
Figura 76	Abundância morfológica de partículas em amostras de esponjas coletadas na Ilha Grande em 2022.....	160
Figura 77	Distribuição de cores dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.....	161
Figura 78	Variabilidade de cores encontradas nos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.....	161
Figura 79	Distribuição da concentração de itens e cores das partículas em cada ponto de amostragem em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.....	162
Figura 80	Categorização quanto ao tamanho dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.....	163
Figura 81	Exemplo de fluxo e Velocidades de Correntes obtidas nas Modelagens Hidrodinâmicas na BIG e Sepetiba (RJ).....	169

LISTA DE TABELAS

Tabela 01	Descritores, banco de dados e total de artigos encontrados durante a busca entre janeiro de 2013 e março de 2021.....	24
Tabela 02	Estações amostradas e não amostradas ao longo do verão e inverno de 2020-2021.....	85
Tabela 03	Classificação dos plásticos de acordo com seu tamanho.....	90
Tabela 04	Cores mais comuns dos microplásticos.....	91
Tabela 05	Tipos de microplásticos mais comuns.....	91
Tabela 06	Variabilidade de cores encontradas nos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos.....	103
Tabela 07	Dimensão dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos de acordo com o tipo.....	107
Tabela 08	Exemplos da presença de microplásticos nas águas costeiras e oceânicas.....	113
Tabela 09	Pontos de Amostragem e Coordenadas Geográficas para Coleta de Água Superficial e Esponjas Marinhas na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro.....	139
Tabela 10	Variabilidade de cores encontradas nos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía da Ilha Grande coletadas em 2022.....	149
Tabela 11	Resultados do teste de Mann-Whitney para as diferenças de cores entre os diferentes pontos de amostragem.....	151
Tabela 12	Dimensão dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía da Ilha Grande de acordo com o tipo.....	153
Tabela 13	Resultados do teste de Mann-Whitney para as diferenças de tamanhos entre os diferentes pontos de amostragem.....	153
Tabela 14	Dimensão dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.....	164
Tabela 15	frequência e dimensão dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023 de acordo com o tipo.....	164

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	12
2	OBJETIVOS DA TESE	16
2.1	Objetivo Geral	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	EFEITOS E PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS COSTEIRAS E OCEÂNICAS E O EFEITO COMO CARREADOR DE POLUENTES DE PREOCUPAÇÃO EMERGENTE EM ORGANISMOS MARINHOS	17
3.1	Revisões de literatura	17
3.2	Análise de Rede	30
3.2.1	<u>Análise de Rede de Colaboração científica</u>	30
3.2.2	<u>Análise de rede de coocorrência de palavras-chave</u>	33
3.3	Carga de partículas na água do mar	34
3.3.1	<u>Principais tipos de Microplásticos encontrados em águas oceânicas e costeiras</u> ...	34
3.3.2	<u>Colorações dos Microplásticos encontrados em águas oceânicas e costeiras</u>	36
3.3.3	<u>Composição dos Microplásticos encontrados em águas oceânicas e costeiras</u>	37
3.3.4	<u>Principais Métodos de coleta de Microplásticos em águas oceânicas e costeiras</u> ..	39
3.3.5	<u>Principais Métodos de análise de Microplásticos quanto ao tipo e composição</u>	42
3.4	Presença de microplásticos em organismos marinhos	44
3.5	Impactos dos microplásticos sobre organismos marinhos	47
	REFERÊNCIAS	54
4	ANÁLISE SOBRE A OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS DE SUPERFÍCIE EM REGIÕES DA BACIA DE SANTOS, BRASIL	75
4.1	Introdução	75
4.2	Objetivos	82
4.2.1	<u>Objetivo Geral</u>	82
4.2.2	<u>Objetivos Específicos</u>	82
4.2.3	<u>Hipoteses</u>	82
4.3	Material e métodos	83

4.3.1	<u>Amostragem de Campo</u>	83
4.3.2	<u>Análise laboratorial</u>	88
4.3.2.1	Separação dos microplásticos.....	88
4.3.2.2	Pré-triagem dos microplásticos coletados.....	89
4.3.2.3	Caracterização física dos microplásticos coletados.....	91
4.3.2.4	Contaminação laboratorial.....	93
4.3.2.5	Análise de Dados.....	94
4.4	Resultados	94
4.4.1	<u>Caracterização das condições meteoceanográficas durante a coleta</u>	94
4.4.2	<u>Pré-triagem dos microplásticos coletados</u>	96
4.4.3	<u>Abundância e distribuição dos microplásticos no ambiente</u>	97
4.4.4	<u>Caracterização quanto à forma dos microplásticos</u>	100
4.4.5	<u>Caracterização quanto as cores dos microplásticos</u>	102
4.4.6	<u>Caracterização quanto ao tamanho dos microplásticos</u>	105
4.5	Discussão	108
	CONCLUSÃO	120
	REFERÊNCIAS	122
5	AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICOS NA ZONA COSTEIRA DA BAÍA DA ILHA GRANDE, R.J: ANÁLISE EM ÁGUAS DE SUPERFÍCIE E ESPONJAS MARINHAS	133
5.1	Introdução	133
5.2	Objetivos	138
5.2.1	<u>Objetivo Geral</u>	138
5.2.2	<u>Objetivos Específicos</u>	138
5.2.3	<u>Hipóteses</u>	138
5.3	Material e métodos	139
5.3.1	<u>Procedimento de coleta e filtragem das amostras de água</u>	139
5.3.2	<u>Procedimentos para coletas e investigação de microplásticos em esponjas marinhas</u>	140
5.4	Resultados	143
5.4.1	<u>Pré-triagem dos microplásticos coletados</u>	143

5.4.2	<u>Caracterização física dos microplásticos coletados em água de superfície na Baía da Ilha Grande</u>	144
5.4.3	<u>Caracterização morfológica dos microplásticos em água de superfície</u>	145
5.4.4	<u>Descrição das características de coloração dos microplásticos</u>	147
5.4.5	<u>Descrição das dimensões dos microplásticos</u>	151
5.4.6	<u>Comparação da poluição por microplásticos em águas superficiais entre a Baía de Santos e a Baía da Ilha Grande</u>	154
5.5	Microplásticos em esponjas marinhas da Baía da Ilha Grande – RJ	157
5.5.1	<u>Caracterização física dos microplásticos em amostras de esponjas marinhas <i>Drummacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886)</u>	157
5.5.2	<u>Descrição das características morfológicas dos microplásticos em esponjas marinhas da espécie <i>Drummacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886)</u>	158
5.5.3	<u>Descrição das características de coloração dos microplásticos analisados em esponjas marinhas <i>Drummacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886)</u>	160
5.5.4	<u>Descrição das dimensões dos microplásticos nas amostras de esponjas marinhas <i>Drummacidon reticulatum</i> (Ridley & Dendy, 1886)</u>	163
5.6	Discussão	165
5.6.1	<u>Microplásticos em águas de superfície na Baía da Ilha Grande, RJ</u>	165
5.6.2	<u>Microplástico em esponjas marinhas</u>	172
	CONCLUSÃO	178
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	180
	REFERÊNCIAS	180

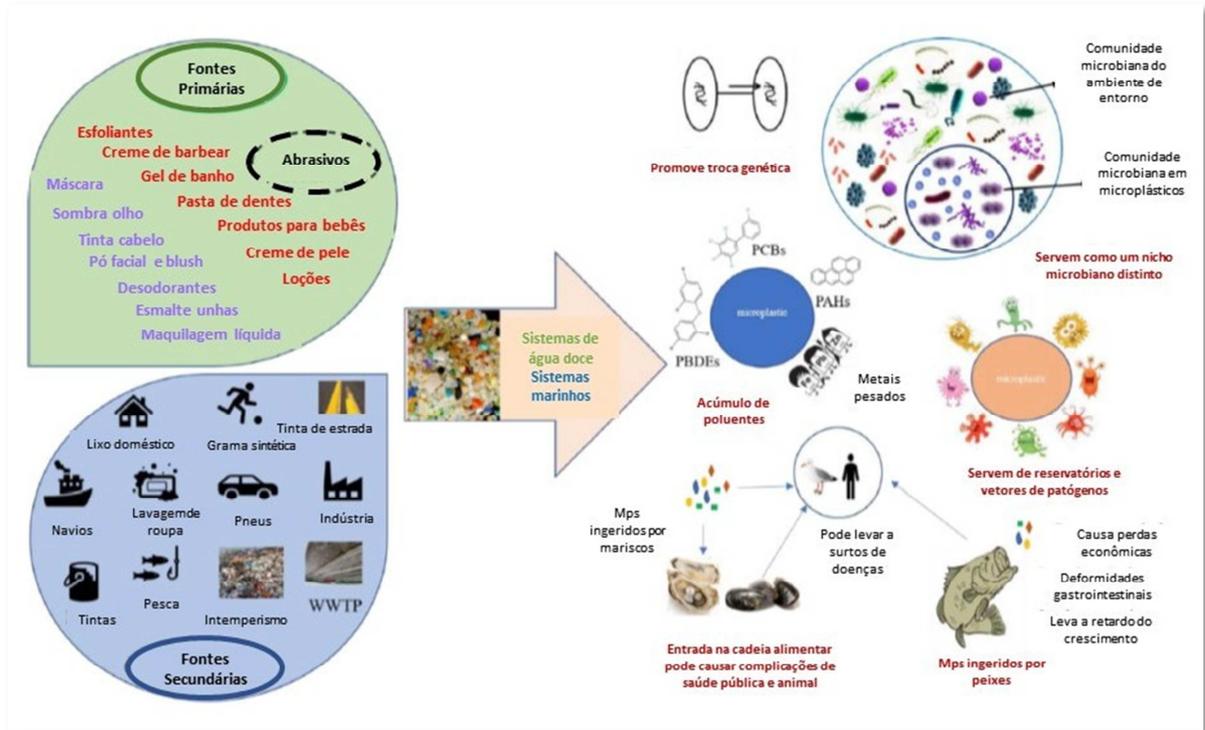
1 INTRODUÇÃO GERAL

No contexto da poluição marinha, o aumento da quantidade e dos diferentes tipos de resíduos sólidos produzidos nas últimas décadas, ameaçam a saúde animal e ambiental dos ambientes marinhos (LAGO et al., 2018; CAPUTO et al., 2021). Nessa lógica, o plástico vem chamando a atenção da comunidade científica, uma vez que esses compostos representam 90% dos resíduos sólidos encontrados nos oceanos (OLIVATTO et al., 2019; TENG et al., 2019). É crescente também, a atenção com os resíduos de plásticos descobertos na forma de fragmentos, fibras e grânulos, todos denominados microplásticos, e que, devido ao seu tamanho reduzido, essas partículas tornam-se onipresentes no ambiente marinho promovendo vários tipos de distúrbios ecológicos (ROCHA-SANTOS e DUARTE, 2015; ROSE e WEBBER, 2019).

Em relação a classificação dos microplásticos (Mps), a definição microscópica mais aceita, é a proposta, em 2015, pelo “*National Oceanic and Atmospheric Administration*” (NOAA), na sigla em inglês, que define os microplásticos como sendo os detritos plásticos menores que 5 mm. Os microplásticos em ambientes aquáticos podem ter dois tipos de origem: 1) Primária - aquele já produzido em tamanho microscópico; 2) Secundária - resultante da fragmentação do macroplástico descartado no meio ambiente (GESAMP, 2015).

Os microplásticos de origem primária podem ter um formato esférico, denominados de *pellets* de plásticos, ou na forma de pó. Os *pellets* de plásticos apresentam tamanhos entre 1 a 5 mm e diferentes cores, e fazem parte da matéria prima da indústria para a produção de inúmeros produtos. Já os microplásticos em pó, têm tamanhos micrométricos, formas esféricas ou irregulares, diferentes cores, e geralmente compõem os cosméticos com propriedades abrasivas como sabonetes e pastas de dente. No entanto, os microplásticos de origem secundária são a maior parte dos encontrados nos ecossistemas, e sua multiplicação nos ambientes se dá em função da entrada de detritos plásticos de diferentes origens e rotas de contaminação, que incluem transporte, pesca, turismo, fontes industriais e/ou domésticas, derivadas do descarte impróprio de resíduos sólidos que acabam chegando à costa, aos mares e oceanos conforme sintetizado na Figura 1 (FENDALL e SEWELL, 2009; AVIO et al., 2017; KARTHIK et al., 2018).

Figura 1 - Fontes de contaminação e exposição aos microplásticos (Mps), e impactos ambientais, ecológicos e de saúde.



Fonte: Adaptado de Ahmad et al., 2020.

Nesse particular, os padrões de distribuição e de acumulação dos microplásticos, são influenciados por fatores ambientais como o vento, as correntes marinhas, características do sedimento, giros oceânicos, ação das ondas e o tipo de costa, e por fatores antropogênicos, como os grandes aglomerados populacionais, as atividades pesqueiras e as rotas de transporte marítimo (BARNES et al., 2009; BROWNE et al., 2010; GALLOWAY, 2015).

Não sem razão, nenhum lugar pode estar livre de poluição plástica: nem mesmo o oceano profundo e nem as regiões polares. Entretanto, nos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico, há um total estimado de 30.000 a 66.140 toneladas de plástico flutuante (CÓZAR et al., 2014; VAN SEBILLE et al., 2015; WANG et al., 2020). No geral, os detritos de plásticos têm sido encontrados sobre a superfície aquática de águas abertas e costeiras, e em sedimentos de baías e do oceano profundo (VAN SEBILLE et al., 2015; COURTENE-JONES et al., 2017; ZHU L. et al., 2018; SUI et al., 2020).

O mapeamento da presença de microplásticos nas zonas de mar aberto têm se mostrado um grande desafio devido ao insuficiente número de medições nesses ecossistemas (ISOBE et al., 2019). Sabe-se, porém, que nos ambientes oceanográficos da plataforma continental, os microplásticos se acumulam nos centros de giros subtropicais, contudo seus

meios de movimentação horizontal e vertical, tal qual seus mecanismos de transporte são amplamente desconhecidos (HIDALGO-RUZ et al., 2012).

Não obstante, os ambientes costeiros também são regiões que apresentam grande potencial para o acúmulo de microplásticos, já que sofrem a influência conjunta de atividades humanas e interações terra-mar, além de exportarem esse tipo de poluente para o oceano aberto (WANG S. et al., 2020). O aumento das concentrações de microplásticos em áreas oceânicas e costeiras exige a investigação dos fatores que conduzem seu transporte e deposição, particularmente em habitats considerados como berçários para a vida marinha (VEGTER et al., 2014).

Nesse tocante, essas partículas permanecem nesses ambientes por longos períodos, possibilitando a sua ingestão por uma ampla variedade de organismos de variados níveis tróficos, limitando a entrada de alimentos e, conseqüentemente, levando o animal a desnutrição e/ou a morte (KARBALAEI et al., 2018; OLIVATTO et al., 2019). Apesar dessa realidade, essas partículas causam o sufocamento de recifes, bancos de algas e manguezais; perda dos valores estéticos e/ou visuais das praias e conseqüente dano ao valor turístico regional, e ainda provocam prejuízos para a pesca e aquicultura, custos com programas de limpeza de praias, operações de resgate de animais, entre outros (DE SANTANA-NETO et al., 2016; BORDBAR et al., 2018).

Os efeitos da ingestão dessas partículas por organismos marinhos, promovem danos que se refletem em níveis fisiológicos e comportamentais, estimulando efeitos adversos à saúde como perda de peso, decréscimo na taxa de crescimento, menor consumo de alimentos, maior resposta imune, entre outros impactos (ABIDLI et al., 2019). São muitos os estudos que relatam e confirmam os danos ecológicos citados em diferentes ambientes e em uma ampla gama de táxons, como em cetáceos (ZHU Z. et al., 2019); peixes (GARNIER et al., 2019); crustáceos (WANG A. et al., 2018); zooplâncton (VROOM et al., 2017); corais (SALIU et al., 2019) e moluscos (GONÇALVES et al., 2018).

Paralelo ao exposto, a avaliação dos riscos de fragmentos de microplásticos para os ecossistemas marinhos requer estimativas robustas do tamanho, prevalência e da distribuição no oceano global. Por outro lado, quantificar e caracterizar com precisão esses detritos dentro de amostras ambientais e, posteriormente, modelagem desses dados têm se mostrado extremamente desafiador (LINDEQUE et al., 2020).

Por esse ângulo, o levantamento de dados sobre os diferentes agentes de poluição nos ecossistemas oceânicos é de exímia importância para o desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade e de saúde dos ambientes marinhos, contribuindo para o diagnóstico dos

progressos em direção as metas de sustentabilidade (PINTÉR et al., 2012). No entanto, é importante destacar que, apesar do aumento na quantidade de publicações e pesquisas sobre os microplásticos, o entendimento desse tópico ainda permanece incompleto (IVAR DO SUL e COSTA, 2014).

Ainda assim, considerando os debates sobre a complexidade desse problema, há uma evidente lacuna de estudos que abordem essa temática no Brasil. Isso posto, ponderando que até o momento a presença de microplásticos em áreas da zona econômica exclusiva brasileira e em baías da zona costeira nacional ainda é um campo que carece de investigações, percebeu-se e estabeleceu-se como objeto dessa pesquisa: *Characterization of microplastics in the waters of the Santos Basin and the Ilha Grande Bay, and in marine sponges of the species *Drummacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)*. Esta tese foi dividida em um capítulo de revisão, dois capítulos de resultados e uma Conclusão Geral.

O capítulo I tem a forma de um artigo de revisão sobre os efeitos de microplásticos em águas costeiras e oceânicas e o seu papel como portadores de poluentes de interesse emergente em organismos marinhos. Foi apresentado à Comissão de Acompanhamento desta tese em 09 de agosto de 2021, sendo esta versão em português da época do Exame de Qualificação. Este capítulo foi atualizado em 2023 e publicado como **‘Effects and presence of microplastics in coastal and oceanic waters and the effect as carrier of pollutants of emerging concern in marine organisms’**, Ferreira & Lôbo-Hajdu, na *Marine Environmental Research*, Qualis CAPES A1, 188: 106021. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106021>.

O Capítulo II visou identificar, caracterizar e descrever a abundância e distribuição de microplásticos nas águas superficiais da Baía de Santos. Isso incluiu análises qualitativas das características dos microplásticos e análises quantitativas para medir os diferentes tipos de partículas plásticas.

O Capítulo III teve como objetivo principal investigar e quantificar a presença de microplásticos em águas superficiais da Baía da Ilha Grande. Além disso, este capítulo também abordará a análise da ocorrência de microplásticos em esponjas marinhas da espécie *Drummacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886) coletadas em diferentes áreas da Baía da Ilha Grande.

2 OBJETIVOS DA TESE

2.1 Objetivo Geral

Caracterizar e descrever a abundância e distribuição de microplásticos em águas da Bacia de Santos e da Baía da Ilha Grande, bem como em esponjas marinhas da espécie *Drummacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

2.2 Objetivos Específicos

- a) Quantificar e descrever a abundância de microplásticos nas águas superficiais da Bacia de Santos e na Baía da Ilha Grande, assim como nas esponjas marinhas da espécie *Drummacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886);
- b) Caracterizar qualitativamente a presença de micropartículas plásticas nas duas regiões;
- c) Realizar uma comparação da poluição por microplásticos entre a Bacia de Santos e a Baía da Ilha Grande, considerando as diferenças e semelhanças na contaminação de águas e organismos marinhos.

3 EFEITOS E PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS COSTEIRAS E OCEÂNICAS E O EFEITO COMO CARREADOR DE POLUENTES DE PREOCUPAÇÃO EMERGENTE EM ORGANISMOS MARINHOS

3.1 revisões de literatura

Os plásticos são capazes de se transformar, por meio de uma variedade de características desejáveis, como maleabilidade e durabilidade, em diversos objetos rotineiramente utilizados na indústria e na vida cotidiana. Entre 1950 e 2015, a produção global aumentou de 2 milhões de toneladas para 380 milhões de toneladas, e a estimativa é de que a fabricação global de plásticos possa chegar a 550 milhões de toneladas até 2030 (GEYER et al., 2017; ADAM et al., 2021). Conquanto, a maior parte desse material consiste em produtos e embalagens de uso único, ou seja, descartáveis (GEYER, 2017; EUROPE, 2019; CATERBOW e SPERANSKAYA, 2020).

Um levantamento realizado, em 2019, pela “*World Wildlife Fund for Nature*” (WWF, 2020) através de dados do Banco Mundial, apontou o Brasil, como o quarto maior produtor de lixo plástico no mundo, com 11,3 milhões de toneladas, ficando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia. Desse total, apenas 145 mil toneladas (1,28%) são efetivamente recicladas, esse é um dos menores índices da pesquisa e bem abaixo da média global de reciclagem plástica, que é de 9% (TELES, 2020).

Há igualmente, uma crescente demanda na utilização do plástico para confecção de equipamentos de proteção individual (EPI). A pandemia da COVID-19, confirmada em março de 2020, trouxe consigo um aumento na demanda global por luvas, óculos de proteção, protetores faciais, aventais, e máscaras de proteção facial, essa última feita a partir de microfibras plásticas, e foi intensamente utilizado por grande parte da população mundial, conforme recomendações da Organização Mundial da Saúde – OMS (THIEL et al., 2021). No entanto, o descarte inadequado de apenas 1% do total dessas máscaras, pode resultar no aumento de 30.000 a 40.000 kg de plásticos dispersos no ambiente mensalmente (WWF, 2020; DE-LA-TORRE e ARAGAW, 2021; SILVA et al., 2021).

Além desses impactos, o plástico contribui diretamente e/ou indiretamente com o aquecimento global. Em síntese, a alta demanda por produtos feitos com essa matéria prima, ampliam a exploração de combustíveis fósseis, e expande o aparecimento dos microplásticos

nos oceanos, que são capazes de reduzir a capacidade do fitoplâncton de fixar carbono por meio da fotossíntese, e, por conseguinte diminui a aptidão do zooplâncton de transportar carbono, pois o mesmo é comprometido pela falta de alimento, afetando o seu sucesso reprodutivo e sobrevivência. Observa-se que tal cenário é estarrecedor, pois os microplásticos podem modificar o bombeamento biológico de carbono que funciona como sumidouro oceânico desse elemento (FEITE e MUFFET, 2020).

Os microplásticos são encontrados na zona costeira, no oceano aberto e no mar profundo, já foram descobertos em reservas de água doce, no sal marinho, nos frutos do mar e em peixes consumidos pelo homem tornando-os acessível a uma ampla variedade de organismos via cadeia alimentar (JONES, 2019; BAKIR et al., 2020; BARLETTA et al., 2020; DE LOS SANTOS et al., 2021). Partículas microplásticas já foram achadas em corais (HALL et al., 2015); crustáceos (CAU et al., 2019), golfinhos (ZHANG et al., 2021), tartarugas marinhas (EASTMAN et al., 2020), tubarões (PARTON et al., 2020), dentre outros organismos. Logo, apesar da inegável utilidade e benefícios que os plásticos exercem em nossa rotina, é claro que seus impactos devam ser cada vez mais investigados.

Mesmo assim, o estudo dos microplásticos (Mps) é algo relativamente recente, e recebeu uma grande atenção por parte dos pesquisadores somente neste século, com mais força nos últimos dez anos. Frequentemente, a maioria das investigações são focadas no ambiente marinho e nos organismos que o compõe. Uma explicação nesse sentido, se dá pelo fato dos oceanos funcionarem como depósito de grande parte dos microplásticos gerados nos continentes, que terminam por chegar nos mares via rios, riachos e esgotos (JONES, 2019). Apesar dessa realidade, 85% do lixo marinho é formado por plásticos, e cerca de 92% dos 5,25 trilhões de partículas de plástico na superfície dos oceanos são microplásticos (COYLE et al., 2020).

Os Mps são liberados nos ambientes aquáticos na forma primária como *pellets* industriais presentes em produtos de limpeza e cuidados pessoais, ou ainda, de forma secundária, resultante do processo de degradação de detritos plásticos maiores, abrangendo particulados sintéticos, fibras e filmes (BARNES et al., 2009; GESAMP, 2015; LUSHER, 2015). Essas microesferas são capazes de produzir a abrasão física de superfície, principalmente nos dentes e na pele, substituindo materiais naturais, como cascas trituradas e/ou sementes de fruta (FENDALL e SEWELL, 2009). Da mesma forma, os microplásticos primários são aproveitados pela indústria têxtil na forma de fibras para a produção de tecidos sintéticos, mas a lavagem de roupas compostas por esse material acaba liberando as microfibras na água (OLIVATTO et al., 2018). Ou ainda, transversalmente os Mps primários

contaminam a zona costeira e os ambientes oceânicos pelas perdas industriais e de transporte (KARKANORACHAKI et al., 2018). Embora os microplásticos primários constituam a menor parte dos Mps globalmente existentes nos ecossistemas marítimos, a sua presença é bastante relevante (GUERRANTI et al., 2019). Muitos países baniram a sua utilização em cosméticos desde 2017, entre eles a União Europeia e os Estados Unidos. No Brasil, transita desde 2016, um projeto de lei, PL 6528/2016, com o mesmo propósito (OLIVATTO et al., 2018; GUERRANTI et al., 2019).

Com relação aos microplásticos secundários, a sua decomposição em pedaços menores ocorre pela ação da irradiação ultravioleta, pelo desgaste e pela fricção, criando mais peças microplásticas (TANHUA et al., 2020). Uma grande parte dessas partículas, são compostas por polímeros resistentes, de forma que grande parte desse material se acumula nos ambientes naturais (GEWERT et al., 2015; TANHUA et al., 2020).

Com frequência essas partículas permanecem flutuando na superfície da água, e podem ser transportados à grandes distâncias, derivando no oceano através da ação dos ventos e das correntes (BARNES et al., 2009). Um estudo realizado em uma Baía na costa da Índia, por James e colaboradores (2021), apresentou uma correlação positiva entre os padrões das monções, da sazonalidade de correntes da região, com a variação da abundância de microplásticos nos locais amostrados ver também (Li C. et al., 2021). Um outro estudo nesse sentido, detectou uma grande abundância de detritos, principalmente de polipropileno (PP) e polietileno (PE) em águas de superfície na zona *offshore* do arquipélago de Estocolmo e no mar Báltico (GEWERT et al., 2017). Concomitantemente, microplásticos foram analisados em águas de superfície na Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul. Em 400 litros de água amostrada, cerca de 0,0846g de Mps foram encontrados, grande parte composta por micropartículas de PE e politetrafluoretileno (PTFE) (SILVA e SOUSA, 2021).

A natureza hidrofóbica dos plásticos estimula a formação de biofilme atuando como substrato de comunidades complexas, chamadas de “plastisfério”, o qual pode hospedar uma ampla variedade de grupos procarióticos e eucarióticos (LACERDA et al., 2019). Essas características, conjuntamente cooperam com a aderência e o transporte de poluentes orgânicos veiculados pela água, além da lixiviação de plastificantes tóxicos e a introdução de toxinas na cadeia alimentar (YAN et al., 2021). Grande parte desse material contém poluentes considerados como emergentes, tais como: poliuretano (PU), policarbonato (PC), PP, poliestireno (PS), poliácridonitrila (PAN), polietileno tereftalato (PET) ou poliéster (FADARE e OKOFFO, 2020; CHOWDHURY et al., 2021; THIEL et al., 2021). Outros poluentes emergentes como as bifenilas policloradas (PCBs); os ftalatos e o bisfenol - A (BPA); podem

estar presentes nessas partículas, pois são elementos comumente utilizados nos plásticos, capazes de interferir no sistema endócrino de humanos e outros animais.

Por esse ângulo, as bifenilas policloradas (PCBs), nome genérico atribuído à classe de compostos organoclorados, apresentam alta estabilidade térmica, resistência química, baixa inflamabilidade e excelentes propriedades de isolamento elétrico, são comumente aplicados em plastificantes e adesivos. Suas propriedades químicas as tornam difíceis de serem degradadas, e, deste modo, permanecem durante muito tempo no ambiente (REYS, 2001; WHALEY et al., 2001; LUNDQVIST et al., 2006; DOS SANTOS et al., 2015; SALVAGGIO et al., 2019). A maior parte da população está exposta as PCBs através do ar, da ingestão de água e alimentos, sendo este último o mais preocupante (WHO, 2003). As PCBs são facilmente acumuladas em tecidos gordurosos, e conseqüentemente, gêneros alimentícios como carnes, peixes e frangos e derivados lácteos, podem apresentar elevadas concentrações desses compostos (WHO, 1999; LARINI, 1999; ATSDR, 2000; PENTEADO e VAZ, 2001; MALISCH e KOTZ, 2014; ANDERSON et al., 2016).

O consumo de produtos contaminados com PCBs, pode acarretar no aparecimento de problemas de saúde, como irritações da pele, nariz e pulmões, mal-estar gastrointestinal, alterações sanguíneas e hepáticas, ou até mesmo, depressão e fadiga, e cânceres como o da mama, do trato biliar, do fígado, estômago, intestino e próstata (PRINCE et al., 2006; ADENUGBA et al., 2009; ATSDR, 2011; RECIO-VEGA et al., 2011; KLINEFELTER, et al., 2018). Algumas pesquisas averiguaram elevadas concentrações de PCBs em diversos táxons marinhos considerados como topo de cadeia: elefantes-marinhos (DEBIER et al., 2006); focas (MOS et al., 2007; GABRIELSEN et al., 2011); tubarões (SILVA et al., 2009) e orcas (HARAGUCHI et al., 2009). Ao mesmo tempo, as PCBs parecem poder reduzir o crescimento, o metabolismo e a formação esquelética de tartarugas da espécie *Malaclemys terrapin* (HOLLIDAY et al., 2009; HOLLIDAY e HOLLIDAY, 2012).

Essas substâncias podem ser a principal causa de declínios contemporâneos nas populações europeias de cetáceos e, potencialmente, de outros predadores do topo da cadeia trófica marinha em todo o mundo (STUART-SMITH e JEPSON, 2017). Devido à importância desses componentes biológicos, esse cenário é extremamente preocupante, pois os predadores de topo possuem um papel importante na regulação dos ecossistemas marinhos a níveis tróficos mais baixos, uma vez que controlam o crescimento populacional de suas presas, gerando efeitos *top-down* capazes de reestruturar a comunidade local (HEITHAUS et al., 2012).

Outro químico bastante utilizado nos plásticos são os ftalatos, sintetizados pela primeira vez na década de 1850, sendo aplicado no mercado de materiais de alta polimerização em 1920. A produção aumentou rapidamente nos anos 1950, quando o dietilhexilftalato (DEHP) foi sintetizado e testado com grande sucesso na flexibilização do policloreto de polivinila, mais conhecido pelo acrônimo PVC. Atualmente, esses químicos são comumente aplicados em diversos itens industriais e domésticos, como os plastificantes usados na confecção de pisos poliméricos, acetato de polivinila (PVA), ou ainda como agentes dispersante em inseticidas, repelentes, perfumes, móveis, roupas, aditivos de tintas, produtos farmacêuticos e de uso pessoal, couros sintéticos, etc. (BUSTAMANTE - MONTES et al., 2001).

As principais vias de contaminação podem ocorrer por meio do despejo acidental ou intencional durante a manufatura, distribuição, uso e disposição final dos plastificantes, ou do mesmo modo pelo uso de equipamentos médicos à base de PVC (seringas e bolsas de sangue), visto que a maioria desses produtos contém o plastificante DEHP. Como esse elemento não é quimicamente ligado ao plástico, a sua propagação pode ocorrer por simples difusão para os meios ou fluidos em contato (ESTEVES et al., 2007; FERREIRA e MORITA, 2010; MACEDO, 2011).

O contato prolongado com ftalatos, pode provocar disfunções reprodutivas em humanos, resistência à insulina e diabetes tipo II, sobrepeso e obesidade, anomalias esqueléticas, alergias, asma e cânceres (BENJAMIN et al., 2017). É notória a interferência desse agente na reprodução de peixes, com consequências ao crescimento larval e, maturação dos ovos (CARNEVALI et al., 2010). Em mamíferos, doses elevadas de certos ftalatos, promovem o desenvolvimento anormal dos órgãos genitais, que por vezes, ocasionam a infertilidade desses organismos (KA et al., 2011).

Plásticos podem conter o composto sintético bisfenol A (BPA), que é um monômero plástico policarbonato utilizado comercialmente desde 1957 para produção de plásticos e resinas epóxi. Esse elemento, possui alta estabilidade, flexibilidade e resistência, e, por isso compõe camadas de revestimento interno de latas de alimentos e tubos de água, complexos dentários para obturações, embalagens de remédios, e uma variedade de bens de consumo – equipamentos esportivos, CDs e DVDs, entre outros (BROTTONS et al., 1995; KOLATOROVAA et al., 2017; WANG et al., 2017).

O BPA é suspeito de favorecer diversas disfunções em humanos: a) puberdade precoce; b) redução da fertilidade; c) doenças cardíacas; d) disfunção sexual; e) alterações no sistema nervoso; f) acréscimo da pré-disposição a doenças como o diabetes, câncer e

obesidade; g) problemas de comportamento, como ansiedade, depressão e hiperatividade em crianças (HARLEY et al., 2013; KIM e PARK, 2013; SAVASTANO et al., 2015; SHEN, 2015; XIONG et al., 2015). Em relação aos organismos aquáticos, são descritas mutações na fisiologia reprodutiva, e deformações do sistema imunitário de algumas espécies de peixes, moluscos e mamíferos (JOBILING et al., 2003; VOM SAAL e HUGHES, 2005; OLSVIK et al., 2009; HATEF et al., 2012).

As substâncias farmacêuticas podem ser carregadas adsorvidas nos Mps, promovendo a sua bioacumulação e biomagnificação na cadeia alimentar (SANTOS et al., 2021). Esses poluentes emergentes classificados como desreguladores endócrinos são hidrofóbicos e veem aumentando seus efeitos negativos no meio ambiente, alterando o sistema endócrino de humanos e outras espécies (COLE et al., 2011; BERGEMAN et al., 2013; BIAMIS et al., 2021). Nessa classe, dois produtos farmacêuticos podem ser destacados: 1) antibióticos como a eritromicina, a qual é amplamente utilizada na criação de frangos e gados, e 2) o hormônio feminino sintético 17α -etinilestradiol, utilizado em contraceptivos orais (BRASIL, 2004; FICHER e FREITAS, 2011). O uso intensivo de antibióticos nas últimas décadas, seja para fins humanos (doméstico e hospitalar) ou veterinários, contribuem para a chegada desses compostos no ambiente natural. Entretanto, as excreções provenientes da criação intensiva de animais (bovinos, suínos e aves), ou no caso da aquicultura, a aplicação dessas substâncias na água para fins profiláticos, representam a principal forma de contaminação dos ecossistemas aquáticos (REGITANO e LEAL, 2010).

A presença de antibióticos em níveis de concentração ambientalmente relevantes, está associada a toxicidade crônica e ao aumento da resistência bacterianas a antibióticos (MICHAEL et al., 2013). Ainda que o desenvolvimento dessa resistência seja um fenômeno natural, existe uma clara correlação entre o agravamento desse processo com o aumento mundial do consumo de fármacos (WHO, 2005). Esse cenário é globalmente inquietante, pois existem cada vez mais bactérias resistentes a múltiplas drogas, fato que dificulta a aplicação da terapêutica adequada, o que por vezes, gera um aumento das taxas de mortalidade por infecções, bem como dos custos inerentes às prestações dos cuidados de saúde (KLEVENS, 2007). A associação dos microplásticos com bactérias resistentes a antibióticos (GUAN et al., 2018, BOWLEY et al., 2020, MOORE et al., 2020), aumenta ainda mais a ameaça destes microscópicos objetos à saúde do planeta. O consumo de antibióticos de forma imprudente não se dá apenas pelos seres humanos, a maior parte é utilizada no setor de agricultura, principalmente na produção de carnes (O'NEILL, 2016). Infelizmente, o destino final dos

produtos contaminados com bactérias resistentes a antibióticos é o oceano (YANG et al., 2019; WANG S. et al., 2020).

O hormônio contraceptivo sintético 17α -etinilestradiol (EE2) é um estrógeno artificial, utilizado sobretudo, como principal composto em pílulas contraceptivas, sendo bastante empregado para reposição hormonal por mulheres em tratamento da menopausa (sintomas vasomotores), na prevenção do câncer de próstata (antineoplásico), e no combate a deficiência de estrogênio (NOTCH, 2007; POLI, 2009). Apesar da sua importância como recurso terapêutico, o aumento da demanda por pílulas anticoncepcionais e de reposição hormonal tem gerado um constante alerta, pois a presença desse químico nos ambientes aquáticos e nas estações de tratamento vem sendo comumente detectada em grandes quantidades, e por sua vez, esse hormônio possui a capacidade comprovada de interferir nos processos de reprodução e desenvolvimento de diversos organismos (SILVA e CONFORTI, 2013).

Perante o exposto, com o intuito de reforçar a importância da tese, identificar lacunas na produção científica, e assim obter evidências acerca do tema proposto para a pesquisa, realizou-se o levantamento do estado da arte sobre o tema. A revisão de literatura baseou-se em uma abordagem qualitativa, por meio de uma verificação integrativa visando responder as seguintes perguntas: 1) “O que foi produzido na literatura científica sobre a presença de microplásticos em águas de superfície costeira e oceânica, e em organismos marinhos?”; e 2) “Quais os efeitos provocados pelos microplásticos em diferentes táxons marinhos?”

A primeira etapa da revisão integrativa, foi conduzida por meio de uma triagem da literatura sobre a dinâmica e o grau de contaminação dos Mps em águas de superfície costeira e oceânica, e em organismos marinhos. A segunda etapa teve como foco principal compreender e elucidar o estado da arte sobre os impactos causados em organismos marinhos, juntamente com a sua interação com toxinas coabsorvidas, focando principalmente no grau de susceptibilidade desses animais à ingestão de microplásticos.

Para a seleção dos artigos científicos, copiou-se exaustivamente trabalhos publicados em inglês, entre janeiro de 2013 a março de 2021. As buscas ocorreram em abril de 2021 nos seguintes bancos de dados científicos: “*Science direct*”; “*Scopus*”; “*Pubmed*” e Periódicos CAPES. A pesquisa baseou-se na combinação dos descritores em inglês: “*microplastics or microbeads AND marine surface water or oceanic surface waters*” e “*microplastics AND marine impacts AND marine organisms*”; “*microplastics or microbeads AND marine organisms toxicity OR marine organisms stress OR marine organisms effects*”. O total de artigos correspondente aos descritores estão relacionados na tabela 1.

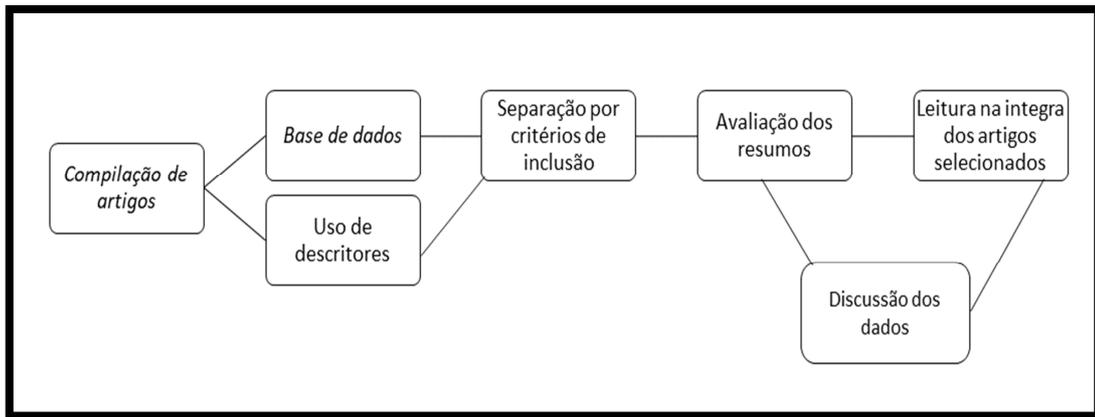
Tabela 1 - Descritores, banco de dados e total de artigos encontrados durante a busca entre janeiro de 2013 e março de 2021.

DESCRITORES	BANCO DE DADOS	QUANTIDADE DE ARTIGOS ENCONTRADOS NAS BASES
<i>“microplastics or microbeads AND marine surface water or oceanic surface waters”</i>	<i>Science direct; Scopus; Pubmed e Periódicos CAPES</i>	562
<i>“microplastics AND marine impacts AND marine organisms”</i>		
<i>“microplastics or microbeads AND marine organisms toxicity OR marine organisms stress OR marine organisms effects”</i>		1331
	TOTAL	1893

Fonte: O autor, 2021.

Os artigos foram selecionados por meio dos seguintes critérios de inclusão: 1 - artigos disponíveis integralmente nas plataformas de busca; 2 - publicações em inglês em periódicos nacionais e internacionais; 3 - relação nas bases de dados mencionadas no período de janeiro de 2013 a março de 2021. Por não se tratar de estudos originais, os artigos de revisão de literatura foram excluídos dessa análise. Apenas um trabalho era selecionado quando este se repetia em um ou mais banco de dados. Após a eliminação das duplicidades, os resumos foram avaliados, e os artigos que atenderam aos critérios previamente estabelecidos, foram selecionados para serem lidos na íntegra. A figura 2 resume de forma ilustrativa as diferentes etapas de busca dos artigos para as análises.

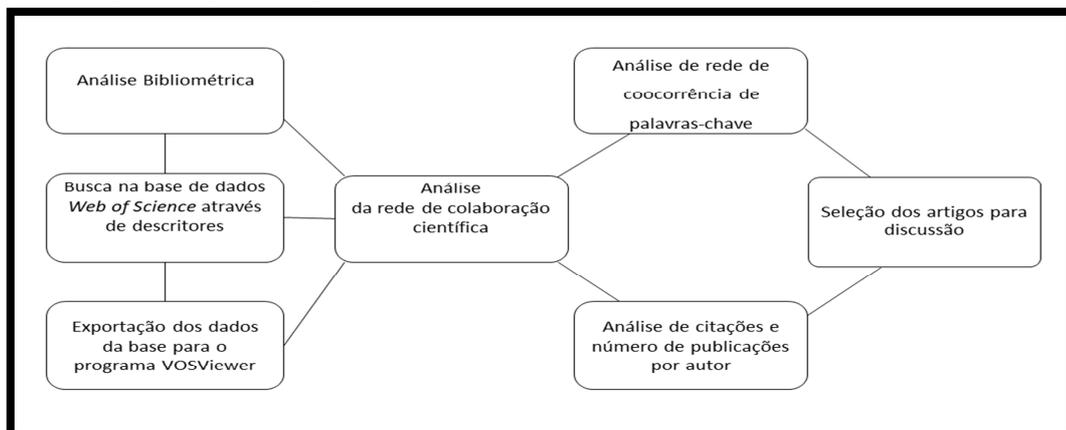
Figura 2 - Fluxograma com as etapas de busca e seleção dos artigos.



Fonte: O autor, 2021.

Na segunda etapa, com o objetivo de uma melhor compreensão do tema, através do banco de dados da “*Web of Science*”, empregando os mesmos descritores citados acima, realizou-se a interrelação dos dados, utilizando-se a bibliometria aplicada ao *software* VOSViewer 1.6.16 (<https://www.vosviewer.com/download>). A análise bibliométrica é uma das técnicas de pesquisa que busca mensurar quantitativamente publicações científicas de um autor e/ou instituição de ensino superior em periódicos acadêmicos com seleção arbitrada, e assim, acompanhar e mapear a evolução das produções científicas de diversas áreas do conhecimento, apoiando o desenvolvimento de novos trabalhos e indicando suas tendências (SOUZA e RIBEIRO, 2013; CORREA e MACHADO, 2018). As etapas dessa análise encontram-se descritas na figura 3.

Figura 3 - Fluxograma organizado para as análises de bibliometria.

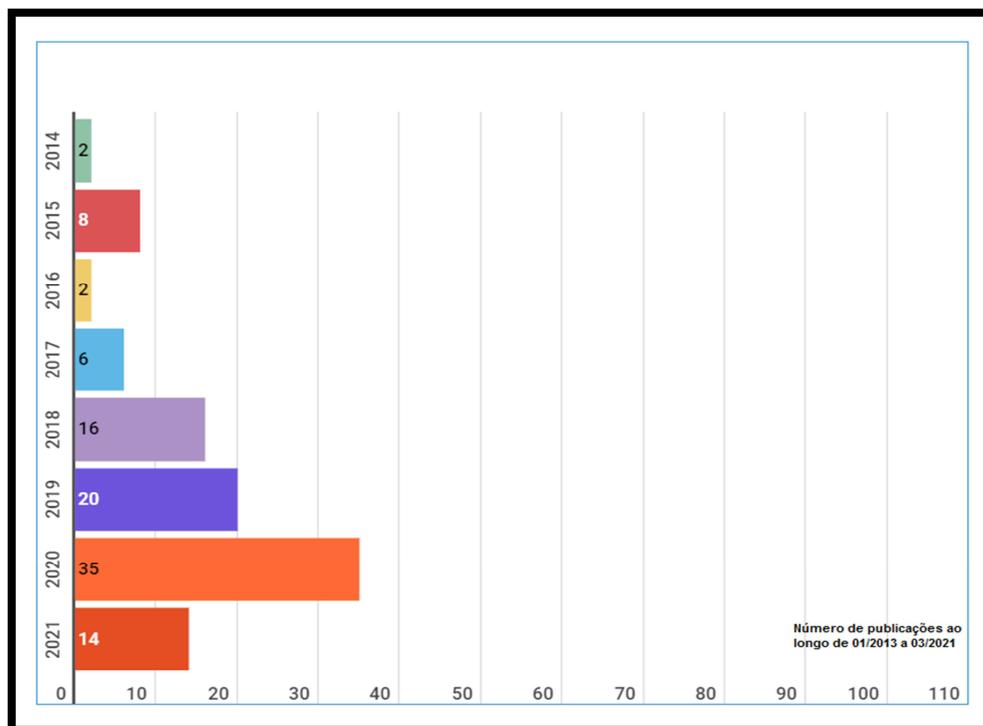


Fonte: O autor, 2021.

Essa ferramenta juntamente com as buscas nas demais plataformas, admitiu o aprofundamento analítico a respeito das lacunas vinculadas aos impactos relacionados aos microplásticos, e fundamentou via evidências a seleção dos artigos, autores, e escolha dos descritores.

Ao todo 103 referências foram escolhidas por atenderem aos interesses da pesquisa e aos critérios estabelecidos na primeira e na segunda etapa. Nenhum artigo referente ao ano de 2013 foi selecionado. Apesar da poluição por plástico não ser um problema recente, há um crescente número de publicações a partir de 2014 (Figura 4).

Figura 4 - Resultado de busca textual com relação à quantidade de publicações de janeiro de 2014 a março de 2021 (N=103).



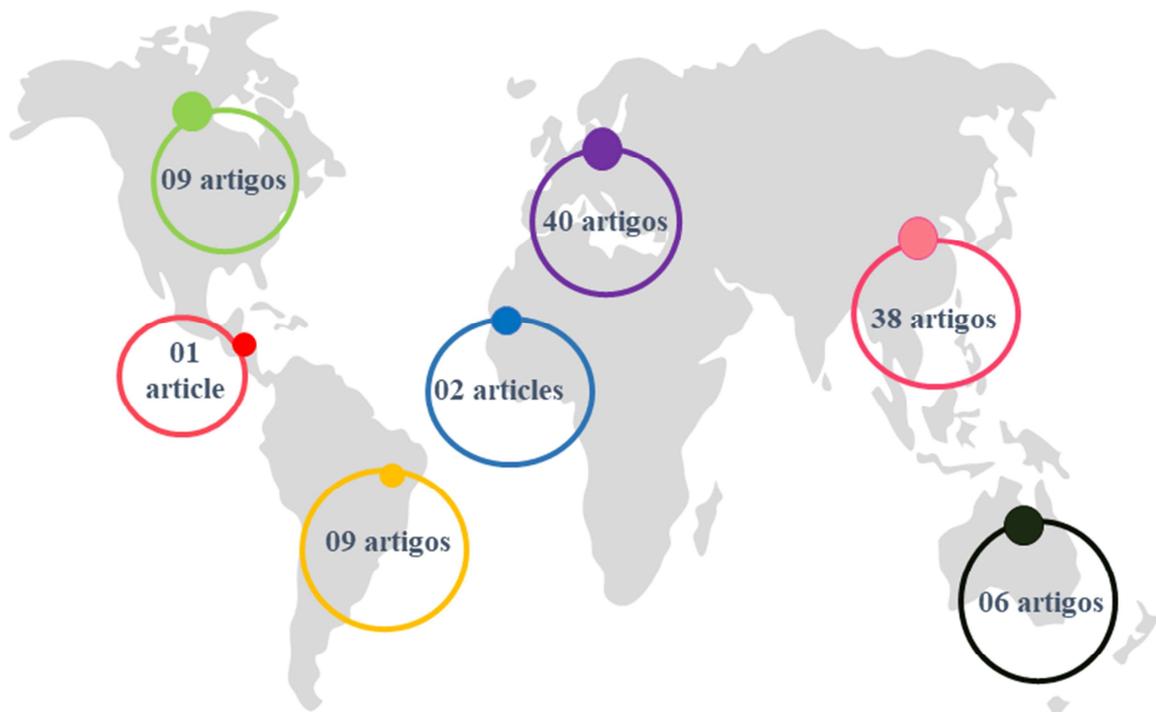
Fonte: O autor, 2021.

O aumento da demanda mundial de plásticos, e por consequência o acréscimo da geração de resíduos colaborando com diversos distúrbios ambientais, têm cooperado para a expansão de estudos sobre os efeitos adversos dos microplásticos no meio ambiente marinho (HOELLEIN et al., 2017). Eventos científicos abordando o problema, igualmente influenciaram a ampliação desse tipo de pesquisa. Nesse sentido, houve um maior esforço para a implementação de medidas de controle desses poluentes, como na Conferência dos

Oceanos, realizada em 2017 e 2018, resultando na criação da *Ocean Action*, que envolveu governos, organizações não governamentais (ONGs) e grupos da sociedade civil (HAWARD, 2018; VINCE e HARDESTY, 2018).

Contudo, a distribuição do quantitativo de pesquisas, se dá de forma desigual ao redor do globo. Dentro desse contexto, no período selecionado, a Europa foi o continente com o maior número de publicações (40), seguido pela Ásia (38), América do Norte (nove) e América do Sul (nove) (Figura 5).

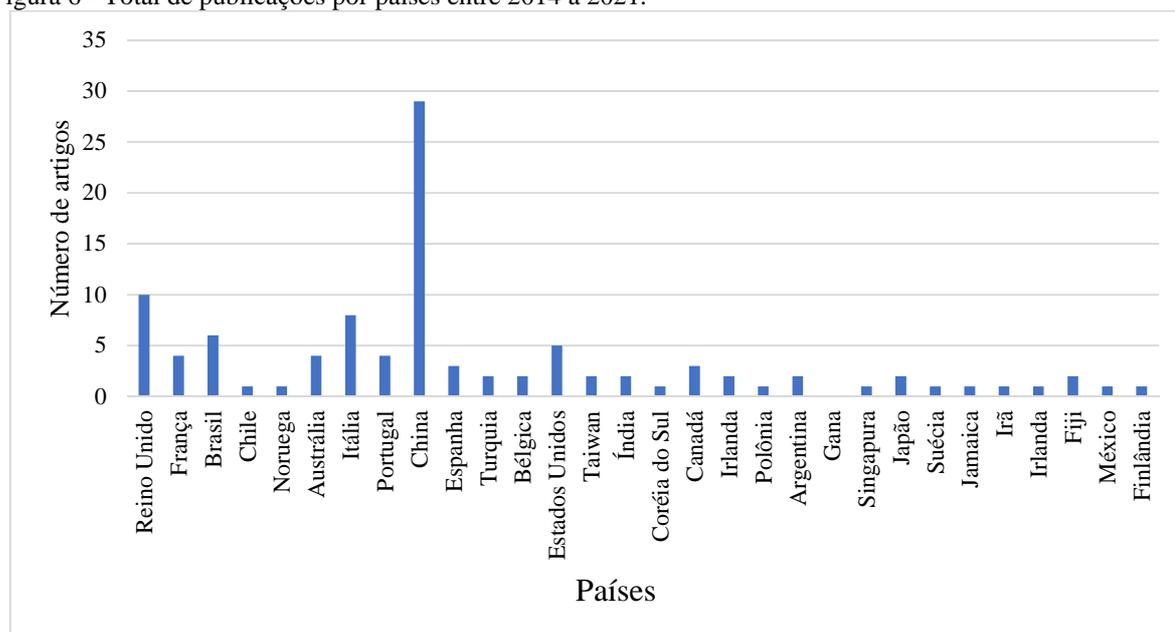
Figura 5 - Número de artigos de 2014 a 2021 por continente.



Fonte: O autor, 2021.

A China foi a nação com o maior número de artigos divulgados, seguido pelo Reino Unido, Itália, Brasil e Estados Unidos, cada um com 29; 10; oito; seis e cinco artigos indexados, respectivamente (Figura 6).

Figura 6 - Total de publicações por países entre 2014 a 2021.



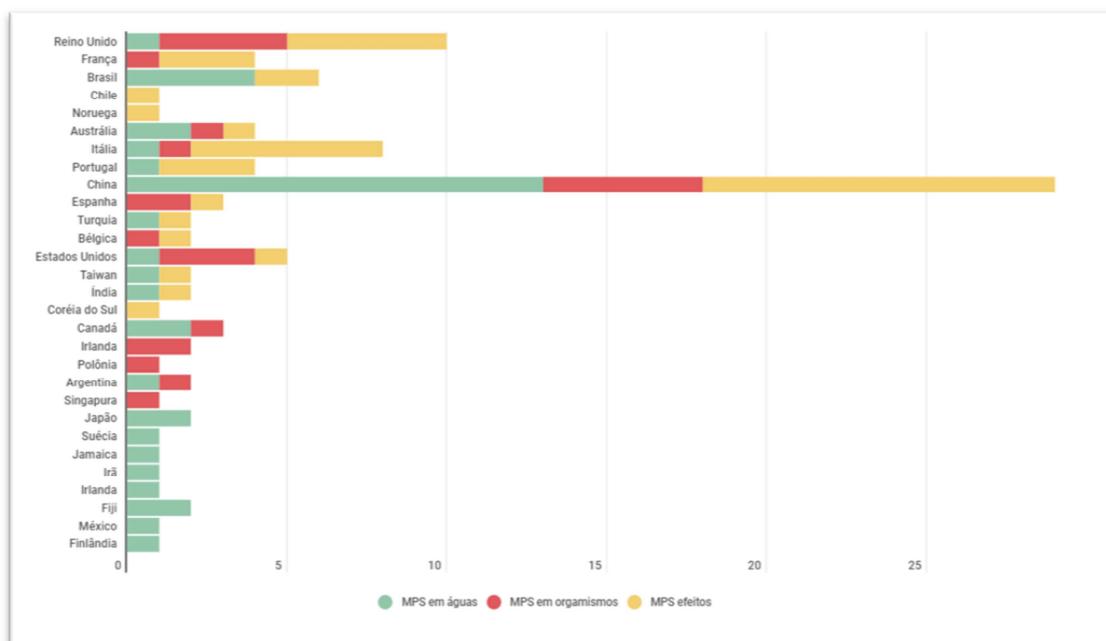
Fonte: O autor, 2021.

A China tem se destacado no ranking dos países com o maior número de publicações científicas em diversas áreas. Entre 1985 e 2016, foram produzidos 859 mil artigos, vários setores contribuem para esse cenário, mas as Universidades Chinesas são dominantes, cooperando com 82,8% das monografias e 73,4% dos artigos de periódicos, incluindo 83,0% dos artigos indexados. Desde o ano de 2019, o país é o segundo do mundo com o maior número de pesquisas científicas, contribuindo com 16,3% dos artigos indexados na “*Web of Science*” (QUAN et al., 2017).

Ao averiguar o número de estudos de acordo com os temas propostos: 1 - Presença de Mps em águas superficiais costeiras e oceânicas; 2 - Presença de Mps em organismos marinhos, e 3 - efeitos dos Mps em organismos marinhos, 39 referências abordaram o primeiro tema, 24 estudos discorreram sobre o segundo assunto, e 40 publicações dissertaram a respeito do terceiro problema.

O maior enfoque dos trabalhos chineses foi a respeito dos Mps em águas superficiais com 13 estudos, seguido pelos efeitos nos organismos marinhos com 11 artigos e cinco estudos sobre a presença de Mps em animais da fauna marinha. O Brasil, obteve quatro referências voltadas ao estudo de Mps em águas marinhas e duas publicações focadas nos efeitos (Figura 7).

Figura 7 - Total de publicações de cada país separadas pelos temas propostos na revisão de literatura.



Fonte: O autor, 2021.

No Brasil, destaca-se o estudo de Olivatto e colaboradores (2019), que analisou a abundância e características de microplásticos em águas de superfície em pontos da Baía de Guanabara (BG), R.J. Utilizando uma rede de arrasto horizontal, os autores confirmaram altas concentrações de Mps, principalmente formados por polietileno (PE) e polipropileno (PP). Os pesquisadores consideraram a Baía de Guanabara como um dos sistemas costeiros mais contaminados por microplásticos no mundo. Similarmente, em áreas de cultivo de mexilhões na enseada de Jurujuba, Niterói, R.J., região localizada dentro da BG, a maior parte dos microplásticos investigados era composta por PE e PP (CASTRO et al., 2016).

Grandes quantidades de fragmentos, fibras e filmes plásticos formados principalmente pelos polímeros de PE e o PP foram relacionados em uma outra pesquisa feita na BG, por Figueiredo e Vianna (2018). O estudo obteve diferentes resultados ao aplicar distintos tamanhos de malhas durante as amostragens. Diferenças foram observadas entre amostras coletadas com redes de 200 μm e 64 μm , esta última obtendo uma abundância de Mps significativamente superior as amostras coletadas com rede de malha maior.

Todavia, ainda que haja importantes descrições a respeito de microplásticos na BG, diferentes métodos podem gerar distintas conclusões. Além de tudo, pautada na sua dimensão e na complexidade desse importante ecossistema costeiro, observa-se lacunas sobre a presença de Mps em diferentes pontos da Baía principalmente na região portuária. Análogo a esse fato, é notória a escassez de estudos no Brasil, quando comparados aos volumes de publicações de países como China e Reino Unido.

3.2 Análise de Rede

3.2.1 Análise de Rede de Colaboração científica

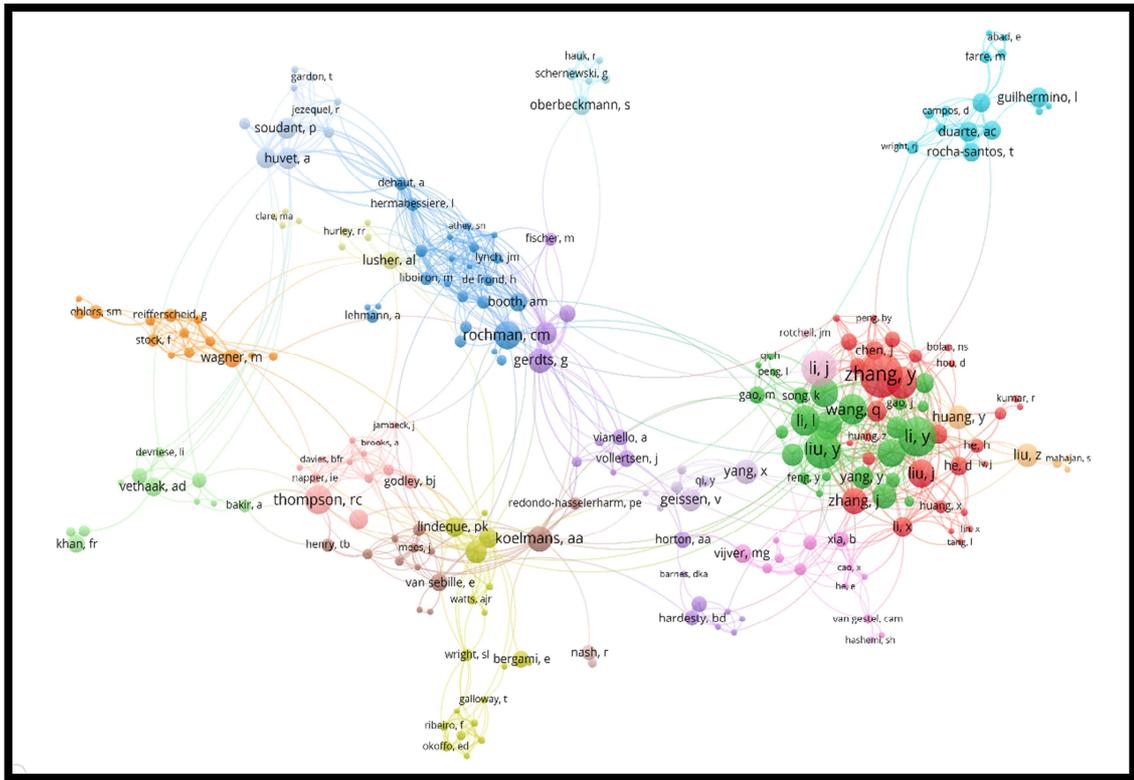
A rede de colaboração entre pesquisadores tem como objetivo principal maximizar o potencial da produção científica entre diferentes instituições e autores, e ocorre quando dois ou mais estudiosos compartilham dados, resultando na publicação de artigos, ampliando e fomentando a troca de experiências e divulgação da ciência (MEADOWS, 1999; GRANGEIRO et al., 2013). Através da análise dos autores e das suas ligações, as quais relacionam a força de interação em termos de colaboração entre os pesquisadores, essa rede colaborativa pode ser avaliada, indicando o crescimento e evolução das colaborações (REICHERT et al., 2016).

A rede de colaboração científica é apresentada por meio de cores e nós. O *software Vos* (www.vosviewer.com) permite ampliar e buscar informações em cada *cluster* (agrupamento). Os autores pertencentes ao mesmo grupo são representados por tamanhos maiores e por uma mesma cor e os grupos mais afastados, concebem pesquisadores com poucas conexões. As linhas indicam as ligações entre os grupos. Esta análise, considerou autores com no mínimo dois trabalhos publicados, e com pelo menos três citações.

A rede é composta por um total de 337 autores, e dividida em 18 clusters, demonstrando a interconexão de saberes entre pesquisadores de diferentes instituições. Embasado nos descritores pesquisados, e de acordo o período analisado, 207 pesquisadores publicaram de dois a cinco artigos (61,43%); 60 autores indexaram de seis a 10 trabalhos (17,7%); 44 cientistas de 11 a 20 publicações (13,06%); 11 colaboradores indexaram de 21 a 28 artigos (3,1%); 10 pesquisadores de 31 a 39 publicações (2,95%) e, finalmente, cinco

autores indexaram de 45 a 88 boletins (1,5%). Dentre os autores que mais publicaram, destacam-se Zhang Y.; Li Y.; Liu Y.; Li J.; e Wang I., com 88; 71; 63; 57 e 45 publicações e graus de impacto de 53; 61; 57; 41; 34, respectivamente (Figura 8).

Figura 8 - Representação gráfica da rede entre autores analisada no período de 2013 a 2021.



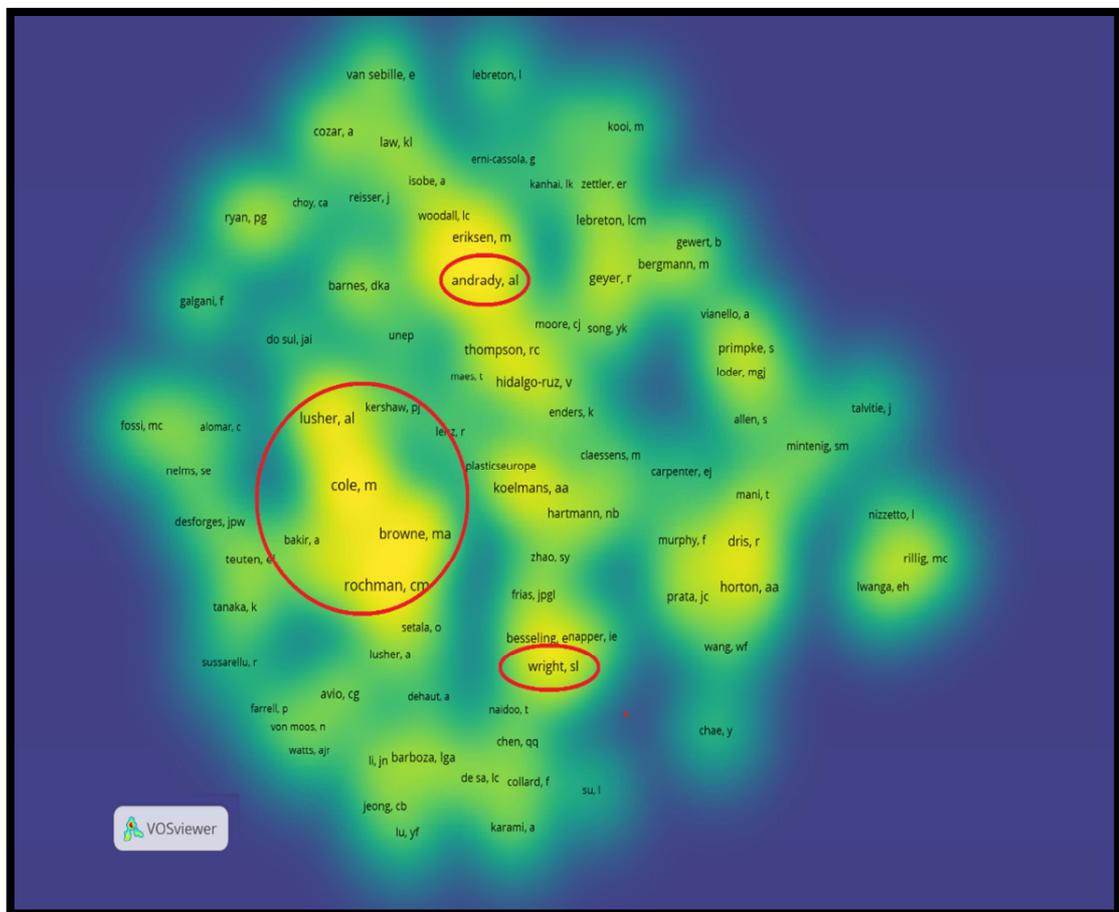
Fonte: O autor, 2021.

Legenda - As cores e o tamanho dos clusters são aleatórias, e separam os autores pertencentes ao mesmo grupo por uma mesma cor e tamanhos maiores. Os grupos mais afastados, concebem pesquisadores com poucas conexões. As linhas indicam as ligações entre os grupos.

Nessa lógica, a cooperação entre esses cinco pesquisadores e os demais que fazem parte desse *cluster*, culminam em uma maior produtividade científica nos temas em comum. Para Ribeiro (2017), autores com maior centralidade de grau proporcionam elevada possibilidade de publicações em termos numéricos de artigos. Logo, esses pesquisadores possuem alta relevância na área devido ao número de artigos e grau de impacto. No entanto, esses não foram os autores com o maior número de citações. Wogelius R.; Miramontes E.; Garreau P.; Rothwell J.J.; Pohl F.; Kane I.A. e Clare M.A. são os pesquisadores mais citados, cada um com 60 citações, esse grupo se relaciona por um número limitado de artigos, mas com alto grau de impacto.

Com frequência, a citação de vários documentos, autores e/ou periódicos referidos em conjunto, indica uma similaridade de assuntos entre autores. Quanto maior a frequência de cocitações, mais próxima a relação entre os mesmos (GRÁCIO e OLIVEIRA, 2013). Coerentemente, a análise de cocitação, elenca como ordem de importância a força de relação entre autores na colaboração científica, e não somente o número de citações. Os autores com a maior força de relação, podem ser visualizados através do grafo de citação por densidade (Figura 9). Os autores com maior força de relação são realçados pela cor amarela.

Figura 9 - Gráfico de correlação por força de relação.



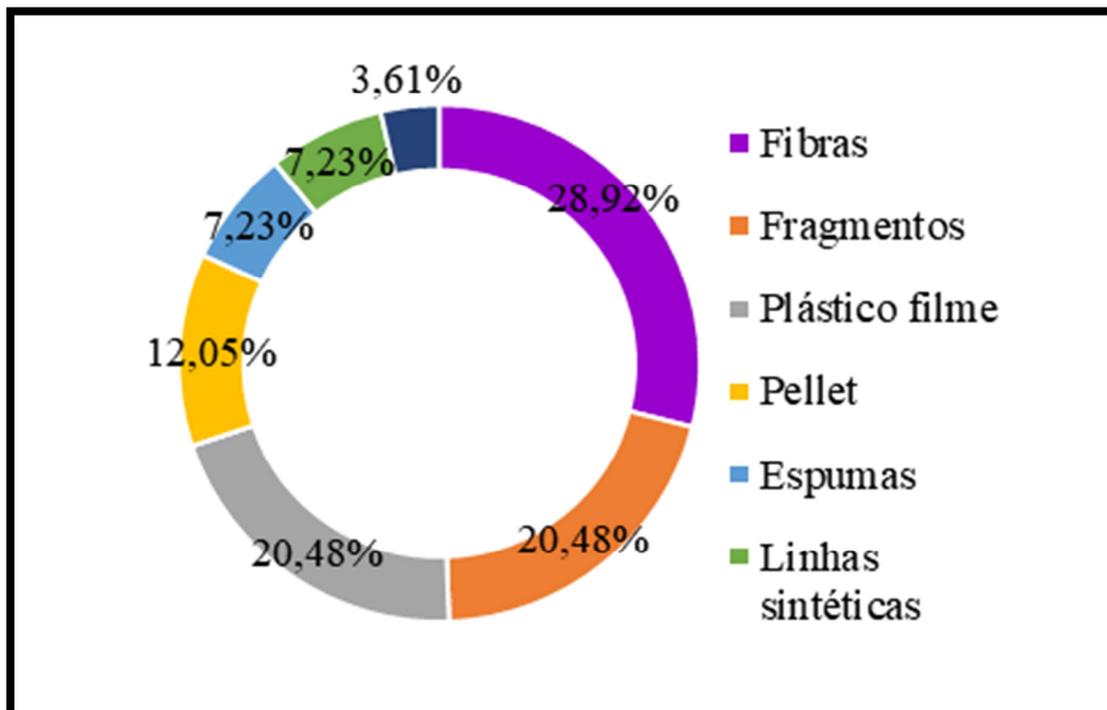
Fonte: O autor, 2021.

3.3 Carga de partículas na água do mar

3.3.1. Principais tipos de microplásticos encontrados em águas oceânicas e costeiras

Os oceanos e os ambientes marinhos funcionam como sumidouros de partículas plásticas, resultante da ineficiente gestão de resíduos sólidos. Essas partículas são carregadas pelos rios, e até mesmo pela atmosfera, tendo como principal destino os sistemas costeiros e oceânicos (ALLEN et al., 2020). O tipo e a concentração desse poluente, depende de fatores diversos, como a localização da fonte geradora, a dinâmica das águas, a composição química e densidade das partículas, que influenciará a sua fluotabilidade e bioincrustação (VAN SEBILLE et al., 2020). Dos 39 artigos analisados sobre a presença de microplásticos em águas superficiais costeiras e oceânicas, as microfibras foram os Mps com maior frequência nos ambientes marinhos (28,92%), seguido pelos fragmentos e pelo plástico filme ambos com 20,48% cada (Figura 11).

Figura 11 - Tipos de microplásticos mais comuns nos trabalhos analisados.



Fonte: O autor, 2021.

As fibras consistem nos microplásticos mais encontrados na zona costeira mundial, sendo a indústria têxtil uma das que mais aproveitam fibras plásticas microscópicas para a produção de tecidos sintéticos. As microfibras sintéticas também são provenientes de móveis descartados, apetrechos de pesca e produtos sanitários, mas que ao final da cadeia produtiva e de consumo, inevitavelmente acabam atingindo a zona costeira, chegando a vários organismos da fauna marinha (OLIVATTO et al., 2018; DEHM et al., 2020; Ó BRIAN et al., 2020; ABADI et al., 2021; ZHANG et al., 2021). A título de exemplo, no Ártico, cientistas encontraram microplásticos próximos à uma colônia de aves. Amostras de deposição atmosférica, águas superficiais e sedimentos foram analisados, sendo as fibras plásticas e fragmentos os resíduos mais encontrados. Os autores sugerem que esses Mps, foram levados ao local pelas aves, já que próximo aos pontos amostrados não há fontes de contaminação (HAMILTON et al., 2021).

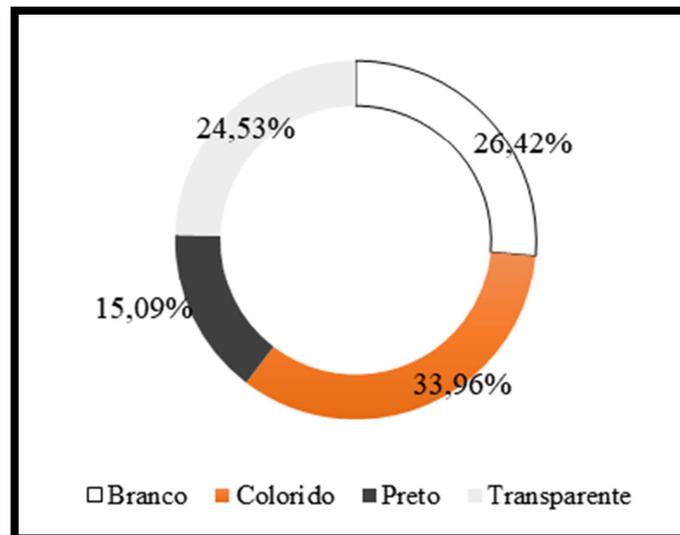
Esses dados, são corroborados por Ferreira e colaboradores (2020). Os pesquisadores, analisaram a presença de microplásticos em diferentes matrizes - águas superficiais; sedimentos e tratos gastrointestinais de peixes em um ambiente costeiro bastante urbanizado na costa de Suva, capital da República de Fiji. A maior parte dos Mps avaliados foram constituídos por fibras, 6,9%, e por fragmentos, 3,5%. Simultaneamente, 86,1% dos Mps descobertos em um estudo na Baía de Galway, na Irlanda, eram compostos por microfibras (FRIAS et al., 2020). Em Guangdong, zona costeira da China, as microfibras são registradas como um dos materiais mais abundantes em águas de superfície na região, ficando atrás somente dos fragmentos plásticos (ZHANG et al., 2021). Destarte, um estudo no Estuário da Bahía Blanca, Argentina, indicou as microfibras como o microplástico mais abundante em amostras de águas superficiais coletadas com garrafas de vidro (FORERO LÓPEZ et al., 2021).

Microfibras já foram encontradas até mesmo na Antártica. Amostras de água coletadas durante uma expedição brasileira ao continente, confirmou um total de 603 microfibras com tamanhos médios de 10 a 22 μ m, em 60 amostras, a maioria emaranhada em organismos zooplancônicos (ABSHER et al., 2019).

3.3.2 Colorações dos microplásticos encontrados em águas oceânicas e costeiras

No caso da coloração dos microplásticos, dos 39 artigos analisados, 23 estudos (67,5%) analisaram os diferentes tipos de cores dos Mps. Para facilitar as compilações, optou-se por categorizar os Mps com cores diversas, como azul, amarelo, vermelho, etc., como ‘Mps coloridos’. Diante disso, os Mps coloridos foram os mais encontrados nos artigos examinados (33,96%), seguido pelos Mps brancos (26,42%); transparentes (24,53%) e pretos (15,09%) (Figura 12).

Figura 12 - Principais colorações dos microplásticos encontrados nos artigos analisados.



Fonte: O autor, 2021.

Microplásticos transparentes e brancos foram os mais abundantes em amostras coletadas no Mar Adriático por Vianello e colaboradores (2018). Um levantamento produzido no Arquipélago de Estocolmo, Mar Báltico, identificou que a maior parte das microfibras amostradas, possuíam coloração variando do azul, vermelho, preto e verde, mas, entre os fragmentos plásticos a cores predominantes foram o branco, preto e o azul (GEWERT et al., 2017).

Resultados correspondentes foram apresentados em amostras coletadas na Baía de Chabahar, localizada no Golfo de Oman, Irã. Nesse caso, grande parte das fibras eram azuis e vermelhas, já entre os fragmentos a cor predominante era branca (ALIABAD et al., 2019). Essa similaridade está de acordo com Frias e colaboradores (2020), pois, no geral as

microfibras analisadas possuíam as cores preta, azul e vermelha. Opostamente, as fibras de produtos sanitários são majoritariamente da cor branca. Deste modo, esses Mps possivelmente são subestimados pelas análises, pois similarmente os filtros utilizados nos métodos de identificação dos Mps são brancos, o que dificultaria a identificação dessas fibras (Ó BRIAN et al., 2020).

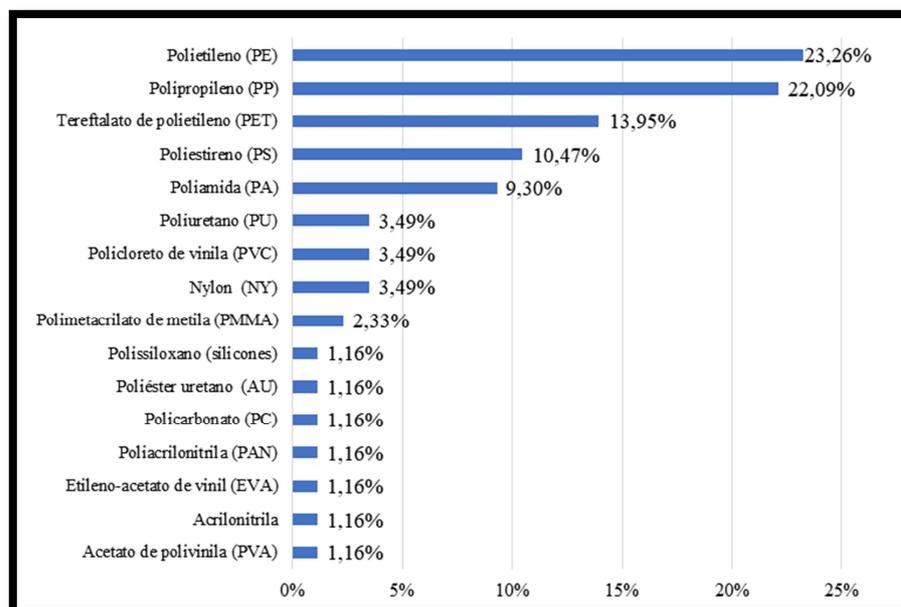
A coloração dos Mps afeta diretamente a probabilidade de serem ingeridos pelos organismos marinhos. Partículas brancas e transparentes são frequentemente as mais consumidas, pois são mais difíceis de serem distinguidas, e, conseqüentemente possuem um grau mais elevado de ingestão acidental. Contudo, partículas coloridas são mais atrativas para predadores visuais, como peixes, aves e tartarugas, assim o potencial de biodisponibilidade não depende somente da abundância dos Mps, bem como de outros fatores como a coloração, a densidade e o formato (WRIGHT et al., 2013; VIANELLO et al., 2018; LI et al., 2021).

Os Mps coloridos são considerados um agente de grande impacto à fauna marinha, porque se parecem com itens comestíveis. No entanto, a maior proporção de microplásticos transparentes/brancos podem estar relacionados à larga produção e uso de produtos de plástico de cor clara, compreendendo plásticos para alimentos, embalagem e transporte. Somado a isso, o efeito de clareamento e amarelecimento causado por processos físico-químicos ambientais, incluindo envelhecimento e fotólise, ajudam a descolorir os Mps coloridos, promovendo o aparecimento de partículas plásticas brancas e transparentes (ZHANG et al., 2021).

3.3.3 Composição dos Microplásticos encontrados em águas oceânicas e costeiras

Um total de 28 estudos verificaram a composição química dos microplásticos. Os polímeros mais frequentes na zona costeira e oceânica, foram o polietileno - PE (23,26%), o polipropileno - PP (22,09%), o polietileno tereftalato PET (13,95%) e o poliestireno - PS (10,47%) como demonstrado na figura 13.

Figura 13 - Polímeros com maior frequência nos 28 estudos analisados.



Fonte: O autor, 2022.

O PP é bastante utilizado na pesca, incluindo a fabricação de cordas e redes. O PET está incluído em embalagens de roupas, alimentos, bebidas e cosméticos. (ZHANG et al., 2021). Esses polímeros, podem agir como vetores de outros químicos hidrofóbicos tóxicos absorvidos do meio ambiente tornando-os biodisponíveis para a biota. O diclorodifeniltricloroetano (DDT), os PCBs, os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), e os nonilfenóis, por exemplo, são produtos não polares, e são capazes de adsorver em superfícies de plástico, tornando-se disponíveis para animais principalmente por meio da ingestão (NOBRE et al., 2015).

No mar Báltico, detectou-se grandes quantidades de partículas compostas por polietileno em amostras de água coletadas em diferentes profundidades (UURASJÄRVI et al., 2021). O PE foi o polímero com maior constância em águas de superfície no mar da Baía de Sanggou, na China (XIA et al., 2021). Em Vanuatu, no Sul do Pacífico, a maioria dos polímeros amostrados em águas superficiais eram compostos de PE; PS e PP (BAKIR et al., 2020).

No Pacífico Sul, mais precisamente em Viti Levu, Fiji, os polímeros mais abundantes encontrados em sete pontos amostrados foram o PET, PE e o PP, 27%, 23% e 20%, respectivamente. Como esses compostos são utilizados em vários plásticos e uma grande variedade de roupas, os mesmos aparecem em grandes quantidades nos ambientes aquáticos (DEHM et al., 2020). Estas observações são endossadas por Andrady e Neal (2009), ao

afirmarem que o PE, o PP, PET, PS e o PVC, são os polímeros mais empregues pela indústria do plástico, e, portanto, conseqüentemente são os tipos mais achados no meio marinho (ANDRADY e NEAL, 2009).

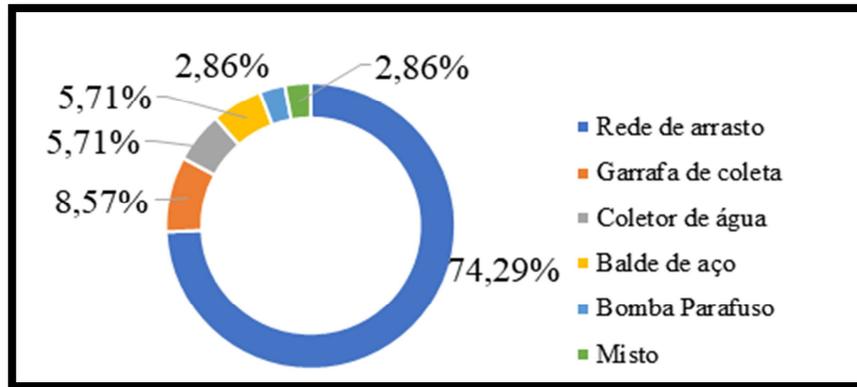
O polietileno (PE) é considerado uma das poliolefinas mais abundantes e utilizadas no mundo. Esse polímero possui alta resistência química e mecânica, e pode ser aplicado em diversos produtos plásticos, como na produção de recipientes ou embalagens, mas são substituídos facilmente após uma curta vida, provocando sérios problemas ambientais de contaminação (CORDEIRO et al., 2018). Esse polímero, é capaz de perturbar o desenvolvimento, o crescimento e a produção de reativos de oxigênio em produtores primários marinhos, afetando negativamente a sobrevivência, ou ainda, induzindo diferentes efeitos subletais em níveis tróficos mais elevados (GAMBARDELLA et al., 2018).

Nessa sequência, o PVC também é um agente de impacto, por exemplo, a sua queima pode liberar halogênios, produzindo dioxinas ou substâncias tóxicas, contaminando os sistemas marinhos, atingindo fontes utilizadas como alimentos pela espécie humana como moluscos, crustáceos, peixes, etc., (WECF, 2004; VERMA et al., 2016). No geral, a degradação desses e outros polímeros, ocorrem principalmente através de reações induzidas termicamente por radiação ultravioleta, e até mesmo por microorganismos, mas o tempo necessário para a sua degradação completa, é estimado em cerca de centenas a milhares de anos (SANCHEZ-VIDAL et al., 2018).

3.3.4 Principais Métodos de coleta de Microplásticos em águas oceânicas e costeiras

Sobre os principais métodos empregues a respeito da presença de microplásticos em águas de superfície costeira e oceânica, a maioria dos trabalhos investigados (74,29%) utilizou como método amostral algum tipo de rede de coleta (Figura 14).

Figura 14 - Principais métodos escolhidos para amostragem de microplásticos em águas superficiais marinhas nos artigos analisados.

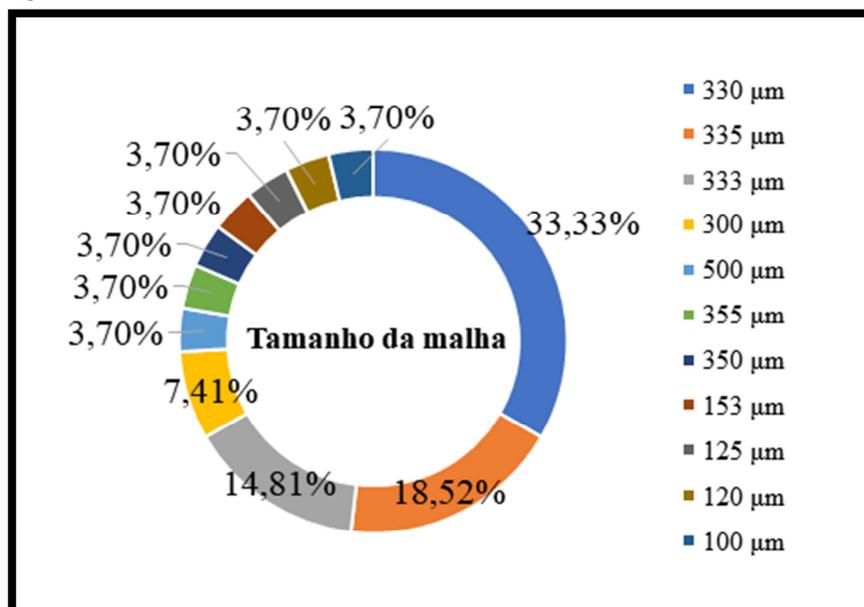


Fonte: O autor, 2021.

Coletas realizadas com redes permitem filtrar rapidamente grandes volumes de água e obter uma amostra concentrada em um curto espaço de tempo, além de admitir amostrar com grande representatividade uma grande superfície de água (ZOBKOV e ESIUKOVA, 2016).

As malhas mais utilizadas foram as de 330 μm (33,3%), seguida das malhas de 335 μm (18,52%); 333 μm ; (14,81%); 300 μm (7,41%); 100 μm , 120 μm , 125 μm , 153 μm , 350 μm , 355 μm , e 500 μm todos com 3,7% (Figura 15).

Figura 15 - Malhas mais utilizadas nas redes de coleta.



Fonte: O autor, 2021.

Os tamanhos das malhas dependem do objetivo da pesquisa e variam de dezenas de microns a milímetros, contudo, a aplicação de diferentes tamanhos dificulta a comparação dos resultados com outras amostragens ao longo do globo (ZOBKOV e ESIUKOVA, 2016). Lindeque e colaboradores (2020), compararam a coleta de amostras de microplásticos com diferentes malhas. Detritos plásticos foram coletados por meio de redes de arrasto de superfície usando malhas de 100 μm , 333 μm e 500 μm . Os resultados mostram que a amostragem usando redes com malha de 100 μm resultou na coleta de concentrações de microplástico 2,5 e 10 vezes maiores em comparação com o uso de malhas de 333 e 500 μm , respectivamente.

Os tamanhos de malhas mais utilizados como a de 333 μm , podem subestimar a concentração de microplásticos em águas superficiais devido a perda de microplásticos menores e fibras. Essa premissa está de acordo com as investigações de Figueiredo e Vianna (2018), na Baía de Guanabara. Esse estudo obteve diferenças significativas entre amostras coletadas com redes 200 μm e 64 μm , esta última aferindo uma quantidade de Mps significativamente superior as amostras coletadas com rede de malha maior.

Em experimentos de campo no Mar Amarelo, Norte da China, abundâncias médias de microplásticos mais altas, foram encontradas coletando amostras através de garrafas quando comparadas com as amostras coletadas com redes de arrasto na mesma área (ZHU et al., 2018). Em um estudo feito na plataforma continental na costa da Louisiana, localizada no Norte do Golfo do México, Di Mauro e colaboradores (2017) ao analisarem a presença de Mps utilizando redes de bongô, redes de nêuston e garrafas de Niskin, encontraram concentrações variáveis de Mps de acordo com o equipamento selecionado. As Garrafas de Niskin conseguiram capturar uma maior quantidade de partículas de plástico compostas principalmente por microfibras.

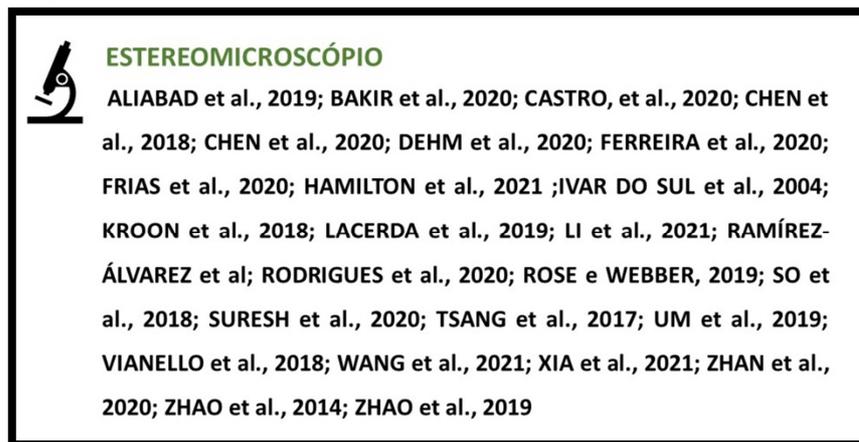
Sob esse ponto de vista, quanto maior o tamanho da malha, mais facilmente partículas menores, como fibras, deixarão de serem amostradas, subestimando as partículas com menor grau de tamanho, e, por isso, nessa dimensão, deve-se compreender que as díspares abordagens metodológicas podem trazer diferentes resultados (COVERNTON et al., 2019). Muitos desses Mps não contabilizados, são ingeridos por animais marinhos. A subestimação desses dados, poderá considerar apenas os Mps constantemente amostrados como um fator de risco à ingestão, desprezando as concentrações de Mps que ocorrem no campo. Por isso, através do desenvolvimento e do crescente número de publicações, é cada vez mais importante a padronização dos métodos de coleta e análises, facilitando a checagem entre as

pesquisas em diferentes regiões (COVERNTON et al., 2019; FIGUEIREDO e VIANNA, 2018; KROON et al., 2018).

3.3.5 Principais Métodos de análise de Microplásticos quanto ao tipo e composição

O principal método encontrado nos trabalhos para identificação do tipo dos microplásticos e coloração, foram as análises através do uso do estereomicroscópio (lupa). A figura 16 demonstra os autores que mais utilizaram esse método nos artigos escolhidos.

Figura 16 - Autores e o principal método de identificação utilizado pelas publicações do formato e cor dos microplásticos.



Fonte: O autor, 2021.

A Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR, do inglês *Fourier-Transform InfraRed spectroscopy*) (89,66%) e a Espectroscopia Raman (10,34%), foram os métodos mais utilizados na classificação dos microplásticos quanto a composição dos polímeros (Figura 17).

Figura 17 - Autores e principais métodos de identificação pelas publicações do tipo de polímero.



Fonte: O autor, 2021.

Em síntese, as técnicas espectroscópicas são utilizadas na identificação, caracterização e elucidação de estruturas de moléculas e compostos. Essa tecnologia é baseada na propriedade que átomos e moléculas têm de absorver ou emitir energia em uma determinada região do espectro eletromagnético, o que oferece elementos sobre a composição química e estrutura cristalina da amostra (SANTOS et al., 2019). A espectroscopia de absorção no infravermelho (FT-IR) é um recurso bastante interessante para a distinção de materiais, pois as vibrações dos átomos acontecem em valores específicos de frequência, característicos dos grupos funcionais que constituem a espécie química (DE FARIA, et al., 2002). Nessa sequência, a FTIR é um procedimento não destrutivo, aplicado à caracterização dos componentes químicos. No geral, é um método confiável e de fácil aplicabilidade, não obstante, possui algumas limitações como a visualização de partículas que se assemelham. Além disso, há uma falta de procedimentos sistêmicos, o que atrapalha a comparação de dados (HIDALGO-RUZ et al., 2012; SHIM et al., 2017; KROON et al., 2018).

Por outro lado, a espectroscopia Raman possui todos esses atributos, isso posto, a sua principal diferença está na estrutura física envolvida, pois a espectroscopia Raman não implica na absorção de radiação, mas sim em seu espalhamento, esse efeito gera uma alteração na frequência de uma pequena fração da radiação incidente quando espalhada por moléculas ou estruturas cristalinas (DE FARIA et al., 2002). Com base nesses pressupostos, o método detecta variações únicas geradas a partir da interação da radiação com as moléculas constituintes da amostra, funcionando como uma impressão digital refletindo a sua composição em termos de grupos funcionais, ligações entre os átomos e geometria molecular,

por isso, sem dúvida, a espectroscopia Raman é considerada como um método promissor na detecção de polímeros constituintes dos Mps. (MOOR et al., 2013).

Porém, é de crucial importância, entender as limitações dessa técnica, pois o efeito Raman é um efeito fraco. A presença de fluorescência, na maioria das vezes funciona como uma barreira ao uso do método, mesmo se causada por impurezas presentes na amostra em quantidades ínfimas, esse método não é aplicável aos metais puros ou suas ligas, além de não detectar elementos traços, e há uma necessidade de treinamento para operação desse equipamento (DE FARIA et al., 2002)

3.4 Presença de microplásticos em organismos marinhos

Ao se averiguar os 24 artigos selecionados, vários cientistas, evidenciam que a contaminação por Mps não se resume apenas as águas marinhas (Figura 18).

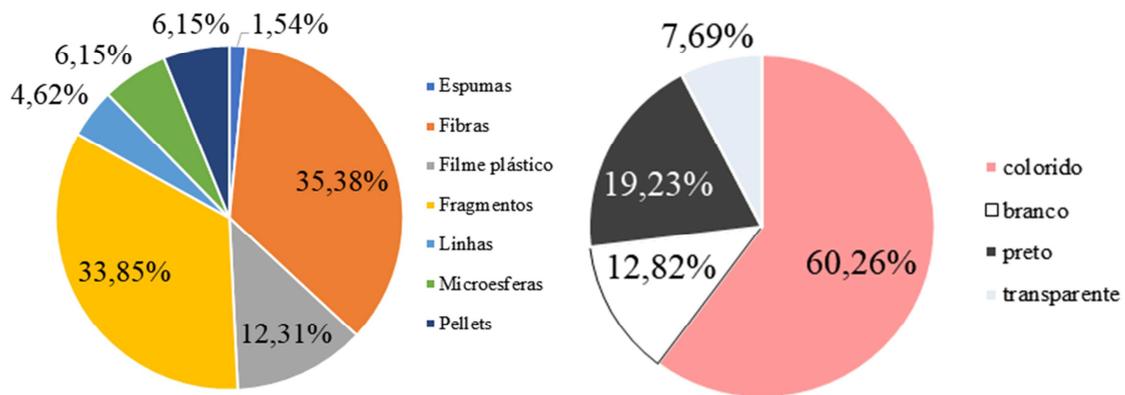
Figura 18 – Autores sobre a contaminação de microplásticos em organismos marinhos.



Fonte: O autor, 2021.

Ainda, se constatou que como em águas de superfície marinha, as microfibras foram os Mps mais encontrados nos organismos marinhos, seguido pelos fragmentos e plástico filme (Figura 19A). No caso da coloração, o Mps coloridos, do mesmo modo, foram os mais achados, (Figura 19B).

Figura 19 - Tipos e cores de microplásticos encontrados em diversos organismos marinhos nos trabalhos analisados.

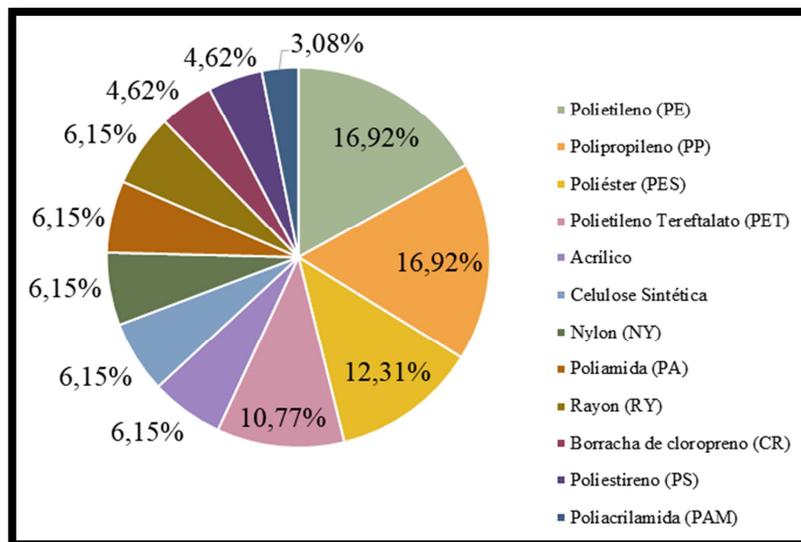


Legenda: A, tipos de microplásticos encontrados em organismos marinhos; B, Principais cores de microplásticos presente em diferentes táxos marinhos.

Fonte: O autor, 2021.

Similarmente o polietileno e polipropileno constituíram os polímeros mais frequentes nesses estudos (Figura 20).

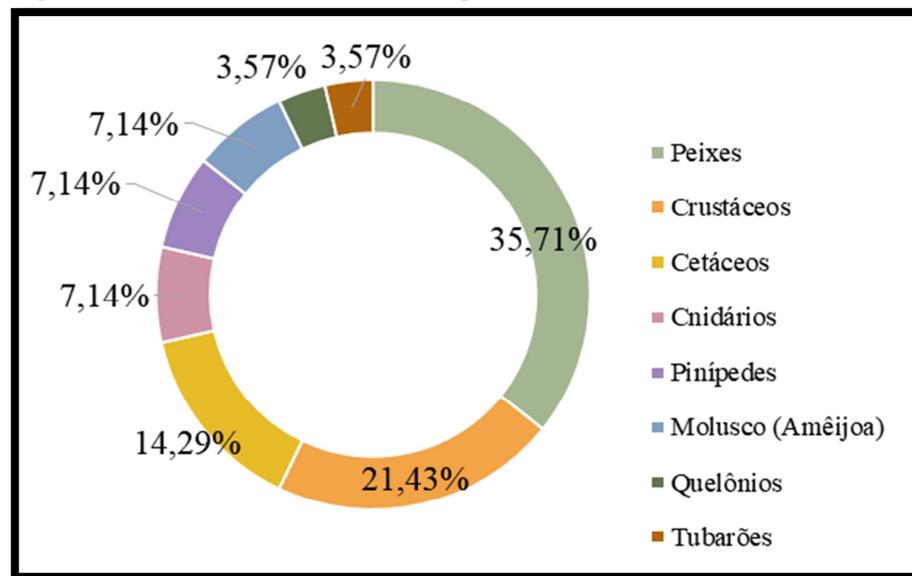
Figura 20 - Principais polímeros citados nos estudos analisados.



Fonte: O autor, 2021

Ao todo, oito táxons foram analisados nos 24 artigos. Os peixes foram o grupo com o maior número de análises, 35,71%. Em seguida, os crustáceos (21,43%) e os cetáceos (14,29%) constituíram os outros dois táxons mais estudados (Figura 21). Notoriamente, essas partículas estão presentes em várias espécies, e muitas delas fazem parte da base da cadeia alimentar (MAZURASIS et al., 2015), sugerindo que essas partículas são capazes de atingir de forma direta ou indireta toda a fauna marinha.

Figura 21 - Animais marinhos analisados pelos trabalhos.



Peixes amostrados em profundidades de até 1000 metros quando comparados com espécies coletadas em zonas entre marés, ou em águas superficiais próximo à costa, obtiveram diferentes resultados quanto o acúmulo e os tipos de Mps em seus tratos intestinais. De acordo com a pesquisa, nenhuma das duas espécies de águas rasas continham Mps em seus tratos intestinais, mas 11 das 13 espécies mesopelágicas, estavam contaminadas em algum grau por Mps, a maioria, 66,7%, por microfibras (MCGORAN et al., 2021).

Sob o mesmo ponto de vista, detectou-se Mps no trato digestivo de 12 espécies de peixes, de um total de 24 espécies (16 demersais e 8 pelágicas), coletadas no Golfo de Beibu, Mar da China Meridional. Identificou-se que as maiores abundâncias de Mps aconteceram em peixes demersais, quando checados com as espécies pelágicas. As fibras, foram os Mps dominantes, seguida por fragmentos e filmes. A maioria dos polímeros eram formados por poliéster, náilon, polipropileno e polietileno (KOONGOLLA et al., 2020).

Assim como os peixes, os crustáceos são igualmente vulneráveis à ação dos Mps. Essas partículas já foram detectadas em lagostas da espécie *Nephrops norvegicus* e em camarões da espécie *Aristeus antennatus*, ambos organismos com grande importância econômica. Espécimes de ambos os crustáceos foram coletados em 14 locais ao redor da Ilha da Sardenha, na Europa. Seus estômagos foram estudados. Nas lagostas, encontrou-se principalmente compostos de filmes plásticos (72%), fragmentos (14%) e filamentos (14%), derivados especialmente de polietileno. Pelo oposto, nos camarões a maior parte dos Mps eram fragmentos (53%) e filamentos de poliéster (44%) (CAU et al., 2019).

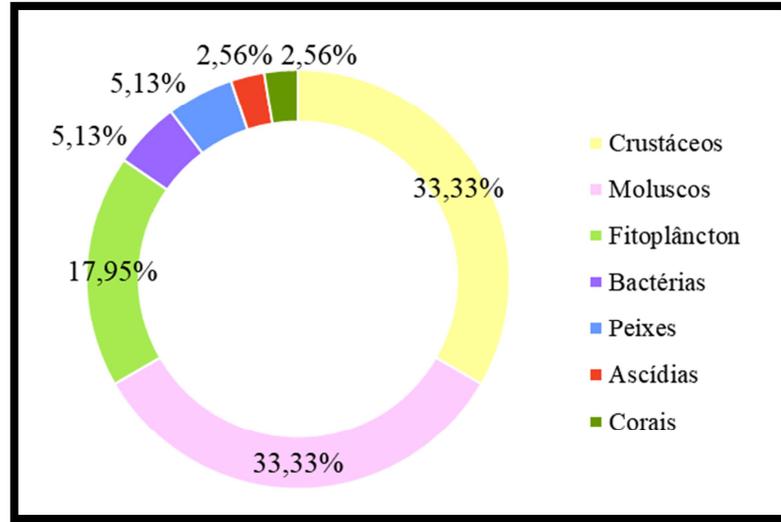
Do mesmo modo, observa-se que tal cenário é frequente nas espécies de topo. Golfinhos encalhados ao longo de um estuário do Rio das Pérolas, localizado na China, tiveram seus estômagos estudados. A pesquisa evidenciou que todas as amostras continham Mps, e novamente, as microfibras compostas de polipropileno e polietileno foram predominantes, 69%, seguida por fragmentos, 22,5%, filmes, 4,8%, e pellets, 3,1%. Golfinhos próximos as áreas mais urbanizadas continham mais Mps do que os coletados em locais mais isolados (ZHANG et al., 2021).

De modo análogo, encontrou-se grande quantidade de microfibras (84%) e fragmentos (16%) após amostragem dos tratos digestivos de 50 mamíferos de 10 espécies encalhados: foca-cinzenta; golfinho-de-laterais-brancas-do-Atlântico; golfinho-de-bico-branco; golfinho-comum-de-bico-curto; toninha-comum; foca-comum; cachalote-pigmeu; golfinho-de-riso; golfinho-riscado; golfinho-de-bico-branco. A maior parte das partículas eram azuis (42,5%) e preto (26,4%), e o náilon representou o polímero com maior frequência, 60%. Diante disso, ao se averiguar esses indícios, com muita propriedade, acredita-se que em alguns casos, esses compostos além de estarem presentes nos organismos marinhos, possam causar o declínio de populações e comunidades (MAZURASIS et al., 2015).

3.5 Impactos dos microplásticos sobre organismos marinhos

Os microplásticos têm sido tema de várias pesquisas científicas que têm com o objetivo principal analisar os efeitos dessas micropartículas nos organismos marinhos. Diante disso, compilou-se um total de 40 estudos sobre os impactos dos Mps em organismos marinhos (Figura 22).

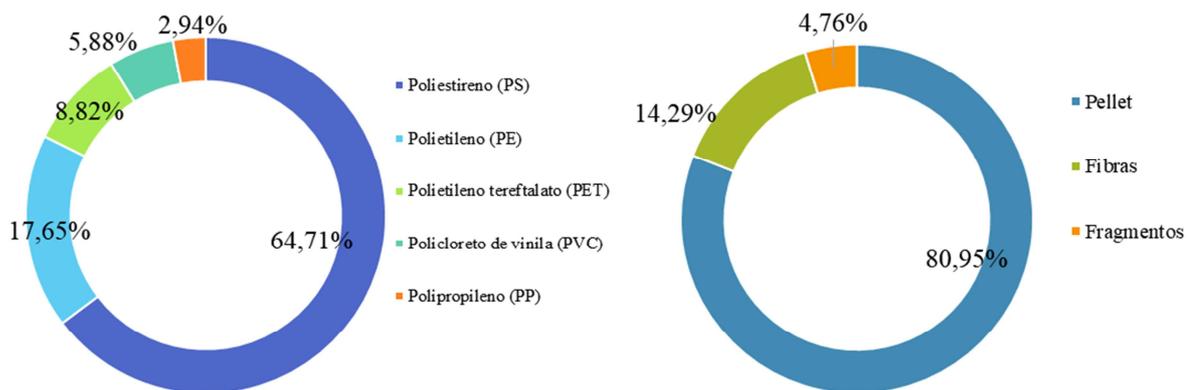
Figura 23 - Animais marinhos analisados quanto aos efeitos dos microplásticos.



Fonte: O autor, 2021.

Os principais Mps avaliados foram os *pellets*, as fibras, e os fragmentos (Figura 24A). Conjuntamente com os polímeros poliestireno, o polietileno, o polietileno tereftalato e o cloreto de polivinila (Figura 24B).

Figura 24 - Tipos e composição de microplásticos analisados quanto aos efeitos em diversos organismos marinhos.

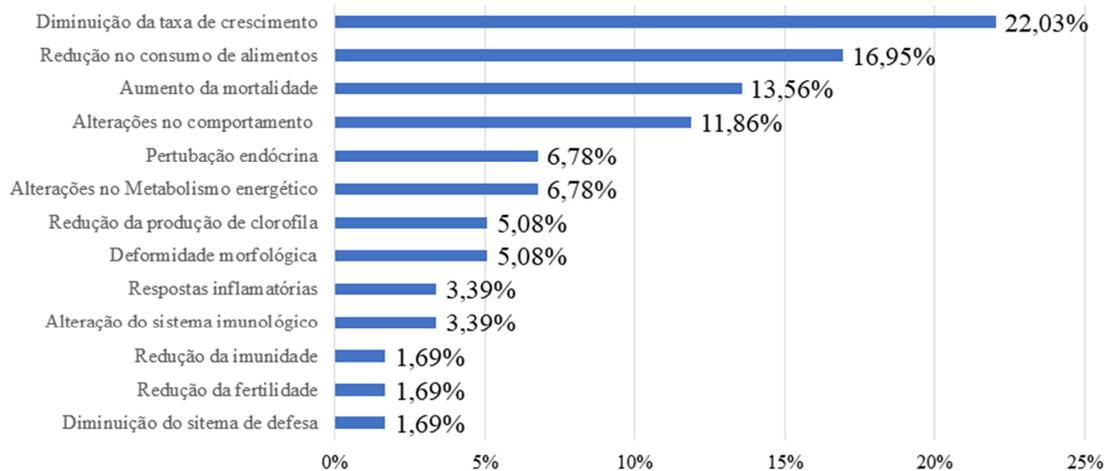


Legenda: A, Tipos de microplásticos analisados; B, Principais polímeros que compõe os microplásticos estudados.

Fonte: O autor, 2021.

Os Mps sozinhos e/ou associados a outras substâncias proporcionaram ao menos um ou mais impactos nos diferentes organismos avaliados (Figura 25).

Figura 25 – Efeitos negativos causados pela exposição aos microplásticos em diferentes animais marinhos.



Fonte: O autor, 2021.

Em síntese, a diminuição da taxa de crescimento (22,04%), a redução do consumo de alimento (16,95), o aumento da mortalidade (13,56%), alterações no comportamento (11,86%), perturbações endócrinas (6,78%) e alterações no metabolismo energético (6,78%), foram os principais efeitos negativos relatados nos trabalhos apurados.

A diminuição do crescimento do protozoário planctônico ciliado *Strombidium sulcatum* foi diretamente afetado após a sua exposição a diferentes concentrações de Mps. O tamanho do corpo e a biomassa dos ciliados foi inversamente proporcional ao aumento da concentração microplástica de polietileno (GENG et al., 2021). Similarmente, a exposição de larvas de camarão *Neomysis japonica* ao poliestireno e ao poliestireno carboxilado, provocou um efeito de inibição letal e de crescimento, devido à bioacumulação de Mps dentro do estômago. Os dois polímeros, reduziram a eficiência alimentar das larvas, a redução da capacidade de caça, diante da diminuição da atividade de natação após a exposição (WANG et al., 2020).

Contrariamente, culturas da microalga *Tetraselmis chuii* expostas a *pellets*, só apresentaram inibição no crescimento, quando expostas a uma mistura de Mps com a substância química citrato (DAVARPANAHA e GUILHERMINO, 2019). A partir dessa chave de compreensão, tais análises aludem como os Mps atuam como vetores de outros poluentes nos ambientes marinhos.

Em um outro estudo, caranguejos da espécie *Carcinus maenas* alimentados com microfibras de polipropileno, apresentaram redução no consumo de alimentos e uma diminuição significativa na energia disponível para o crescimento (WATTS et al., 2015).

Pellets causaram lesão hepática grave e atividade neural prejudicada no caranguejo marinho *Charybdis japonica* após a ingestão de Mps por uma semana (WANG et al., 2021).

A exposição do invertebrado *Mytilus galloprovincialis* à microplásticos formados pelo polímero polietileno se mostrou bastante danosa, a expressão de 12 genes associados ao estresse celular, a resposta imune e ao metabolismo em quatro tecidos (brânquias, glândula digestiva, hemolinfa e manto) foram avaliados. A análise mostrou uma regulação positiva de genes em relação ao metabolismo do carbono, estresse oxidativo, resposta imunológica e apoptose, no manto e na glândula digestiva, enquanto uma regulação negativa global dos genes que envolvem o metabolismo do carbono foi observada na hemolinfa e nas brânquias, sugerindo interferências no sistema endócrino da espécie (DÉTRÉE e GALLARDO-ESCÁRATE, 2017).

Um estudo análogo utilizando uma mistura do polímero polietileno com a substância química benzo (a) pireno (BaP), um PAH, na mesma espécie de invertebrado *Mytilus galloprovincialis*, conseguiu resultados semelhantes aos de Détrée e Gallardo-Escárate (2017). Os tecidos dos organismos expostos por quatro semanas foram considerados sob uma ampla bateria de biomarcadores cobrindo níveis moleculares, bioquímicos e celulares, permitindo aferir a bioacumulação, as alterações do sistema imunológico, as defesas antioxidantes, o início do estresse oxidativo, a proliferação peroxissômica, a genotoxicidade e a neurotoxicidade.

Os microplásticos foram localizados na hemolinfa, brânquias, e, especialmente, nos tecidos digestivos, onde uma transferência potencial de BaP de Mps foi notada. Alterações significativas foram medidas no sistema imunológico, enquanto a maior parte dos efeitos limitados ocorreram no estado oxidativo, na neurotoxicidade e na genotoxicidade. Os resultados gerais sugerem que os microplásticos induzem uma leve toxicidade celular em condições de exposição de curto prazo. Contudo, a modulação das respostas imunes, junto à bioacumulação de BaP, podem provocar efeitos sutis de longo prazo no estado de saúde dos organismos (PITTURA et al., 2018).

As alterações decorrentes da exposição a um poluente podem apresentar maior frequência em nível celular do que em níveis de alta organização biológica, como reprodutivos e comportamentais (VAN DER OOST et al., 2003; PAUL-PONT et al., 2016). Antes de atingir as camadas superiores de organização biológica, como comunidades e ecossistemas, os efeitos dos contaminantes podem ser verificados em classes inferiores de organização biológica (JONSSON e CASTRO, 2005; ARIAS et al., 2007; THIAGARAJAN et al., 2019).

Nesse contexto, o uso de biomarcadores (alterações biológicas que expressam a exposição e/ou o efeito tóxico de poluentes presentes no ambiente por meio do conjunto de reações) como forma de abordagem na compreensão dos mecanismos capazes de induzir uma reação do indivíduo, população ou comunidade frente a uma perturbação podem ser utilizados na compreensão dos efeitos negativos provocados por Mps nos animais marinhos (ARMITAGE, 1995; WALKER et al., 1996; BUSS et al., 2003; OLIVEIRA RIBEIRO et al., 2005; GARDON et al., 2020).

Exemplos de biomarcadores incluem a indução de expressão gênica e subsequente tradução de RNA mensageiro e síntese de novas proteínas, e estes podem ser aproveitados para caracterizar genes específicos envolvidos em doenças e fatores de estresse (WALKER et al., 1996; LOUIS et al., 2016; WANG et al., 2018). De modo geral, a presença de um contaminante atua como um agente que ativa um sensor ou receptor celular, que por sua vez interage com uma sequência específica do DNA no núcleo promovendo a transcrição de algum gene. O produto da transcrição é o RNA mensageiro (RNAm), que é processado e enviado ao citoplasma para que o ribossomo sintetize a proteína correspondente. A proteína, por sua vez, constitui a base molecular da resposta biológica à presença do agente (PIÑA et al., 2007).

Assim, a expressão gênica representa o primeiro nível de interação entre um agente estressor e o genoma, que, através da síntese de proteínas dirige a resposta do organismo às mudanças externas (BRULLE et al., 2008; PAUL-PONT et al., 2016; DÉTRÉE e GALLARDO-ESCÁRATE, 2018). A exposição dos organismos a compostos tóxicos pode provocar um aumento ou uma diminuição da expressão gênica, de modo diferencial para cada composto, em função de suas características químicas e interações com os receptores celulares. Conseqüentemente, um crescente número de estudos tem demonstrado que a expressão diferencial de genes pode ser utilizada na análise toxicológica preditiva, auxiliando na identificação da classe de toxicidade de determinado composto (JENNY et al., 2002; MAGGIOLI et al., 2006; O'DONOVAN et al., 2018; TANG et al., 2018).

A literatura científica nos proporciona uma noção sobre a dimensão relacionada ao problema, isso é positivo, porém ainda é basal o avanço de pesquisas em torno desse grave problema ambiental. Sublinhamos, no entanto, que é imprescindível considerar simultaneamente as particularidades de cada região, já que as feições geomorfológicas, a ocupação urbana e industrial, e as características oceanográficas do ambiente marinho são únicas, e podem afetar o entendimento sobre a composição, característica e/ou efeitos dos microplásticos presentes nesses locais.

De tal modo, fica evidente a complexidade do problema, em virtude disso, no transcorrer das últimas décadas, se tornou urgente abordar a questão da poluição por microplásticos nesses ecossistemas (XANTHOS e WALKER, 2017). Através da descrição, abundância e distribuição de microplásticos nos ambientes costeiros e oceanográficos, é possível compreender e comparar o grau de contaminação de diferentes regiões, entender as interações dessas partículas com os organismos, e assim definir medidas de gerenciamento voltadas ao assunto (RODRÍGUEZ-SEIJO e PEREIRA, 2017; FIGUEIREDO e VIANNA, 2018).

Com base nesses pressupostos, justifica-se esta tese de doutorado, que certamente contribuirá na averiguação e no aprofundamento do tema, particularmente na zona costeira do sudeste do Brasil, já que no transcorrer dessa investigação bibliográfica, não foi encontrada nenhuma publicação científica sobre a presença de microplásticos na Bacia Sedimentar de Santos, e, tão pouco, estudos comparativos dessa região com a Baía da Ilha Grande, bem como a presença de mps em espécies de esponjas marinhas nessa região.

REFERÊNCIAS

- ABADI, T.R.Z. et al. Microplastic content of Kutum fish, *Rutilus frisii kutum* in the southern Caspian Sea. *Science of the Total Environment*. 752: 141542. 2021.
- ABIDLI, S. et al. Microplastics in commercial molluscs from the lagoon of Bizerte (Northern Tunisia) *Marine Pollution Bulletin* 142; 243–252. 2019.
- ABSHER, T.M. et al. Incidence and identification of microfibers in ocean waters in Admiralty Bay, Antarctica. *Environmental Science and Pollution Research*. 26: 292–298. 2019.
- ADAM, V. et al. Probabilistic environmental risk assessment of microplastics in marine habitats. *Aquatic Toxicology* 230. 2021.
- ADENUGBA, A. et al. Polychlorinated biphenyls in bile of patients with biliary tract cancer. *Chemosphere*. V.76, n°6: 841-846. 2009.
- ADIKA, S.A. et al. Microplastic ingestion by pelagic and demersal fish species from the Eastern Central Atlantic Ocean, off the Coast of Ghana. *Marine Pollution Bulletin*. 153: 110998. 2020.
- ALENCAR, E. Baía de Guanabara: descaso e resistência. 1. ed. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll / Mórula. 2016.
- ALIABAD, M.K. et al. Microplastics in the surface seawaters of Chabahar Bay, Gulf of Oman (Makran Coasts). *Marine Pollution Bulletin*. 143: 25–133. 2019.
- ALLEN, S. et al. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS ONE* 15(5): e0232746. 2020.
- ANDERSON, J. C. et al. Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems. *Environment Pollution*. 218: 269–280. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>.
- ANDRADY, A.L., NEAL, M.A. Applications and societal benefits of plastics. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. Biol. Sci.* 364: 1977-1984. 2009.
- APARNA, S. et al. Microplastics distribution and contamination from the Cochin coastal zone, India. *Regional Studies in Marine Science*. 40: 101533. 2020.
- ARIAS, A.H. et al. Evidence of Microplastic Ingestion by Fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 102: 750–756. 2019.
- ARIAS, A.R.L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência e Saúde*. 12: 61-72. 2007.

ARMITAGE, P. D. Behaviour and ecology of adults in: *The Chironomidae: Biology and Ecology of non-biting midges*. London: Chapman & Hall.194-224. 1995.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2000.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for polychlorinated biphenyls (PCBs). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. 2011.

AVIO, C.G. et al. Plastics and microplastics in the oceans: from emerging pollutants to emerged threat. *Mar. Environ. Res.* 128: 2–11. 2017.

BARLETTA, M., et al. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX*, 7, 100861. 2020.

BAKIR, A. et al. Occurrence and abundance of meso and microplastics in sediment, surface waters, and marine biota from the South Pacific region. *Marine Pollution Bulletin* 160; 111572. 2020.

BARNES, D.K. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philos. Trans. R. Soc. B* 364 (1526).1985–1998. 2009.

BEATRICE, S. et al. Microplastics impair the feeding performance of a Mediterranean habitat-forming coral *Marine Environmental Research*.155: 104887. 2020.

BENJAMIN, S. et al. Phthalates impact human health: Epidemiological evidences and plausible mechanism of action. *Journal of Hazardous Materials*. 2017.

BERGMAN, A. et al. State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012: Na assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme and World Health Organization. World Health Organization. 2013.

BIAMIS, C. et al. Microplastic toxicity: A review of the role of marine sentinel species in assessing the environmental and public health impacts *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 3:100073. 2021.

BIKKER, J. et al. Microplastics and other anthropogenic particles in the surface waters of the Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*. 156:111257. 2020.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Fármacos no Meio Ambiente. *Quím. Nova*. v.26, n°4:523-530. 2003.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*. v. 30, n° 3:651-666. 2007.

BJORNSDOTTER, K.M.; DE BOER, J.; BALLESTEROS-GÓMEZ, A. Bisphenol A and replacements in thermal paper: A review. *Chemosphere*. v.182: 691-706. 2017.

- BORDBAR, L. et al. First evidence of ingested plastics by a high commercial shrimp species (*Plesionika narval*) in the eastern Mediterranean Marine Pollution Bulletin. v.136:472–476. 2018.
- BOWLEY, J. et al. Oceanic Hitchhikers—Assessing Pathogen Risks from Marine Microplastic. Trends in Microbiology. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2020.06.011>.
- BOUR, A. et al. Environmentally relevant microplastic exposure affects sediment dwelling bivalves. Environmental Pollution. 236:652-660. 2018.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Secretaria de Gestão de Investimentos em Saúde. Manual plano de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde (PGRSS). Goiás. 74p. 2004.
- BROTONS, J.A. et al. Xenoestrogens released from lacquer coatings in food cans. Environ Health Perspect. v.103:608-612. 1995.
- BROWNE, M.A. et al. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. Environ. Sci. Technol. 44 (9):3404–3409. 2010.
- BRULLE, F. et al. Identification and expression profile of gene transcripts differentially expressed during metallic exposure in *Eisenia fetida* coelomocytes. Developmental and Comparative Immunology. v. 32, N° 12:1441-1453. 2008.
- BUSS, F.D. et al. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro. v.19, n°2: 465-473. 2003.
- BUSTAMANTE-MONTES, P. et al. Ftalatos y efectos en la salud. Rev. Int. Contam. Ambient. v.17, n°4: 205-215. 2001.
- CAIRNS, J.R.J.; PRATT, J.R. The scientific basis of bioassays. Hydrobiologia. v.188, p.5–20. 1989.
- CAPPELLO, T. Time-dependent metabolic disorders induced by short-term exposure to polystyrene microplastics in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. Ecotoxicology and Environmental Safety 209; 111780. 2021.
- CARMAN, R.K. et al. Experimental effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on an estuarine sediment food web. Marine Environmental Research, v.40, p.289–318. 1995.
- CARNEVALI, O. L. et al. DEHP impairs zebrafish reproduction by affecting critical factors in oogenesis. 2010. <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0010201>.
- CASTRO, R. O. et al. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. Marine Pollution Bulletin, 110(1), 555-558. 2016. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.037>.

CASTRO, R.O. et al. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 160:111537. 2020.

CATERBOW, A; SPERANSKAYA, O. Inovação em três letras. Atlas do Plástico: Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. 1. ed. -- Rio de Janeiro: Fundação Heirich Böll, 2020.

CAU, A. et al. Microplastics in the crustaceans *Nephrops norvegicus* and *Aristeus antennatus*: Flagship species for deep-sea environments? *Environmental Pollution* 255; 113107. 2019.

CHANG, H.K. et al. Sistemas petrolíferos e modelos de acumulação de hidrocarbonetos na Bacia de Santos. *Revista Brasileira de Geociências*. 38(2 - suplemento): 29-46. 2008.

CHEN, C.F. et al. Microplastics and their affiliated PAHs in the sea surface connected to the southwest coast of Taiwan. *Chemosphere*. 254: 126818. 2020.

CHEN, M. et al. Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. *Environmental Pollution*. 242: 1146-1156. 2018.

CHOWDHURY, H., et al. Estimating marine plastic pollution from COVID-19 face masks in coastal regions. *Marine Pollution Bulletin*. v.68:112419. 2021.

COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 62 (12):2588-2597. 2011.

COLE, M. et al. The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus* *Environ. Sci. Technol.* 49:1130–1137. 2015.

COLE, M. et al. Effects of nylon microplastic on feeding, lipid accumulation, and moulting in a coldwater copepod. *Environment Science Technology*. 53, 7075–7082. 2019.

COYLE, R. et al. Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems *Case Studies in Chemical. Environmental Engineering*. 2. 2020.

COLLARD, F. et al. Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy. *Arch Environ Contam Toxicol*. 69:331–339. 2015. DOI 10.1007/s00244-015-0221-0.

COPPOCK, R.L. et al. Microplastics alter feeding selectivity and faecal density in the copepod, *Calanus helgolandicus*. *Science of the Total Environment*. 687:780–789. 2019.

CORDEIRO, Y.M. et al. Aplicação do Polietileno no Contexto da Química Verde. *Revista de Engenharias da Faculdade Salesiana*. n°.8:26-33. 2018.

CORREA, S.R.; MACHADO, R.L. Análise bibliométrica de publicações na temática da big data utilizando o VOSviewer. *Revista Gestão, Inovação e Negócios*. v. 4:2447-8520. 2018.

COSTA, E. et al. Microplastics ingestion in the ephyra stage of *Aurelia* sp. triggers acute and behavioral responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 189:109983. 2020.

COURTENE-JONES, W. et al. Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*. 231:271-280. 2017.

COVERNTON, G.A. et al. Size and shape matter: A preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment *Science of the Total Environment*. 667:124–132. 2019.

CÓZAR, A. Plastic debris in the open ocean. *PNAS*. 111(28):10239-10244. 2014.

CRITCHELL, K.; HOOGENBOOM, MO. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*). *PLoS ONE* 13(3): e0193308. 2018.

CURREN, E. et al. Evidence of marine microplastics in commercially harvested seafood. *Front. Bioeng. Biotechnol.* 8:562760. 2020.

DAVARPANA, E., GUILHERMINO, L. Are gold nanoparticles and microplastics mixtures more toxic to the marine microalgae *Tetraselmis chuii* than the substances individually? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 181, 60-68, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.078>.

DE FARIA, D.L.A. Espectroscopia Raman: Uma nova luz no estudo de bens culturais. *Rev. do Museu de Arqueologia e Etnologia, São Paulo*. 12:249-267. 2002.

DE LOS SANTOS, C.B. et al. Microplastic retention by marine vegetated canopies: Simulations with seagrass meadows in a hydraulic flume. *Environmental Pollution*. 269. 2021.

DE-LA-TORRE, G. E., ARAGAW, T. A. What we need to know about PPE associated with the COVID-19 pandemic in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 111879. 2021.

DE SANTANA NETO, S.P. et al. Distribuição do lixo marinho e sua interação com a dinâmica de ondas e deriva litorânea no litoral norte do estado da Bahia, Brasil São Paulo. *UNESP, Geociências*. v. 35, n°. 2:231-246. 2016.

DE SOUZA, M. T. S.; RIBEIRO, H. C. M. Sustentabilidade ambiental: uma meta-análise da produção brasileira em periódicos de administração. *Revista de Administração Contemporânea*. v. 17, n°. 3:368-396. 2013.

- DEBIER, C. et al. Mobilization of PCBs from blubber to blood in northern elephant seals (*Mirounga angustirostris*) during the post-weaning fast. *Aquatic Toxicology*. v. 80:149–157. 2006.
- DEHM, J. et al. Microplastics in subsurface coastal waters along the southern coast of Viti Levu in Fiji, South Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. 156:11123. 2020.
- DESFORGES, J.P.W. et al. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Arch Environ Contam Toxicol*. 69:320–330. 2015.
- DÉTRÉE, C.; GALLARDO-ESCÁRATE, C. Polyethylene microbeads induce transcriptional responses with tissue-dependent patterns in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Journal of Molluscan Studies*. 83:220–225. 2017.
- DÉTRÉE, C., GALLARDO-ESCARATE, C. Single and repetitive microplastics exposures induce immune system modulation and homeostasis alteration in the edible mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Fish Shellfish Immunol*. 83:52–60. 2018.
- DI MAURO, R. et al. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*. 230:798–809. 2017.
- DOS SANTOS, K. et al. Avaliação das normas de ensaio aplicadas na quantificação de PCBs em óleo isolante. *Quím. Nova*. v.38, nº 4: 471–477. 2015.
- DUNCAN, E.M. Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Glob Change Biol*. 25:744–752. 2019.
- DAVARPANA, E.; GUILHERMINO, L. Are gold nanoparticles and microplastics mixtures more toxic to the marine microalgae *Tetraselmis chuii* than the substances individually? *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 181:60–68. 2019.
- EASTMAN, C.B. et al. Plastic ingestion in post-hatchling sea turtles: assessing a major threat in Florida near shore waters. *Frontiers in Marine Science*. v.7:693. 2020.
- ESTEVEZ, A. A. et al. Validação em laboratório de método analítico para determinação do teor de adipato e ftalato de Di-(2-etil-hexila) utilizados como plastificantes em filmes flexíveis de PVC. *Quím. Nova*. v.30 nº1:219–223. 2007.
- FADARE, O.O., OKOFFO, E.D. Covid-19 face masks: a potential source of microplastic fibers in the environment. *Sci. Total Environ*. 737:140279. 2020.
- FEIT, S.; MUFFETT, C. Verde não, e sim estufa. Atlas do Plástico: Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. 1. ed. -- Rio de Janeiro: Fundação Heirich Böll, 2020.
- FENDALL, L. S., SEWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*. v.58:1225–1228. 2009.

FERNANDEZ, M.A. et al. Ocorrência de imposex em *Thais haemastoma*: possíveis evidências de contaminação ambiental por compostos organotóxicos no Rio de Janeiro e em Fortaleza, Brasil. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro. v.18, nº 2:463-476. 2002.

FERREIRA, I.D.; MORITA, D.M. Biodegradação de alcoóis, ftalatos e adipatos em um solo tropical contaminado. Química Nova. v.33, nº8:1686-1691. 2010.

FERREIRA, M. et al. Presence of microplastics in water, sediments and fish species in an urban coastal environment of Fiji, a Pacific small island developing state Marine Pollution Bulletin 153; 11099. 2020.

FICHER, M.I.; FREITAS, G.R.M. Descarte de medicamentos. Boletim informativo do centro de informações sobre medicamento do Rio Grande do Sul, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, nº2. 2011. <http://www.ufrgs.br/boletimcimrs/descarteboletim.pdf>.

FIGUEIREDO, G.M.; VIANNA, T.M.P. Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. Marine Pollution Bulletin. v.135:256–265. 2018.

FOLEY, C.J. et al. Science of the A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. Total Environment. 631–632; 550–559. 2018.

FORERO LÓPEZ, A.D. et al. Microplastics and suspended particles in a strongly impacted coastal environment: Composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions. Science of the Total Environment. 754:14241. 2021.

FRIAS, J.P.G.L. et al. Floating microplastics in a coastal embayment: A multifaceted issue. Marine Pollution Bulletin. 158:111361. 2020.

GABRIELSEN, K.M. et al. Levels and patterns of hydroxylated polychlorinated biphenyls (OH-PCBs) and their associations with thyroid hormones in hooded seal (*Cystophora cristata*) mother–pup pairs. Aquatic Toxicology. v.105:482–491. 2011.

GALLOWAY, T.S. Micro-and nano-plastics and human health. In: Marine Anthropogenic Litter. Springer, Cham. 343–366. 2015.

GAMBARDELLA, C. et al. Ecotoxicological effects of polystyrene microbeads in a battery of marine organisms belonging to different trophic levels. Marine Environmental Research. 141:313–321. 2018.

GAMBOA, L.A.P. et al. Evaporitos estratificados no Atlântico Sul. In: W.U. Mohriak, P. Szatmari, S. Anjos (Orgs.). Sal: Geologia e Tectônica. Exemplos nas Bacias Brasileiras. São Paulo: Beca Edições. 91-163. 2008.

GARDON, T. et al. Microplastics induce dose-specific transcriptomic disruptions in energy metabolism and immunity of the pearl oyster *Pinctada margaritifera*. Environmental Pollution. 266:115180. 2020.

GARNIER, Y. et al. Evaluation of microplastic ingestion by tropical fish from Moorea Island, French Polynesia. Marine Pollution Bulletin. v.140:165–170. 2019.

- GARRIDO, S. et al. Effect of microplastics on the toxicity of chlorpyrifos to the microalgae *Isochrysis galbana*, clone t-ISO. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 173:103–109. 2019.
- GENG, X. et al. How do microplastics affect the marine microbial loop? Predation of microplastics by microzooplankton. *Science of the Total Environment*. 758:144030. 2021.
- GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Kershaw, P. J., ed. Rep. Stud. n°. 90, 96 p. 2015.
- GEWERT, B. et al. Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 2017.
- GEWERT, B. et al. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 17(9):1513–21. 2017.
- GEYER, R. et al. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made - supplementary information. *Sci. Adv.* 25–29. 2017.
- GONÇALVES, C. et al. An assessment of the ability to ingest and excrete microplastics by filter-feeders: A case study with the Mediterranean mussel, *Environmental Pollution*. 2018.
- GRÁCIO, M. C. C.; OLIVEIRA, E. F. T. Análise de cocitação de autores: um estudo teórico-metodológico dos indicadores de proximidade, aplicados ao GT7 da ANCIB. *Liinc em Revista*. v. 9, n°. 1:196-213. 2013.
- GRANGEIRO, R.R., et al. Redes de colaboração científica: uma análise das publicações do encontro nacional de pesquisadores em gestão social. *Cadernos Gestão Social*. v.4, n°.2:163-180. 2013.
- GUAN, Y. et al. Analysis of bacterial community characteristics, abundance of antibiotics and antibiotic resistance genes along a pollution gradient of Ba River in Xi'an, China. *Frontiers in microbiology*, 9: 3191. 2018.
- GUERRANTI, C. et al. Microplastics in cosmetics: Environmental issues and needs for global bans. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 68:75–7976. 2019.
- HAJBANE, S.; PATTIARATCHI, C.B. Plastic pollution patterns in offshore, nearshore and estuarine waters: a case study from Perth, Western Australia. *Front. Mar. Sci.* 4:63. 2017.
- HALDEN, R.U. Plastics and health risks. *Annu. Rev. Publ. Health*. 31:179–194. 2010.
- HALL, N.M. et al. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Mar Biol*. 162:725–732. 2015.
- HAMILTON, B.M. et al. Microplastics around an Arctic seabird colony: Particle community composition varies across environmental matrices. *Science of the Total Environment*. 773:145536. 2021.

HARAGUCHI, K. et al. Accumulation and mother-to-calf transfer of anthropogenic and natural organohalogenes in killer whales (*Orcinus orca*) stranded on the Pacific coast of Japan. *Science Total Environment*. v.407, n° 8:2853-2859. 2009.

HARIHARAN, G. et al. Accumulation and ecotoxicological risk of weathered polyethylene (wPE) microplastics on green mussel (*Perna viridis*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 208:111765. 2021.

HARLEY, K. Prenatal and early childhood bisphenol A concentrations and behavior in school-aged children. *Environ. Res.* v. 126:43-50. 2013.

HATEF, A. et al. Adverse effects of bisphenol A on reproductive physiology in male goldfish at environmentally relevant concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v. 76:56-62. 2012.

HAWARD, M. et al. Plastic pollution of the world's seas and oceans as a contemporary challenge in ocean governance. *Nat. commun.* 9:667. 2018.

HEITHAUS, M.R. et al. The ecological importance of intact top predator populations: a synthesis of 15 years of research in a seagrass ecosystem. *Marine and Freshwater Research*. v. 63:1039-1050. 2012.

HERRERA, A. et al. Microplastic ingestion by Atlantic chub mackerel (*Scomber colias*) in the Canary Islands coast. *Marine Pollution Bulletin*. 139:127–135. 2019.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.* 46:3060-3075. 2012.

HOELLEIN, T. et al. Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. *Freshwater Science, Chicago*. v. 36, n°. 3:491- 507, 2017.

HOLLIDAY, D.K. et al. Impacts of multiple stressors on growth and metabolic rate of *Malaclemys terrapin*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v. 28, n°. 2:338–345. 2009.

HOLLIDAY, D.K.; HOLLIDAY, C.M. The effects of the organopollutant PCB 126 on bone density in juvenile diamondback terrapins (*Malaclemys terrapin*). *Aquatic Toxicology*. v. 109:228–233. 2012.

HUANG, Y. et al. Distribution characteristics of microplastics in Zhubi Reef from South China Sea. *Environmental Pollution*. 255:113133. 2019.

ILIFF, S.M. et al. Evidence of microplastics from benthic jellyfish (*Cassiopea xamachana*) in Florida estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 159:111521. 2020.

ISINIBILIR, M. et al. Microplastic Consumption and Its Effect on Respiration Rate and Motility of *Calanus helgolandicus* From the Marmara Sea. *Front. Mar. Sci.* 7:603321. 2020.

ISOBE, A. et al. Abundance of non-conservative microplastics in the upper ocean from 1957 to 2066. *Nature communications*. 10:417. 2019.

ISOBE, A. et al. Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* .110:432–437. 2016.

IVAR DO SUL, J.A. et al. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water Air Soil Pollut.* 225. 2004.

IVAR DO SUL, J.A.; COSTA, M.F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*. 185:352-364. 2014.

JAMES, K. et al. Seasonal variability in the distribution of microplastics in the coastal ecosystems and in some commercially important fishes of the Gulf of Mannar and Palk Bay, Southeast coast of India. *Regional Studies in Marine Science*. 4. 2021.

JENNY, M.J. et al. Potential indicators of stress response identified by expressed sequence tag analysis of hemocytes and embryos from american oyster, *Crassostrea virginica*. *Mar. Biotechnol.* v. 4:81-93. 2002.

JOBLING, S. et al. Comparative responses of molluscs and fish to environmental estrogens and an estrogenic effluent. *Aquatic Toxicology*. v. 65, p. 205-220. 2003.

JONES, F. A ameaça dos microplásticos. *Pesquisa FAPESP*. 281. 2019.

JONSSON, C.M.; CASTRO, V.L. Bioindicadores e biomarcadores de agroquímicos no contexto da relação saúde-ambiente. 2005. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Jonsson_Castro_biomarcadoresIDU4Vhi5C93K.pdf.

KA, A. et al. Evidence suggesting that di-n-butyl phthalate has antiandrogenic effects in fish. *Environ Toxicol Chem.* v. 30, nº 6:1338-45. 2011.

KARBALAEI, S. et al. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Science of the Total Environment*. v.664:753–760. 2018.

KARKANORACHAKI, K. et al. Plastic pellets, meso and microplastics on the coastline of Northern Crete: Distribution and organic pollution. *Marine Pollution Bulletin*. 133. 2018.

KARTHIK, R. et al. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the Total Environment*. 645:1388–1399. 2018.

KEHRIG, H.A. et al. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Quim. Nova*. v. 34, nº. 3:377-384. 2011.

KIM, K.; PARK, H. Association between urinary concentrations of bisphenol A and type 2 diabetes in Korean adults: A population based cross-sectional study. *Int. J. Hyg. Environ. Health*. v.216:467–471. 2013.

KLEVENS, E.R. et al. Burden of Healthcare-Associated Infections in the United States, 2002. *Pub Rep.* v. 122:160-166. 2007.

KLINFELTER, K. et al. Genetic differences in the aryl hydrocarbon receptor and CYP1A2 affect sensitivity to developmental polychlorinated biphenyl exposure in mice: relevance to studies of human neurological disorders. *Mammalian Genome.* v 29:112–127. 2018.

KOLATOROVA, L. et al. Determination of selected bisphenols, parabens and estrogens in human plasma using LC-MS/MS. 2017.

KOONGOLLA, J.B. et al. Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf, South China Sea. *Environmental Pollution.* 258:113734. 2020.

KROON, F. et al. A workflow for improving estimates of microplastic contamination in marine waters: A case study from North-Western Australia. *Environmental Pollution.* 238:26-38. 2018.

LACERDA, A.L.D.F., et al. Plastics in sea surface waters around the Antarctic peninsula. *Scientific Reports.* 9:3977. 2019.

LAGO, V.M., et al. Análise quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos coletados por cinco anos no Dia Mundial de Limpeza de Praias realizado na região costeira de Barra de Caravelas, BA. *Revista Mosaicum.* 27. 1980-4180. 2018.

LARINI, L. *Toxicologia dos Praguicidas.* São Paulo: Manole. 230p. 1999.

LEE, D.H. et al. Consistent exposure to microplastics induces age-specific physiological and biochemical changes in a marine mysid. *Marine Pollution Bulletin.* 162:111850. 2021.

LEFEBVRE, C. et al. Microplastics FTIR characterisation and distribution in the water column and digestive tracts of small pelagic fish in the Gulf of Lions. *Marine Pollution Bulletin.* 142:510–519. 2019.

LI, C. et al. Pelagic microplastics in surface water of the Eastern Indian Ocean during monsoon transition period: Abundance, distribution, and characteristics. *Science of the Total Environment.* 755:142629. 2021.

LINDEQUE, P.K. et al. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution.* 265:114721. 2020.

LO, H.K.A., CHAN, K.Y.K. Negative effects of microplastic exposure on growth and development of *Crepidula onyx*. *Environmental Pollution.* 233:588-595. 2018.

LUNDQVIST, C. et al. The effects of PCBs and dioxins on child health. *Acta Paediatrica.* v. 95, p. 453: 55-64. 2006.

- LUSHER, A. Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects. *Marine Anthropogenic Litter*. Springer. 245-307. 2015
- LUSHER, A.L. et al. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*. 199:185-191. 2015.
- MACEDO, J. A. B. *Química Ambiental – Uma ciência ao alcance de todos*. Belo Horizonte: CRQ-MG. 752. 2011.
- MACEDO, J. M. Evolução tectônica da Bacia de Santos e áreas continentais adjacentes. *Boletim de Geociências da Petrobras, Rio de Janeiro*. v. 3, n°. 3:159-173. 1989.
- MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecol. Bras.* v.12, n° 3:355-381. 2008.
- MAGGIOLI, J. et al. Toxicogenomic analysis methods for predictive toxicology. *Journal of Pharmacological and Toxicological Methods*. v. 53:31-37. 2006.
- MALISCH, R.; KOTZ, A. Dioxins and PCBs in feed and food — Review from European perspective. *Science of the Total Environment*. v. 491-492, p.2-10. 2014.
- MARTINELLI, J.C. et al. Low incidence of microplastic contaminants in Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) from the Salish Sea, USA. *Science of the Total Environment*. 715:136826. 2020.
- MAZURAS, D. et al. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Marine Environmental Research*. 112:78-85. 2015.
- McGORAN, A.R. et al. Synthetic and semi-synthetic microplastic ingestion by mesopelagic fishes from Tristan da Cunha and St Helena, South Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 8:633478. 2021.
- MEADOWS, D. *Leverage points: places to intervene in a system*. Hartland, VT: Sustainability Institute, 1999.
- MESSINETTI, S. et al. Ingested microscopic plastics translocate from the gut cavity of juveniles of the ascidian *Ciona intestinalis*. *The European Zoological Journal*. v. 86; n°. 1:189–195. 2019.
- MICHAEL, I. et al. Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: A review. *Water Research*. v. 47:957-995. 2013.
- MOOR, K. et al. Study of virus by Raman spectroscopy. *Imaging, Manipulation, and Analysis of Biomolecules, Cells, and Tissues*. v. 8587, p. 85871. 2013.
- MOORE, R.E. et al. Antimicrobial resistance (AMR) and marine plastics: Can food packaging litter act as a dispersal mechanism for AMR in oceanic environments? *Marine Pollution Bulletin*, 150: 110702. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110702>.

- MOREIRA, J. L. P. Bacia de Santos. Boletim de Geociências da Petrobras. v. 15, n°. 2:531-549. 2007.
- MOS, L. et al. Contaminant-associated disruption of vitamin A and its receptor (retinoic acid receptor) in free-ranging harbour seals (*Phoca vitulina*). Aquatic Toxicology. v. 81:319-328. 2007.
- MU, J. et al. Microplastics abundance and characteristics in surface waters from the Northwest Pacific, the Bering Sea, and the Chukchi Sea. Marine Pollution Bulletin. 143:58-65. 2019.
- NELMS, S.E. et al. Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. Environmental Pollution. 238:999-1007. 2018.
- NELMS, S.E. et al. Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory. Scientific Reports. 9:1075. 2019.
- NOBRE, C.R. et al. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). Marine Pollution Bulletin. 92: 99-104. 2015.
- NOTCH, E.G. et al. 17 α -Ethinylestradiol decreases expression of multiple hepatic nucleotide excision repair genes in zebrafish (*Danio rerio*). Aquatic Toxicology. v. 84:301-309. 2007.
- NOVILLO, O. et al. Evaluating the presence of microplastics in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) stranded in the Western Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin: 160:111557. 2020.
- Ó BRIAIN, O. et al. The role of wet wipes and sanitary towels as a source of white microplastic fibres in the marine environment. Water Research. 182:116021. 2020.
- O'DONOVAN, S. et al. Ecotoxicological effects of chemical contaminants adsorbed to microplastics in the clam *Scrobicularia plana*. Front. Mar. Sci. 5. 2018.
- OLIVATTO, G. P. et al. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. Rev. Virtual Quim. v.10, n° 6. 2018.
- OLIVATTO, G.P. et al. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Pollution Bulletin. v. 139:157-16. 2019.
- OLIVEIRA RIBEIRO, C.A. et al. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. Aquat. Toxicol. v. 74:53-69. 2005.
- OLSVIK, P.A. et al. Transcriptional effects of nonylphenol, bisphenol A and PBDE-47 in liver of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). Chemosphere. v. 75, n° 3:360-367. 2009.

O'NEILL J. Tackling Drug-Resistant Infections Globally: Final Report and Recommendations Review on Antimicrobial Resistance. 2016. Disponível em: <https://amr-review.org/Publications.html>

PANNETIER, P. et al. Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae. *Environment International*. 134:105047. 2020.

PARTON. K.J. et al. Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the north-east Atlantic. *Scientific Reports*. 10:12204. 2020.

PAUL-PONT, I. et al. Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environmental Pollution*. 216:724–737. 2016.

PAUL-PONT, I. Constraints and priorities for conducting experimental exposures of marine organisms to microplastics. *Front. Mar. Sci*. 2018.

PENTEADO, J. C. P.; VAZ, J. M. O legado das bifenilas policloradas (PCBs) *Quim. Nova*. v. 24, n° 24:390-398. 2001.

PHAM, C. K. et al. Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 121:222–229. 2017.

PHILLIPS, D.J.H.; RAINBOW, P.S. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. London: Elsevier Science Publishers. v. 37, 371:1993.

PIÑA, B. et al. Analysis of gene expression as a new tool in ecotoxicology and environmental monitoring. *Trends in Analytical Chemistry*. v. 26, n° 11. 2007.

PINTÉR, H.; MARTINUZZI, H. Bellagio STAMP: Principles for sustainability assessment and measurement. *Ecological Indicators*. v. 17:20–28, 2012.

PITTURA, L. et al. Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Front. Mar. Sci*. 5:103. 2018.

PIVNENKO, K. et al. Bisphenol A and its structural analogues in household waste paper. *Waste Management*. 2015.

PLASTICS EUROPE. Plastics- the Facts 2019: an Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data, PlasticsEurope, Brussels, Belgium, 2019.

POLI, M. et al. Manual de anticoncepção da Febrasgo. *Femina*. v. 9, 37p. 2009.

PRATA, J.C. et al. Influence of microplastics on the toxicity of the pharmaceuticals procainamide and doxycycline on the marine microalgae *Tetraselmis chuii*. *Aquatic Toxicology*. 197:143–152. 2018.

PRINCE, M.M. et al. Mortality and exposure response among 14.458 electrical capacitor manufacturing workers exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). *Environmental Health Perspectives*. v.114, nº10:1508-1514. 2006.

QUAN, W. et al. Publish or impoverish: An investigation of the monetary reward system of science in China (1999-2016). *Aslib Journal of Information Management*. 69(5):1-18. 2017.

RAMÍREZ-ÁLVAREZ, N. et al. Microplastics: Sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of the Total Environment*. 703:134838. 2020.

RECIO-VEGA, R. et al. Serum levels of polychlorinated biphenyls in Mexican women and breast cancer risk. *Journal of Applied Toxicology*. v.31, nº 3:270-278. 2011.

REGITANO, J.B.; LEAL, R.M.P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira. *R. Bras. Ci. Solo*. v. 34:601-616. 2010.

REICHERT, T.A., et al. Redes de Colaboração Científica: Um Estudo de Coautoria Através da Análise de Redes Sociais. Conference: XVI Mostra de Iniciação Científica, Pós-graduação, Pesquisa e Extensão At: Caxias do Sul. 2016. <https://doi.org/10.18226/35353535.v5.2016.77>.

REYS, L. L. Tóxicos ambientais desreguladores do sistema endócrino. *Revista da Faculdade de Medicina de Lisboa*. v. 6:213-225. 2001.

RIBEIRO, H.C.M. Bibliometria: quinze anos de análise da produção acadêmica em periódicos brasileiros. *Biblios*. nº 69. 2017. DOI 10.5195/biblios.2017.393.

RIMA – Relatório de impacto ambiental. Atividade de Produção e escoamento de Petróleo e Gás natural do Polo pré-sal da Bacia de Santos etapa 2 do pré-sal na Bacia de Santos. 2015.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A.C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of micropastics in the environment. *Trends in Analytical Chemistry*. v.65:47-53. 2015.

RODRIGO DE OLIVEIRA FERNANDEZ, R.O., DOS SANTOS, A.J. Bacia de Santos Sumário Geológico e Setores em Oferta. Agência Nacional do Petróleo, Gás natural e combustíveis – ANP – Brasil 14º rodada licitações de petróleo e gás. 2017.

RODRIGUES, S.M. et al. Microplastics contamination along the coastal waters of NW Portugal. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2; 00056. 2020.

RODRÍGUEZ-SEIJO, A., PEREIRA, R. Morphological and physical characterization of microplastics. *Comprehensive Analytical Chemistry Series*. Edition: T.A.P. Elsevier B., p.49-66. 2017.

ROSE, D.; WEBBER, M. Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Science of the Total Environment*. 664:753–760. 2019.

SALIU, F. et al. Microplastics as a threat to coral reef environments: Detection of phthalate esters in neuston and scleractinian corals from the Faafu Atoll, Maldives. *Marine Pollution Bulletin*. v. 142:234–241. 2019.

SALVAGGIO, A. et al. Biomarkers of exposure to chemical contamination in the commercial fish species *Lepidopus caudatus* (Euphrasen, 1788): a particular focus on plastic additives. *Front. Physiol.* 10:905. 2019.

SANCHEZ-VIDAL, A. et al. The imprint of microfibres in southern European deep seas. *PLoS ONE* 13 (11): e0207033. 2018.

SANTOS, A.R. Aplicação da espectroscopia Raman na caracterização de minerais pertencentes a uma geocoleção. *Química Nova*. v. 42, N°. 5:489-496, 2019.

SANTOS, L.H.M.L.M. et al. Microplastics as vectors of pharmaceuticals in aquatic organisms – An overview of their environmental implications. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 3:100079. 2021.

SAVASTANO, S. et al. Bisphenol-A plasma levels are related to inflammatory markers, visceral obesity and insulin-resistance: a cross-sectional study on adult male population. *Journal Translational Medicine*. v.13, 169p. 2015.

SEBILLE, E. V. et al. A global inventory of small floating plastic debris. *Environ. Res. Lett.* 10:124006. 2015.

SHEN, Y. Higher Urinary Bisphenol A Concentration Is Associated with Unexplained Recurrent Miscarriage Risk: Evidence from a Case Control Study in Eastern China. *PLoS One*, v. 10, n° 5. 2015.

SHIM, W.J. et al. Identification methods in microplastic analysis: a review. *Anal. Methods* 9, 1384-1391. 2017.

SILVA, A. L. P. et al. Risks of Covid-19 face masks to wildlife: Present and future research needs. *Science of the Total Environment*, 148505. 2021.

SILVA, C. et al. Organochlorine compounds in sharks from the Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*. v.58, n° 2:294-298. 2009.

SILVA, M.C.; CONFORTI, V.A. Disruptores endócrinos. *Enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer – Goiânia*. v.9, n° 17:1098. 2013.

SILVA, P.H.S.; DE SOUSA, F.D.B. Microplastic pollution of Patos Lagoon, south of Brazil. *Environmental Challenges*. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100076>.

SO, W.K. et al. Abundance of plastic microbeads in Hong Kong coastal water. *Marine Pollution Bulletin*. 133:500–505. 2018.

STUART-SMITH, S.J.; JEPSON, P.D. Persistent threats need persistent counteraction: Responding to PCB pollution in marine mammals. *Marine Policy*. v.84:69–75. 2017.

SUI, Q. et al. Spatiotemporal distribution, source identification and inventory of microplastics in surface sediments from Sanggou Bay, China. *Science of the Total Environment*. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138064>.

SUN, X. et al. Retention and characteristics of microplastics in natural zooplankton taxa from the East China Sea. *Science of the Total Environment*. 640–641; 232–242. 2018.

SUN, X. et al. Toxicities of polystyrene nano- and microplastics toward marine bacterium *Halomonas alkaliphile*. *Science of the Total Environment*. 642; 1378–1385. 2018.

TANG, J. et al. Acute microplastic exposure raises stress response and suppresses detoxification and immune capacities in the scleractinian coral *Pocillopora damicornis*. *Environ. Pollut.* 243:66-74. 2018.

TANG, Y. et al. Immunotoxicity of microplastics and two persistent organic pollutants alone or in combination to a bivalve species. *Environmental Pollution*. 258:113845. 2020.

TANHUA, T. et al. A near-synoptic survey of ocean microplastic concentration along an around-the-world sailing race. *PLoS ONE* 15(12): e0243203. 2020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243203>.

TELES, D.B. Brasil gigante pelo próprio lixo que produz. Atlas do Plástico: Fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. -- 1. ed. -- Rio de Janeiro: Fundação Heirich Böll, 2020.

TENG, J. et al. Toxic effects of exposure to microplastics with environmentally relevant shapes and concentrations: Accumulation, energy metabolism and tissue damage in oyster *Crassostrea gigas*. *Environmental Pollution*. 269:116169. 2021.

TENG, J. et al. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Science of the Total Environment*. v. 653:282–1292. 2019.

THIAGARAJAN, V. et al. Influence of differently functionalized polystyrene microplastics on the toxic effects of P25 TiO₂ NPs towards marine algae *Chlorella* sp. *Aquatic Toxicology*. 207:208–216. 2019.

THIEL, M., et al. COVID lessons from the global south – Face masks invading tourist beaches and recommendations for the outdoor seasons. *Science of the Total Environment*. 786:147486. 2021.

THOMAS, M. et al. The world is your oyster: low-dose, long-term microplastic exposure of juvenile oysters. *Heliyon* 6; e03103. 2020.

TSANG, Y.Y. et al. Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*. 115:20–28. 2017.

TUNÇER, S. et al. First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara, Turkey. *Marine Pollution Bulletin* 135; 283–289. 2018.

- UURASJÄRVI, E. et al., Microplastics accumulate to thin layers in the stratified Baltic Sea. *Environmental Pollution*. 268:115700. 2021.
- VALENTIN, J.L. et al. O sistema planctônico da Baía de Guanabara: Síntese do conhecimento. *Oecologia Brasiliensis*. 3; 35. 1999. <https://doi.org/10.4257/oeco.1999.0701.02>
- VAN COLEN, C. et al. Does microplastic ingestion by zooplankton affect predator-prey interactions? An experimental study on larviphagy. *Environmental Pollution*. 256:113479. 2020.
- VAN SEBILLE, E. et al. The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*. 15 (2), 023003. 2020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>.
- VEGTER, A.C. et al. Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endang Species Res*. 25:225–247, 2014.
- VERMA, R. et al. Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review *Procedia Environmental Sciences*. 35:701–708. 2016.
- VIANELLO, A. et al. First evaluation of floating microplastics in the Northwestern Adriatic Sea. *Environmental Science and Pollution Research*. 25:28546–28561. 2018.
- VINCE, J.; HARDESTY, B.D. Governance solutions to the tragedy of the commons that marine plastics have become. *Frontiers in marine science*. v5:2014. 2018.
- VOM SAAL, F.S., HUGHES, C. An extensive new literature concerning low-dose effects of Bisphenol A shows the need for a new risk assessment. *Environmental Health Perspectives*. v. 113, n° 8:926-933. 2005.
- VROOM, R.J.E. et al. Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environmental Pollution*. v. 231:987-996. 2017.
- WADDELL, E.N. et al. Microplastic contamination in Corpus Christi Bay blue crabs, *Callinectes sapidus*. *Limnology and Oceanography Letters*. 5:92–102. 2020.
- WALKER, C.M. et al. *Principles of Ecotoxicology*, Bristol. PA: Taylor and Francis, 1996.
- WANG, A. et al. Subtype dependent biomarker identification and tumor classification from gene expression profiles. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.knosys.2018.01.025>.
- WANG, S. et al. Microplastic abundance, distribution and composition in the midwest Pacific Ocean. *Environmental Pollution*. 264:114125. 2020.
- WANG, S., XUE, N., LI, W., ZHANG, D., Pan, X., & LUO, Y. Selectively enrichment of antibiotics and ARGs by microplastics in river, estuary and marine waters. *Science of the Total Environment*, 708, 134594. 2020.

WANG, S. et al. The interactions between microplastic polyvinyl chloride and marine diatoms: Physiological, morphological, and growth effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 203:111000. 2020.

WANG, T. et al. Microplastic accumulation via trophic transfer: Can a predatory crab counter the adverse effects of microplastics by body defence? *Science of the Total Environment*. 754:142099. 2021.

WANG, T. et al. Microplastic pollution and quantitative source apportionment in the Jiangsu coastal area, China. *Marine Pollution Bulletin*, 166:11223. 2021.

WANG, X. et al. Polystyrene microplastics impaired the feeding and swimming behavior of mysid shrimp *Neomysis japonica*. *Marine Pollution Bulletin*. 150:110660. 2020.

WANG, Y. et al. Effects of ingested polystyrene microplastics on brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*. *Environmental Pollution*. 10-24; 2018.

WANG, Y. et al. The uptake and elimination of polystyrene microplastics by the brine shrimp, *Artemia parthenogenetica*, and its impact on its feeding behavior and intestinal histology. *Chemosphere*. 234:123-131. 2019.

WANG, Y. et al. Occurrence and distribution of microplastics in surface sediments from the Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 152:2020.

WATTS, A.J.R. Ingestion of plastic microfibers by the crab *Carcinus maenas* and its effect on food consumption and energy balance. *Environ. Sci. Technol.* 49:14597–14604. 2015.

WECF, Women in Europe for a Common Future. Dangerous health effects of home burning of plastic and wastes, Fact Sheet. 2004. http://www.wecf.eu/cms/download/2004-2005/homeburning_plastics.pdf.

WHALEY, D.A. et al. Incorporation of endocrine disruption into chemical hazard scoring for pollution prevention and current list of endocrine disrupting chemicals. *Drug Chem Toxicol.* v.24:359–420. 2001.

WHO, World Health Organization. Containing antimicrobial resistance. Geneva, Switzerland: WHO; (WHO Policy Perspectives on Medicines; 10). 2005.

WHO, World Health Organization. Guidelines for drinking quality water WHO. Geneva p.160-220. 1999.

WÓJCIK-FUDALEWSKA, D. et al. Occurrence of plastic debris in the stomach of the invasive crab *Eriocheir sinensis*. *Marine Pollution Bulletin*. 113:306–311. 2016.

WOODS, M.N. et al. Accumulation and effects of microplastic fibers in American lobster larvae (*Homarus americanus*). *Marine Pollution Bulletin*. 157:111280. 2020.

WWF, World Wildlife Fund. In the disposal of masks and gloves, responsibility is required. 2020. Acessado em: 27/05/2021). Endereço: www.wwf.it/scuole/?53500%2FNello-smaltimento-di-mascherinee-guanti-serve-responsabilita.

WRIGHT, S.L. et al. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*. 178:483-492. 2013.

WU, F. et al. Accumulation of microplastics in typical commercial aquatic species: A case study at a productive aquaculture site in China. *Science of the Total Environment*. 708:135432. 2020.

XANTHOS, D., WALKER, T.R. International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): a review. *Marine Pollution Bulletin*. 118:17-26. 2017.

XIA, B. et al. Microplastic pollution in surface seawater of Sanggou Bay, China: Occurrence, source and inventory. *Marine Pollution Bulletin*. 162:111899. 202.

XIONG, Q. et al. Elevated Serum Bisphenol A Level in Patients with Dilated Cardiomyopathy. *Int J Environ Res Public Health*. v. 12, n° 5:5329-5337. 2015.

YAN, M. et al. A preliminary study of the association between colonization of microorganism on microplastics and intestinal microbiota in shrimp under natural conditions. *Journal of Hazardous Materials*. 408:124882. 2021.

YANG, Y., et al. Plastics in the marine environment are reservoirs for antibiotic and metal resistance genes. *Environment International*, 123, 79-86. 2019.

YU, P. et al. Accumulation of polystyrene microplastics in juvenile *Eriocheir sinensis* and oxidative stress effects in the liver. *Aquatic Toxicology*. 200:28-36. 2018.

YU, S.P., CHAN, B.K.K. Intergenerational microplastics impact the intertidal barnacle *Amphibalanus amphitrite* during the planktonic larval and benthic adult stages. *Environmental Pollution*. 267:115560. 2020.

ZANG, Z. et al. Coastal ocean dynamics reduce the export of microplastics to the open ocean. *Science of the Total Environment*. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136634>.

ZHANG, C. et al. Microplastic pollution in surface water from east coastal areas of Guangdong, South China and preliminary study on microplastics biomonitoring using two marine fish. *Chemosphere* 256; 127202. 2020.

ZHANG, D. et al. Microplastic pollution in water, sediment, and fish from artificial reefs around the Ma'an Archipelago, Shengsi, China. *Science of the Total Environment*. 703:134768. 2020.

ZHANG, W et al. Microplastic pollution in the surface waters of the Bohai Sea, China. *Environmental Pollution* 231; 541-548. 2017.

ZHANG, X. D. et al. Microplastics in the endangered Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution*. 270: 116057. 2021.

ZHAO, S. et al. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean. *Water Research*. 161:560-569. 2019.

ZHAO, S. et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: First observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin*. 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032>.

ZHAO, T. et al. The interactions between micro polyvinyl chloride (mPVC) and marine dinoflagellate *Karenia mikimotoi*: The inhibition of growth, chlorophyll and photosynthetic efficiency. *Environmental Pollution*. 247:883-889. 2019.

ZHU, L. et al. Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: Observations on occurrence, distribution and identification. *Science of the Total Environment*. 636:20–29. 2018.

ZHU, Z. et al. Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. *Science of the Total Environment*. v. 659:649–654. 2019.

ZOBKOV, M.B; ESIUKOVA, E.E. Microplastics in a marine environment: review of methods for sampling, processing, and analyzing microplastics in water, bottom sediments, and coastal deposits. *Oceanology*. v. 58, n^o.1:137–143. 2018.

4 ANÁLISE SOBRE A OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS DE SUPERFÍCIE EM REGIÕES DA BACIA DE SANTOS, BRASIL

4.1 Introdução

Os microplásticos (Mps) estão presentes em todos os oceanos do mundo, incluindo nas camadas mais profundas (JAMIESON et al., 2019). Estudos apontam que existem de 15 a 51 trilhões de partículas plásticas flutuando nos oceanos, com uma forte tendência a aumentar (ERIKSEN et al., 2014; JAMBECK et al., 2015; LINDEQUE et al., 2020; PINTO et al., 2022). O Oceano Pacífico é considerado o mais poluído, seguido pelo Atlântico e Índico, com aproximadamente 1,8 trilhão; 12 milhões e 2 milhões de pedaços de plástico flutuando em suas superfícies, respectivamente (ERIKSEN et al., 2014; ANDRADY et al., 2011; LEBRETON et al., 2018). Estima-se que três quartos das 9,2 bilhões de toneladas de plástico produzidas entre 1950 e 2017 acabaram no mar ou foram levadas para aterros sanitários (*United Nations Climate Change*, 2022).

Apesar de haver uma concentração de microplásticos em águas costeiras que pode ser de quatro a cinco vezes maior do que no oceano aberto, regiões como o Mar Báltico, que são influenciadas por massas de água costeiras poluídas por microplásticos gerados por atividades humanas, apresentam concentrações semelhantes às águas próximas à costa (CÓZAR et al. al., 2014; AIGARS et al., 2021). Para mais, a chegada de microplásticos nos ambientes marinhos não se limita apenas a zonas densamente habitadas, áreas remotas como o Ártico também não são exceção (ERIKSEN et al., 2014). Na verdade, o Ártico é particularmente vulnerável à presença de microplásticos, uma vez que os padrões oceanográficos elevam o acúmulo dessas micropartículas nessa região (LIBOIRON et al., 2021; BERGMANN et al., 2022).

Em outras palavras, as propriedades físicas únicas e os processos dinâmicos e biológicos pelos quais passam os Mps, como complexos movimentos na água, incluindo subsidência, deposição e suspensão, disseminam os microplásticos nas águas superficiais em oceanos abertos e em áreas remotas e costeiras em todo o mundo, de forma não uniforme (SUN Y. et al., 2022), de modo que as correntes marinhas têm um papel crucial no transporte de microplásticos em águas de mar aberto, permitindo que as partículas de plástico sejam deslocadas de uma área para outra e se distribuam pelo mundo (ERSHOVA et al., 2021; LIU

M. et al., 2021; GÉRIGNY et al., 2022). Nesse sentido, algumas correntes de superfície convergentes são capazes de aprisionar partículas plásticas flutuantes por décadas (MARKIC et al., 2022). Além disso, os ventos desempenham um papel importante no transporte de microplásticos nesses ambientes, dispersando as partículas plásticas tanto na superfície da água quanto no ar, permitindo que elas percorram longas distâncias, conforme evidenciado por estudos recentes (XU A. et al., 2022; GÉRIGNY et al., 2022).

Simultaneamente, os movimentos das ondas e das ressacas conjuntamente desempenham um papel importante na translocação dessas micropartículas em águas de superfície em direção à costa, onde elas podem ser carregadas de volta para o mar ou depositadas em camadas mais profundas dos oceanos (TURRA et al., 2014; AIGARS et al., 2021). Neste cenário, a bioincrustação desempenha um papel significativo, pois aumenta a massa e densidade das partículas de microplástico, resultando em sua tendência ao afundamento (KAIZER, et al., 2017). Novamente, a precipitação pode aumentar a carga de águas residuais contaminadas por plásticos, o que, por sua vez, pode ampliar a quantidade de microplásticos nos ecossistemas marinhos (KOBAYASHI et al., 2021; VIBHATABANDHU e SRITHONGOUTHAI, 2022). Por fim, a ingestão de Mps por organismos aquáticos, de zooplâncton a tubarões, pode conduzir essas micropartículas para outros locais após a morte desses animais (ROCHMAN et al., 2015).

Diante dessa alarmante perspectiva, a crescente presença de Mps nas águas superficiais dos oceanos tornou-se preocupação crescente para a saúde dos ecossistemas e vida marinha. Os Mps, ao serem confundidos com alimentos pelos animais, podem se acumular em seus tecidos, causando potenciais efeitos tóxicos a longo prazo (NARLOCH et al., 2022; SIMANTIRIS et al., 2022). Os resíduos de plástico são reconhecidos como altamente prejudiciais para a vida marinha, especialmente aves, peixes e moluscos (TOMLINSON et al., 2014; BERLINO et al., 2021; GÉRIGNY et al., 2022). Esses detritos podem causar obstruções gastrointestinais e respiratórias, bem como serem prejudiciais à saúde humana e animal por absorverem substâncias tóxicas, como poluentes orgânicos, pesticidas e metais pesados (BIKKER et al., 2020).

A aderência e o transporte de poluentes orgânicos na água são facilitados pela natureza hidrofóbica dos plásticos, que juntamente com a lixiviação de plastificantes tóxicos e a introdução de toxinas, podem cooperar com a formação de biofilmes e favorecer a colonização de comunidades complexas, como o "plastifério". Tais características contribuem para a difusão de substâncias tóxicas na cadeia alimentar marinha, como as bifenilas policloradas (PCBs), que podem ser liberados na água e transferidas para organismos

marinhos que ingerem microplásticos, podendo chegar ao consumo humano (DeVRIESE et al., 2017; YAN M. et al., 2021; WANG J. et al., 2022).

Estudos anteriores, como Rummel et al. (2017), já apontaram para a relevância desses biofilmes na seleção de organismos colonizadores e na transferência trófica de partículas microplásticas. Lacerda et al. (2019) também identificaram a presença de comunidades complexas associadas aos biofilmes de plástico. Diante dessa condição, a formação de biofilme e colonização de microrganismos podem levar à bioincrustação, que aumenta a densidade das partículas, tornando-as mais facilmente encontradas em camadas mais profundas da coluna d'água ou no sedimento. O oposto desse fenômeno é conhecido como desincrustação, onde o biofilme é removido pela ação de microrganismos, permitindo que as partículas retornem à interface água-ar (WAGNER e LAMBERT, 2018).

Nessa conjuntura, a presença de Mps nas águas superficiais do mar no Brasil também é um problema crescente e preocupante. Diversos estudos já demonstraram a contaminação por microplásticos ao longo do litoral brasileiro em diferentes áreas como no Atlântico Equatorial Ocidental do Estado do Ceará a costa do Maranhão (GARCIA et al., 2020); Fernando de Noronha (IVAR DO SUL et al., 2014; CARVALHO et al., 2021); Baía de Todos os Santos (PAES et al., 2022); Abrolhos e Trindade (IVAR DO SUL et al., 2014); Espírito Santo (MACIEIRA et al., 2021; COSTA et al., 2023); Baía de Guanabara (CASTRO et al., 2016; BAPTISTA NETO et al., 2019; SILVA et al., 2019; CASTRO et al., 2020); Bacia de Santos (FONTES et al., 2021); Santa Catarina (MONTEIRO et al., 2022); e Paraná (MENGATTO e NAGAI, 2022).

Nessa direção, a pesquisa de Garcia et al. (2020) fornece uma análise significativa sobre a presença de Mps nas águas subsuperficiais próximas à costa brasileira no Oceano Atlântico equatorial ocidental. Os resultados do referido estudo, indicam que as amostras coletadas continham uma grande quantidade de microplásticos, com uma média de 52 partículas por metro cúbico. A maioria dos microplásticos encontrados consistia em fibras, seguidos por fragmentos e grânulos. Os mesmos pesquisadores também observaram que a distribuição dos Mps variava de acordo com a profundidade da água, sugerindo que a entrada de microplásticos na região pode estar relacionada à mistura vertical de águas. Esses achados são particularmente preocupantes, pois evidenciam que a contaminação por microplásticos é uma ameaça real e iminente para os ecossistemas marinhos próximos à costa brasileira, podendo afetar a saúde e a sobrevivência de espécies marinhas e, conseqüentemente, ter impactos significativos em toda a cadeia alimentar (GARCIA et al., 2020).

Sobre o exposto, um estudo realizado por Baptista Neto et al. (2019) revelou a presença de microplásticos na plataforma continental interna do Rio de Janeiro e a influência das áreas de descarte de dragagem e de um emissário submarino na contaminação. Os pesquisadores coletaram amostras de sedimentos em cinco áreas distintas da plataforma continental interna e descobriram que as concentrações de Mps eram mais elevadas em locais próximos às áreas de descarte de sedimentos dragados e de um emissário submarino. Isso sugere que essas atividades podem ter um impacto significativo na contaminação por microplásticos na região.

Um exemplo ilustrativo no contexto brasileiro é a Bacia de Santos, uma região de extrema importância localizada no sudeste do país, abrangendo os litorais dos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina, conforme representado na Figura 26. Com uma área aproximada de 350.000 km² e uma profundidade batimétrica que atinge 3.000 metros, essa região apresenta uma peculiaridade notável: suas espessuras sedimentares ultrapassam 10 km em seus principais depocentros. Esses depocentros, definidos como os pontos de máxima subsidência e/ou sedimentação em uma bacia sedimentar, desempenham um papel crucial no contexto geológico e ambiental da Bacia de Santos, conforme conceituado por CHANG et al. (2008).

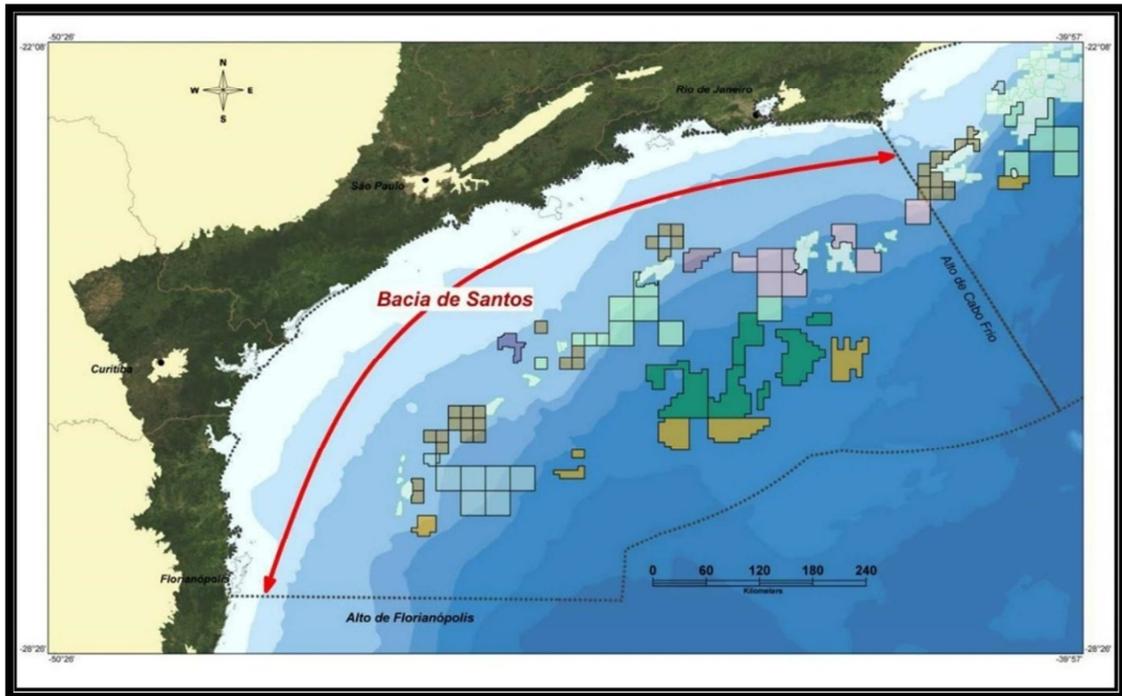
Um aspecto notável dessa região é a presença de múltiplas camadas de rochas sedimentares, algumas datando de mais de 100 milhões de anos. Estas camadas são constituídas por depósitos de natureza diversificada, incluindo arenitos, argilitos e calcários, e são conhecidas por sua riqueza em minerais e hidrocarbonetos, como petróleo, conforme documentado por SCHNEIDER et al. (2013). A complexidade geológica e a interação entre os processos naturais e as atividades humanas nessa região a tornam um cenário propício para estudos abrangentes que visam compreender melhor a dinâmica do meio ambiente marinho, incluindo a presença de microplásticos e seus potenciais impactos.

Geologicamente, a Bacia de Santos está limitada a norte com a Bacia de Campos pelo alto de Cabo Frio e a sul com a Bacia de Pelotas pelo alto de Florianópolis. O limite oeste da bacia é representado pelos cinturões das serras costeiras (Maciço da Carioca, Serras do Mar e da Mantiqueira) e a leste a bacia se estende até o sopé do Platô de São Paulo (MACEDO, 1989; MOREIRA et al., 2007; GAMBOA et al., 2009).

É uma área com grande importância para a indústria do petróleo, sendo a sua exploração iniciada na década de 1970, porém, foi a partir da criação da Lei do Petróleo, em 1997, que a Bacia de Santos recebeu novos investimentos exploratórios da Petrobrás e de outras companhias estrangeiras que culminaram com a descoberta de novas jazidas, e

juntamente com levantamentos sísmicos em parceria com a iniciativa privada descobriu-se o potencial exploratório do pré-sal existente na região. A Bacia de Santos, em conjunto com a Bacia de Campos, desponta como uma das principais bacias produtoras de Petróleo do Brasil (FERNANDEZ e DOS SANTOS, 2017).

Figura 26 - Mapa da localização e limite geográfico da Bacia de Santos.



Legenda: Mapa de localização dos limites da bacia de Santos. Os polígonos coloridos representam blocos e campos de exploração de petróleo e gás em concessão, a linha em marrom pontilhada define os limites geológicos da bacia.

Fonte: ANP/BDEP, 2010, retirado de VIANA, 2018.

A presença de plataformas de petróleo e de outras embarcações na Bacia de Santos tem um impacto significativo na economia do país e na vida marinha local (Figura 27). No entanto, também há preocupações ambientais relacionadas à exploração de petróleo e gás na região, sendo que a atividade de exploração de petróleo e gás na bacia de Santos pode afetar negativamente a biodiversidade marinha e a qualidade da água, além de aumentar o risco de derrames de óleo (NUNES et al., 2011).

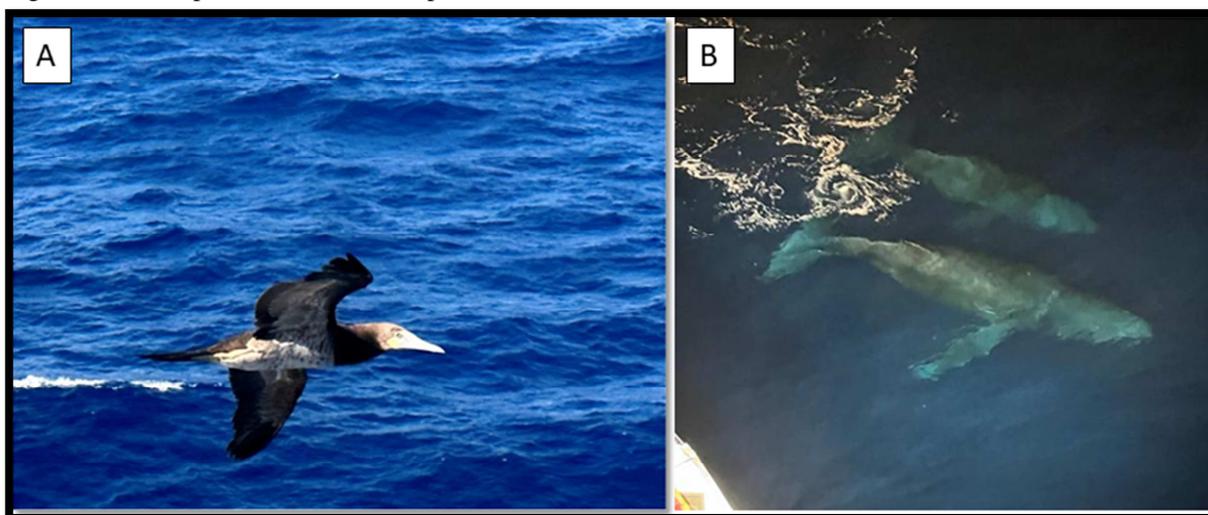
Figura 27 - Plataformas e embarcações marítimas na Bacia de Santos.



Fonte: O autor, 2023.

Segundo o relatório de impacto ambiental – RIMA, elaborado em 2015 para a atividade de Produção e Escoamento de Petróleo e Gás Natural do Polo Pré-Sal da Bacia de Santos - Etapa 2, a Bacia de Santos, possui uma grande diversidade biológica. Peixes como atuns, bonitos, agulhões, tubarões (azul e o anequim), a anchova, a sardinha-verdadeira e corvina são espécies que podem ser encontradas na área. Outros animais como lulas, polvos e os camarões, principalmente o camarão branco, o camarão-rosa, camarão-barba-ruça e o camarão sete-barbas, são também comuns na localidade. Cetáceos, entre eles golfinhos, baleias Franca do Sul e Jubarte se somam a essa diversidade. No caso das aves, as espécies mais comuns com ocorrência são: albatroz-de-sobrancelha, albatroz-de-nariz-amarelo, pomba-do-cabo, faigão, bobo-pequeno, alma-de-mestre, atobá, tesourão e gaivota-maria-velha, a pardela-de-óculos e o albatroz-de-tristão (Figura 28).

Figura 28 - Exemplo de fauna marinha presente na Bacia de Santos.



Legenda: A, Atobá mergulhão, *Sula leucogaster* (Boddaert, 1783); B, Baleias Jubarte nadando próximo a embarcação de apoio *offshore* (*Megaptera novaeangliae*).
Fonte: O autor. 2023.

Por essa razão, é importante que a indústria de petróleo e gás na Bacia de Santos siga práticas ambientalmente responsáveis e regulamentos rigorosos para garantir a proteção da biodiversidade marinha e a preservação da qualidade da água na região. Além disso, é importante realizar estudos e monitoramentos contínuos para avaliar o impacto da atividade de exploração de petróleo e gás na Bacia de Santos e implementar medidas corretivas se necessário.

Considerando a complexidade da poluição causada pelos Mps, é óbvio que sua presença representa uma ameaça crescente ao meio ambiente marinho e à biodiversidade. É, portanto, crucial que sejam realizadas pesquisas que quantifiquem e caracterizem os microplásticos por meio de métodos físico-químicos. Com base no exposto, o objetivo deste estudo foi coletar informações inéditas sobre a distribuição e as características dos microplásticos na Bacia de Santos, uma importante região brasileira de mar aberto, para a pesca e a produção de petróleo, localizada na costa Sudeste do Brasil, entre os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina.

Portanto, é importante destacar que essa análise contribui para o entendimento dos fluxos globais e da distribuição de microplásticos no Atlântico Sul e em outros oceanos, considerando a complexidade da avaliação da poluição por microplásticos. Sendo assim, a presente pesquisa inova ao abordar os aspectos dessa região, que apesar de sua importância ecológica e econômica, é ainda uma grande lacuna de conhecimento sobre a distribuição, concentração e tipos de microplásticos nesse campo.

4.2 Objetivos

4.2.1 Objetivo Geral

Determinar a abundância e distribuição de microplásticos em águas superficiais coletadas em diferentes regiões da Bacia de Santos, considerando fatores como correntes marinhas e influências humanas, para estabelecer relações entre esses padrões de distribuição e fatores ambientais, como características meteorológicas e oceanográficas.

4.2.2 Objetivos Específicos

1. Realizar uma avaliação qualitativa que descreva as características de forma, tamanho e cores dos microplásticos presentes nas águas superficiais da Bacia de Santos;
2. Realizar medições quantitativas dos diversos tipos de micropartículas plásticas identificadas na região;
3. Investigar a distribuição dos microplásticos em várias regiões da Bacia de Santos.

4.2.3 Hipóteses

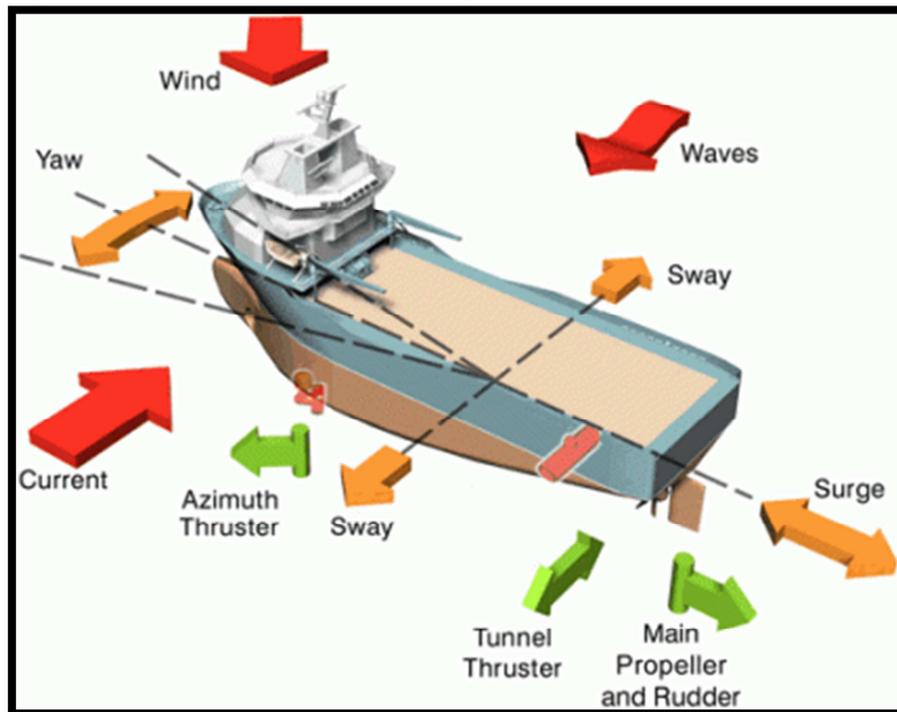
- I. Hipótese 1: A presença de microplásticos nas águas superficiais da Bacia de Santos é generalizada e sua abundância varia de acordo com a distância entre os pontos amostrais.
- II. Hipótese 2: Os microplásticos encontrados nas águas superficiais da Bacia de Santos apresentam uma variedade de formas, tamanhos e cores, indicando a presença de diferentes tipos de plásticos e fontes de poluição.

4.3 Material e métodos

4.3.1 Amostragem de Campo

Para a coleta utilizou-se uma embarcação de apoio do tipo PSV (*Platform Supply Vessel*, embarcação de abastecimento de plataforma). Durante a amostragem, a embarcação é colocada no modo de posicionamento dinâmico (DP, *Dynamic Positioning*), um sistema que controla automaticamente a posição e a orientação da embarcação, conforme demonstrado na figura 29.

Figura 29 - Funcionamento do sistema de posicionamento dinâmico.

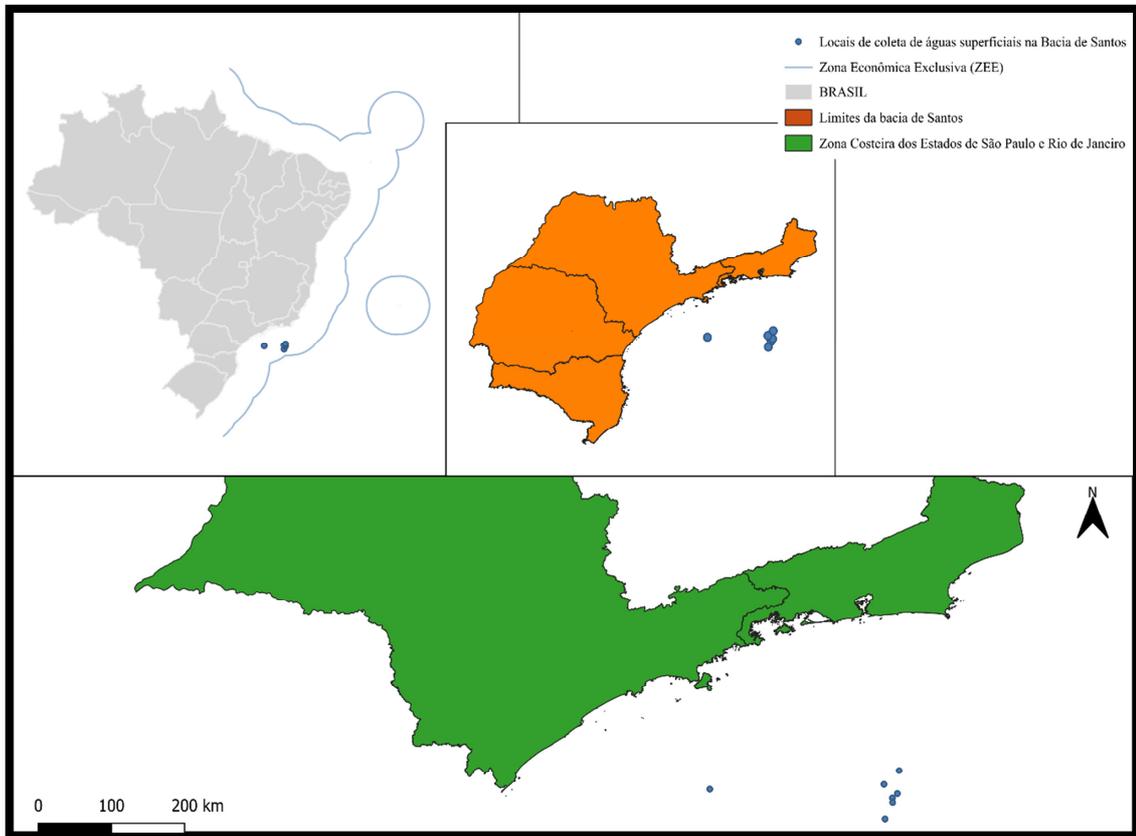


Fonte: Portalmaritimo.com

Um total de sete (07) estações foram identificadas para amostragem (Figura 30). A escolha é baseada na logística da embarcação e nas suas rotas estabelecidas, além de levar em consideração a sensibilidade dessa área à contaminação por microplásticos. As estações de amostragem na Baía de Santos estão próximas a plataformas de Petróleo, situadas a uma

média de 150 milhas náuticas, ou aproximadamente 280 km de distância da Baía de Guanabara, principal base de apoio às operações offshore da Bacia de Santos.

Figura 30 - Área de estudo e pontos de amostragem ao longo da Bacia de Santos.



Fonte: O autor, 2022.

Todos os procedimentos teóricos/práticos para coleta, armazenamento e identificação de microplásticos de superfície são baseados na publicação *Standard Protocol for Monitoring Microplastics in Seawater*, de Gago et al. (2019). Para a recolha de amostras foram utilizadas garrafas do tipo Van Dorn com capacidade para cinco (5) litros, abordagem esta que tem sido empregue em diversos estudos científicos para a análise de microplásticos em ambientes marinhos. (BAGAEV et al., 2017; COURTENE-JONES et al., 2017; DI MAURO et al., 2017; DAI et al., 2018; ZHU et al., 2018; SEVERINI et al., 2019).

Um total de 30 amostras de água foram coletadas em duas campanhas ocorridas em junho de 2020 e janeiro de 2021. Dois pontos amostrais tiveram coletas realizadas durante o inverno e verão, o que permitiu realizar um comparativo entre coletas feitas em mais de uma estação do ano. A Tabela 2 demonstra os pontos em que se procedeu com a amostragem em ambas as estações do ano e os que não foram.

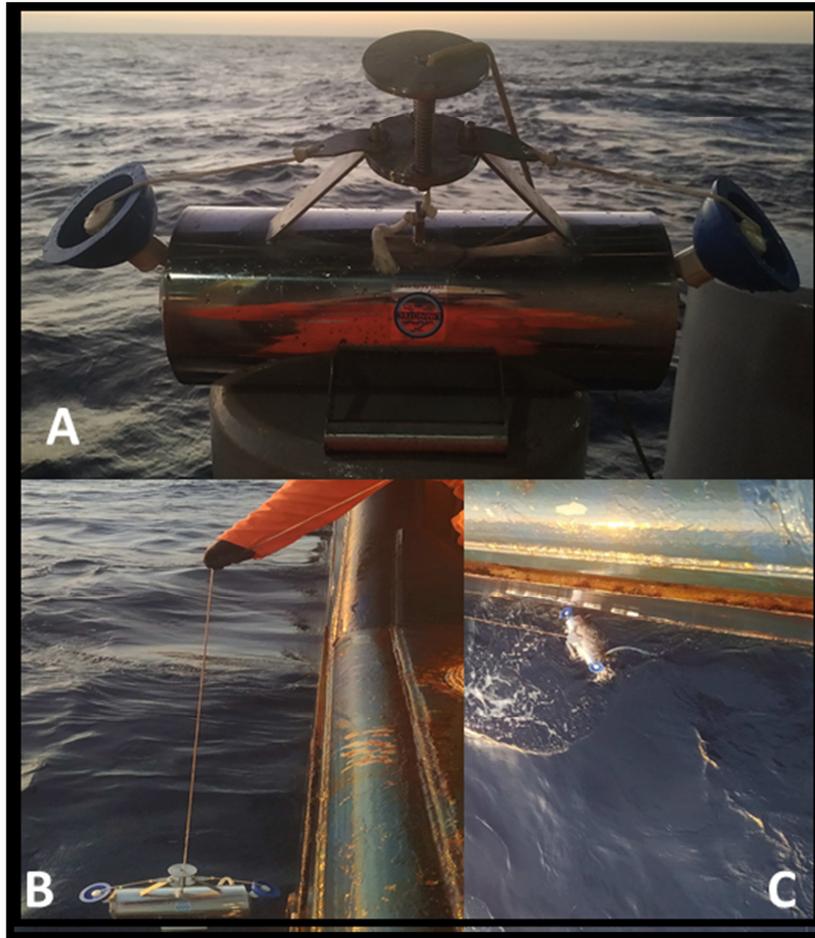
Tabela 2 - Estações amostradas e não amostradas ao longo do verão e inverno de 2020-2021.

	Pontos Amostrais	Estações do ano	
		Inverno (2020)	Verão (2021)
Bacia de Santos	BS 1	sim	sim
	BS 2	sim	sim
	BS 3	sim	não
	BS 4	sim	não
	BS 5	sim	não
	BS 6	não	sim
	BS 7	não	sim

Fonte: O autor, 2023.

No procedimento de lançamento da garrafa ao mar, o seu fechamento via mensageiro foi acionado para fechar o instrumento de coleta a aproximadamente um metro da superfície (DI MAURO et al., 2017; Figura 31). Os microplásticos podem flutuar na superfície da água. Portanto, coletar água a uma profundidade de aproximadamente um metro permite a detecção de microplásticos que estejam presentes na camada superior da água, que é onde eles são mais propensos a se acumular. A coleta de água um pouco abaixo da superfície é geralmente considerada uma abordagem representativa para detectar a presença de microplásticos na camada superior, onde a exposição à luz solar e condições de superfície pode afetar a distribuição dos microplásticos. É importante observar que, mesmo que os microplásticos tendam a se concentrar na superfície, eles podem se dispersar na coluna d'água devido a agitação, correntes e outros fatores.

Figura 31 - Processo de coleta das amostras utilizando uma garrafa de *Van Dorn*.



Legenda: A, garrafa sendo preparada para o lançamento; B, procedimento de descida da garrafa; C, garrafa sendo recolhida após o fechamento via mensageiro.

Fonte: O autor, 2021.

Para minimizar a contaminação com possíveis partículas presentes na embarcação, nos frascos de armazenamento, ou na garrafa de coleta, a primeira amostra era totalmente descartada, e a garrafa era novamente descida para realizar nova amostragem. Em seguida, o frasco de vidro utilizado para o armazenamento da alíquota, era limpo por três vezes com a água da própria coleta.

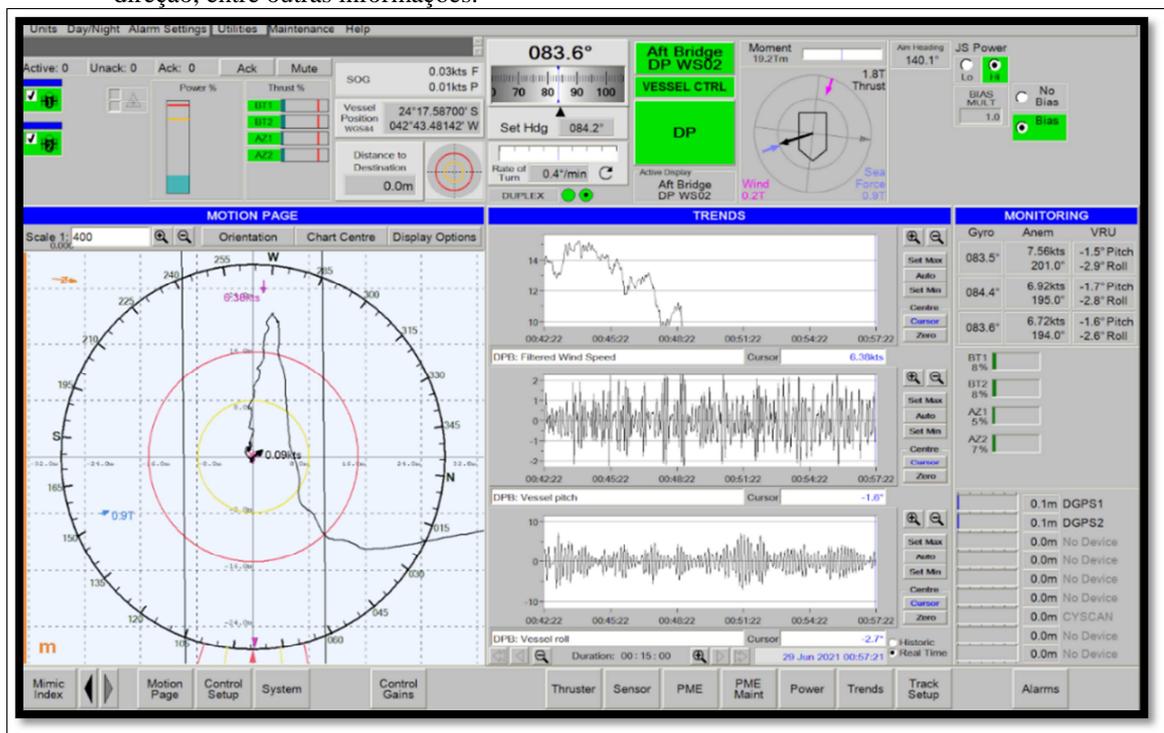
Só então, o recipiente era preenchido com 300 ml de amostra contida na garrafa, armazenado em bolsa térmica e conduzido para a câmara de resfriamento à -25°C até ser transportado ao Laboratório de Genética Marinha (LGMar) da UERJ, Campus Maracanã, permanecendo a uma temperatura média de -20°C até a etapa de filtração e análise. Todo esse procedimento foi repetido três vezes em cada ponto, compondo um total de três amostras por estação.

Antes da coleta registrou-se em formulário, as cores do convés do navio e material da roupa do pesquisador, para que posteriormente, em laboratório, ao efetuar as análises, outras

possíveis fontes de contaminação pudessem ser confrontadas quanto aos Mps encontrados nas amostras (BAGAEV et al., 2017). Dados de vento, corrente e ondas, foram anotados para serem estudados quanto a influência dessas variáveis na distribuição dos microplásticos. A intensidade do vento foi computada através de anemômetros instalados no último convés da embarcação, acoplados ao sistema DP, que armazena essas informações, e plotados em conjunto com a medições da corrente de deriva no software *WRPLOT View* versão 8.0.2 (Figura 32).

Dados de corrente deriva, foram averiguados na Baía de Santos, por meio de um teste de deriva da embarcação. Para isso o navio foi colocado próximo ao local das coletas, e o seu aproamento preso pelo sistema DP, e os demais movimentos soltos. Após esse procedimento, a embarcação se deslocou na direção de deriva da corrente superficial, sendo a mesma registrada pelo sistema. As ondas, foram medidas através de estimativa visual, observadas a partir do convés principal do navio.

Figura 32 - Tela do sistema de posicionamento dinâmico mostrando os parâmetros do vento, como velocidade e direção, entre outras informações.



Fonte: O autor, 2021.

4.3.2 Análise laboratorial

4.3.2.1 Separação dos microplásticos

Devido ao baixo teor de matéria orgânica, as amostras procedentes da Bacia de Santos não passaram por pré-tratamento para retirada de matéria orgânica para posterior filtração e análise (GAGO et al., 2019). Por conseguinte, as amostras foram descongeladas dentro de uma geladeira com temperatura média de 4°C. Na continuação, filtrou-se as amostras com membranas de fibra de vidro (GF50A), tamanho de 0,22 μm e diâmetro de 47 mm, operando uma bomba a vácuo e pressão elétrica com capacidade de 26 litros por minuto (Marca Biomec - modelo ECO-206LAB) acoplada a um sistema de filtração com um litro de capacidade, com junta esmerilhada composto por: copo graduado de 300 ml; placa de vidro sinterizada nº 2; frasco Erlenmeyer de vidro de 1 litro com junta esmerilhada 40/35; garra azul de alumínio para conjunto Millipore; funil 47mm com junta esmerilhada 40/35 modelo didática (Figura 33).

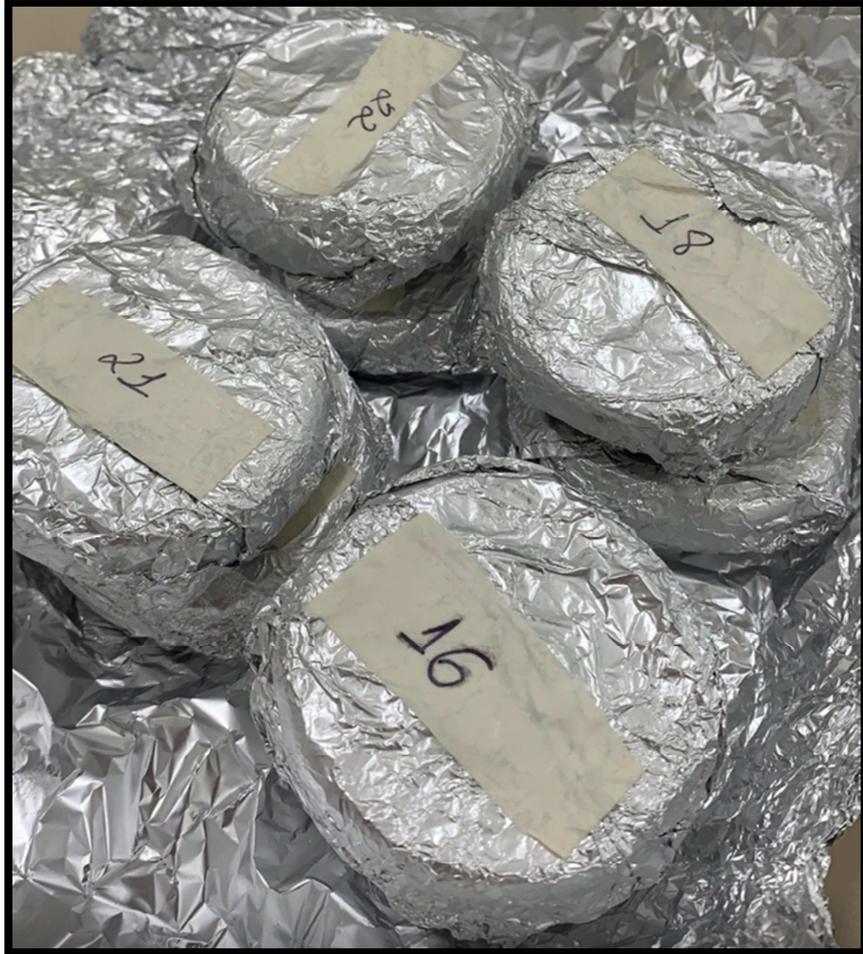
Figura 33 - Sistema de filtração.



Fonte: O autor, 2022.

Na sequência, os filtros foram depositados em placas de Petri de vidro devidamente esterilizadas com água destilada e água Milli-Q ultrapura, e armazenados em freezer a -20°C , envoltos em papel alumínio (Figura 34).

Figura 34 - Filtros depositados em placas Petri de vidro para armazenamento em freezer a -20°C .



Fonte: O autor 2023.

4.3.2.2 Pré-triagem dos microplásticos coletados

Uma pré-triagem com o objetivo de levantar as principais características das partículas e condições das amostras foi realizada. Nessa fase, utilizou-se um estereoscópio da marca *Zeiss* com capacidade de ampliação de 32 vezes, e com aumento crescente de 2; 4; 8; 16 e 32 vezes (Figura 35), método amplamente empregue nesse tipo de análise (BAKIR et al., 2020; DEHM et al., 2020; FERREIRA et al., 2020; RAMÍREZ-ÁLVAREZ et al.; 2020; HAMILTON et al., 2021; LI Q. et al., 2021; WANG J. et al., 2021; XIA M. et al., 2021).

Figura 35 - Estereoscópio utilizado na pré-triagem dos microplásticos coletados.



Fonte: O autor 2022

O aparelho foi acoplado a um adaptador ocular universal para celular, o qual permite usar a câmera do smartphone para fotografar as micropartículas, e, assim separou-se os microplásticos por tamanho, cor e forma (Tabelas 3, 4 e 5).

Tabela 3 – Classificação dos plásticos de acordo com seu tamanho.

Terminologia	Faixas de tamanho
i. Macroplásticos	>25000 μm
ii. Mesoplásticos	2500 – \leq 25000 μm
iii. Microplásticos grandes	1 – \leq 5 μm
iv. Microplásticos pequenos	1 μm – \leq 1000 μm
v. Nanoplásticos	1 nm – \leq 1 μm .

Fonte: adaptado de Gago et al. (2019).

Tabela 4 – Cores mais comuns dos microplásticos.

1. Preto	1. Black ■	5. Red ■
2. Azul	2. Blue ■	6. Green ■
3. Branco	3. White □	7. Multicolour ■
4. Transparente	4. Transparent □	8. Others ■ ■ ■ ■ ■
5. Vermelho		
6. Verde		
7. Multicor		
8. Outras		

Fonte: Adaptado de Gago et al. (2019).

Tabela 5 – Tipos de microplásticos mais comuns.

1. Pellet
2. Fragmento
3. Fibra
4. Filme
5. <i>Microbeads</i> (esferas perfeitas)
6. Esponja / espuma

Fonte: Adaptado de Gago et al. (2019).

4.3.2.3 Caracterização física dos microplásticos coletados

Os microplásticos foram contados, classificados, medidos e fotografados com uma câmera digital modelo OMAX 5MP A3590U/A3RDF50 acoplada ao microscópio ótico digital Omax atrelado um software *ToupView* que permitiu realizar as medições e identificação dos microplásticos (Figura 36).

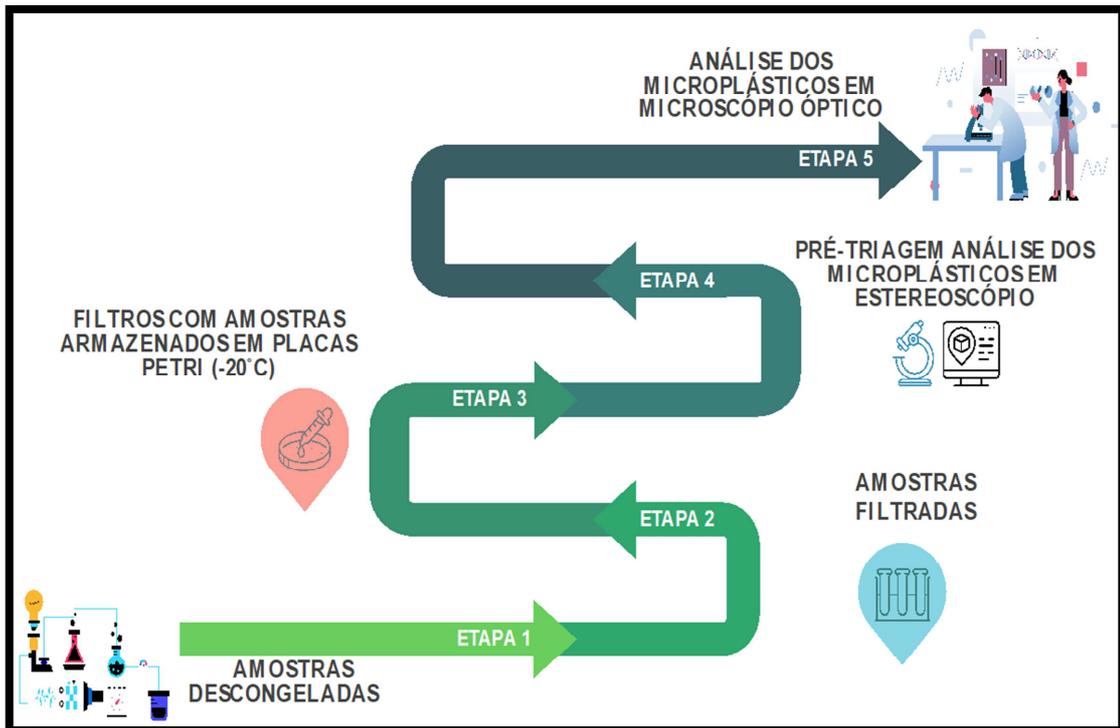
Figura 36 - Microscópio óptico digital utilizado na caracterização física dos microplásticos coletados.



Fonte: O autor 2022.

Portanto, categorizou-se os microplásticos como: 1. pellet; 2. fragmento; 3. fibra; 4. filme; 5. esponja/espuma. A coloração foi agrupada como: preto, azul, branco, transparente, vermelho, verde, multicores e outros etc. No caso do multicolor, levou-se em conta microplásticos com mais de uma cor. O branco e o transparente foram diferenciados, visto que o branco é opaco e o transparente é translúcido (PHAM et al., 2017). A Figura 37, resume as etapas realizadas no processo de separação dos microplásticos.

Figura 37 – Processo de separação e análise dos microplásticos.



Fonte: O autor, 2023.

4.3.2.4 Contaminação laboratorial

No intento de evitar a contaminação, todos os materiais selecionados à manipulação do processo de filtragem, classificação e medição das amostras são feitos de vidro, papel alumínio e metal, e, foram devidamente lavados com sabão especial para lavagem e limpos em água destilada e água Milli-Q ultrapura (RODRÍGUEZ-SEIJO e PEREIRA, 2017). Além disso, placas de Petri de vidro idênticas contendo filtros foram alocadas durante o processo de filtragem e pré-triagem ao lado daquelas com amostras, e analisadas para fins de controle e de possíveis contaminações cruzadas (GAGO et al., 2019). Todo esse processo, foi realizado sem luva, mas com as mãos devidamente limpas e secas em papel toalha. Ademais, todos os envolvidos utilizaram jaleco 100% algodão, posto que todos esses procedimentos foram repetidos durante as etapas restantes.

4.3.2.5 Análise de Dados

Realizamos análises estatísticas descritivas que englobaram o número, tipo, cor e tamanho dos microplásticos coletados. Todos os dados foram compilados em uma planilha no Microsoft Excel 2021, permitindo a geração de histogramas para a comparação e avaliação das possíveis diferenças na abundância, tipos, cores e tamanhos dos microplásticos coletados em diferentes locais e durante diferentes estações do ano (inverno e verão) na Baía de Santos, na Baía da Ilha Grande-RJ e nas esponjas marinhas da espécie *Dragmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886).

Utilizamos o software estatístico *Past 04* para conduzir o teste de normalidade (índice de Shapiro-Wilk) em todos os dados da planilha. Nossas hipóteses incluíram H0 - Os dados seguem uma distribuição normal ($p > 0,05$) e H1 - Os dados não seguem uma distribuição normal ($p < 0,05$).

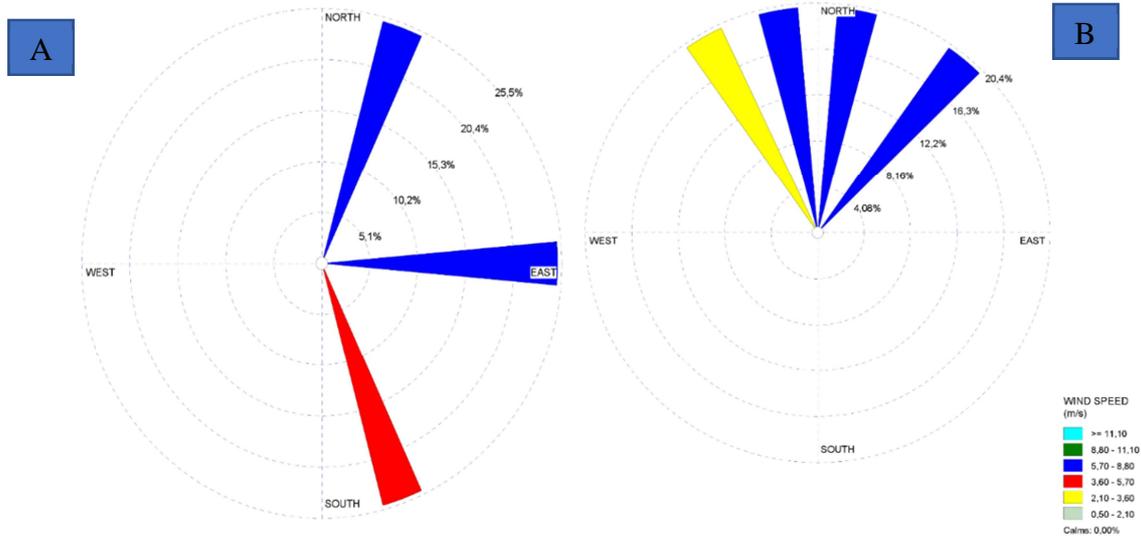
Em seguida, utilizando o mesmo software estatístico, aplicamos a análise de variância (ANOVA) one-way, um teste paramétrico para dados normais, ou o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para dados não normais. Em ambos os casos, estabelecemos um nível de significância de $\leq 0,05$ para avaliar as possíveis diferenças estatisticamente significativas entre os grupos de dados.

4.4 Resultados

4.4.1 Caracterização das condições meteoceanográficas durante a coleta

As condições meteoceanográficas registradas durante o processo de coleta foram predominantemente amenas, com ventos de intensidade fraca a moderada, variando entre 5 e 15 nós (2,5 a 7,7 m/s) e com ondulações suaves e águas cristalinas. Quanto à profundidade da água no momento da amostragem, esta oscilou em torno de 2.000 metros. Registra-se que, durante a coleta de 2020, as direções do vento predominante provinham de Nordeste e/ou Sudeste, com uma velocidade média de 12,25 nós (6,3 m/s) (Figura 38A), enquanto nas coletas realizadas em 2021, as direções de vento prevaletentes foram oriundas de Nordeste e/ou Noroeste, com uma velocidade média de 14 nós (7,2 m/s) (Figura 38B).

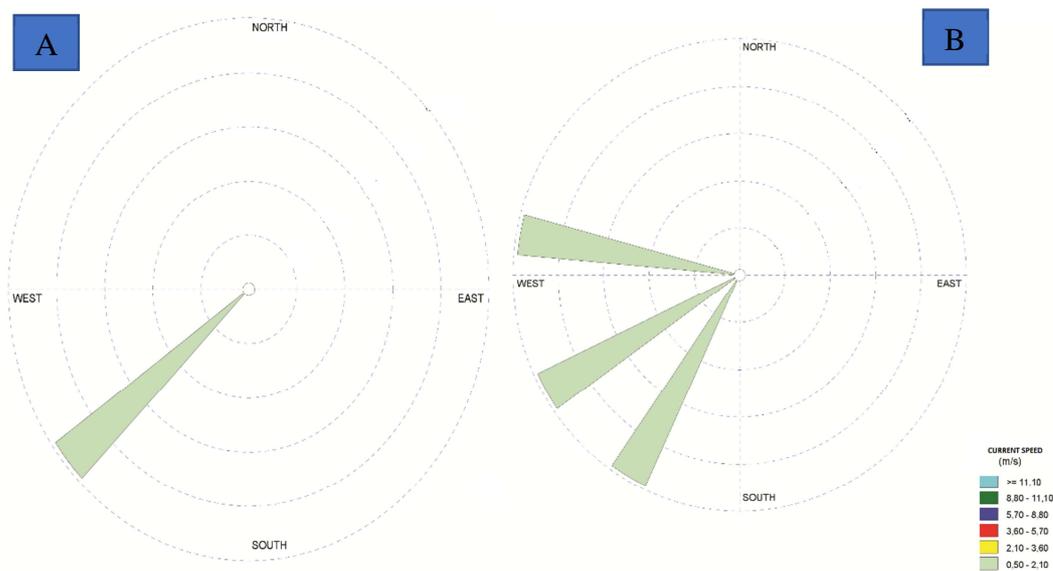
Figura 38 - Condições de vento registradas durante as coletas de microplásticos em águas de superfície na Baía de Santos.



Legenda: A, direção e velocidade do vento 2020; B, direção e velocidade do vento 2021.
Fonte: O autor, 2023.

No que concerne à corrente de deriva, observou-se uma taxa de 0,8 nós (0,41 m/s) e 1,06 nós (0,54 m/s), e com a direção da corrente indo para sudoeste e sudoeste/noroeste respectivamente, durante as amostragens de 2020 e 2021 (Figura 39 A e B).

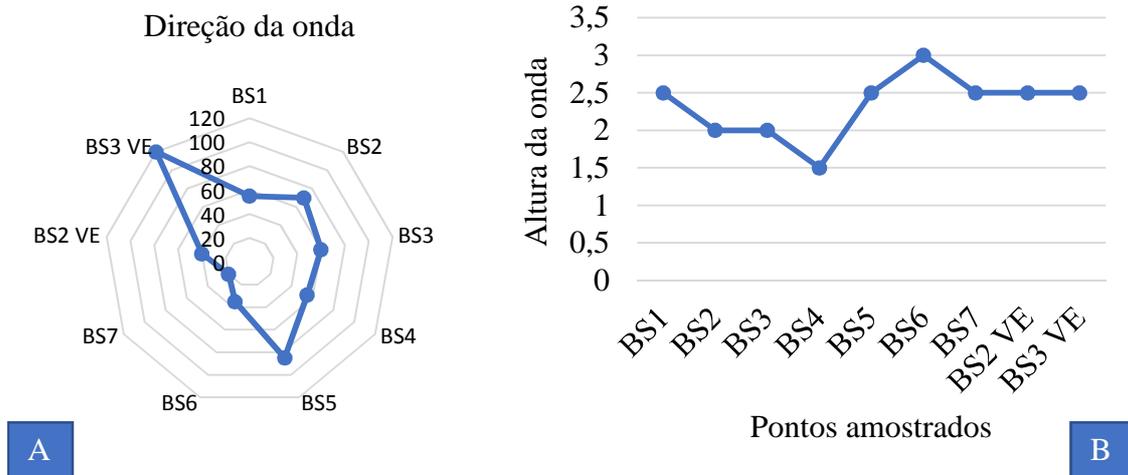
Figura 39 - Condições da corrente de deriva registradas durante as coletas de microplásticos em águas de superfície na Baía de Santos.



Legenda: A, direção e velocidade corrente de deriva 2020; B, direção e velocidade corrente de deriva 2021.
Fonte: O autor, 2023.

Registra-se que a direção preponderante da altura das ondas verificada foi de nordeste, o que reflete a direção predominante das ondulações naquela região (Figura 40 A). Observou-se, ademais, uma altura média das ondas de 2,3 metros, sugerindo que as amostras foram coletadas em águas relativamente tranquilas (Figura 40 B).

Figura 40 – Direção giroscópica e altura ondas registradas durante as coletas de microplásticos em águas de superfície na Baía de Santos.

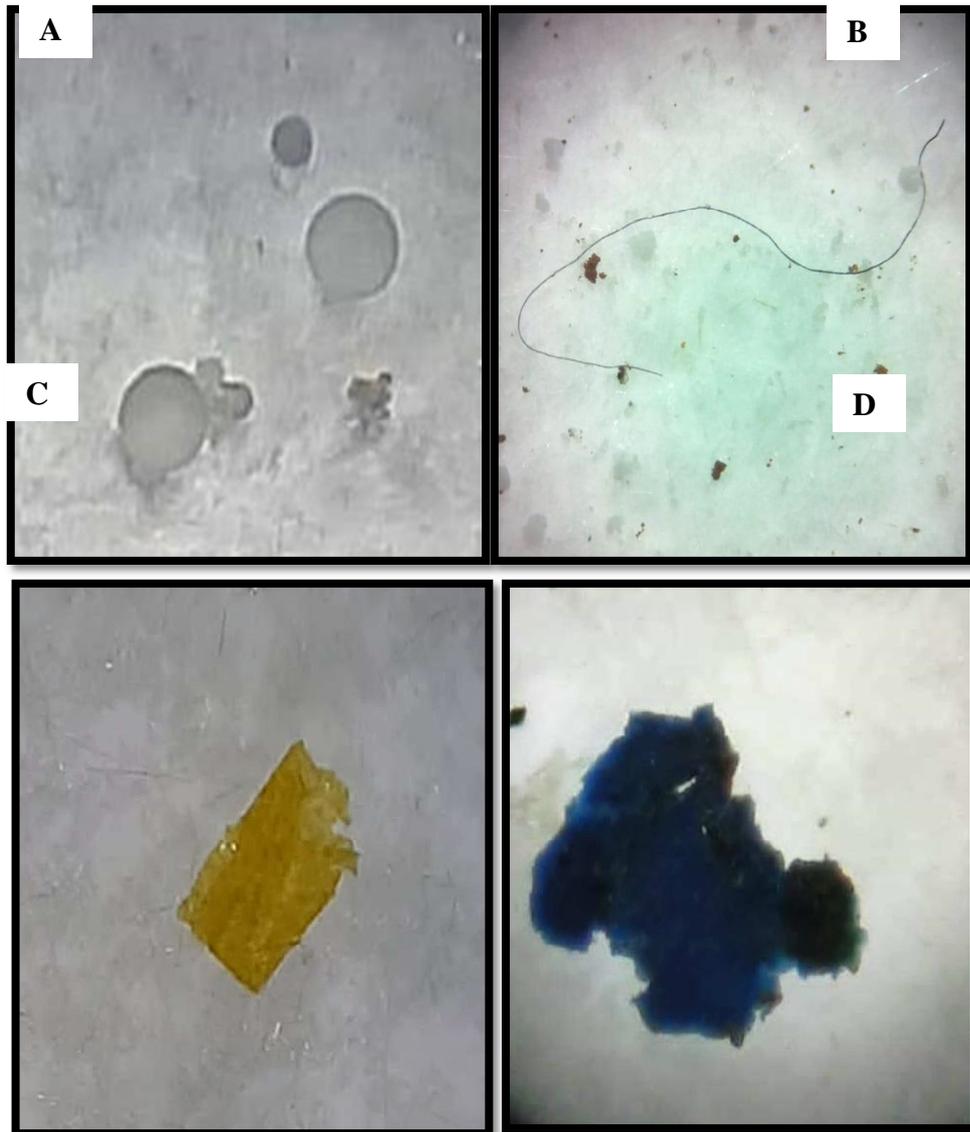


Legenda: A, Direção da onda; B, Altura da Onda.
Fonte: O autor, 2023.

4.4.2 Pré-triagem dos microplásticos coletados

Por meio da pré-triagem, foi possível observar a presença de microplásticos em amostras coletadas na Baía de Santos (Figura 41). A análise detalhada dessas partículas permitiu a descrição da quantidade, forma, tamanho e cores dos microplásticos encontrados nas águas superficiais da região.

Figura 41 - Microplásticos observados em amostras coletadas na Bacia de Santos (Pré-triagem).

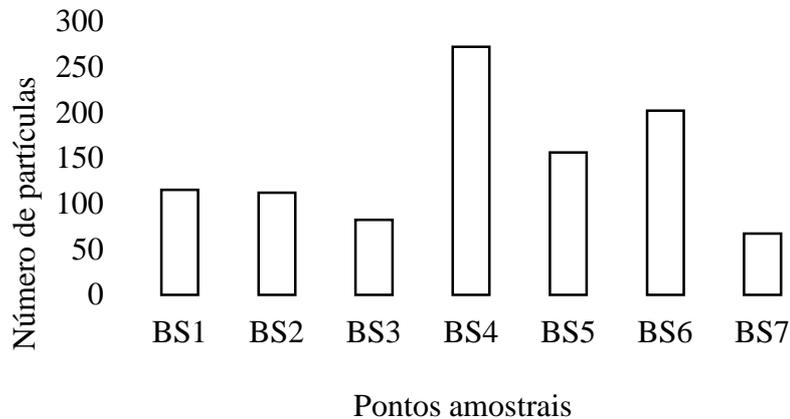


Legenda: A, pellet; (B, fibra; C e D, fragmentos coloridos.
Fonte: O autor, 2022.

4.4.3 Abundância e distribuição dos microplásticos no ambiente

Os resultados obtidos neste estudo indicam que as águas superficiais da Bacia de Santos apresentam uma elevada concentração de microplásticos, com um total de 1.006 partículas identificadas e coletadas em sete pontos de amostragem. Verificou-se que todas as estações de amostragem apresentam algum grau de contaminação microplástica, sendo que a contagem de partículas variou de 67 (mínimo) a 272 (máximo) partículas por estação amostral (Figura 42).

Figura 42 - Número de partículas microplásticas por estações amostrais em águas de superfície coletadas na Bacia de Santos no período de 2020-2021.

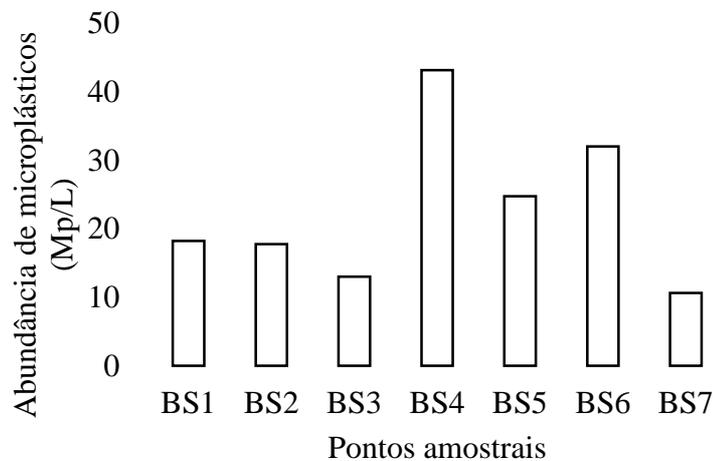


Fonte: O autor, 2023.

A concentração média do material particulado foi de 159,7 microplásticos por litro (Mp/L), sendo que as maiores concentrações de Mps foram registradas nas estações BS4 (43,17 Mp/L), BS6 (32,06 Mp/L) e BS5 (24,76 Mp/L). Já o local de amostragem BS7 apresentou a menor quantidade de microplásticos por litro, totalizando 10,63 Mp/L (Figura 43).

As concentrações de microplásticos (Mps) nas águas superficiais exibiram variações entre os diferentes pontos de amostragem, contudo, conforme apontado pela análise de variância (ANOVA), tais discrepâncias não alcançaram significância estatística ($p=0,5062$).

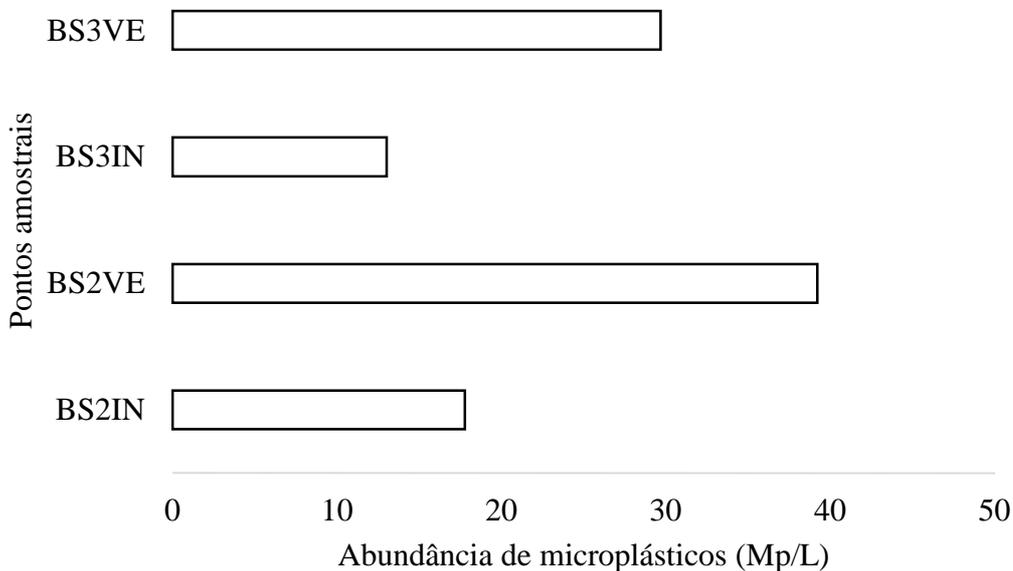
Figura 43 - Distribuição de volume de partículas microplásticas em amostras de águas de superfície coletadas na Bacia de Santos no período 2020-2021 por ponto amostral.



Fonte: O autor, 2023.

Observa-se que o acúmulo de microplásticos pode apresentar sazonalidade, possivelmente influenciada por fenômenos oceânicos, como vento, chuva e luz (ZHANG et al., 2017). Visando avaliar tal potencial de variabilidade, foram coletadas amostras em dois pontos distintos e em diferentes estações do ano - inverno e verão - para análise. Os resultados revelaram que a média de poluição na área em questão é de 24,92 Mp/L, tendo sido registrado o maior valor de Mp/L no ponto de amostragem BS2V (39,2 Mp/L) durante o verão e o menor valor (13,01 Mp/L) no inverno, na estação BS3IN (Figura 44).

Figura 44 - Abundância de microplásticos em águas de superfície coletadas na Bacia de Santos no período 2020-2021 durante o inverno e verão.



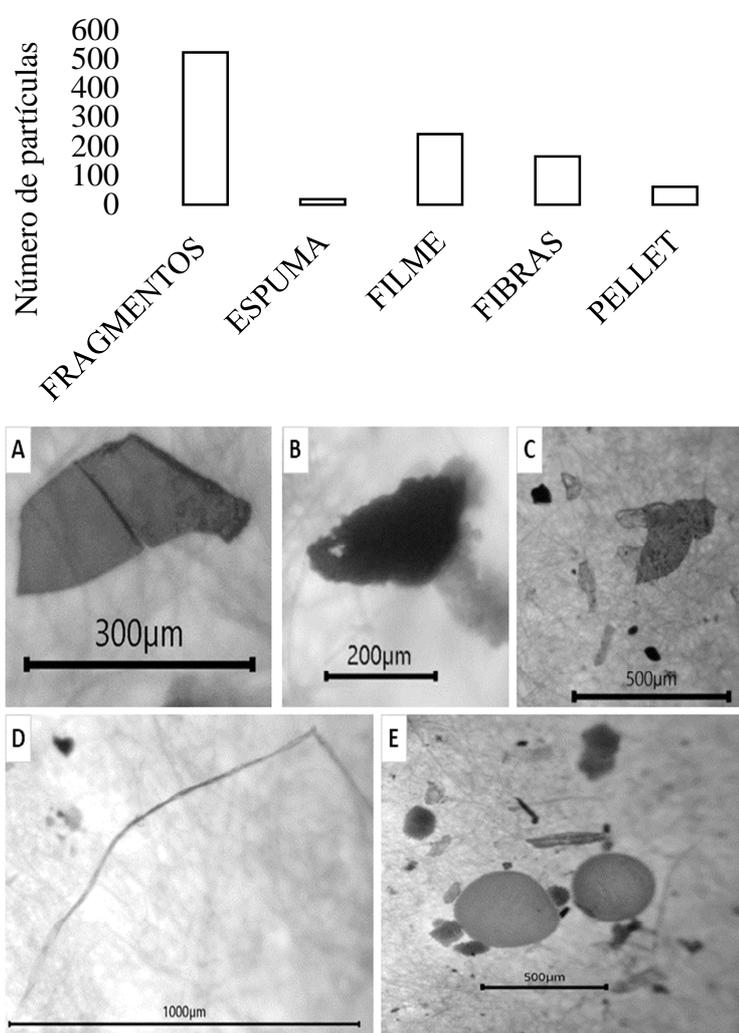
Legenda: BS3VE (Verão); BS3IN (Inverno); BS2VE (Verão); BS2IN (Inverno).
Fonte: O autor, 2023.

Os resultados obtidos sugerem que a abundância de microplásticos (Mps) na área de estudo é notavelmente estável, independentemente da estação do ano, uma vez que não se identificou diferença significativa entre as seções transversais de abundância de microplásticos coletadas em diferentes épocas do ano, isto é, inverno e verão ($p = 0,3815$ - teste ANOVA).

4.4.4 Caracterização quanto à forma dos microplásticos

As amostras coletadas foram categorizadas em diversas classes predefinidas, a saber, fragmentos, filmes, espumas, fibras e pellets. As análises das amostras permitiram verificar que o número de partículas de microplásticos é constituído preponderantemente por fragmentos rígidos e irregulares, seguidos por filmes, fibras, *pellets* e espumas, cada um contendo, respectivamente, 521, 241, 165, 61 e 18 partículas (Figura 45).

Figura 45 - Número de partículas de acordo com a forma dos Mps nas áreas de coleta na Baía de Santos, Brasil.



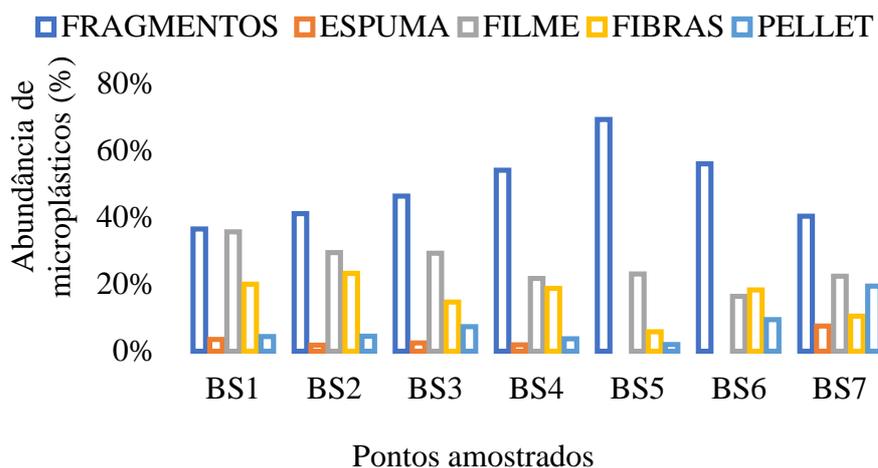
Legenda: A, fragmento; B, espuma; C, filme; D, fibra; E, *pellet*.

Fonte: O autor, 2023.

Os resultados obtidos indicaram que os fragmentos foram encontrados nos pontos de amostragem BS5 (69,23%), BS6 (55,94%) e BS4 (54,04%). Além disso, os filmes e fibras também foram detectados nas estações de amostragem BS1 (35,65%), BS2 (29,46%), BS3

(29,27%) e BS2 (23,21%), enquanto os *pellets* foram achados nas estações BS7 (19,4%) e BS6 (9,41%). Em contrapartida, a espuma foi identificada apenas nas estações BS7 (7,46%) e BS1 (3,48%) (Figura 46).

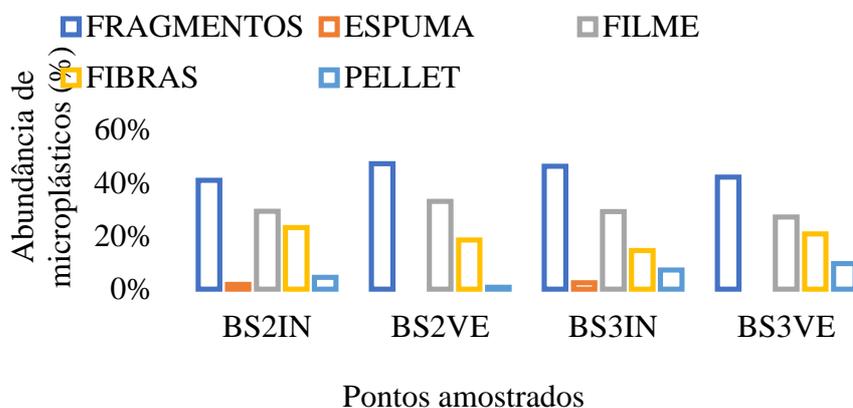
Figura 46 - Abundância morfológica de microplásticos em amostras de água de superfície coletadas na Bacia de Santos no período 2020-2021.



Fonte: O autor, 2023.

Apesar de se ter verificado uma diferença na abundância quantitativa de Mps em cada ponto de amostragem, não se observou diferença significativa na variação dos tipos de Mps coletados em diferentes transectos ($p = 0,5062$ - teste ANOVA). Ademais, as quantidades de microplásticos detectadas foram muito semelhantes entre os dois períodos, tanto no inverno quanto no verão ($p = 0,3815$ - teste ANOVA). Entretanto, microplásticos do tipo espuma foram encontrados somente nas estações de amostragem BS2 e BS3 durante o período do inverno (Figura 47).

Figura 47 - Abundância morfológica de microplásticos em águas de superfície coletadas na Bacia de Santos no período 2020-2021 durante o inverno e verão.

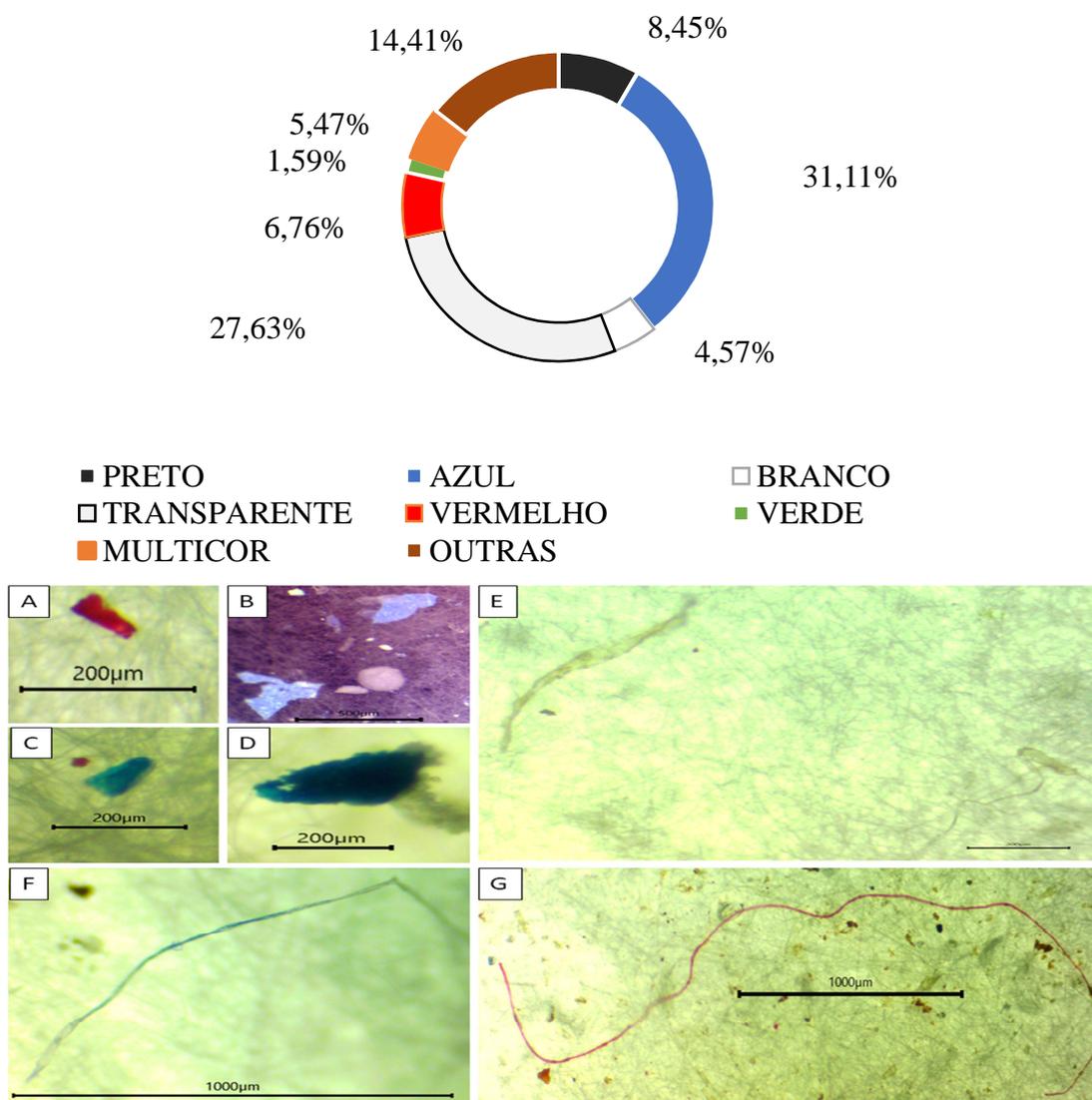


Fonte: O autor, 2023.

4.4.5 Caracterização quanto as cores dos microplásticos

Os microplásticos foram categorizados em oito cores distintas: preto, azul, branco, transparente, vermelho, verde, multicolorido e outras. Os resultados da análise revelaram uma grande variedade de cores, sendo que as tonalidades mais frequentes foram azuis (31,11%), seguida de transparente (27,63%), outras (14,41%), preto (8,45%), vermelho (6,76%) e multicolorido (5,47%). Outras cores, como verde (1,59%) e branco (4,57%), foram menos comuns (Figura 48).

Figura 48 - Distribuição de cores dos microplásticos coletados em águas de superfície na Bacia de Santos no período 2020-2021.



Legenda: A, fragmento vermelho; B e C, fragmentos azuis; D, espuma azul; E, filme amarelo/envelhecido; F, fibra azul; G, fibra vermelha.

Fonte: O autor, 2022.

A partir dos dados apresentados na Tabela 6, é possível observar uma grande variabilidade de cores dependendo do tipo de microplástico. Os fragmentos de corpos rígidos são predominantemente compostos por partículas azuis (94,25%), pretas (89,41%), vermelhas (86,76%), multicoloridas (69,23%) e verdes (56,25%). Por outro lado, os filmes e fibras são majoritariamente compostos por partículas transparentes, representando 56,83% e 38,13%, respectivamente. O branqueamento é mais comum em fibras e *pellets*, representando 26,09% desses tipos de microplásticos.

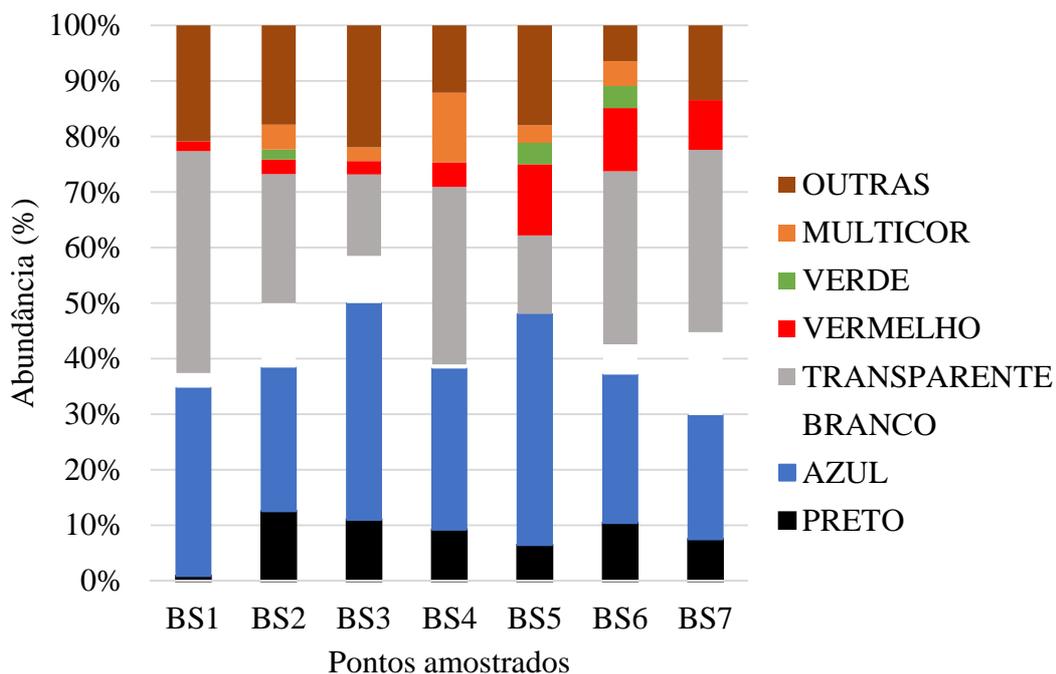
Tabela 6 - Variabilidade de cores encontradas nos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos.

Cores (%)	Microplásticos				
	Espuma	Fibra	Filme	Fragmento	Pellet
Azul	1,60%	3,51%	0,00%	94,25%	0,64%
Preto	0,00%	4,71%	5,88%	89,41%	0,00%
Vermelho	0,00%	10,29%	2,94%	86,76%	0,00%
Verde	0,00%	0,00%	6,25%	56,25%	37,50%
Transparente	0,72%	38,13%	56,83%	1,08%	3,24%
Branco	15,22%	26,09%	0,00%	8,70%	50,00%
Multicor	0,00%	13,46%	13,46%	69,23%	3,85%
Outros	2,70%	12,16%	45,95%	26,35%	12,84%

Fonte: O autor, 2023.

A representação gráfica apresentada na figura 49 ilustra a distribuição da concentração das diferentes cores em cada ponto de amostragem. O tom de azul apresentou-se como a coloração mais encontrada em todos os pontos, contudo, com maior predominância nas estações BS5 (42,67%) e BS3 (39,02%). A cor transparente foi a segunda mais observada, presente em todas as amostras, destacando-se especialmente nas estações BS1 (40%) e BS7 (32,84%).

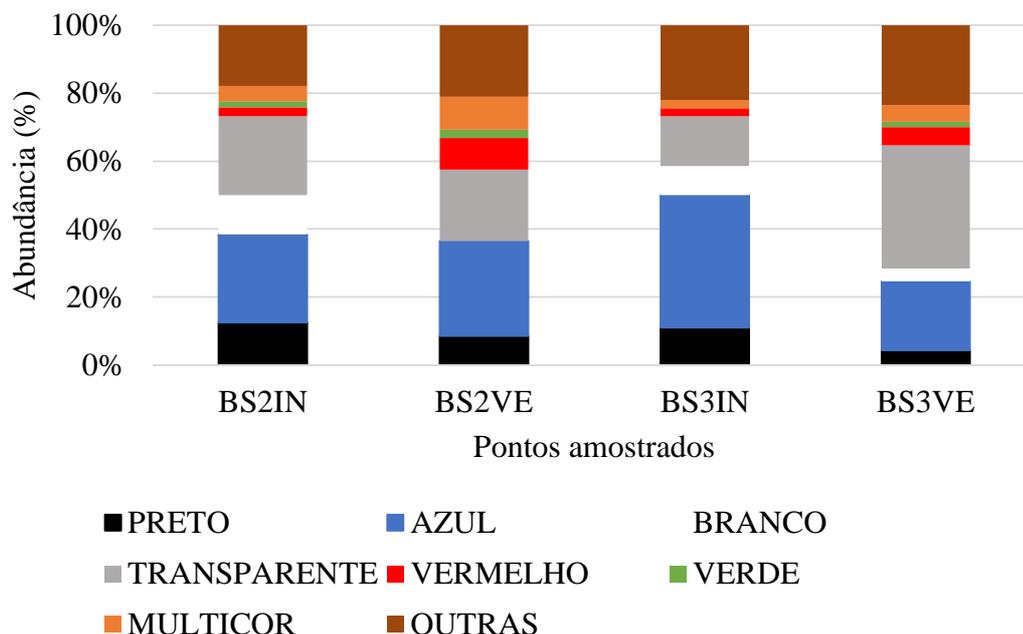
Figura 49 – Distribuição da concentração de itens e cores das partículas em cada ponto de amostragem em águas de superfície coletadas na Bacia de Santos no período 2020-2021.



Fonte: O autor, 2023.

Um teste de *Kruskal-Wallis* foi realizado porque alguns dos dados de cores não seguiram uma distribuição normal. A partir desses resultados, pode-se concluir que os Mps estão distribuídos de forma uniforme entre os pontos de amostragem e que não há diferença significativa na cor das partículas entre as estações ($p = 0,271$). Além disso, independentemente das estações do ano inverno e do verão, as frequências de cores de todos os microplásticos amostrados foram semelhantes ($p=0,2498$) (Figura 50).

Figura 50 - Distribuição de cores dos microplásticos coletados durante o inverno e verão em águas de superfície da Bacia de Santos no período 2020-2021.

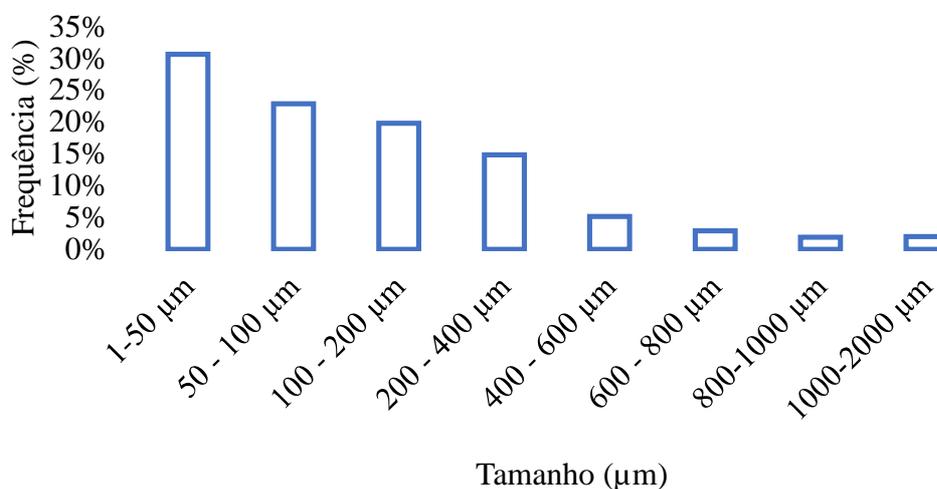


Fonte: O autor, 2023.

4.4.6 Caracterização quanto ao tamanho dos microplásticos

A média do tamanho dos microplásticos colhidos perfaz 183,70 μm . A maioria das partículas apresentou dimensões situadas entre 1 e 50 μm (30,62%), seguida de 50 a 100 μm (22,86%), 100 a 200 μm (19,78%) e 200 a 400 μm (Figura 51).

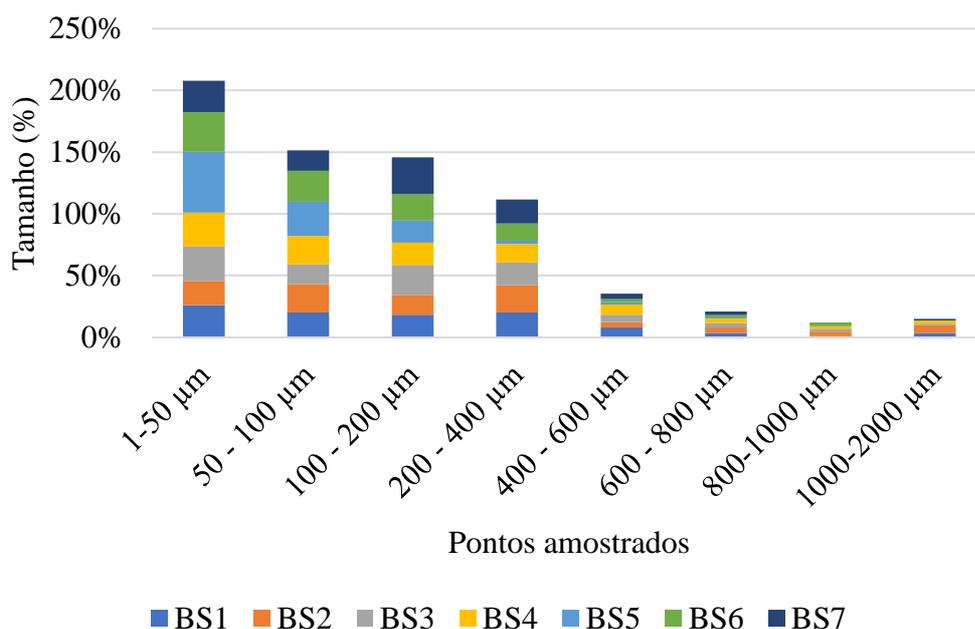
Figura 51 - Categorização quanto ao tamanho dos microplásticos coletados em águas de superfície na Bacia de Santos no período 2020-2021.



Fonte: O autor, 2023.

As partículas microplásticas de menores dimensões foram detectadas em BS5 (49,36%), BS6 (32,18%) e BS3 (28,05%), ao passo que aquelas de maiores dimensões foram identificadas em BS2 (6,25%) e BS1 (3,48%), ver figura 52. Não se observaram discrepâncias estatísticas significativas quanto às dimensões das partículas microplásticas entre os sítios de coleta ($p=0,555$).

Figura 52 - Distribuição relativa de diferentes tamanhos dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos no período 2020-2021.



Fonte: O autor, 2023.

Os microplásticos de maiores dimensões consistiram majoritariamente em fibras (10,3%), enquanto aqueles de menores dimensões foram caracterizados como fragmentos rígidos (53,74%). A partícula microplástica de menor tamanho detectada na análise apresentou um fragmento de 1,28 µm, ao passo que a de maior tamanho consistiu em uma fibra com 1984,03 µm de comprimento. Não se identificaram partículas plásticas com dimensões superiores a 2000 µm em nenhuma das sete áreas de análise (Tabela 7).

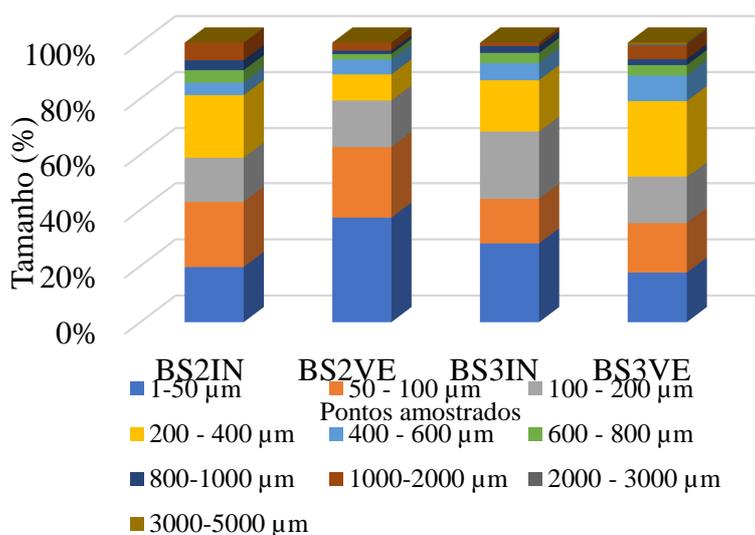
Tabela 7 - Dimensão dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos de acordo com o tipo.

Tamanho (μm)	Microplásticos (%)				
	Espuma	Fibra	Filme	Fragmento rígido	Pellet
1-50 μm	22,22%	1,21%	4,98%	53,74%	16,39%
50 - 100 μm	22,22%	7,27%	26,97%	26,30%	18,03%
100 - 200 μm	33,33%	11,52%	29,46%	16,12%	31,15%
200 - 400 μm	22,22%	27,88%	28,22%	3,07%	24,59%
400 - 600 μm	0,00%	18,18%	6,64%	0,38%	8,20%
600 - 800 μm	0,00%	14,55%	1,24%	0,38%	0,00%
800-1000 μm	0,00%	9,09%	1,24%	0,00%	1,64%
1000-2000 μm	0,00%	10,30%	1,24%	0,00%	0,00%

Fonte: O autor, 2023.

A discrepância relativa ao tamanho das partículas de plástico coletadas durante o inverno e o verão não se revelou significativa, conforme evidenciado pelo valor de p igual a 0,4248, obtido por meio do teste de Kruskal-Wallis. Não obstante, convém mencionar que amostras de microplásticos com dimensões superiores a 2000 μm foram encontradas nas amostras de verão BS3, contudo, em um percentual bastante reduzido, a saber, 0,53% (Figura 53). Em suma, os resultados deste estudo denotam que não houve variação significativa quanto ao tamanho das partículas de plástico, em função da época do ano.

Figura 53 - Comparativo entre os tamanhos dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Santos durante o inverno e verão no período 2020-2021.



Fonte: O autor, 2023.

4.5 Discussão

Por meio da pré-triagem, foi possível constatar que os microplásticos estão presentes em amostras coletadas na Baía de Santos (BS). A partir dessas observações, conduziu-se uma análise detalhada para determinar a quantidade, forma, tamanho e cores dos microplásticos encontrados nas águas superficiais da região. A distribuição de diferentes tipos de partículas plásticas na área permitiu traçar hipóteses sobre possíveis influências meteorológicas e antrópicas na concentração de microplásticos na Baía de Santos. Essas investigações são fundamentais para entender a contaminação dos microplásticos em águas de superfície e para fornecer informações importantes sobre os fluxos globais e a distribuição de microplásticos em todo o oceano.

A presente investigação, representa o primeiro estudo a examinar a presença de microplásticos em águas costeiras oceânicas da Baía de Santos. De forma simultânea, as informações a respeito da poluição microplástica em águas do Atlântico Sul ainda são limitadas, porém a análise atual ratifica pesquisas anteriores que documentaram a ocorrência de microplásticos em praias da região costeira do estado de São Paulo (VEDOLIN et al., 2018; IZAR MENDES et al., 2019, 2022; BALTHAZAR-SILVA et al., 2020; RIBEIRO et al., 2021; DE PONTES JÚNIOR et al., 2022). A concentração média cumulativa de microplásticos e a presença dessas partículas em todos os locais de coleta reforçam e atestam a contaminação da Baía de Santos por microplásticos.

Os resultados obtidos neste estudo apresentam similaridades marcantes com os achados da pesquisa de Courtene-Jones et al. (2022) realizado na região do Atlântico Norte que utilizou garrafas do tipo *Niskin* e redes de arrasto para avaliar a concentração de microplásticos na água. Os resultados indicaram a presença de microplásticos no giro subtropical anticiclônico do Atlântico Norte; em águas costeiras e em áreas oceânicas distantes da costa, com concentrações médias de $0,62 \pm 0,52 \text{ Mp/m}^3$, $0,40 \pm 0,37 \text{ Mp/m}^3$ e $0,19 \pm 0,19 \text{ Mp/m}^3$, respectivamente.

A presença de microplásticos na Baía de Santos é também condizente com os índices de poluição registrados no Mar de Ross, o qual apresentou contaminação por microplásticos em uma ordem de grandeza de $0,10 \pm 0,14 \text{ unidades/m}^3$, conforme descrito por Zhang S. et al. (2022). Material microplástico com concentração média de $0,51 \text{ Mp/m}^3$ também foi encontrado no Atlântico Norte (PAN et al., 2022). Em contraste, um estudo que utilizou

bombas centrífugas de Teflon detectou uma média de 442,66 Mp/m³ no Pacífico e no Mar do Sul da China (CUI et al., 2022).

Em contrapartida, no estudo de Bagaev et al. (2018) utilizando garrafas *Niskin*, a concentração de microplásticos encontrada foi de $0,40 \pm 0,58$ itens por litro. Esse valor é inferior à média encontrada em nosso estudo. Isso pode ser explicado pelo fato de que os autores utilizaram um filtro de vidro com malha de 174 μm para a filtração das amostras. Malhas muito grandes podem liberar partículas menores e produzir leituras com concentrações de microplásticos mais baixas do que as realmente presentes no ambiente (DI MAURO et al., 2017; FIGUEIREDO e VIANNA, 2018; ZHU L. et al., 2018; LINDEQUE et al., 2020).

Ainda no Atlântico, um estudo analisou a densidade e características dos microplásticos na Margem Equatorial Brasileira (GARCIA et al., 2020). Empregando duas redes de malha (120 e 300 μm) para coletar os microplásticos entre a costa do Ceará e Maranhão, verificou-se que a densidade foi estatisticamente maior em rede de malha de 120 μm ($0,14 \pm 0,11$ itens·m⁻³) do que em rede de malha de 300 μm ($0,02 \pm 0,01$ itens·m⁻³), sendo que a maioria dos microplásticos consistiram em fibras/filamentos, isopor, fragmentos rígidos e macios, tinta e vidro/acrílico (GARCIA et al., 2020). A densidade de microplásticos identificada nesta pesquisa, utilizando redes de malha de 120 μm , assemelha-se àquela encontrada em nossas próprias observações.

Outro aspecto digno de destaque no âmbito dos resultados dessa tese, é a presença significativa de fragmentos de microplásticos que representaram mais da metade das partículas encontradas em nosso estudo. Tais dados corroboram pesquisas anteriores, em que o fragmento constituiu a forma mais frequente de microplástico em amostras de água do mar coletadas na superfície (IVARDO SUL et al., 2013; BIKKER et al., 2020; RAMÍREZ-ÁLVAREZ et al., 2020; KOBAYASHI et al., 2021; LI C. et al., 2022; RUSSEL e WEBSTER, 2021).

Especificamente, fragmentos também foram os mais prevalentes em águas marinhas em Marmara, Turquia (TUNÇER et al., 2018), em Marselha, no nordeste do Mar Mediterrâneo, sul da França (GÉRIGNY et al., 2022), em Guandong, no sul da China (ZHANG C. et al., 2020), e em Chesapeake Bay, nos Estados Unidos (BIKKER et al., 2020). Sua origem é principalmente atribuída à decomposição de produtos industriais e resíduos volumosos, resultantes de processos hidrodinâmicos costeiros e de oceano aberto, que provocam a degradação e fragmentação de partículas maiores de plásticos sólidos (ZHOU et al., 2018; D'HONT et al., 2021; DING et al., 2022).

Em 2013, Ivar do Sul e colaboradores, conduziram um estudo que investigou a presença e distribuição de microplásticos na superfície do oceano em torno do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, localizado no Atlântico Equatorial. Em um total de 17 pontos de coleta ao redor do arquipélago, os pesquisadores coletaram amostras de água e as analisaram para verificar a presença de microplásticos. Os resultados apontaram para a presença dessas partículas em todas as amostras, com uma concentração média de 0,12 partículas de microplásticos por litro de água do mar. Os tipos mais comuns de microplásticos encontrados foram fragmentos e fibras (IVAR DO SUL et al., 2013). Em sequência, em 2014, Ivar do Sul e outros cientistas, investigaram a presença de microplásticos em águas pelágicas em torno de ilhas oceânicas no Oeste do Atlântico Tropical, incluindo Fernando de Noronha, Abrolhos e Trindade. Os pesquisadores coletaram amostras de água em 14 pontos diferentes em uma região remota do oceano, longe de fontes de poluição terrestre direta. Os resultados mostraram que todas as amostras continham microplásticos, com uma concentração média de 0,27 partículas de microplásticos por litro de água do mar. Os tipos mais comuns de microplásticos encontrados foram fibras e fragmentos, e a presença de microplásticos na região foi atribuída a fatores como a poluição oceânica global e a degradação de resíduos de plástico maiores (IVAR DO SUL et al., 2014).

Ainda, durante o estudo conduzido por Kanhai et al. (2017), foi realizada uma análise da presença, distribuição e composição de microplásticos em amostras de água coletadas ao longo de um gradiente latitudinal do Oceano Atlântico. Verificou-se que a maioria dos microplásticos eram compostos por fibras ($n = 165$) e fragmentos ($n = 10$). Além disso, constatou-se que 72% dos microplásticos eram azuis, 9% eram transparentes, 8% eram rosa e 11% eram compostas por outras cores como roxo, marrom, vermelho, verde, cinza, preto, amarelo e branco. O modelo final utilizado para avaliar a abundância de microplásticos no Oceano Atlântico considerou seis variáveis explicativas: latitude, longitude, temperatura da água, salinidade e a direção e velocidade do vento.

Os microplásticos fragmentados encontrados na BS possuem formato irregular, o que sugere que esses objetos têm origem secundária e surgem por meio da fragmentação de produtos de consumo, como sacolas, garrafas e recipientes (RUSSELL e WEBSTER, 2021). Entretanto, de forma alternativa, alguns dos microplásticos classificados como fragmentos podem ter origem em produtos cosméticos, pois a produção desses produtos não se limita ao uso de esferas, mas também podem incluir fragmentos com formato indeterminado, empregues como ingredientes de cosméticos, como sabonetes faciais e cremes dentais (LESLIE, 2014; BALLENT et al., 2016). Assim, não se pode descartar a possibilidade de que

os microplásticos fragmentados encontrados na BS possam ter sua origem também de produtos cosméticos.

Simultaneamente, um grande número de microplásticos classificados como filmes foram encontrados nas amostras coletadas na BS. Essas partículas são um tipo de resíduo produzido pela degradação e decomposição de embalagens secundárias, como sacolas plásticas, filmes e embalagens utilizadas na agricultura e indústria (SUN X. et al., 2018; WANG T. et al., 2019; DING et al., 2022; AL NAHIAN et al., 2023). Devido à sua baixa densidade e formato bidimensional, esses microplásticos tendem a flutuar na superfície da água (WANG T. et al., 2019). Além disso, essas partículas são especialmente perigosas porque são muito pequenas para serem detectadas e removidas por meios físicos tradicionais, como filtros de borracha, filtros de areia e telas (AL NAHIAN et al., 2023).

Alguns estudos têm se concentrado em investigar a presença e os efeitos dos microplásticos do tipo filme nos ecossistemas marinhos. Por exemplo, um estudo publicado por Sun, X. e colaboradores (2018) identificou a presença desses microplásticos em praias costeiras na China, com concentrações mais elevadas em praias urbanas. Outro estudo realizado por Wang, T. e colaboradores, em 2019, analisou amostras de água coletadas em um rio e em uma lagoa na China, encontrando uma grande quantidade de microplásticos do tipo filme nas amostras. Correspondentemente, um estudo mais recente de Al Nahian e colaboradores, publicado em 2023, investigou a presença de microplásticos em estuários na Malásia e descobriu que as partículas desse tipo eram as mais abundantes em todas as amostras coletadas (SUN X. et al., 2018; WANG T. et al., 2019; AL NAHIAN et al., 2023).

As fibras constituíram o terceiro gênero de microplástico mais frequente na massa de detritos plásticos presentes em águas de superfície da BS. Analogamente, uma pesquisa realizada na Baía de Galway, na Irlanda, detectou quantidades significativas de microfibras em amostras de água coletadas através de redes de arrasto com uma malha de 300 μm (FRIAS et al., 2020), e, complementando, as microfibras também são um tipo de microplástico habitualmente encontrado nas águas costeiras de Portugal (RODRIGUES et al., 2020), na plataforma Amazônica do Brasil (QUEIROZ et al., 2022), na Baía de Hangzhou, na China (QU et al., 2022), bem como no Ártico (HUANG et al., 2022).

De tal modo, esses tipos de microplásticos são provenientes do descarte inadequado de artefatos de pesca, vestimentas, tapetes, artigos esportivos, calçados, acabamentos internos, brinquedos, embalagens plásticas, utensílios domésticos, ou derivadas de efluentes descartados na zona costeira e/ou de despejos de esgotos de embarcações, sendo transportadas principalmente pelas correntes marítimas e brisas predominantes (HIDALGO-RUZ et al.,

2012; PAN et al., 2019; KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2021; DING et al., 2022; AL NAHIAN et al., 2023).

Os *pellets* e espumas foram os tipos menos frequentes de microplásticos presentes na massa de detritos plásticos na BS. As microesferas, por sua vez, nem sempre são detectadas nos estudos e representam a forma menos comum de Mps (AL NAHIAN et al., 2023). Tais tipos de microplásticos são, em sua maioria, originados de produtos cosméticos (LASSEN et al., 2015; D'HONT et al., 2021), sendo liberados acidentalmente em águas marinhas como resíduos da produção industrial, esgotos costeiros e de embarcações (AL NAHIAN et al., 2023). Já os microplásticos do tipo espuma são usualmente achados em defensas de navios e plataformas de petróleo, bem como em equipamentos de pesca, os quais também podem contribuir para a chegada desses resíduos em águas de superfície marinha (LASSEN et al., 2015; AL NAHIAN et al., 2023). Na tabela 8 está apresentada uma comparação entre os dados obtidos nesta tese e os trabalhos sobre microplásticos em águas superficiais citados.

Tabela 8. Exemplos da presença de microplásticos nas águas costeiras e oceânicas.

Local de coleta	Tamanho de MPs	Concentração média	Tipo de MP	Cor	Referência
Brasil	1-2000 μm	10,6-43,17 Mp/L	Fragmentos, filmes, fibras, pellets, espumas	Azul, transparente, preto, branco, multicores	Este estudo
Brasil	<1 - >5 mm	0,02 - 0,12 Mp/m ³	Fragmentos, fibras, borracha	Branco, transparente, preto, colorido	Ivar do Sul et al., 2013
Brasil	0,053 – 16,94 mm	1,52 Mp/reboque	Plástico rígido, filmes plásticos, lascas de tinta, fibras, fios	Transparente, branco, preto/cinza, colorido (azul, verde, amarelo, vermelho)	Ivar do Sul et al., 2014
Dinamarca	>100 μm	0,39 – 3,54 Mp/m ³	Fragmentos, fibras	Colorido, transparente, branco	Lassen et al., 2015
México	n.d.	4,8 – 8,2 Mp/m ³	Fragmentos, fibras, miçangas	Colorido (vermelho, azul, amarelo), transparente, branco	Di Mauro et al., 2017
Alemanha até Africa do Sul	0,25 - 5 mm	0 - 8,5 Mp/m ³	Fibras, fragmentos	Azul, transparente, rosa	Kanhai et al. 2017
Mar Báltico	0,5-5 mm	0,40 \pm 0,58 Mp/litro	Fibras, flocos, fragmentos	Transparente	Bagayev et al. 2018
Brasil	100 - >5000 μm	4,8-11 Mp/m ³	Fragmentos, filmes, fibras	Azul, amarelo, branco, transparente, preto	Figueiredo e Vianna, 2018
China	200 - >5000 μm	0,13 \pm 0,20 Mp/m ³	Fragmentos, filmes, espumas, fibras	Transparente, azul	Sun, X. et al., 2018
Peru	0,8 mm - 65 mm	12,63 Mp/m ³	Filmes, filamentos, fragmentos, grânulos, espuma	Colorido (azul, opaco, verde, rosa), branco, transparente, preto	Tunçer, et al. 2018
China	0,5-5 mm	545 \pm 282 Mp/m ³	Filmes, fibras, grânulo, esferas	Transparente	Zhu, L. et al., 2018
China	0,3 - 5 mm	2,7 \times 10 ³ – 2,2 \times 10 ⁵ Mp/km ²	Fragmentos, <i>pellets</i> , fibras, linhas, filmes, espumas	Branco, marrom, transparente, cinza, preto	Pan et al., 2019
China	0,001- 1 mm	0,148 – 0,842 Mp/m ³	Fibras, <i>pellets</i> , filmes, espumas, fragmentos	Transparente, branco, preto, azul, amarelo	Wang, T. et al., 2019
EUA	> 0,3 μm	0,007 – 1,245 Mp/m ³	Fragmentos, filmes, fibras, espumas, esferas	Transparente, preto, branco, colorido (azul, marrom, verde, cinza, laranja, roxo, vermelho, bege, amarelo)	Bikker et al., 2020
Brasil	< 5 mm	7,62 Mp/m ³	Fragmentos, fibras, filmes plásticos	Colorido (azul, vermelho, multicolorido), preto, transparente, branco	Castro et al., 2020
Irlanda	1,5 - 20,760 μm	0,56 \pm 0,33 Mp/m ³	Fibras, fragmentos, linha de pesca, miçangas, filmes, espumas	Preto e colorido (azul, vermelho)	Frias et al., 2020
Brasil	n.d.	0,06 - 0,46 Mp/m ³	Fibras, espumas, plástico rígido, plástico maleável	Azul, preto, branco, vermelho	Garcia, et al., 2020
USA, UK	n.d.	11,4 - 3700 Mp/m ³	Fibras, fragmentos, esferas	Azul, preto, vermelho, transparente	Lindeque et al., 2020
México	0,10 - 10 mm	0,160 Mp/m ³	Fragmentos, filmes, fibras, espumas	n.d.	Ramírez-Álvarez et al., 2020c
Portugal	1 - 3 mm	0,02 \pm 0,02 Mp/m ³	Fibras, filmes	Transparente, branco, colorido (azul)	Rodrigues et al., 2020

China	< 0,5 mm - 4 mm	8895 Mp/m ³	Fragmentos, fibras, filmes, esferas	Branco, colorido (amarelo, vermelho, azul, verde), preto	Zhang C. et al., 2020
Japão	0,35 - >5 mm	0,49 ± 0,92 Mp/m ³	Fragmentos, espumas, fibras, filmes	Branco, transparente, azul, preto	Kobayashi et al., 2021
Baía de Bengala	< 1 - >5 mm	0,01 – 4,53 itens/m ²	Fragmentos, grânulos, fibras	Transparente, colorido, branco	Li C. et al., 2021
Escócia	< 200 µm – 5 mm	0 - 91,128 Mp/km ²	Fragmentos, filmes, esferas, fibras	Rosa, branco, azul	Russel e Webster, 2021
Irlanda	0,45-5.56 mm	0,40 ± 0,37 Mp/m ³	Fibras, fragmentos, filmes, esferas	Vermelho, azul	Courtene-Jones et al. 2022
China	100 µm - 5 mm	442,66 Mp/m ³	Grânulos, fragmentos, fibras, filmes	Amarelo, branco, transparente	Cui et al., 2022
China	< 0,5 mm - 5 mm	3,8 – 7,8 itens/L	Fibras, filmes, fragmentos	n.d.	Ding, et al., 2022
França	300 µm – 5 mm	39,217 - 514,817 itens/km ²	Fragmentos, filmes, espuma	n.d.	Gérigny, et al., 2022
Leste Asiático até o Ártico	0,30 - 5 mm	2,91 ± 1,93 Mp/m ³	Fibras, linhas, fragmentos	Preto, branco, transparente, colorido (vermelho, amarelo, azul, verde, marrom)	Huang et al., 2022
Índia	< 2 mm	0 – 4,97 itens/m ³	Fragmentos, linha, fibras, grânulos, filmes, esferas	Transparente, colorido, branco, preto	Li C. et al., 2022
China	0,3 - 5 mm	0,51 Mp/m ³	Fragmentos	Transparente, branco	Pan et al., 2022
China	0,13 - 4.9 mm	0,77–9,6 Mp/m ³	Fibras, fragmentos, espuma	Transparente, azul	Qu et al., 2022
Brasil	0,64 - 5 mm	3593 ± 2264 itens/m ³	Fibras, fragmentos	Colorido (azul, amarelo), transparente	Queiroz et al., 2022
Antártica	0,18 - 4.97 mm	0,10 ± 0,14 Mp/m ³	Linhas/fibras, flocos, filmes, grânulos	Transparente, colorido (azul, vermelho, verde, amarelo, outro), preto, branco	Zhang et al., 2022
Baía de Bengala	250-5000 µm	6,66 – 138,33 Mp/m ²	Filmes, fragmentos, fibras/linhas, espumas, pellets	Branco, preto, azul, vermelho, verde	Al Nahian et al., 2023

Legendas: Mps - microplásticos; n.d. - Não determinado; µm - microns; mm - milímetros.

Fonte: O autor, 2023.

A Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição Causada por Navios (MARPOL), que é um acordo internacional para prevenir a poluição marítima causada por navios, da qual o Brasil é signatário, proíbe a descarga de resíduos plásticos em todas as áreas marítimas protegidas e por qualquer navio, independentemente da sua bandeira, que viaje em águas internacionais (BORRELLE et al., 2017; GACUTAN et al., 2022). Apesar da existência de contestações universais quanto à legitimidade legal da MARPOL, um amplo número de estudos tem documentado sua eficiência na redução de resíduos plásticos provenientes de navios no oceano (LONG et al., 2022). Por isso, a Convenção MARPOL é um importante instrumento jurídico internacional que visa proteger o meio ambiente marinho e a saúde humana. Contudo, atualmente, não há nenhuma legislação marítima internacional que mencione diretamente a poluição por microplásticos nos oceanos causadas por embarcações marítimas (WALLER et al., 2017; TOBIN e URBAN-RICH, 2022).

Em última instância, a presença de microplásticos de diversas cores na BS pode ser um indicativo de diferentes tipos e origens dos Mps. Isso se deve às variadas propriedades e cores dos plásticos, que são fabricados, utilizados e descartados de maneiras distintas (KABIR et al., 2020). Neste estudo, as partículas azuis e transparentes foram as mais comuns, o que está em concordância com os resultados de diversas outras publicações (KANHAI et al., 2017; HUANG Y. et al., 2019; ZHANG D. et al., 2020; FORERO-LÓPEZ et al., 2021; ZHU J. et al., 2021; QUEIROZ et al., 2022; SHU X. et al., 2023).

A predominância de microplásticos azuis e transparentes pode ser explicada pelo fato de que essas colorações são frequentemente utilizadas em plásticos presentes em equipamentos de pesca (POSSATTO et al., 2011; WANG W. et al., 2017). De outra forma, os microplásticos transparentes também estão associados à produção e uso de produtos plásticos leves, como embalagens para alimentos (WANG T. et al., 2019). Outra possível explicação para a abundância de microplásticos azuis e transparentes é o fato de que essas cores são mais resistentes ao envelhecimento e à fotodegradação, o que pode facilitar sua presença em águas de superfície marinha (HOSSAIN et al., 2019; ALIKO et al., 2022).

É importante lembrar que partículas coloridas são mais atraentes para predadores visuais, como peixes, pássaros e tartarugas, e a biodisponibilidade potencial dessas partículas na BS pode impactar severamente a fauna marinha local (WRIGHT et al., 2013; VIANELLO et al., 2018; ALIKO et al., 2022; LI C. et al., 2022). Por outro lado, partículas brancas e transparentes são difíceis de distinguir, resultando em níveis mais altos de ingestão acidental (ZHANG T. et al., 2021).

Ao mesmo tempo, o tamanho dos microplásticos nas águas superficiais dos oceanos é igualmente uma grande preocupação, pois este atributo pode modificar a distribuição, toxicidade e biodegradabilidade desses fragmentos no ambiente marinho, bem como influenciar a frequência de ingestão acidental de Mps por animais marinhos (WRIGHT et al., 2013; KOELMANS et al., 2016). Nas amostras coletadas na BS, partículas microplásticas de 50 µm ou menos representaram mais de 30% do total dos Mps amostrados.

Na mesma direção, convém destacar que os microplásticos menores podem ser mais tóxicos para organismos marinhos (KÖGEL et al., 2020; ZHOU N. et al., 2023) e podem ser facilmente misturados com alimentos e consumidos por peixes juntamente com o plâncton (CRITCHELL e HOOGENBOOM, 2018). Experimentos com o mexilhão *Perna viridis* comprovaram que quanto menor o tamanho do microplástico usado em um bioensaio, maior é o impacto relacionado ao sistema imunológico nos organismos (JONG et al., 2022). De outra forma, testes realizados para avaliar o tempo de residência de fibras de diferentes tamanhos na espécie de crustáceo *Nephrops norvegicus* descobriram que partículas maiores podem permanecer mais tempo no corpo dessa espécie (JOYCE et al., 2022).

Devido à complexidade da estrutura físico-química dos Mps, a sua distribuição quando relacionada ao tamanho dos microplásticos é influenciada diretamente por fatores geográficos, climáticos, circulação oceânica, rotas de navegação e origem dos microplásticos (ADAMOPOULOU et al., 2021). Lugares com fortes correntes, como giros oceânicos, frentes oceânicas e áreas próximas à costa, tendem a acumular microplásticos menores, pois são facilmente transportados pelas correntes. Contraditoriamente, locais com correntes fracas, como baías abrigadas e estuários, tendem a acumular detritos de médio e grande porte, e, como os detritos não são facilmente transportados, eles têm maior probabilidade de encalhar nas costas, e/ou podem ficar presos em redemoinhos e giros (ARTHUR et al., 2009; MAXIMENKO et al., 2012; LAW et al., 2014; LEBRETON et al., 2017).

Em decorrência disso, altas quantidades de microplásticos estão concentradas nos giros subtropicais do Atlântico Norte e Sul, Pacífico Norte e Sul e Oceano Índico, concebendo cerca de metade do microplástico flutuante no oceano aberto. Nestas áreas, a quantidade de microplásticos pode ser até um milhão de vezes maior do que em outras regiões dos Oceanos Pacífico e Austral (GESAMP, 2015), por isso a presença heterogênea de microplásticos em grande e mesoescala, em campos que se estendem por dezenas de quilômetros, dificulta a extrapolação de dados locais de monitoramento para áreas maiores, tornando-os escassos (NERLAND et al., 2014; EGGER et al., 2022).

Não obstante, cumpre ressaltar que o método de coleta empregado na presente pesquisa pode ter exercido um impacto significativo sobre a computação da distribuição de tamanho das partículas de microplásticos presentes nas águas superficiais da BS. Conforme constatado em outros estudos, tais como os de Covernton et al. (2019) e Courtene-Jones et al. (2022), a utilização de garrafas de coleta tende a capturar microplásticos de menores dimensões quando comparada a outros métodos, como redes de arrasto. Por outro ângulo, a utilização de redes de arrasto configura-se como método eficaz para a coleta de microplásticos de maiores dimensões, mas pode subestimar a quantidade de partículas menores (LINDEQUE et al., 2020; PASQUIER et al., 2022).

Diante dessa perspectiva, é imprescindível a realização de diversas abordagens amostrais para investigação de Mps em águas superficiais marítimas, tendo em vista que distintos métodos de coleta podem afetar a leitura da distribuição de tamanho das partículas de microplásticos no mar (XU H, et al., 2022). Não obstante, os achados das análises revelaram que não houve diferenças nos níveis, categorias, dimensões e tonalidades dos microplásticos entre os distintos locais amostrados e épocas do ano, o que implica que outros elementos, tais como, correntes oceânicas e padrões de circulação de água, atividades antrópicas, como a poluição por plástico e o descarte inadequado de resíduos, interações com a vida marinha e a cadeia alimentar, processos de intemperismo e degradação dos plásticos no ambiente marinho. eventos climáticos e padrões sazonais, a geologia e topografia submarina, as fontes de entrada de microplásticos, como áreas urbanas, portos e zonas industriais. podem estar interferindo na propagação dos microplásticos na região da Bacia de Santos.

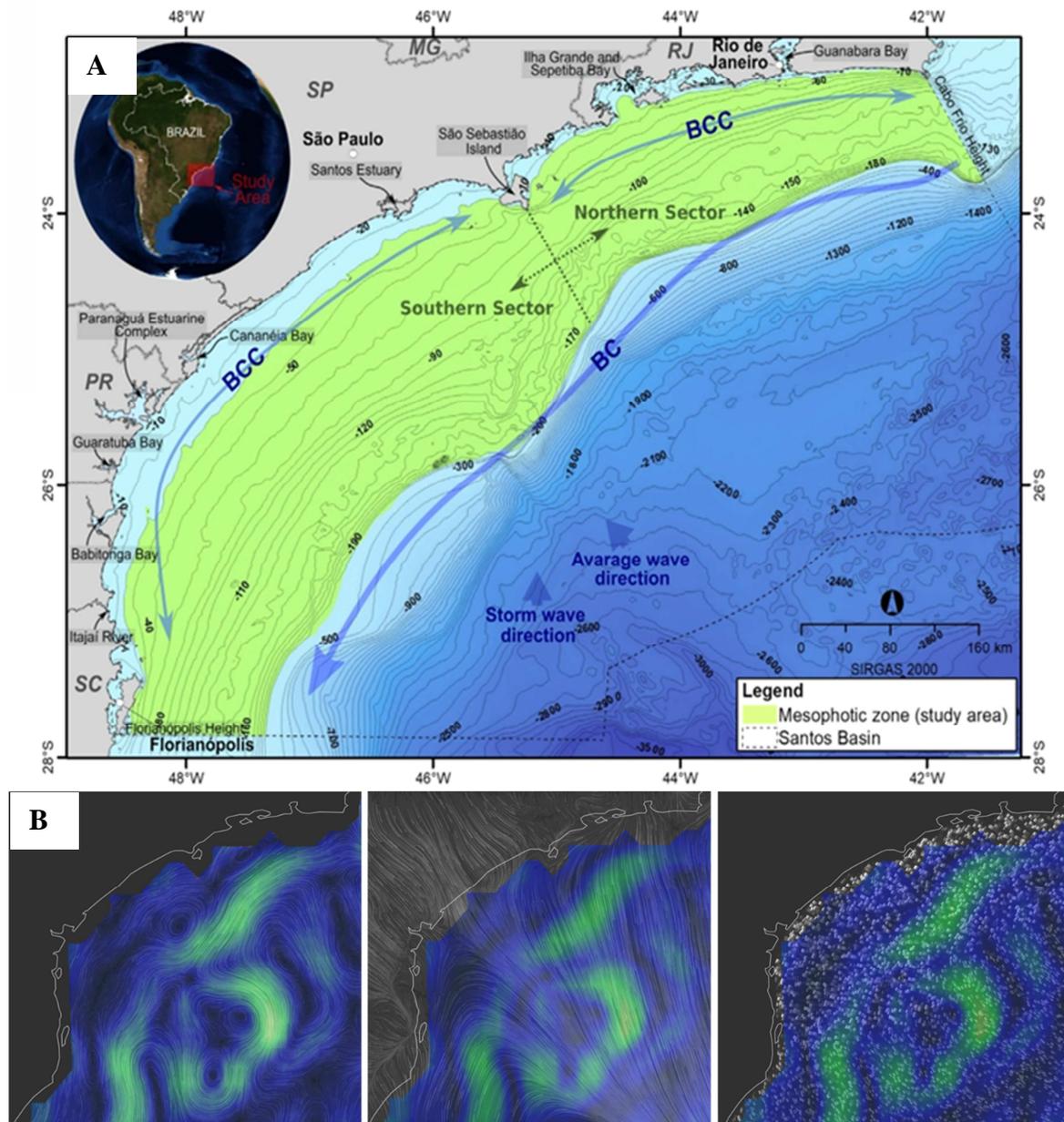
Nesse contexto, para uma compreensão mais aprofundada acerca da dinâmica da contaminação de microplásticos na Bacia de Santos, é recomendável realizar uma análise sistemática da abundância e distribuição desses materiais ao longo de todas as estações do ano. Tal abordagem considera que as condições das correntes marítimas, dos ventos e das ondas na Bacia de Santos são influenciadas por fatores climáticos, tais como variações sazonais das condições atmosféricas, incluindo sistemas de alta e baixa pressão e sistemas frontais, bem como outras condições climáticas locais (ROSSI-WONGTSCHOWSKI e MADUREIRA, 2006).

O processo de ressurgência costeira causada pelo vento está ligado ao transporte de Ekman (90° à esquerda da direção do vento incidente, no Hemisfério Sul, e à direita no Hemisfério Norte), que consiste na retirada de água superficial próxima à costa através do cisalhamento do vento, provocando movimentos ascendentes de água de camadas logo abaixo ou até mesmo de centenas de metros de profundidade (CUSHMAN-ROISING & BECKERS,

2009). Em vista disso, a plataforma norte da Bacia de Santos sofre influência de uma ressurgência costeira impulsionada pelo transporte e bombeamento Ekman (DOS SANTOS FILHO et al., 2022). É importante destacar que a Corrente do Brasil é a principal responsável pelo fluxo das águas superficiais na Bacia de Santos, uma vez que flui para o sul, sendo a principal responsável pelo fluxo das águas superficiais na região, associada à corrente de fronteira oeste do Giro Subtropical do Atlântico Sul anticiclônico, e, complementando, o padrão de ventos é influenciado pela presença da Zona de Convergência do Atlântico Sul (SACZ), com ventos predominantes de nordeste (GORDON, 1989; CAMPOS et al., 2000; DE ALMEIDA et al., 2015) (Figura 54).

Logo, tais informações são fundamentais para monitorar o transporte de plásticos entre os continentes e os oceanos, e assim, minimizar os impactos da introdução de microplásticos na Bacia de Santos. Em vista disso, não haveria exagero em se afirmar que conscientes de que a poluição causada por microplásticos representa um desafio global que requer ação imediata, diversas medidas preventivas devem ser adotadas, tais como a redução da produção e consumo de plásticos, o aumento da reciclagem, o descarte adequado e a melhoria na gestão dos resíduos plásticos. Porém, é fundamental que governos, indústrias e sociedade em geral colaborem mutualmente para limitar a entrada de microplásticos nos oceanos e proteger a vida marinha.

Figura 54 - Influências de fatores oceanográficos na Baía de Santos.



Legenda: A, Mapa da Baía de Santos (BS) detalhando a passagem da Corrente do Brasil (BC), da Corrente Costeira Brasileira (BCC), a direção dos ventos, e a batimetria.; B, Imagens das correntes oceânicas, ventos e ondas, respectivamente, agindo na Baía de Santos, na tarde do dia 07 de julho de 2023.

Fonte: A, Retirado de DOS SANTOS FILHO et al., (2022); B, Modificado pelo autor, 2023.

CONCLUSÃO

Os resultados desta pesquisa apontam para a presença de poluição por microplásticos nas águas superficiais da Bacia de Santos. Em todos os sete pontos de amostragem, foi identificado algum nível de contaminação, embora em locais e distâncias geográficas variadas, conferindo-lhes características singulares. Embora as concentrações de microplásticos variem entre os diferentes pontos de amostragem, elas são estatisticamente significativas. Fragmentos de microplásticos foram encontrados em concentrações mais elevadas nos pontos de amostragem BS5, BS6 e BS4, enquanto os filmes e fibras foram detectados com maior frequência nas estações BS1, BS2, BS3 e BS2.

A maioria dos microplásticos foram detectados em forma de fragmentos, seguidos de filmes e fibras, com abundância maior na faixa de tamanho entre 1-50 μm . As partículas foram categorizadas em oito cores distintas, com azul e transparente sendo as tonalidades mais frequentes. Embora não tenha havido diferença estatisticamente significativa na quantidade de microplásticos coletados em diferentes pontos de amostragem e épocas do ano, é importante continuar a realizar pesquisas adicionais para entender melhor a dinâmica dessa poluição e tomar medidas para reduzir a contaminação por microplásticos na Bacia de Santos.

Com base nos resultados obtidos, foi possível avaliar qualitativamente as características dos microplásticos nas águas superficiais da Bacia de Santos, descrevendo sua forma, tamanho e cores. Além disso, foram realizadas análises quantitativas para medir os diferentes tipos de partículas plásticas na região e estudar sua distribuição em diferentes áreas da Bacia de Santos. Nenhuma das hipóteses formuladas no capítulo II foi rejeitada.

A presença generalizada de microplásticos nas águas superficiais da Bacia de Santos foi confirmada, apoiando a primeira hipótese. Os microplásticos encontrados exibiram uma variedade de formas, tamanhos e cores, indicando a presença de diferentes tipos de plásticos e fontes de poluição, validando a segunda hipótese.

Perspectivas futuras

Os resultados deste estudo apresentam informações valiosas sobre a distribuição e a ocorrência de microplásticos na Bacia de Santos, que são de grande importância para compreender o impacto potencial dessas partículas nos ecossistemas marinhos. Como perspectivas futuras, é recomendável avaliar a presença de microplásticos em organismos amostrados na área, utilizar outros métodos de coleta, como redes de arrasto, para comparações, realizar análises quanto à composição plástica e fazer amostragens em mais pontos e em diferentes estações do ano, gerando assim um histórico sobre as concentrações e tipos de microplásticos na região.

REFERÊNCIAS

- AIGARS, J. et al. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of the Baltic Sea and the Gulf of Riga. *Marine Pollution Bulletin*, v. 172, p. 112860, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112860>.
- AL NAHIAN, S. et al. Distribution, characteristics, and risk assessments analysis of microplastics in shore sediments and surface water of Moheshkhali Channel of Bay of Bengal, Bangladesh. *Science of The Total Environment*, v. 855, p. 158892, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158892>.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. *Mar. Poll. Bull.*, v. 62, p. 1596-1605, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
- BAGAEV, A. et al. Anthropogenic microlitter in the Baltic Sea water column. *Marine Pollution Bulletin*, v. 129, n. 2, p. 918-923, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.049>.
- BAGAEV, A., et al. Anthropogenic fibres in the Baltic Sea Water Column: field data, laboratory and numerical testing of their motion. *Science of The Total Environment*, vol. 599-600, p. 560-71, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.185>.
- BAKIR, A., et al. Competitive sorption of persistent organic pollutants onto microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, no 12, p. 2782-89, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.09.010>.
- BAKIR, A., et al. A review of the analysis of microplastics in water: current techniques, limitations and future solutions. *The Analyst*, 145(20), p. 5994-6011, 2020.
- BALLENT, A. et al. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, v. 110, n. 1, p. 383-95, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.037>.
- BALTHAZAR-SILVA, D., et al. Rainfall and tidal cycle regulate seasonal inputs of microplastic pellets to sandy beaches. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 123, 2020. <http://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00123>.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 149, p. 110558, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110558>.
- BEAUREPAIRE, M. et al. microplastics in the atmospheric compartment: a comprehensive review on methods, results on their occurrence and determining factors. *Current Opinion in Food Science*, v. 41, p. 159-68, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2021.04.010>.
- BERGMANN, M. et al. Plastic pollution in the Arctic. *Nature Reviews Earth e Environment*, v. 3, n. 5, p. 323-37, 2022. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00279-8>.

BIKKER, J. et al. Microplastics and other anthropogenic particles in the surface waters of the Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 156, p. 111257, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111257>.

BORRELLE, S. B., et al. Why we need an international agreement on marine plastic pollution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, no. 38, pp. 9994-97, 2017. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714450114>.

CARVALHO, J. P. S., et al. Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 166, p. 112212, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112212>.

CASTRO, R. O. et al. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 555-558. 2016. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.037>.

CASTRO, R. O., et al. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 160, p. 111537, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111537>.

CHEN, Y., et al. Identification of microplastics in environmental matrices using Raman spectroscopy: A critical review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 124, p. 115791, 2020.

COSTA, M. B., et al. Abundance, composition, and distribution of microplastics in intertidal sediment and soft tissues of four species of bivalvia from southeast Brazilian urban beaches. *Science of The Total Environment*, vol. 857, p. 159352, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159352>.

COURTENE-JONES, W. et al. Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, vol. 231, no. Pt 1, p. 271-80, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.026>.

COURTENE-JONES, W., et al. Synthetic Microplastic Abundance and Composition along a Longitudinal Gradient Traversing the Subtropical Gyre in the North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 185, 114371, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114371>.

COVERNTON, G. A., et al. Size and shape matter: a preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. *Science of The Total Environment*, vol. 667, pp. 124-32, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.346>.

COZAR, A. et al. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 28, p. 10239-10244, 2014. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>.

CRITCHELL, K.; HOOGENBOOM, M. O. Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*). *PLOS ONE*, vol. 13, no. 3, p. e0193308, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193308>.

CUSHMAN-ROISING, B.; BECKERS. J. M. Introduction to Geophysical Fluid Dynamics: Physical and Numerical Aspects. Academic Press, 2009.

CUI, Y., et al. Microplastics in the surface waters of the south China Sea and the Western Pacific Ocean: different size classes reflecting various sources and transport. *Chemosphere*, v. 299, p. 134456, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134456>.

DE PONTES JÚNIOR, A. F., et al. Variação espacial da abundância de pellets plásticos na praia de Santos, São Paulo, Brasil. *Research, Society and Development*, 11(3), e53611326800-e53611326800. 2022. <http://doi.org/10.33448/rsd-v11i3.26800>.

D'HONT, A., et al. Dropping the microbead: source and sink related microplastic distribution in the Black Sea and Caspian Sea Basins. *Marine Pollution Bulletin*, v. 173, p. 112982, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112982>.

DAI, Z., et al. Microplastic ingestion by a common tropical freshwater fish in urban rivers of South China. *Environmental Pollution*, 234, p. 347-355, 2018.

DEHM, J., et al. Quantifying microplastics in sediments using Stereo Microscopy and Hyperspectral Imaging. *Water Research*, 174, p. 115630, 2020.

DEHM, P., et al. A review on microplastics in the aquatic environment: Occurrence, sources, fate and effects. *Science of The Total Environment*, 748, p. 141408, 2020.

DEVRIESE, L. I., et al. Bioaccumulation of PCBs from microplastics in Norway Lobster (*Nephrops norvegicus*): an experimental study. *Chemosphere*, vol. 186pp. 10-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.121>.

DI MAURO, R., et al. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the Northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, v. 230, p. 798-809, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>.

DING, R., et al. A Case study of distribution and characteristics of microplastics in surface water and sediments of the seas around Shenzhen, Southern coastal area of China. *Science of The Total Environment*, v. 838, p. 156063, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156063>.

DING, Y., et al. Distribution pattern and influencing factors for the microplastics in continental shelf, slope, and deep-sea surface sediments from the South China Sea. *Environmental Pollution*, v. 309, p. 119824, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119824>.

DOS SANTOS FILHO J. R. et al. Mesophotic bioclastics and bioconstructions at the continental shelf of Santos Basin, Brazil. *Sedimentary Geology*, 442, 106294 2022. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2022.106294>.

ERIKSEN, M. 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*, v. 9, n. 12, e111913, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>.

ERSHOVA, A. et al. Combining citizen and conventional science for microplastics monitoring in the White Sea Basin (Russian Arctic). *Marine Pollution Bulletin*, v. 173, p. 112955, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112955>.

FERNANDEZ, P., e DOS SANTOS, M. L. Geopolítica do pré-sal e os interesses dos Estados Unidos. *Brasil Soberano: revista do Núcleo de Estudos e Análises Internacionais*, 1(1), p. 27-36, 2017.

FERREIRA, E., et al. Review on microplastics in urban sewage: Occurrence, treatment, and analytical methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(25), p. 31764-31779, 2020.

FERREIRA, V., et al. Quantification of microplastics using thermal gravimetric analysis: a screening method for aqueous samples. *Water Research*, 182, p. 115946, 2020.

FIGUEIREDO, G. M.; VIANNA, T. M. P. Suspended microplastics in a highly polluted bay: abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Marine Pollution Bulletin*, v. 135, p. 256-265, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>.

FONTES, M. K., et al. Mussels Get Higher: A study on the occurrence of cocaine and benzoylecgonine in seawater, sediment and mussels from a subtropical ecosystem (Santos Bay, Brazil). *Science of The Total Environment*, vol. 757, p. 143808, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143808>.

FORERO-LÓPEZ, A. D. et al. Occurrence, distribution, and characterization of suspended microplastics in a highly impacted estuarine wetland in Argentina. *Science of The Total Environment*, v. 785, p. 147141, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147141>.

FRIAS, J. P. G. L. et al. Floating microplastics in a coastal embayment: a multifaceted issue. *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, p. 111361, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111361>.

GACUTAN, J. et al. Mapping marine debris risk using expert elicitation, empirical data, and spatial modelling. *Environmental Science e Policy*, v. 138, p. 44-55, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.09.017>.

GAGO, J., et al. Standard protocol for monitoring microplastics in seawater. *Frontiers in Marine Science*, 6, p. 707, 2019.

GAMBOA, L. A. P., et al. Análise integrada de dados geofísicos e geológicos da Bacia de Santos. *Revista Brasileira de Geofísica*, 27(2), p.209-223, 2009.

GARCIA, T. M. et al. Microplastics in Subsurface Waters of the Western Equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, p. 110705, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>.

GÉRIGNY, O. et al. Characterization of floating microplastic contamination in the Bay of Marseille (French Mediterranean Sea) and its impact on zooplankton and mussels. *Marine Pollution Bulletin*, v. 175, p. 113353, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113353>.

GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Kershaw, P. J., ed. Rep. Stud. n°. 90, 96 p. 2015.

HAMILTON, C. S., et al. Microplastic contamination of drinking water sources: A global environmental problem. *Chemosphere*, 273, p. 129726, 2021.

HIDALGO-RUZ, Valeria, et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science e Technology*, v. 46, n. 6, p. 3060-75, 2012. <https://doi.org/10.1021/es2031505>.

HOSSAIN, M. S. et al. Microplastics in fishes from the Northern Bay of Bengal. *The Science of the Total Environment*, v. 690, p. 821-830, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.065>.

HUANG, Y. et al. Distribution characteristics of microplastics in Zhubi Reef from South China Sea. *Environmental Pollution*, v. 255, p. 113133, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113133>.

HUANG, Y. et al. Systematical insights into distribution and characteristics of microplastics in near-surface waters from the East Asian Seas to the Arctic Central Basin. *Science of The Total Environment*, v. 814, p. 151923, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151923>.

IVAR DO SUL, J. A. et al. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air, e Soil Pollution*, v. 225, n. 7, p. 2004, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2004-z>.

IVAR DO SUL, J. A. et al. Pelagic microplastics around an archipelago of the equatorial Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, v. 75, n. 1, p. 305-309, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.040>.

IZAR MENDES, G., et al. Can the colors of beach-stranded plastic pellets in beaches provide additional information for the environmental monitoring? A case study around the Port of Santos, Brazil. *International Aquatic Research*, 14(1), 2022. <https://doi.org/10.22034/IAR.2022.1943050.1205>.

IZAR MENDES, G., et al. Quantitative analysis of pellets on beaches of the São Paulo coast and associated non-ingested ecotoxicological effects on marine organisms. *Regional Studies in Marine Science*, 29, 100705, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100705>.

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

JAMIESON, A. J., et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, vol. 6, no. 2, p. 180667, 2019. <https://doi.org/10.1098/rsos.180667>.

KABIR, A. H. M. E., et al. Microplastics pollution in the Seto Inland Sea and Sea of Japan surrounded Yamaguchi Prefecture areas, Japan: Abundance, characterization and distribution,

and potential occurrences. *Journal of Water and Environment Technology*, v. 18, n. 3, p. 175-94, 2020. <https://doi.org/10.2965/jwet.19-127>.

KANHAI, L. D. K., et al. Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 115, n. 1, p. 307-314, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.025>.

KOBAYASHI, T. et al. Spatiotemporal variations of surface water microplastics near Kyushu, Japan: a quali-quantitative analysis. *Marine Pollution Bulletin*, v. 169, p. 112563, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112563>.

KÖGEL, T. et al. Micro- and nanoplastic toxicity on aquatic life: determining factors. *Science of The Total Environment*, v. 709, p. 136050, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136050>.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G. et al. How well-protected are protected areas from anthropogenic microplastic contamination? Review of analytical methods, current trends, and prospects. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, v. 32, p. e00147, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2021.e00147>.

LACERDA, A. L. D. F., et al. Plastics in Sea Surface Waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, vol. 9, no. 1, p. 3977, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4>.

LASSEN, C. et al. Microplastics: occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Copenhagen, Denmark: Danish Environmental Protection Agency, 2015. Disponível em: https://www.tilogaard.dk/Miljostyrelsens_rapport_om_mikroplast_978-87-93352-80-3.pdf.

LEBRETON, L. C. et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific reports*, v. 8, n. 1, p. 4666, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.

LESLIE, H.A. Review of microplastics in cosmetics: scientific background on a potential source of plastic particulate marine litter to support decision-making. Institute for Environmental Studies, VU University of Amsterdam, 2014.

LI, C. et al. Pelagic microplastics in surface water of the Eastern Indian Ocean during monsoon transition period: Abundance, distribution, and characteristics. *Science of the Total Environment*, 755, p. 142629, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142629>.

LI, C. et al. Cross-oceanic distribution and origin of microplastics in the subsurface water of the South China Sea and Eastern Indian Ocean. *Science of The Total Environment*, v. 805, p. 150243, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150243>.

LI, Q., et al. Microplastics in soils of urban parks and peri-urban forests of Beijing, China. *Science of the Total Environment*, 774, p. 145729, 2021.

LI, X., et al. Review of sampling, identification, detection technologies and exposure risk assessment of microplastics in water environment. *Journal of Environmental Sciences*, 101, p. 199-213, 2021.

LIBOIRON, M. et al. Abundance and types of plastic pollution in surface waters in the Eastern Arctic (Inuit Nunangat) and the case for reconciliation science. *Science of The Total Environment*, v. 782, p. 146809, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146809>.

LINDEQUE, P. K. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, v. 265, p. 1147212, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>.

LIU, M. et al. Microplastics in the Western Pacific and South China Sea: spatial variations reveal the impact of Kuroshio intrusion. *Environmental Pollution*, v. 288, p. 117745, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117745>.

LONG, Z. et al. Anthropocene microplastic stratigraphy of Xiamen Bay, China: a history of plastic production and waste management. *Water Research*, v. 226, p. 119215, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119215>.

MACEDO, J. L. V. Sedimentação e tectônica cenozóicas na margem continental sul do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 61, p. 1-34, 1989.

MACIEIRA, R. M., et al. Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, Southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 167, p. 112371, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112371>.

MARKIC, A. et al. Microplastic pollution in the surface waters of Vava'u, Tonga. *Marine Pollution Bulletin*, v. 185, p. 114243, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114243>.

MENGATTO, M. F., NAGAI, R.H. A first assessment of microplastic abundance in sandy beach sediments of the Paranaguá estuarine complex, south Brazil (RAMSAR Site). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 177, p. 113530, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113530>.

MONTEIRO, I. B., et al. Composition and spatial distribution of floating plastic debris along the estuarine ecocline of a subtropical coastal lagoon in the Western Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 179, p. 113648, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113648>.

MOREIRA, V. L., et al. A seismological investigation of the region of the São Paulo Plateau and Santos Basin in southeastern Brazil. *Geophysics Journal International*, 170(2), p. 893-903, 2007.

NARLOCH, I. et al. Microplastic in the Baltic Sea: a review of distribution processes, sources, analysis methods and regulatory policies. *Environmental Pollution*, v. 315, p. 120453, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120453>.

NUNES, R. A., et al. Environmental risk assessment of oil exploration in the Santos Basin, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), p. 2842-2849, 2011.

PAES, E. S., et al. Widespread microplastic pollution in mangrove soils of Todos os Santos Bay, Northern Brazil. *Environmental Research*, vol. 210, p. 112952, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112952>.

PAN, Z. et al. Environmental implications of microplastic pollution in the Northwestern Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 146, p. 215-224, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.031>.

PAN, Z. et al. Widespread occurrence of microplastic pollution in open sea surface waters: evidence from the mid-north Pacific Ocean. *Gondwana Research*, v. 108, p. 31-40, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.10.024>.

PASQUIER, G. et al. Manta net: the golden method for sampling surface water microplastics in aquatic environments. *Frontiers in Environmental Science*, v. 10, p. 811112, 2022. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.811112>.

PHAM, C. K., et al. Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic Subtropical Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 121, no. 1-2, p. 222-29, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.008>.

PINTO, L. J. L. B. et al. Microplásticos no oceano: sob a perspectiva da economia azul. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v. 13, n. 1, p. 263-275, 2022. <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.001.0021>.

PRATA, J. C. et al. Effects of spatial and seasonal factors on the characteristics and carbonyl index of (micro)plastics in a sandy beach in Aveiro, Portugal. *Science of The Total Environment*, v. 709, p. 135892, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135892>.

PUROHIT, H. J., et al. Metagenomics: an approach to reveal the microbial diversity of environment. In: *Microbial Diversity in Ecosystem Sustainability and Biotechnological Applications* p. 1-22, 2020.

QU, J., et al. Microplastics in seawater, sediment, and organisms from Hangzhou Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 181, p. 113940, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113940>.

QUEIROZ, A. F. S., et al. First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. *Science of The Total Environment*, v. 839, p. 156259, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156259>.

RAMÍREZ-ÁLVAREZ, N., et al. Challenges in microplastics identification and quantification: The necessary quality assurance guidelines. *Journal of Hazardous Materials*, 391, p. 122195, 2020a.

RAMÍREZ-ÁLVAREZ, N., et al. Development of a new methodology for sampling and quantifying microplastics in sandy beaches of tropical areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(33), p. 41722-41734, 2020b.

RAMÍREZ-ÁLVAREZ, N., et al. Microplastics: sources and distribution in surface waters and sediments of Todos Santos Bay, Mexico. *Science of The Total Environment*, v. 703, p. 134838, 2020c. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134838>.

RIBEIRO, V. V., et al. Anthropogenic litter composition and distribution along a chemical contamination gradient at Santos Estuarine System—Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 46, 101902, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101902>.

RIMA - Relatório de impacto ambiental. Atividade de Produção e escoamento de Petróleo e Gás natural do Polo pré-sal da Bacia de Santos etapa 2 do pré-sal na Bacia de Santos. 2015.

ROCHMAN, C. M., et al. Anthropogenic debris in seafood: plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, v. 5, n. 1, p. 14340, 2015. <https://doi.org/10.1038/srep14340>.

RODRIGUES, D. L., et al. Current methodologies and challenges for microplastics identification and quantification in environmental matrices. *Analytical Methods*, 12(25), p. 3077-3091, 2020.

RODRIGUES, S. M., et al. Microplastics contamination along the coastal waters of NW Portugal. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, v. 2, p. 100056, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100056>.

RODRÍGUEZ-SEIJO, A.; PEREIRA, M.S. A review of the analytical methods to determine microplastics in water samples. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 97, p. 257-271, 2017.

RUMMEL, C.D., et al. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental Science e Technology Letters*, v. 4, n. 7, pp. 258-67, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>.

RUSSELL, M.; WEBSTER, L. Microplastics in sea surface waters around Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, v. 166, p. 112210, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112210>.

SCHNEIDER, R. C., et al. Pre-salt discoveries in Brazil: history, status, and challenges. *Interpretation*, 1(2), p. SD17-SD26, 2013.

SEVERINI, F., et al. Microplastics in the Mediterranean Sea: a closer look. *Environment International*, 130, p. 104912, 2019.

SILVA, M. M., et al. Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 141, pp. 561-68 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.064>.

SIMANTIRIS, N. et al. 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, p. 129349, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129349>.

SUN, X., et al. Microplastics in seawater and zooplankton from the Yellow Sea. *Environmental Pollution*, v. 242, n. Pt A, p. 585-595, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.014>.

SUN, Y. et al. Sources and distribution of microplastics in the East China Sea under a three-dimensional numerical modelling. *Environmental Pollution*, v. 311, p. 119910, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119910>.

TOBIN, C., and J. URBAN-RICH. The fiber microparticle pipeline in the marine water column - from source to mitigation strategies. *Environmental Advances*, vol. 7, 2022, p. 100133. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100133>.

TUNÇER, S. et al. First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, v. 135, p. 283-289, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.054>.

TURRA, A. et al. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports*, v. 4, n. 1, p. 4435, 2014. <https://doi.org/10.1038/srep04435>.

UNITED NATIONS CLIMATE CHANGE. Plastic Promise? Actions to deal with plastic waste. UN Climate Change, 2022. Disponível em: <https://unfccc.int/blog/plastic-promise>. Acesso em: 18 fev. 2023.

VEDOLIN, M. C., et al. Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 129(2), 487-493, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.019>.

VIANA, Rafael Pinto Cherene. Caracterização da halocinese e seus impactos na interpretação sísmica do topo do sal em uma porção distal da Bacia de Santos. Dissertação (Mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2018. Orientador: Wagner Moreira Lupinacci.

VIBHATABANDHU, P.; SRITHONGOUTHAI, S. Influence of seasonal variations on the distribution characteristics of microplastics in the surface water of the inner gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, v. 180, p. 113747, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113747>.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*; Barceló, D.; Kostianoy, A. G., ed.; Springer International Publishing: New York, Vol. 58, 2018.

WALLER, C. L., et al. Microplastics in the Antarctic Marine System: An Emerging Area of Research. *Science of The Total Environment*, vol. 598, pp. 220-27, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>.

WANG, J., et al. Porous microplastics enhance polychlorinated biphenyls-induced thyroid disruption in juvenile japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 174, p. 113289, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113289>.

WANG, J., et al. Microplastic pollution in soils from China: Evidence, challenges and perspectives. *Environment International*, 150, p. 106415, 2021.

WANG, T., et al. Preliminary study of the source apportionment and diversity of microplastics: taking floating microplastics in the South China Sea as an example. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, vol. 245, 2019, pp. 965-74. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.110>.

WANG, X., et al. Strategies for microplastics analysis and monitoring: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 401, p. 123362, 2021.

XIA, M., et al. Microplastic pollution in coastal sediments of the Yellow Sea, China. *Science of the Total Environment*, 766, p. 144438, 2021.

XIA, Y., et al. Current status and research progress of microplastics in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 170, p. 112, 2021.

XU, A. et al. Status and prospects of atmospheric microplastics: a review of methods, occurrence, composition, source and health risks. *environmental pollution*, v. 303, p. 119173, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119173>.

XU, H., et al. Contamination of sea surface water offshore the Tokai Region and Tokyo Bay in Japan by small microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 185, 2022, p. 114245. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114245>.

YAN, M. et al. A Preliminary study of the association between colonization of microorganism on microplastics and intestinal microbiota in shrimp under natural conditions. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 408, p. 124882, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124882>.

ZHANG, C. et al. Microplastic pollution in surface water from east coastal areas of Guangdong, South China and preliminary study on microplastics biomonitoring using two marine fish. *Chemosphere*, v. 256, p. 127202, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127202>.

ZHANG, S., et al. Distribution characteristics of microplastics in surface and subsurface Antarctic Seawater. *Science of The Total Environment*, v. 838, p. 156051, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156051>.

ZHOU, Q., et al. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, v. 322, p. 201-08, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>.

ZHU, H., et al. Contamination of microplastics in surface water and sediments of the Beijiang River, South China. *Journal of Hydrodynamics*, 30(1), p. 144-152, 2018.

ZHU, J., et al. Long-term trends of microplastics in seawater and farmed oysters in the Maowei Sea, China. *Environmental Pollution*, v. 273, p. 116450, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116450>.

ZHU, L., et al. Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: observations on occurrence, distribution and identification. *Science of The Total Environment*, v. 636, p. 20-29, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.182>.

5 - MICROPLÁSTICOS NA ZONA COSTEIRA DA BAÍA DA ILHA GRANDE, R.J.: ANÁLISE EM ÁGUAS DE SUPERFÍCIE E ESPONJAS MARINHAS DA ESPÉCIE *DRAGMACIDON RETICULATUM* (RIDLEY & DENDY, 1886)

5.1 Introdução

A poluição por microplásticos (MPs) emergiu como um dos principais desafios ambientais deste século, ameaçando ecossistemas terrestres e aquáticos em todo o mundo (ZIANE et al., 2023). A produção e o descarte irresponsável de plásticos e a consequente geração de mps têm causado um aumento alarmante na poluição dos oceanos, resultando em danos irreparáveis à vida marinha e à saúde humana (FANG, C. et al., 2018; CAI, X. et al., 2023). Essas partículas minúsculas têm a capacidade de se acumular em diferentes ambientes, desde solos e rios até mares e oceanos (CHANG, J. et al., 2023; DALU et al., 2023).

Um ambiente particularmente afetado pelos MPs são as baías costeiras, que incluem áreas como enseadas, baías e estuários próximos à costa (YIN, M. et al., 2022; HOSSAIN et al., 2023). Primeiramente, as baías costeiras são frequentemente influenciadas pelo escoamento de águas pluviais e rios que transportam resíduos plásticos provenientes de áreas urbanas e agrícolas (LESLIE et al., 2017; VAID et al., 2022).

De forma análoga, a poluição por MPs na zona costeira brasileira está se tornando uma preocupação cada vez maior. O país possui uma extensa costa que se estende por cerca de 8.500 km ao longo do Oceano Atlântico e enfrenta desafios significativos em relação à presença dessas partículas de plástico em seus ecossistemas costeiros. Os impactos ambientais e as potenciais consequências para a saúde humana e a vida marinha são motivo de preocupação, como comprovado por diversos estudos que analisaram a presença de diferentes tipos de MPs em vários ambientes e animais marinhos ao longo da costa brasileira (DE CARVALHO et al., 2016; SANTANA et al., 2016; BAPTISTA NETO et al., 2019; OLIVATTO et al., 2019; SALDAÑA-SERRANO et al., 2022; DA COSTA et al., 2023; SCHUAB et al., 2023; TRINDADE et al., 2023).

Paralelamente a isso, e de forma geral, as baías costeiras são frequentemente áreas de alta atividade humana, como turismo, pesca e navegação (UNEP, 2016; GALINDO MONTERO et al., 2023). A presença de embarcações e navios, por exemplo, pode levar à liberação de MPs provenientes de pinturas *antifouling*, que são usadas para evitar o

crescimento de organismos marinhos no casco das embarcações e também contribuem para a poluição por MPs nessas regiões (ABREU et al., 2020; TURNER, 2021).

Além de tudo, os resíduos plásticos lançados nos oceanos podem alcançar as baías costeiras através de correntes, ondas e ventos. Os ventos transportam partículas de plástico suspensas no ar, depositando-as na água ou em áreas costeiras, especialmente em regiões com ventos fortes, áreas urbanas próximas e fontes de resíduos plásticos. Além disso, a chegada e distribuição de MPs em baías costeiras por meio das correntes e ondas são relevantes, pois os resíduos plásticos lançados nos oceanos podem ser carregados pelas correntes e eventualmente chegar às baías costeiras. (VEERASINGAM et al., 2016; IWASAKI et al., 2017; JANAKIRAML et al., 2023; ROSSATTO et al., 2023), sendo assim, esses mecanismos de transporte desempenham um papel importante na disseminação e acumulação de MPs nas áreas costeiras (BOM e SÁ, 2022).

No contexto mencionado, é importante ressaltar que organismos bentônicos, como esponjas marinhas, moluscos bivalves (como mexilhões e ostras) e certos tipos de plâncton, estão particularmente vulneráveis à contaminação por MPs. Esses organismos estão expostos diretamente a esse poluente, uma vez que seu modo de alimentação pode levar à ingestão acidental de componentes inorgânicos que estão presentes em altas concentrações na coluna da água (Figura 55). (BIRNSTIEL et al., 2019; ZIANI et al., 2023).

Figura 55 - Origens potenciais de microplásticos e sua disponibilidade para comunidades bentônicas marinhas



Fonte: O autor, 2023.

No caso das esponjas, que são principalmente animais marinhos sésseis, sua superfície apresenta numerosos poros ou óstios que permitem a entrada e circulação de água por uma complexa rede de canais (MALDONADO, et al., 2012; DE PAO, et al., 2023). Além disso, a contaminação por mps em organismos filtradores pode ter impactos nas cadeias alimentares marinhas. Como esses organismos são frequentemente consumidos por peixes, aves marinhas e outros predadores, a transferência dos mps ao longo da cadeia alimentar é uma preocupação significativa, já que essas micropartículas podem se acumular em níveis tróficos mais altos, potencialmente afetando a saúde e o desempenho desses animais (BHUTTO et al., 2023; GOSWAMI et al., 2023; MAMUN et al., 2023).

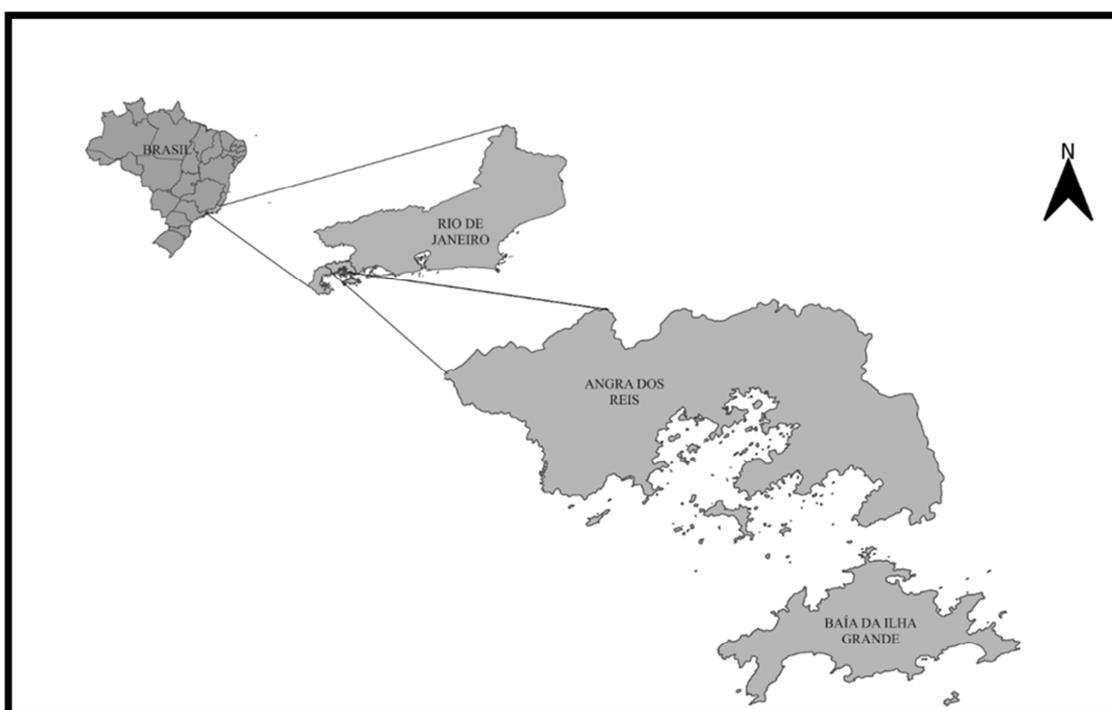
Paralelo ao exposto, os efeitos dos mps nos organismos filtradores podem se estender além do nível individual e afetar as populações e os ecossistemas em geral. Por exemplo, as esponjas marinhas, que são consideradas importantes filtradores da água, podem acumular grandes quantidades de mps em seus tecidos, como confirmado nos trabalhos de CELIS-HERNÁNDEZ (2021), DE MARCHI et al. (2022) e Soares et al. (2022). Isso pode levar a uma redução da eficiência de filtração, afetando negativamente a qualidade da água e a disponibilidade de nutrientes para outros organismos (CELIS-HERNÁNDEZ, 2021; YAKHNENKO et al., 2022).

Sendo assim, no âmbito das complexas interações ecológicas, esses animais são influenciados pela qualidade da água, notadamente por partículas orgânicas e minerais, bem como por diversos tipos de poluentes e materiais orgânicos dissolvidos, tornando-os eficientes biomonitores de poluição doméstica e industrial (STABILI et al., 2008; CELIS-HERNÁNDEZ, 2021; SOARES et al., 2022; YAKHNENKO et al., 2022).

Portanto, as investigações sobre a presença de microplásticos (MPs) em esponjas marinhas e na coluna d'água assumem uma importância crucial. Essas esponjas desempenham funções essenciais nos ecossistemas costeiros, desempenhando atividades de filtração da água, ciclagem de nutrientes e oferecendo habitats para uma variedade de espécies. Compreender os mecanismos de interação entre os MPs e as esponjas marinhas é vital para o desenvolvimento de estratégias eficazes de mitigação. Isso inclui a identificação dos processos pelos quais os MPs penetram nas esponjas. Dessa forma, os conhecimentos adquiridos nesse campo podem fornecer informações valiosas para orientar decisões e políticas de conservação marinha. Isso, por sua vez, assegura a proteção dos recursos naturais e promove o bem-estar das comunidades dependentes desses ecossistemas.

Um exemplo notável é a Baía da Ilha Grande (BIG), uma área de grande relevância situada na Costa Verde do estado do Rio de Janeiro, com coordenadas geográficas em 23° 8' 26" S, 44° 14' 50" W (Figura 56). A BIG, apesar de apresentar características de preservação, como remanescentes da floresta atlântica insular, sofreu alterações substanciais devido à intervenção humana. Destaca-se pela diversidade de ecossistemas marinhos, incluindo costões rochosos, ilhas, praias arenosas e manguezais. Essas características são emblemáticas da região da costa verde do Sudeste Brasileiro, onde a Serra do Mar encontra o litoral (BELO et al., 2002; SOARES et al., 2014; KJERFVE et al., 2021; PÓVOA et al., 2022).

Figura 56 – Área de estudo (Baía de Ilha Grande, RJ).



Fonte: O autor, 2023.

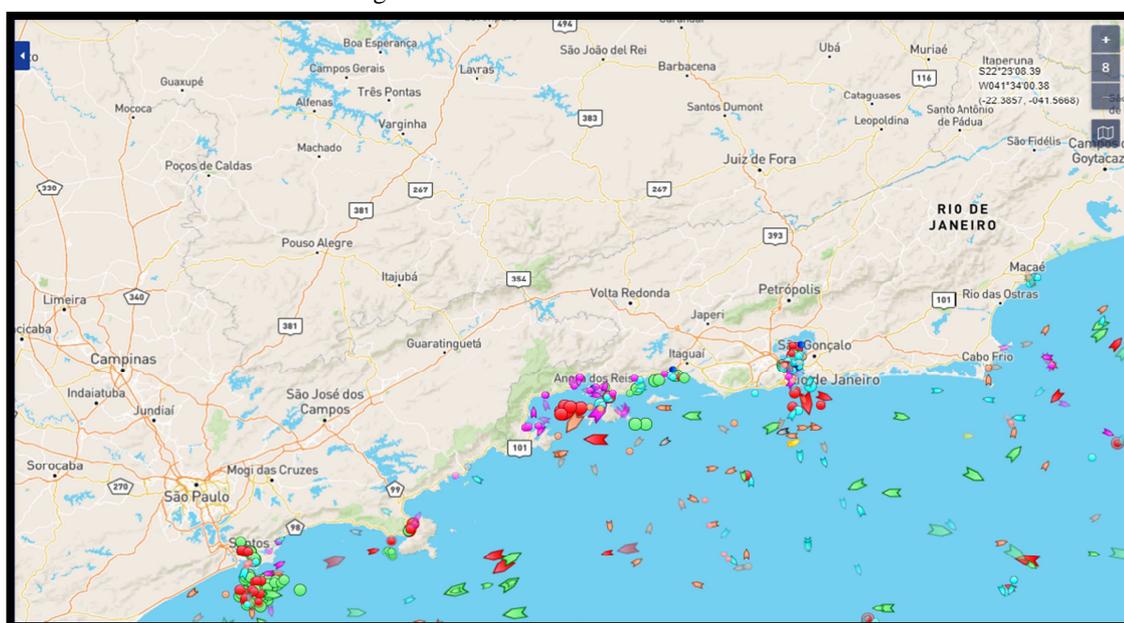
Do mesmo modo, a BIG com uma área superficial de aproximadamente 350 km², destaca-se como uma região de grande importância para a conservação ambiental no estado do Rio de Janeiro. Ela abriga o maior número de Unidades de Conservação na região devido à sua imensa riqueza de flora e fauna. Ao mesmo tempo a baía apresenta uma diversidade de micro-habitat, incluindo praias, ilhas, manguezais e costões rochosos (BELO et al., 2002; CREED et al., 2007).

Sendo fortemente influenciada pelas águas oceânicas, a sua produtividade é afetada pelos nutrientes das Águas Centrais do Atlântico Sul (SACW) e pela matéria orgânica transportada pelos rios na bacia hidrográfica (CREED et al., 2007; FREIRE et al., 2020), ao

passo que, a baía está conectada ao sistema estuarino da baía de Sepetiba, permitindo a confluência entre diferentes correntes marítimas (PÓVOA et al., 2022).

Adicionalmente, a Baía de Sepetiba enfrenta desafios relacionados ao turismo, pesca e preservação ambiental, devido à presença de empreendimentos imobiliários, um grande estaleiro, um complexo nuclear e um terminal marítimo de petróleo, além do Porto de Sepetiba que é considerado um dos maiores portos de carga da América Latina, que resulta em um aumento significativo no tráfego de embarcações nessa área (Figura 57) (DA SILVA et al., 2022).

Figura 57 – Tráfego de embarcações em tempo real (09/07/2023 às 16:00 LT) próximo a zona costeira da Baía da Ilha Grande e ao longo do litoral do Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: Retirado de <https://www.vesselfinder.com/?p=BRSPB002>

Dessa forma, com base nas considerações apresentadas, a BIG destaca-se como uma área de extrema importância devido à sua relevância como uma baía significativa e à sua vulnerabilidade à contaminação por mps. Destarte, foi selecionada como área de estudo para analisar a contaminação de mps em amostras de água superficial e esponjas marinhas. Essa abordagem estratégica proporcionará uma compreensão mais aprofundada do impacto dos mps nesse ecossistema costeiro, afinal, é importante destacar que essa pesquisa preencherá uma lacuna de conhecimento, pois não foram encontrados estudos investigativos prévios utilizando esponjas marinhas e amostras de água superficial na BIG.

5.2 Objetivos

5.2.1 Objetivo Geral

Determinar a abundância e distribuição de microplásticos em águas superficiais e esponjas marinhas coletadas em diferentes regiões da Baía da Ilha Grande.

5.2.2 Objetivos Específicos

1. Realizar uma avaliação qualitativa que descreva as características de forma, tamanho e cores dos microplásticos presentes nas águas superficiais da Baía da Ilha Grande;
2. Realizar medições quantitativas para quantificar os diferentes tipos de partículas plásticas encontradas na região;
3. Investigar a distribuição, abundância e características (incluindo forma, tamanho e cores) dos microplásticos presentes em esponjas marinhas da espécie *Dragmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886), coletadas em diversas áreas da Baía da Ilha Grande.

5.2.3 Hipóteses:

- I. A Baía da Ilha Grande apresenta uma contaminação significativa por partículas plásticas, com microplásticos de diferentes formas e cores;
- II. Comparativamente com as águas oceânicas da Bacia de Santos, a Baía da Ilha Grande é caracterizada por uma maior quantidade de microplásticos, com uma ampla variedade de tipos e tamanhos.
- III. A distribuição dos microplásticos nas esponjas marinhas é heterogênea, com uma concentração maior em áreas de maior atividade humana e poluição.

5.3 materiais e métodos

5.3.1 Procedimento de coleta e filtragem das amostras de água

Os procedimentos de coleta de água, filtragem, pré-triagem e análises das amostras foram conduzidos de acordo com os protocolos descritos no Capítulo II. No entanto, na BIG, as amostras foram coletadas em duplicata, com uma diferença entre a primeira e a segunda coleta: na primeira, as amostras de água, totalizando 500 ml, foram filtradas nos locais de coleta, enquanto na segunda, foram armazenadas em frascos de vidro de 500 ml para posterior filtragem em laboratório e pré-triagem.

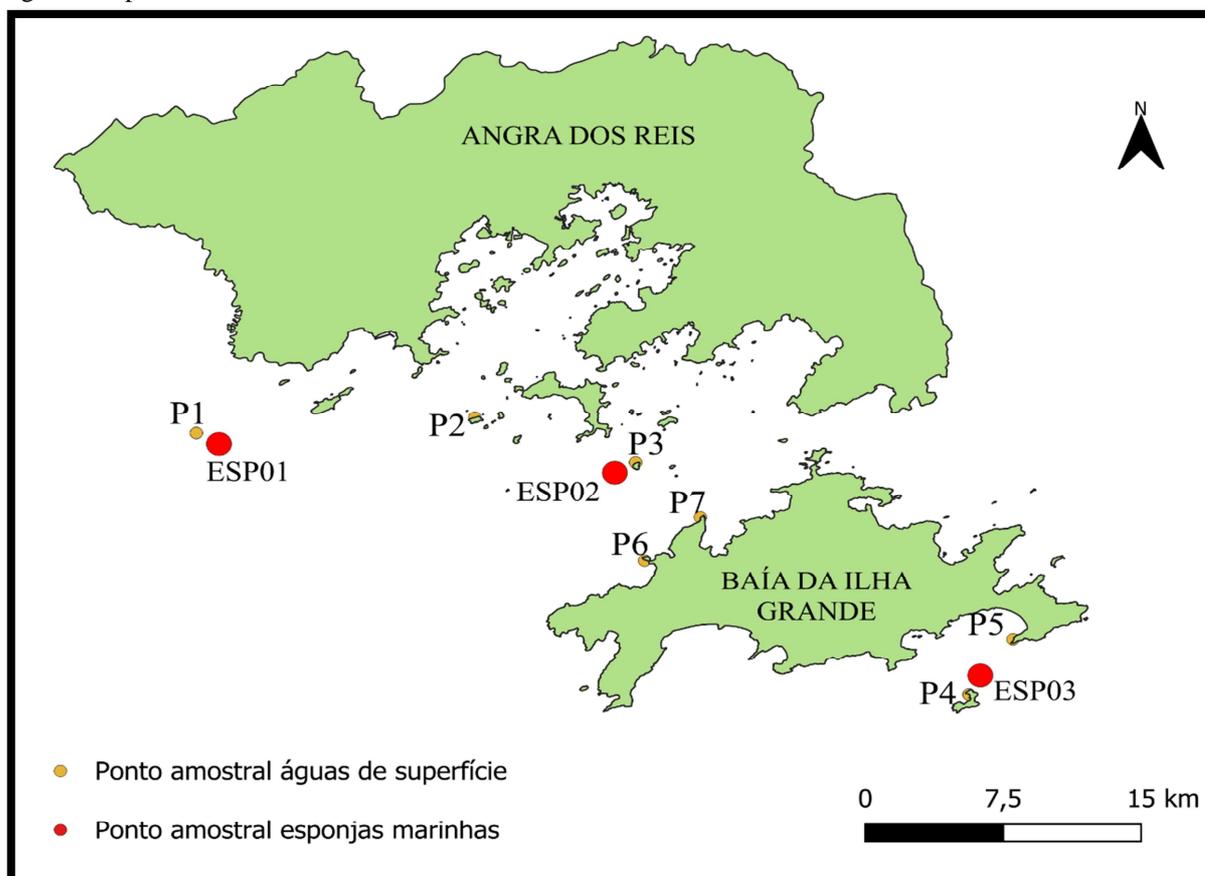
As coletas de água (P) e das esponjas marinhas (ESP) foram realizadas nos dias 5 e 6 de julho de 2022, nas margens continentais da BIG (Ilha Araraquara – P1 e ESP1, Ilha dos Búzios – P2 e ESP 2, Imboassica – P3). Já nos dias 18 e 19 de outubro de 2022, as coletas foram feitas na margem oceânica (Jorge Grego – P4 e ESP3, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7), conforme tabela 09 e Figura 58.

Tabela 09 - Pontos de Amostragem e Coordenadas Geográficas para Coleta de Água Superficial e Esponjas Marinhas na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro

Pontos amostrais	Coordenadas Geográficas	
	LATITUDE	LONGITUDE
Ilha Araraquara - P1 e ESP1	23°03'59.40"S	44°33'53.48"W
Ilha dos Búzios - P2 e ESP2	23°03'26.81"S	44°25'00.09"W
Imboassica - P3	23°04'59.73"S	44°19'52.33"W
Jorge Grego - P4 e ESP 3	23°13'02.03"S	44° 09'14.01"W
Lopes Mendes - P5	23°11'06.77"S	44°07'49.89"W
Lagoa Verde - P6	23°08'23.34"S	44°19'35.19"W

Fonte: O autor, 2023.

Figura 58 - pontos de coleta na Baía da Ilha Grande.



Legenda: Ilha Araraquara – P1 e ESP1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3 e ESP2; Jorge Grego – P4 e ESP3, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7.

Fonte: O autor, 2023.

Adicionalmente, os dados da BIG foram comparados com os da Bacia de Santos (BS) com o objetivo de verificar a existência de diferenças significativas nas características e abundância de MPs (MPs) entre as duas áreas de estudo.

5.3.2 Procedimentos para coletas e investigação de microplásticos em esponjas marinhas

Foram coletadas esponjas marinhas da espécie *Drummacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886), figura 59, em cinco pontos de diferentes áreas da BIG, a uma profundidade média de 8 a 10 metros. Essa espécie de esponja foi selecionada para a pesquisa devido à sua presença consistente e abundância em todos os pontos de coleta onde as amostras de águas de superfície foram obtidas.

Figura 59 - Esponja marinha da espécie *Dragmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886).



Fonte: Lôbo-Hajdu, 2023.

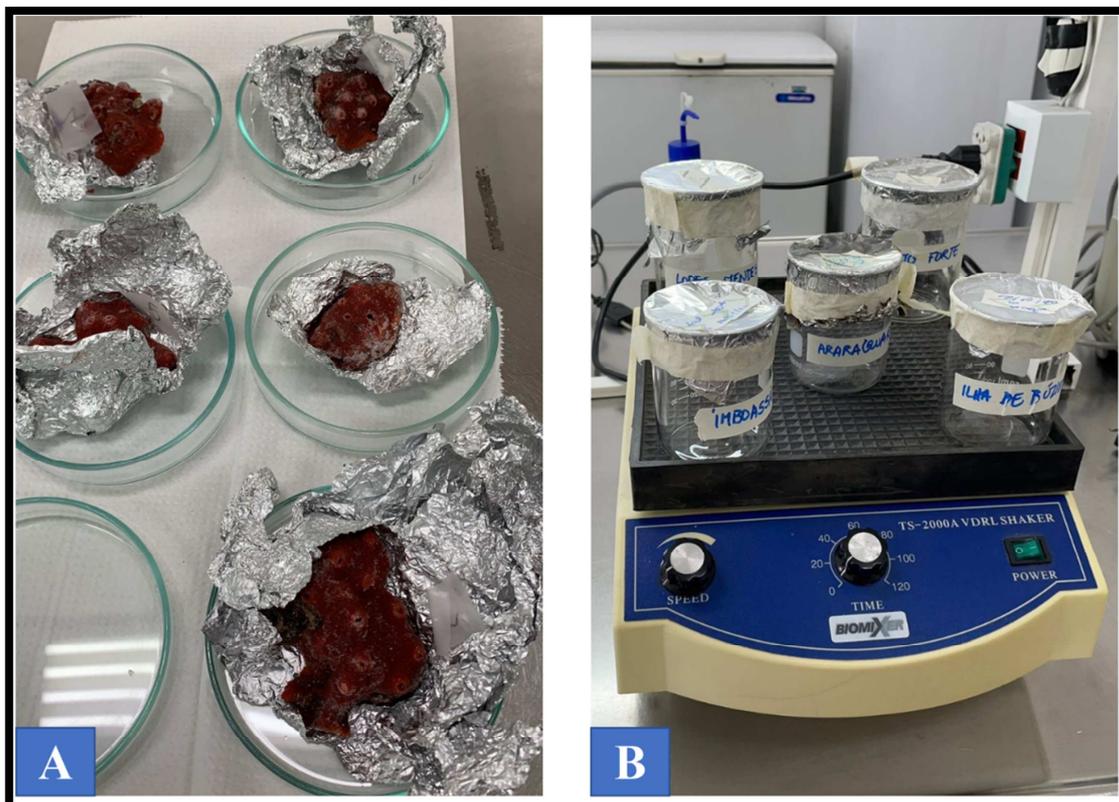
Das amostras coletadas consistiram em sete provenientes da margem continental e três da margem oceânica, conforme detalhado na figura 59. Entretanto, com o propósito de comparação, duas amostras de cada local foram aleatoriamente selecionadas para as análises estatísticas. Essa seleção equilibrada garantirá uma representação adequada dos dados de ambos os locais, permitindo uma comparação mais justa e robusta, evitando a possível influência de valores discrepantes (*outliers*).

As amostras das esponjas foram coletadas utilizando facas e espátulas, e em seguida foram embrulhadas em papel alumínio e colocadas em caixas térmicas para serem transportadas ao Laboratório de Genética Marinha - LGMar, que fica localizado no campus Maracanã da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), no município do Rio de Janeiro, R.J. Lá, as amostras foram mantidas congeladas a -20°C até que fossem submetidas a um processo de dissolução em Hidróxido de Potássio (KOH).

Com base na metodologia de QU et al. (2022), as amostras de esponjas foram pesadas e a padronização do peso foi realizada para garantir que o tamanho das esponjas não interferisse nos resultados. Cada amostra consistiu em 1,2 gramas de peso úmido da esponja, que foi colocada em "barcas de papel alumínio". Posteriormente, essas amostras foram adicionadas a beakers de vidro contendo uma solução de hidróxido de potássio (KOH) com

concentração de 2 molar (M). Os beakers foram mantidos em um agitador orbital por 72 horas para assegurar a homogeneização das amostras. (Figura 60).

Figura 60 - Processo de dissolução das esponjas marinhas em Hidróxido de Potássio (KOH).



Fonte: Lôbo-Hajdu, 2023.

Legenda: (A) esponjas sendo descongeladas para pesagem; (B) esponjas sendo mantidas em um agitador orbital por 72 horas para homogeneização em KOH.

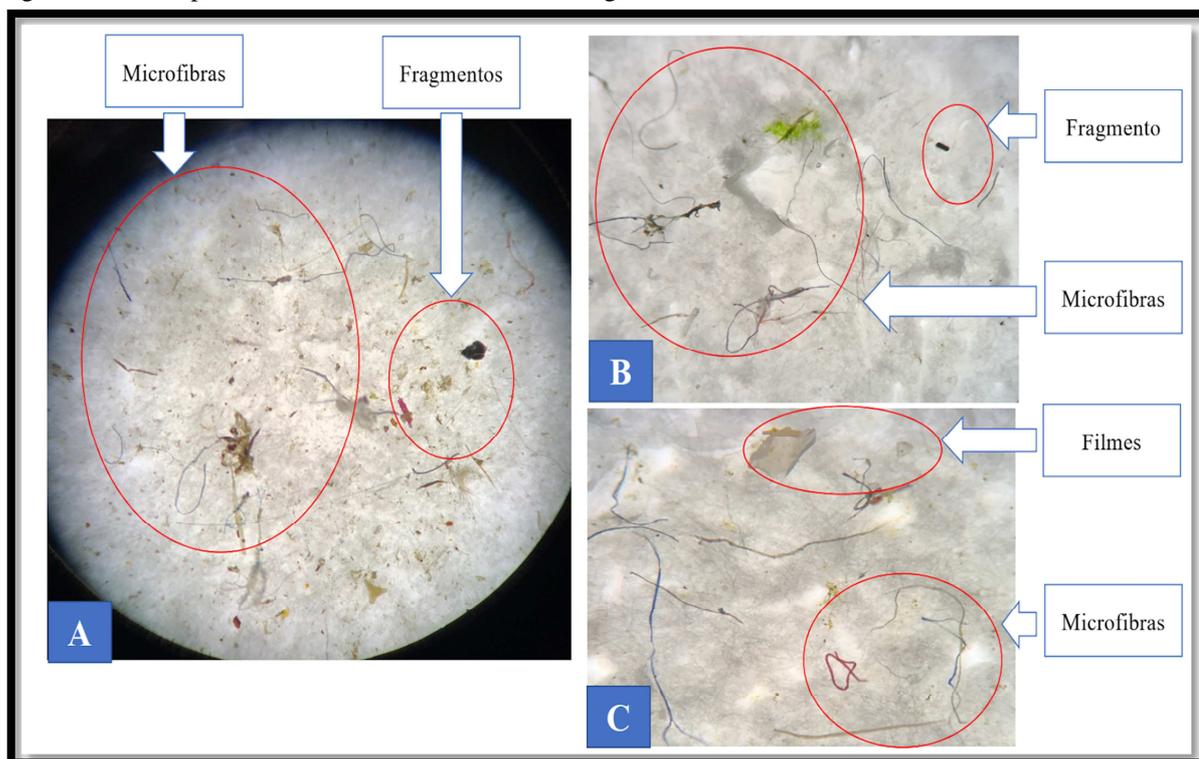
Após a digestão, o líquido sobrenadante foi filtrado em filtros de fibra de vidro (GF50A) com tamanho de $0,22 \mu\text{m}$ e diâmetro de 47 mm. Para a filtragem, análise microscópica e estatística das amostras, foi utilizado os mesmos métodos e protocolos descritos no capítulo II.

5.4 Resultados

5.4.1 Pré-triagem dos microplásticos coletados

Após a realização da triagem preliminar, foi viável identificar a existência de partículas MPs em amostras de água coletadas na BIG. A minuciosa análise desses MPs possibilitou uma prévia os diversos mps presentes nas águas superficiais dessa região. (Figura 61).

Figura 61 - Microplásticos observados em amostras de água coletadas na Baía da Ilha Grande.



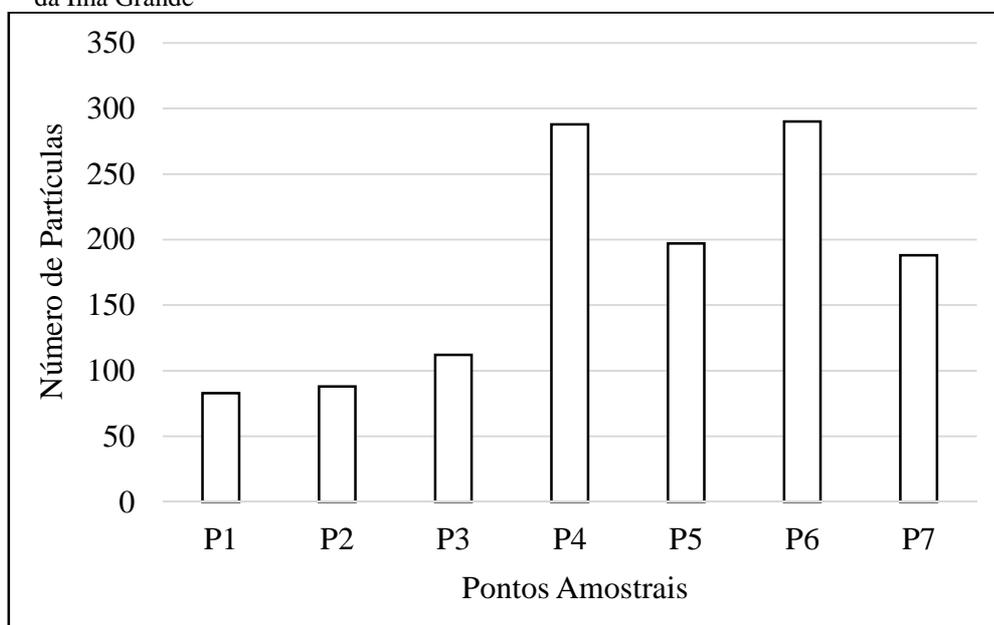
Legenda: (A); (B) fragmentos; (A); (B) e (C) microfibras; (C) filmes.

Fonte: O autor, 2023.

5.4.2 Caracterização física dos microplásticos coletados em água de superfície na Baía da Ilha Grande

Um total de 1246 partículas de MPs foi encontrado. Foi observado que todas as estações de coleta apresentaram algum nível de contaminação por MPs, com as quantidades variando de 83 (valor mínimo) a 288 (valor máximo) partículas por ponto de amostragem (Figura 62).

Figura 62 - Número de partículas microplásticas por estações amostrais em águas de superfície coletadas na Baía da Ilha Grande

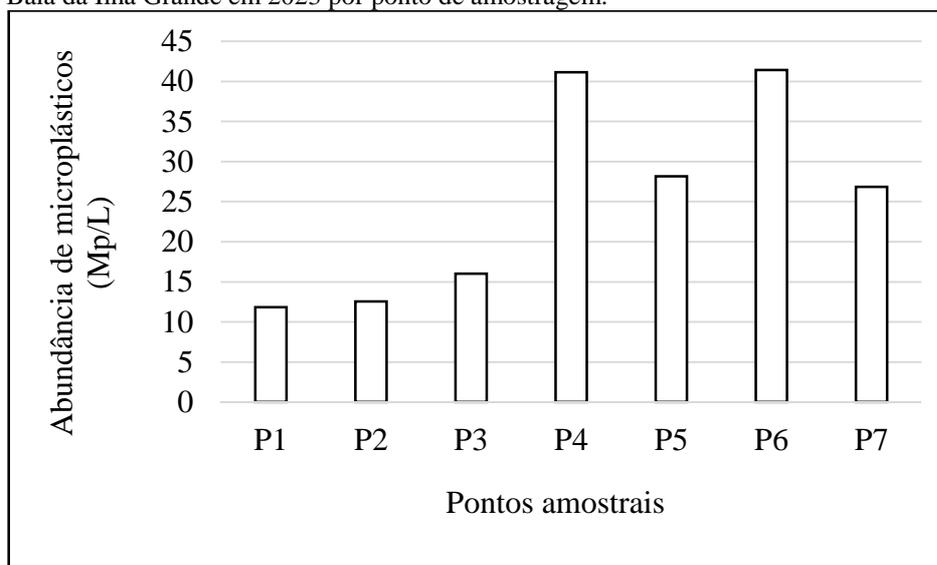


Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7

Fonte: O autor, 2023.

A presença de MPSPs nas águas superficiais foi detectada com uma concentração de 178 MPpor litro (Mp/L). As estações de coleta P6, P4 e P5 apresentaram as maiores concentrações, registrando 41,42 Mp/L, 41,14 Mp/L e 28,14 Mp/L, respectivamente. Em contraste, a estação de coleta P1 despontou a menor quantidade de MPs por litro, totalizando apenas 11,9 Mp/L (Figura 63).

Figura 63 - Distribuição de volume de partículas microplásticas em amostras de águas de superfície coletadas na Baía da Ilha Grande em 2023 por ponto de amostragem.



Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7

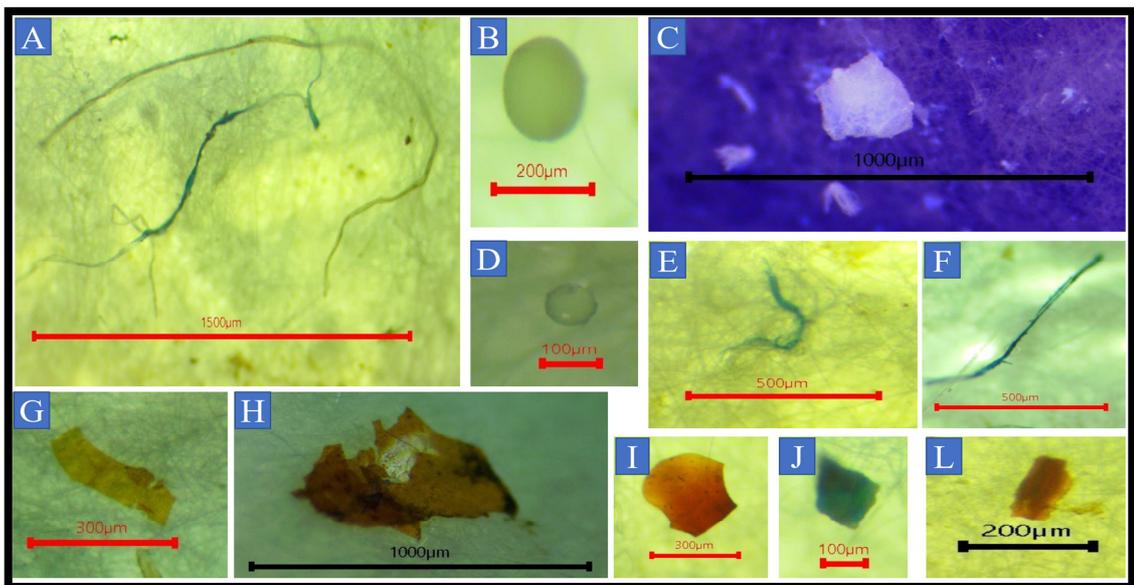
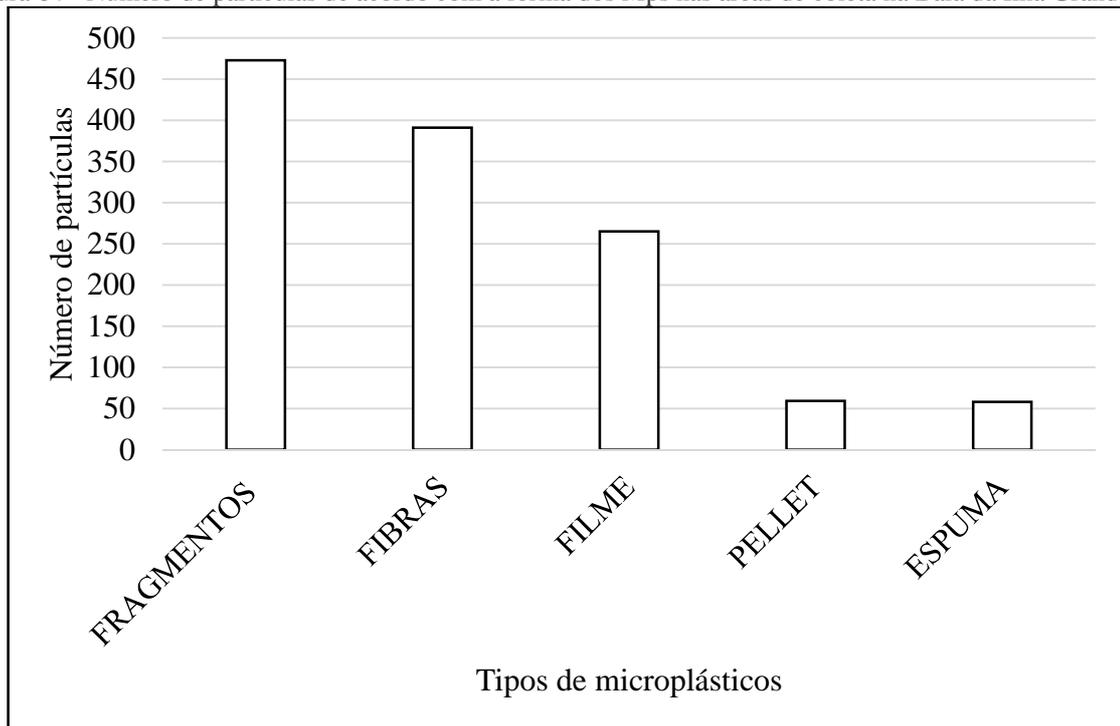
Fonte: O autor, 2023.

Embora as concentrações de MPs nas águas superficiais tenham variado entre os pontos de amostragem, a análise de variância (ANOVA) indicou que essas diferenças não são estatisticamente significantes ($p=0,1719$). Em outras palavras, não há evidência estatística suficiente para concluir que as concentrações de MPs variam de maneira significativa entre os pontos de amostragem na BIG.

5.4.3 Caracterização das características morfológicas dos microplásticos

A análise das amostras revelou que a maioria das partículas de MPs é composta principalmente por fragmentos com formas rígidas e irregulares, seguidos por fibras, filmes e pellets. As quantidades encontradas de cada tipo de partícula foram, respectivamente, 473, 391, 265, 59 e 58 (Figura 64). Esses resultados indicam uma predominância dos fragmentos rígidos e irregulares como os principais tipos de MPs presentes nas amostras coletadas.

Figura 64 - Número de partículas de acordo com a forma dos Mps nas áreas de coleta na Baía da Ilha Grande.

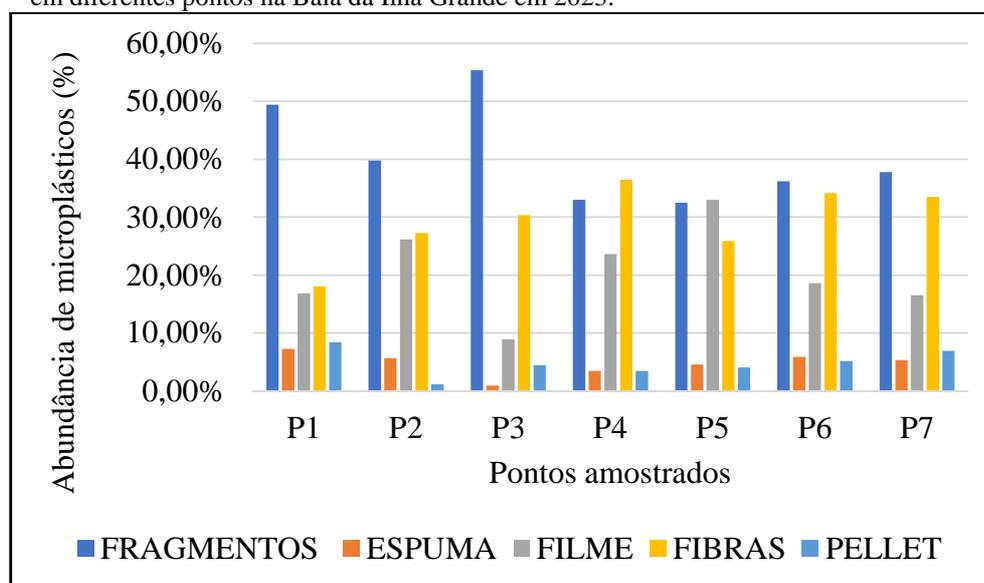


Legenda: (A), (E) e (F) microfibras; (B) e (D) *pellets*; (C) espuma sintética; (G) e (H) filmes; (I), (J) e (L) fragmentos.

Fonte: o autor, 2023.

Os dados obtidos demonstram a presença de fragmentos de MPs nos pontos de amostragem P3 (55,36%), P1 (49,40%) e P2 (39,77%). Além disso, as fibras também foram encontradas nas estações de amostragem P4 (36,46%) e P6 (34,14%), seguidas pelos filmes em P5 (32,99%) e P2 (26,14%). Por outro lado, os pellets foram mais comumente encontrados nas estações P7 (6,91%) e P6 (5,86%). Por sua vez, a espuma foi identificada em maior quantidade nas estações P1 (7,23%) e P6 (5,86%) (Figura 65).

Figura 65 - Distribuição de partículas microplásticas por morfologia em amostras de água de superfície coletadas em diferentes pontos na Baía da Ilha Grande em 2023.



Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7.

Fonte: O autor, 2023.

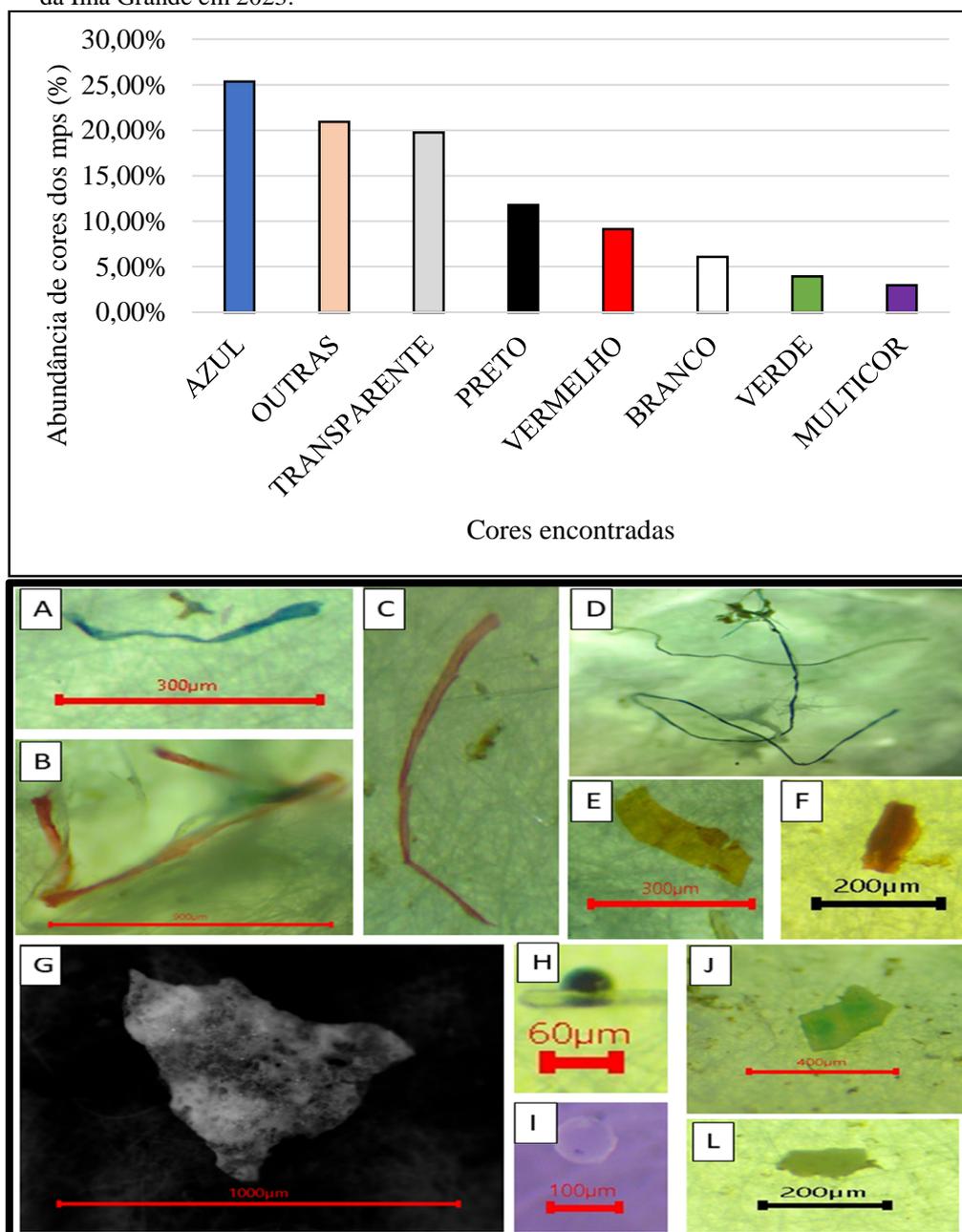
Embora as quantidades de Mps tenham variado em cada ponto de amostragem, não foi observada uma diferença estatisticamente significativa na diversidade dos tipos de Mps coletados nos diferentes transectos ($p=0,1719$).

5.4.4 - Descrição das características de coloração dos microplásticos

A investigação revelou informações importantes sobre a coloração dos Mps presentes na área analisada. É interessante notar que a cor azul predominou, representando 23,57% das amostras examinadas, o que sugere possíveis fontes específicas de poluição relacionadas a essa tonalidade. Além disso, a presença de outras cores (22,53%) e de Mps transparentes

(18,28%) evidencia a diversidade de materiais plásticos presentes na região de estudo (Figura 66).

Figura 66 - Distribuição das colorações dos microplásticos coletados em amostras de águas de superfície na Baía da Ilha Grande em 2023.



Legenda: (A) e (D) fibras azuis; (B) e (C) fibras vermelhas; (F) fragmento marrom; (E) filme amarelo/envelhecido; (G) filme transparente; (H) *pellet azul*; (I) *pellet transparente*; (J) espuma verde; (L) espuma cinza.

Fonte: o autor, 2023.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 10, é evidente a presença de uma diversidade de cores que varia de acordo com o tipo de MP estudado. Os fragmentos de corpos rígidos destacam-se pela predominância das cores azul (47,15%) e vermelha (43,09%). Por sua vez, os filmes são compostos principalmente por partículas transparentes (24,56%), enquanto as fibras são dominadas pela coloração verde (48,65%).

Em relação ao branqueamento, observa-se uma frequência maior nas fibras (36,84%) e nos fragmentos (30,26%), ocorrendo simultaneamente nesses dois tipos de MPs. Essas informações demonstram a diversidade de cores encontradas nos diferentes tipos de MPs presentes nas amostras coletadas na BIG.

Tabela 10 - Variabilidade de cores encontradas nos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía da Ilha Grande coletadas em 2022.

MICROPLÁSTICOS

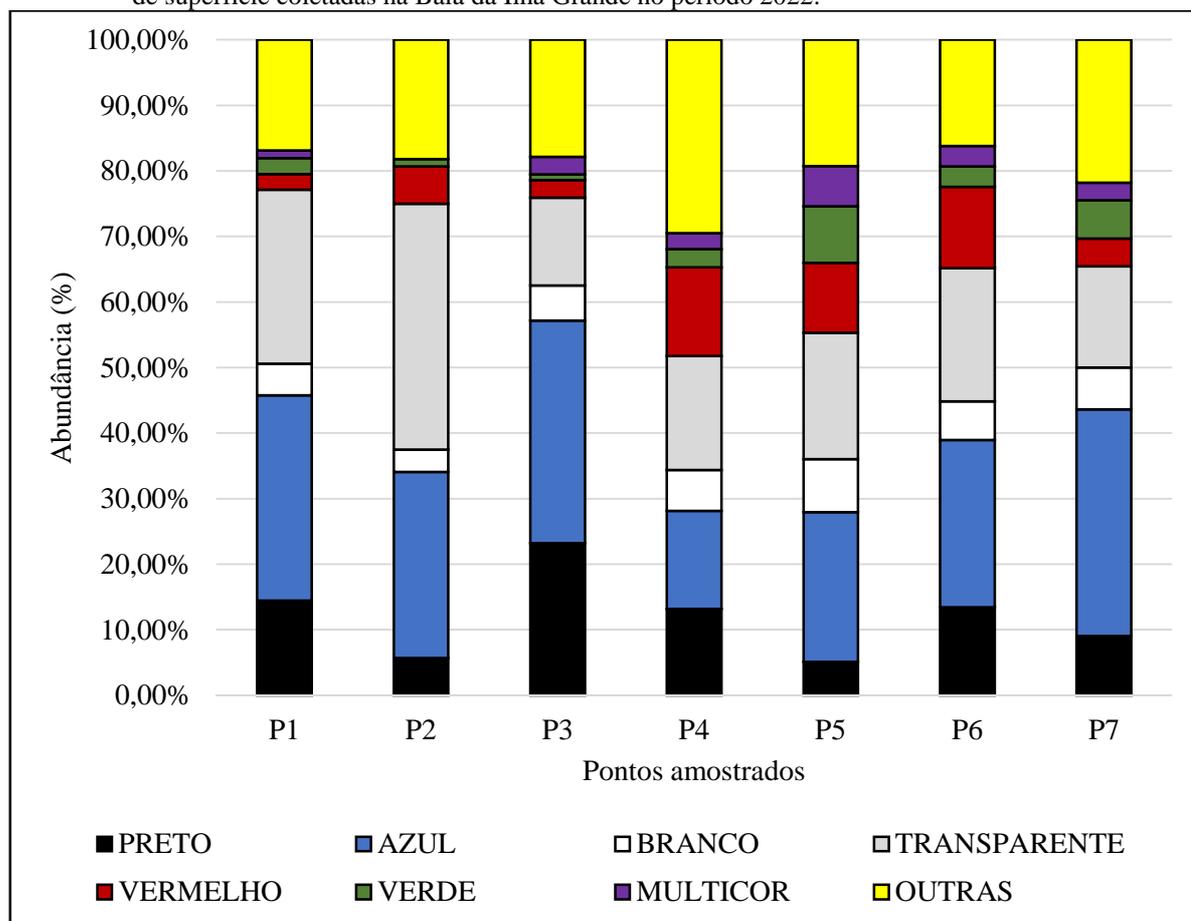
CORES (%)	espuma	fibra	filme	fragmento	pellet
AZUL	1,90%	24,37%	21,20%	47,15%	5,38%
PRETO	14,97%	16,33%	20,41%	35,37%	12,93%
VERMELHO	2,85%	29,27%	22,36%	43,09%	2,44%
VERDE	0,00%	48,65%	21,62%	21,62%	8,11%
TRANSPARENTE	2,63%	45,61%	24,56%	25,44%	1,75%
BRANCO	6,58%	36,84%	21,05%	30,26%	5,26%
MULTICOR	4,08%	42,86%	22,45%	30,61%	0,00%
OUTROS	4,98%	37,93%	19,16%	34,87%	3,07%

Fonte: O autor 2023.

A distribuição da abundância das diferentes cores em cada ponto de amostragem pode ser observada na Figura 67. Os resultados comprovam que a coloração predominante em todos os pontos foi o tom de azul, com maior incidência nas estações P7 (34,57%) e P3 (33,93%). Em seguida, a coloração "outras" foi a segunda mais observada, com maior predominância nos pontos P4 (29,51%) e P7 (21,81%).

A cor transparente foi a terceira mais comum, estando presente em todas as amostras, mas se destacando especialmente nas estações P2 (37,5%) e P1 (26,51%). Esses resultados destacam a variação na distribuição das cores dos MPs ao longo dos pontos de amostragem, com uma notável prevalência do azul e a presença significativa de outras cores, como a transparente.

Figura 67 – Distribuição da concentração de itens e cores das partículas em cada ponto de amostragem em águas de superfície coletadas na Baía da Ilha Grande no período 2022.



Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7

Fonte: O autor, 2023.

Os resultados do teste de *Kruskal-Wallis* revelaram diferenças entre as médias dos grupos testados, indicando uma variação entre os grupos estudados ($p = 0,01357$). Esses dados foram corroborados pelo teste de *Mann-Whitney*, que identificou essas diferenças em múltiplos pares de grupos: P1-P4, P1-P6, P2-P4, P2-P5, P2-P6, P3-P4 e P3-P6 (Tabela 11).

Tabela 11 – Resultados do teste de *Mann-Whitney* para as diferenças de cores entre os diferentes pontos de amostragem.

MANN-WHITNEY

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
P1		1	0,5624	0,02385	0,05815	0,02374	0,1409
P2				0,01352	0,04552	0,01345	0,1025
P3					0,1264	0,04027	0,2698
P4						0,9162	0,3442
P5							0,5627
P6							0,2929

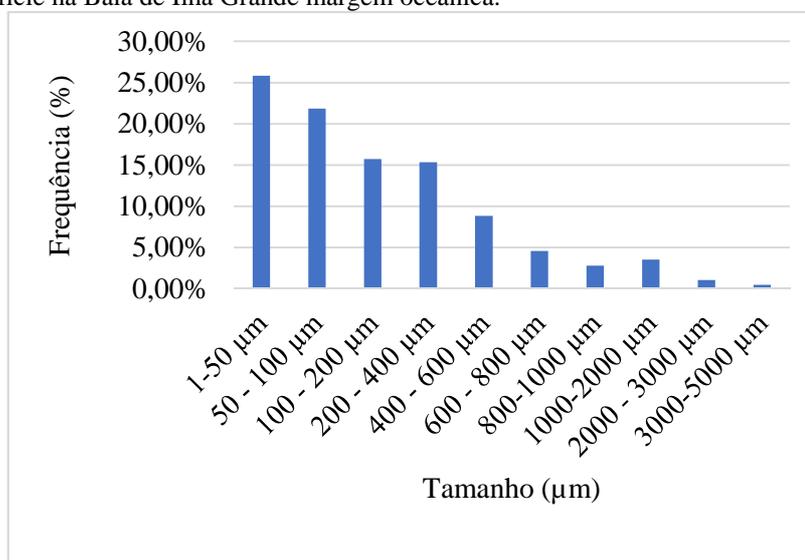
Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7.

Fonte: O autor, 2023.

5.4.5 Descrição das dimensões dos microplásticos

A média de tamanho das partículas de MPs coletadas na amostra foi de 285 μm . Verificou-se que a maioria das partículas estava distribuída em faixas de tamanho de 1 a 50 μm (25,84%), 50 a 100 μm (21,83%), 100 a 200 μm (15,73%) e 200 a 400 μm (15,33%) (Figura 68). Esses resultados evidenciam a predominância de MPs em tamanhos menores, abrangendo partículas de 1 a 400 μm . A concentração mais elevada de MPs foi observada nas faixas de tamanho de 1 a 50 μm e 50 a 100 μm , indicando que essas partículas são as mais abundantes nas águas superficiais da área estudada.

Figura 68 - Categorização quanto ao tamanho dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía de Ilha Grande margem oceânica.

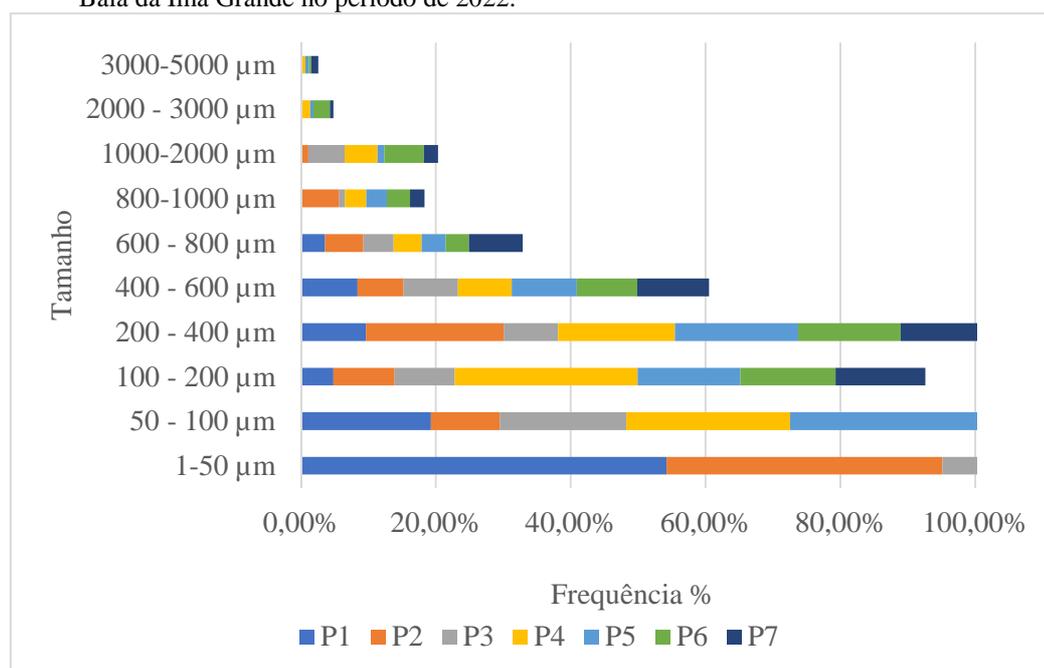


Fonte: O autor, 2023.

A análise dos dados comprovou alguns padrões interessantes em relação ao tamanho das partículas microplásticas nas diferentes estações de amostragem. As partículas de menor tamanho foram predominantemente detectadas nas estações P1 (54,22%), P3 (45,54%) e P2 (40,91%). Contrariamente, as partículas de maior tamanho foram identificadas em uma proporção menor nas estações P4 (0,69%) e P5 (0,51%) (Figura 69).

Essa investigação evidencia uma distribuição heterogênea das partículas microplásticas em termos de tamanho nas diferentes estações de amostragem. A concentração mais elevada de partículas de menor tamanho nas estações P1, P3 e P2 pode estar relacionada a fatores como fontes de poluição específicas e condições hidrodinâmicas particulares nessas áreas, enquanto, as estações P4 e P5 exibiram uma proporção muito menor de partículas de maior tamanho, indicando uma contribuição reduzida dessas partículas nessas localidades.

Figura 69 - Distribuição relativa de diferentes tamanhos dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía da Ilha Grande no período de 2022.



Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7

Fonte: O autor, 2023.

Analogamente, as partículas de maiores dimensões foram principalmente compostas por fibras, representando 10,74% do total. Em contraste, as partículas de menor tamanho foram identificadas como fragmentos rígidos (52,64%) e pellets (52,54%) (Tabela 12).

Tabela 12 - Dimensão dos microplásticos coletados em águas de superfície na Baía da Ilha Grande de acordo com o tipo.

MICROPLÁSTICOS (%)					
TAMANHO (µM)	ESPUMA	FIBRA	FILME	FRAGMENTO RÍGIDO	PELLET
1-50 µM	29,31%	3,32%	4,53%	52,64%	52,54%
50 - 100 µM	46,55%	4,09%	23,02%	30,87%	37,29%
100 - 200 µM	15,52%	12,53%	30,19%	11,21%	8,47%
200 - 400 µM	8,62%	24,04%	26,04%	4,65%	1,69%
400 - 600 µM	0,00%	21,48%	9,06%	0,42%	0,00%
600 - 800 µM	0,00%	12,02%	3,40%	0,21%	0,00%
800-1000 µM	0,00%	6,91%	3,02%	0,00%	0,00%
1000-2000 µM	0,00%	10,74%	0,75%	0,00%	0,00%
2000 - 3000 µM	0,00%	3,32%	0,00%	0,00%	0,00%
3000-5000 µM	0,00%	1,53%	0,00%	0,00%	0,00%

Fonte: o autor, 2023.

Paralelo ao exposto, é relevante enfatizar a ampla variação no tamanho das partículas de MPs encontradas. A menor partícula detectada tinha apenas 3,7 µm e era um fragmento azul, enquanto a maior partícula era uma impressionante fibra azul, com um comprimento de 4791,35 µm. Essas descobertas ressaltam a diversidade nas características morfológicas e tamanhos dos MPs presentes na BIG.

Diante disso, a análise estatística revelou uma diferença na mediana das dimensões das partículas microplásticas entre os pontos de coleta na BIG ($p = 0,04091$, teste de *Kruskal-Wallis*). Ao realizar o teste de *Mann-Whitney* (Tabela 13), foi constatado que existem diferenças significativas nos valores medianos dos tamanhos de MPs coletados nos diferentes pontos de coleta. Essas diferenças foram observadas nos seguintes pares de pontos de amostragem: (P1 vs. P4), (P2 vs. P4), (P1 vs. P6), (P2 vs. P6) e (P3 vs. P6).

Tabela 13 – Resultados do teste de *Mann-Whitney* para as diferenças de tamanhos entre os diferentes pontos de amostragem.

MANN-WHITNEY							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
P1		0,4902	0,3381	0,01862	0,1287	0,0151	0,08729
P2			0,6753	0,04102	0,2245	0,01893	0,2258
P3				0,06352	0,3629	0,04877	0,325
P4					0,4051	0,9698	0,4717
P5						0,3245	1
P6							0,4048

Legenda: Ilha Araraquara – P1, Ilha dos Búzios – P2, Imboassica – P3; Jorge Grego – P4, Lopes Mendes – P5, Lagoa Verde – P6 e Sítio Forte – P7

Fonte: O autor, 2023.

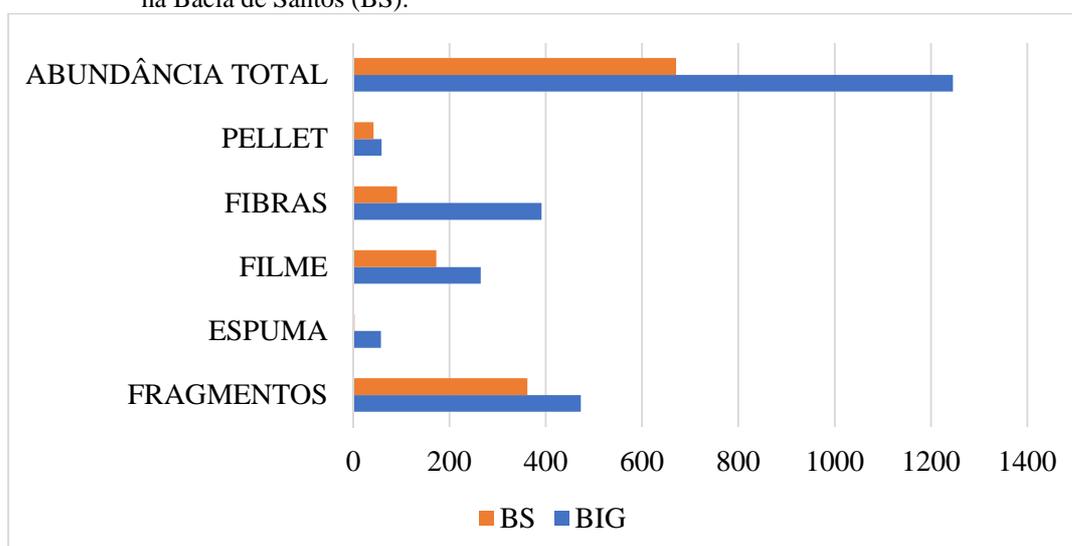
É relevante observar que os valores-p mais próximos de 1 indicam uma maior similaridade nas distribuições, enquanto valores-p menores que 0,05 indicam diferenças significativas nas distribuições entre os grupos comparados. Logo, com base nos resultados do teste de *Mann-Whitney*, constatou-se que no ponto 4 foram encontrados MPs de maiores dimensões em comparação aos pontos P1 e P2. Além disso, é possível afirmar que o ponto 6 apresentou MPs de maiores dimensões em comparação aos pontos P1, P2 e P3.

5.4.6 Comparação da poluição por microplásticos em águas superficiais entre a Baía de Santos e a Baía da Ilha Grande.

A comparação entre a Baía da Ilha Grande (BIG) e a Baía de Santos (BS) revelou disparidades na presença e proporção de microplásticos (MPs) entre os dois locais. A BIG contribuiu significativamente com a maioria dos MPs encontrados no total combinado das duas áreas, representando cerca de 64,91%, o que é quase o dobro da proporção encontrada na BS, correspondendo a aproximadamente 35,09% (Figura 70).

Ao examinarmos os tipos de MPs, fica evidente que a BIG se destaca pela maior quantidade absoluta de fragmentos, espuma, filme, fibras e pellets em comparação com a BS (Figura 70). Essa diferença na abundância absoluta sugere uma poluição mais intensa na BIG, com uma presença mais pronunciada de vários tipos de MPs.

Figura 70 – Análise Comparativa da abundância e proporção de microplásticos na Baía da Ilha Grande (BIG) e na Baía de Santos (BS).

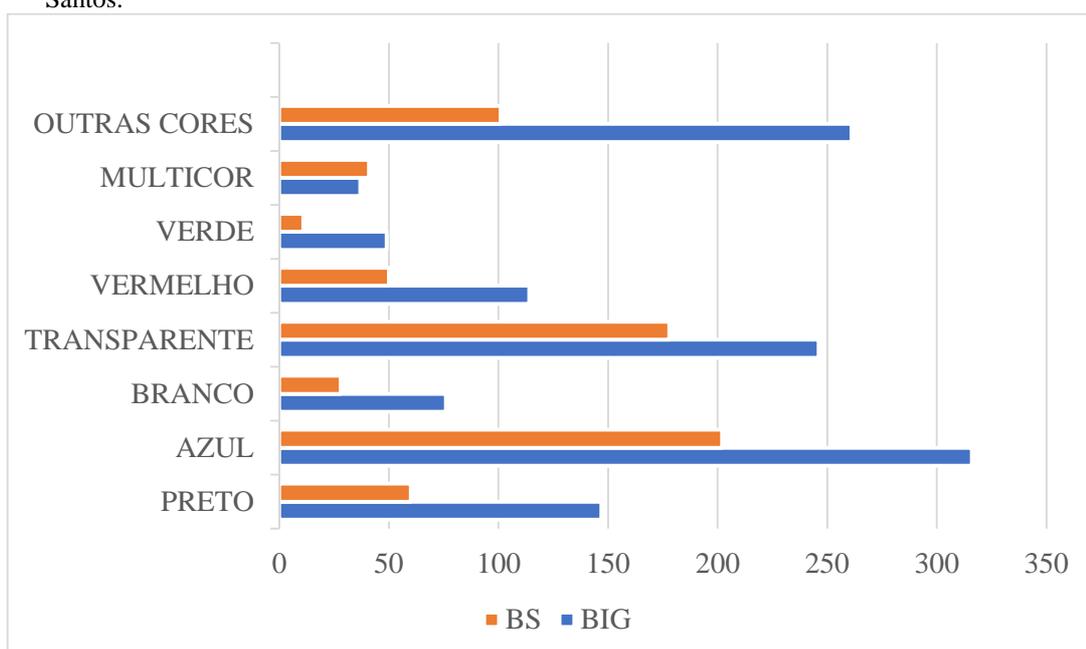


Fonte: O autor, 2023.

Embora tenham sido observadas variações nos tipos de MP entre a BIG e BS, a análise estatística indica que não houve uma diferença estatisticamente significativa na diversidade dos tipos de Mps coletados nos diferentes transectos ($p = 0,309$, teste ANOVA). No entanto, ao comparar a abundância dos Mps entre BIG e BS, foi encontrada uma diferença na mediana da abundância das partículas microplásticas nos pontos de coleta da BIG ($p = 0,01151$, teste de *Kruskal-Wallis*). Com base no teste de *Mann-Whitney* realizado a um nível de significância de 0,05 (5%), obtemos um valor- p de 0,01171. Comparando esse valor- p com o nível de significância, concluímos que a diferença na abundância de MP entre a BIG e a BS é estatisticamente significativa. Portanto, podemos afirmar com confiança que a BIG possui uma quantidade significativamente maior de MP em comparação com a BS.

Analisando as quantidades absolutas de cada cor, podemos observar que a BIG apresenta uma maior quantidade de MPs nas cores azul, transparente, vermelho e outras, em comparação com a BS. Por outro lado, a BS tem uma quantidade maior de MPs nas cores preto, branco, verde e multicolor (Figura 71). Ainda que tenha sido identificadas diferenças nas cores dos Mps entre BIG e a BS, a análise estatística não revelou uma diferença estatisticamente significativa na diversidade dos tipos de Mps coletados nos diferentes transectos ($p = 0,133$, teste ANOVA). Isso indica que, embora as cores dos Mps possam variar entre as duas áreas, essa variação não foi considerada estatisticamente significativa na análise realizada.

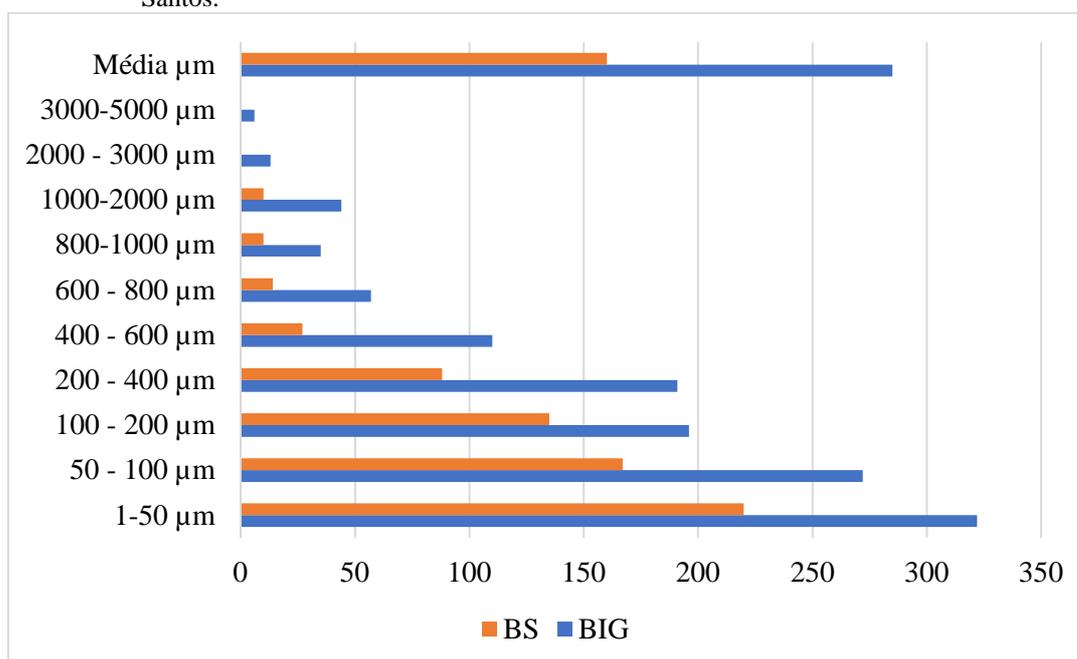
Figura 71 – Análise das diferentes cores de microplásticos encontrados na Baía da Ilha Grande e na Baía de Santos.



Fonte: O autor, 2023.

A análise dos dados desponta diferenças nos tamanhos dos MPs encontrados na BIG e na Baía de Santos BS e a BIG apresenta uma quantidade maior de MPs em todas as faixas de tamanho em comparação com a BS, com uma diferença notável nas faixas de tamanho menores, como 1-50 μm , 50-100 μm e 100-200 μm . Ao passo que, a média de tamanho dos MPs na BIG é aproximadamente duas vezes maior (1,78 vezes) do que o tamanho médio dos MPs encontrados na BS (Figura 72).

Figura 72 – Análise dos diferentes tamanhos de microplásticos encontrados na Baía da Ilha Grande e na Baía de Santos.



Fonte: O autor, 2023.

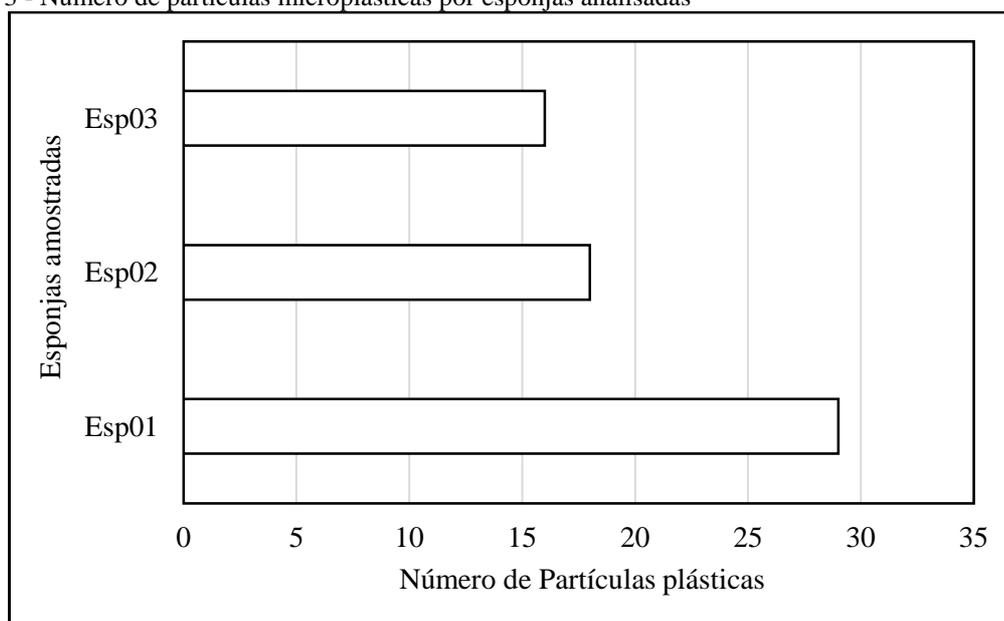
Com base na análise estatística, foi identificada uma diferença significativa na mediana das dimensões das partículas microplásticas entre os pontos de coleta na BIG e BS ($p = 3,387^{-10}$, teste de *Kruskal-Wallis*) e nos valores medianos dos tamanhos de MPs amostrados entre a BIG e a BS - teste de *Mann-Whitney* ($p = 3,388^{-10}$) revelou diferenças significativas

5.5 Microplásticos em esponjas marinhas da Baía da Ilha Grande – RJ

5.5.1 Caracterização física dos microplásticos em amostras de esponjas marinhas *Drasmatidion reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

Igualmente, nesta fase, os resultados destacam a presença generalizada de microplásticos nas esponjas marinhas coletadas na BIGA foi confirmada. Ao examinar seis amostras originárias de três locais de coleta distintos, foi identificado um total de 63 partículas de microplásticos. Vale ressaltar que todas as esponjas analisadas apresentaram contaminação por microplásticos, com variações na quantidade de partículas por local de coleta, variando de 16 a 29 partículas por amostra (Figura 73).

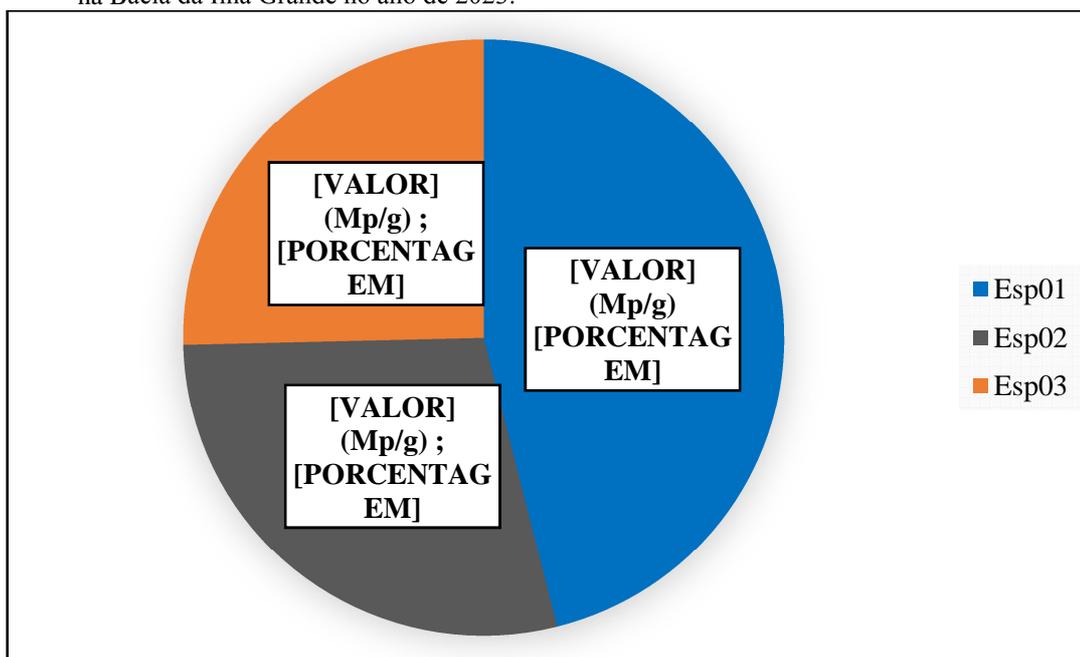
Figura 73 - Número de partículas microplásticas por esponjas analisadas



Fonte: O autor, 2023.

A média de concentração de microplásticos nas esponjas foi de 8,75 MPs por grama (Mp/g). Essa concentração varia entre as diferentes amostras, com a Esp 01 apresentando a maior concentração de MPs (4,03 Mp/g), seguida pela Esp 02 (2,5 Mp/g) e Esp 03 (2,22 Mp/g) (Figura 74).

Figura 74 - Abundância de microplásticos em amostras de esponjas (Microplástico por grama - Mp/g) coletadas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.



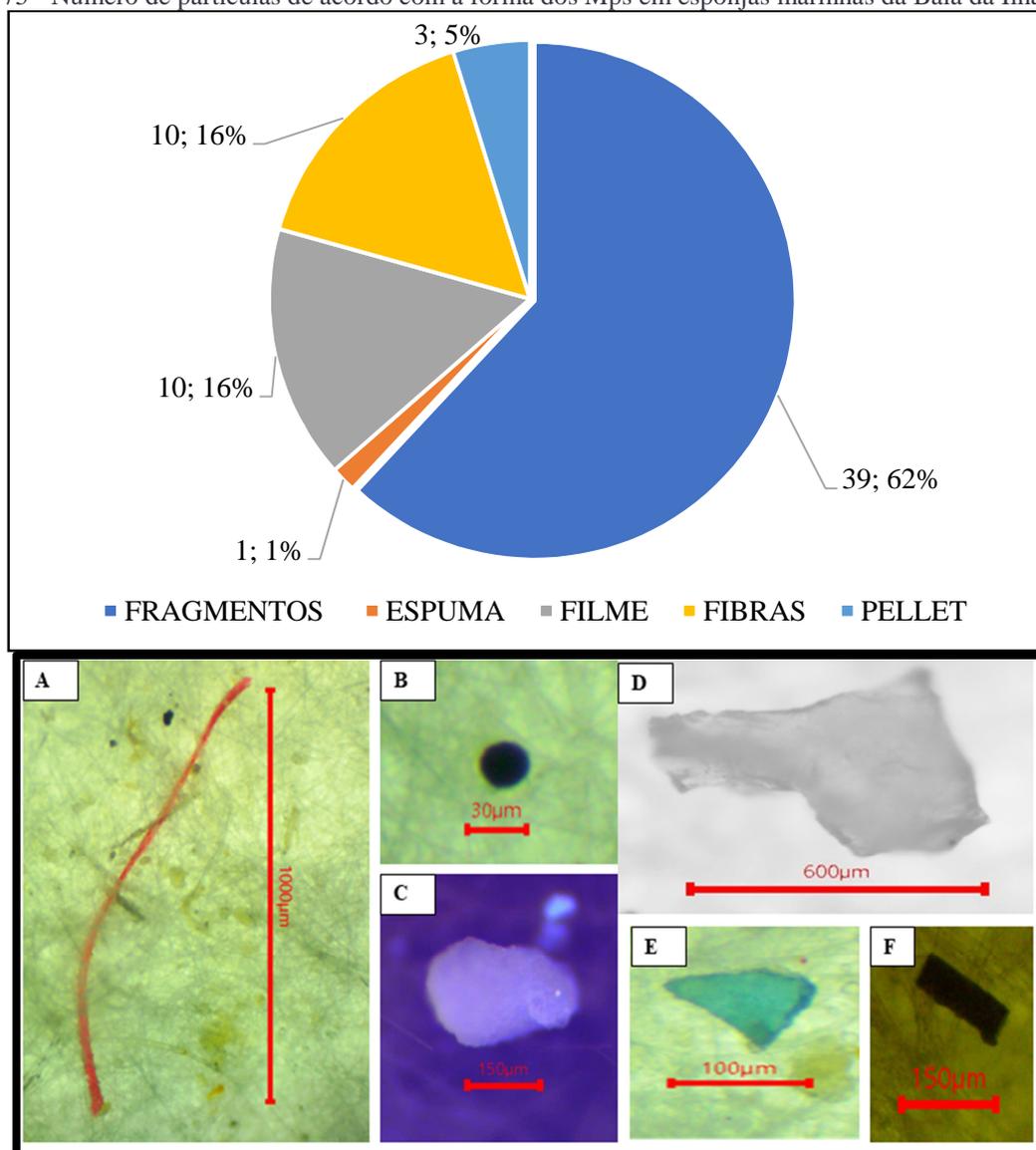
Fonte: O autor, 2023.

O teste de *Kruskal-Wallis* indicou que as diferenças nas concentrações de MPs entre os pontos de amostragem não são estatisticamente significativas, com um valor-*p* de 0,5721.

5.5.2 Descrição das características morfológicas dos microplásticos em esponjas marinhas da espécie *Drasmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

Os fragmentos rígidos e irregulares são os tipos de MPs mais comuns na região estudada, representando cerca de 62% do total. Além dos fragmentos rígidos, outras formas de MPs também foram encontradas em proporções menores. As fibras representam cerca de 16% do total, indicando a presença de materiais fibrosos, como fibras têxteis sintéticas. Os filmes, *pellets* e espuma foram identificados em quantidades de aproximadamente 16%, 5% e 1%, simultaneamente (Figura 75).

Figura 75 - Número de partículas de acordo com a forma dos Mps em esponjas marinhas da Baía da Ilha Grande.

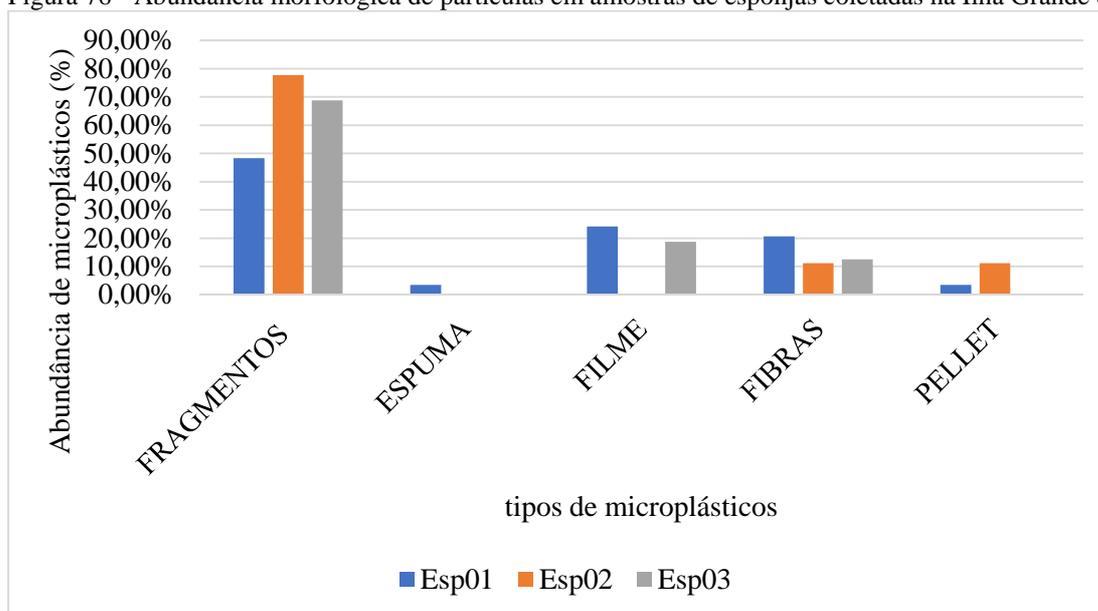


Legenda: (A) microfibril; (B) *pellet*; (C) espuma sintética; (D) filmes; (E) e (F) fragmentos.

Fonte: o autor, 2023.

Nos pontos de amostragem, observou-se uma prevalência de fragmentos de microplásticos nas esponjas das estações Esp 2 (77,78%), Esp 3 (68,75%) e Esp 1 (48,28%). Além disso, as fibras foram detectadas em maiores proporções nas estações Esp 1 (20,69%), Esp 3 (12,50%) e Esp 2 (11,11%), seguidas pelos filmes presentes em Esp 1 (24,14%) e Esp 3 (26,14%). No que diz respeito aos *pellets*, sua maior concentração foi encontrada nas estações Esp 2 (11,11%) e Esp 02 (3,75%). Por outro lado, a presença de espuma foi identificada em apenas uma das esponjas, a Esp 1 (3,45%). (Figura 76).

Figura 76 - Abundância morfológica de partículas em amostras de esponjas coletadas na Ilha Grande em 2022.



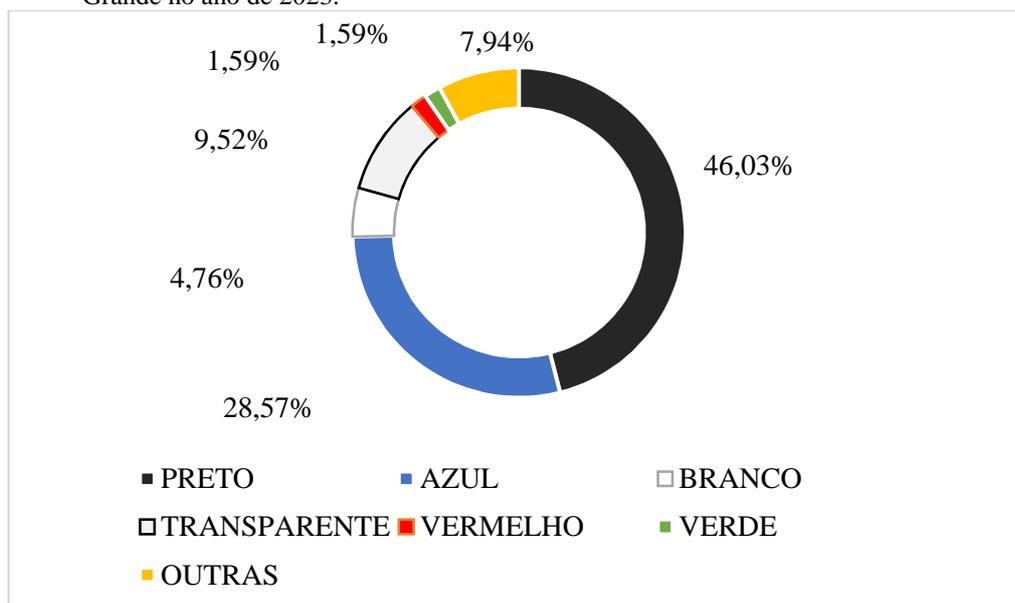
Fonte: O autor, 2023.

Assim sendo, não se observou diferenças significativas na diversidade dos tipos de Mps coletados nos diferentes transectos ($p = 0,5721$). Dessa forma, a distribuição dos tipos de MPs não variou de forma estatisticamente significativa entre os locais de coleta.

5.5.3 Descrição das características de coloração dos microplásticos analisados em esponjas marinhas *Drumacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

Primordialmente, a coloração dos MPs encontrados nas esponjas marinhas despontaram uma diversidade de tonalidades, principalmente pela maior frequência da cor preta nas análises, compreendendo 46,03% das amostras, juntamente com a coloração azul (28,57%) e o transparente (9,52%) (Figura 77).

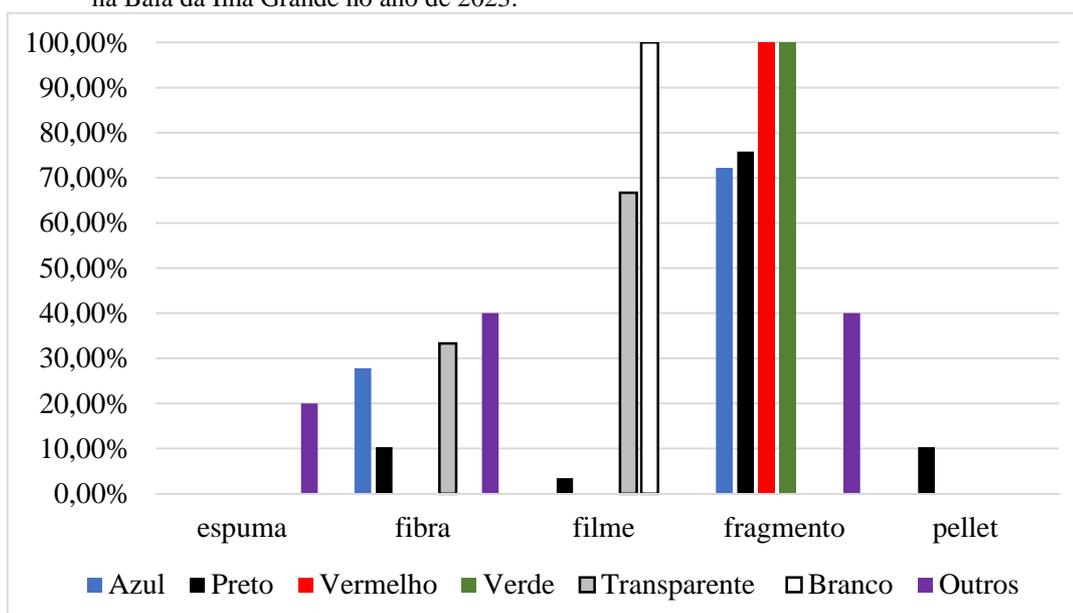
Figura 77 - Distribuição de cores dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.



Fonte: O autor, 2023.

Em compensação, pode-se observar que os MPs nas cores verde e vermelho são predominantemente compostos por fragmentos de corpos. Já para a cor azul, a maioria dos MPs consiste em partículas de fragmentos (72,22%) e fibras (10,34%). No caso da coloração transparente, os MPs são dominados por filmes (66,7%) e também por fibras (33,33%). Além disso, a cor branca foi encontrada exclusivamente em filmes (Figura 78).

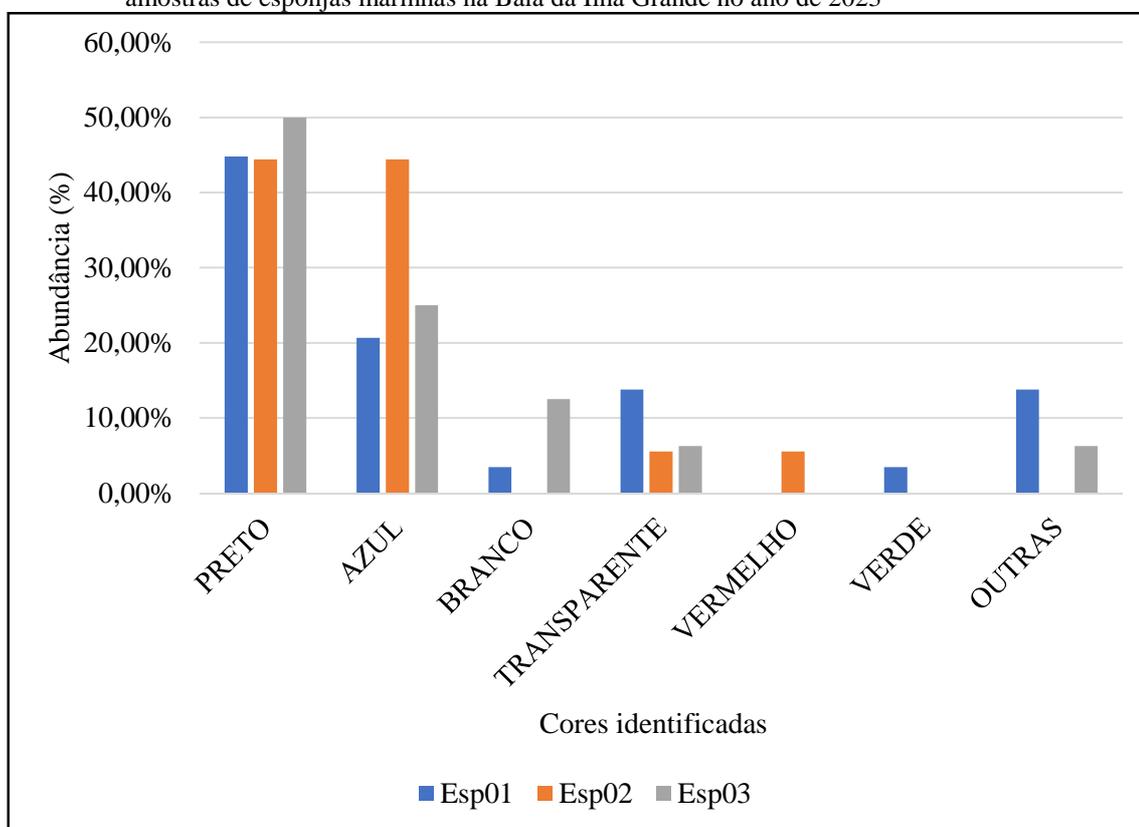
Figura 78 - Variabilidade de cores encontradas nos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.



Fonte: O autor, 2023.

A distribuição das diferentes cores nos pontos de amostragem é ilustrada na Figura 79. Em síntese a cor preta foi a mais comum em todos os pontos, com uma presença especialmente predominante nas estações Esp 03 (50%) e Esp 01 (44,83%). A cor azul foi a segunda mais frequente, igualmente presente em todas as amostras, com destaque nas estações Esp 02 (44,44%) e Esp 03 (25%), e pelo contrário, a cor verde e a vermelha, foram encontradas exclusivamente na estação Esp 01 e Esp 02, concomitantemente. Em contrapartida, a análise de *Kruskal-Wallis* mostrou que não há diferenças estatisticamente significativas entre os três grupos testados ($p = 0,331$).

Figura 79 – Distribuição da concentração de itens e cores das partículas em cada ponto de amostragem em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023

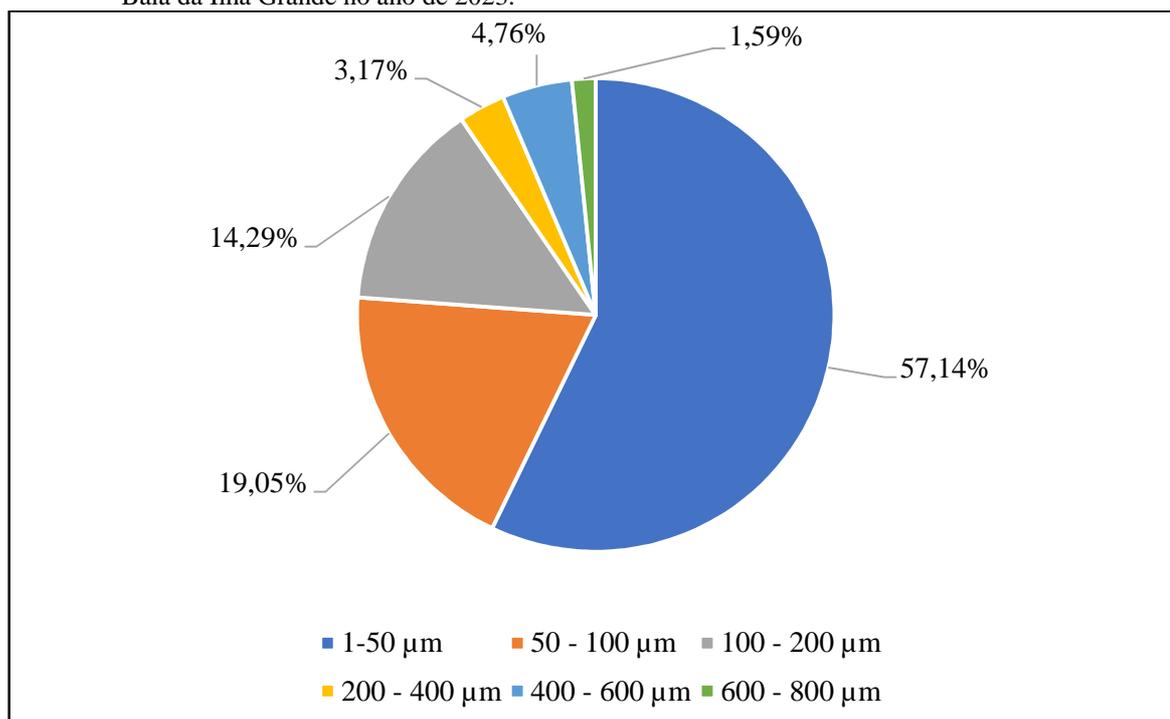


Fonte: O autor, 2023.

5.5.4 Descrição das dimensões dos microplásticos nas amostras de esponjas marinhas *Drumacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886)

A média de tamanho dos MPs coletados nas amostras de esponjas marinhas na BIG foi de 90,6 μm . A análise comprovou que a maior parte das partículas (57,14% do total) possuía dimensões entre 1 e 50 μm . Em seguida, foram ressaltadas partículas com tamanhos entre 50 e 100 μm (19,05%), acompanhadas por aquelas com tamanhos entre 100 a 200 μm (14,29%), e de 200 a 400 μm (3,17%). É importante destacar que não foram encontrados MPs com dimensões acima de 800 μm nas amostras coletadas. Esses resultados estão ilustrados na Figura 80.

Figura 80 - Categorização quanto ao tamanho dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.



Fonte: O autor, 2023.

Sobretudo, notou-se que as partículas MPs de menores dimensões predominaram na estação Esp 02, representando 77,78% do total de partículas identificadas, assim também como as de maiores dimensões 5,6% do (Tabela 14).

Tabela 14 - Dimensão dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023.

Microplásticos em esponjas marinhas (%)			
TAMANHO	Esp01	Esp02	Esp03
1-50 µm	41,38%	77,78%	62,50%
50 - 100 µm	27,59%	5,56%	18,75%
100 - 200 µm	20,69%	5,56%	12,50%
200 - 400 µm	3,45%	0,00%	6,25%
400 - 600 µm	6,90%	5,56%	0,00%
600 - 800 µm	0,00%	5,56%	0,00%

Fonte: O autor, 2023.

Em síntese, a maior proporção de fragmentos, correspondendo a 76,92% do total, foi encontrada na faixa de tamanho entre 1 µm e 50 µm. Similarmente, todos os *pellets* identificados também estavam nessa faixa de tamanho. Quanto às fibras, elas foram encontradas em variadas faixas de tamanho, com 10% delas na faixa de 600 µm a 800 µm. Por último, fibras de menor tamanho foram encontradas entre os tamanhos de 100 µm a 200 µm e 400 µm a 600 µm (conforme indicado na Tabela 15). Conquanto, a não há diferenças significativas nos tamanhos dos MPs entre os indivíduos amostrados ($p=0,5962$, teste de *Kruskal-Wallis*).

Tabela 15 – frequência e dimensão dos microplásticos coletados em amostras de esponjas marinhas na Baía da Ilha Grande no ano de 2023 de acordo com o tipo.

Microplásticos (%)					
Tamanho (µm)	ESPUMA	FIBRA	FILME	FRAGMENTO	PELLET
1-50 µm	0,00%	0,00%	30,00%	76,92%	100,00%
50 - 100 µm	100,00%	20,00%	30,00%	15,38%	0,00%
100 - 200 µm	0,00%	30,00%	30,00%	7,69%	0,00%
200 - 400 µm	0,00%	10,00%	10,00%	0,00%	0,00%
400 - 600 µm	0,00%	30,00%	0,00%	0,00%	0,00%
600 - 800 µm	0,00%	10,00%	0,00%	0,00%	0,00%

Fonte: O autor, 2023.

5.6 Discussão

5.6.1 Microplásticos em águas de superfície na Baía da Ilha Grande, RJ

A presença expressiva de MPs em todas as estações de coleta indica uma contaminação abrangente na BIG. Embora as discrepâncias entre os pontos de coleta não demonstraram significância estatística, as concentrações de MPs em determinadas estações é um indicador alarmante da poluição por plástico na região. Nesse sentido, isso sugere que a origem da poluição pode ser ampla (MALLI et al., 2022).

Do mesmo modo, a média de MPs encontrados em BIG são comparáveis com outras zonas costeiras no mundo, como na Índia. Durante a pesquisa conduzida no sistema estuarino da costa oeste central da Índia, foram empreendidos estudos visando identificar os potenciais fontes de MPs na região. Os investigadores observaram flutuações na concentração desses elementos durante o período de estiagem, com valores variando entre 0,057 e 0,181 MPs/m³. Resultados semelhantes foram registrados ao longo da estação chuvosa, com variação de 0,074 a 0,141 MPs/m³. Fragmentos, fibras e filmes plásticos emergiram como as categorias mais prevalentes de MPs encontrados em ambas as estações (GUPTA et al., 2021).

Entretanto, a presença abundante de MPs nas águas superficiais da BIG superou significativamente as concentrações observadas em algumas baías de outras partes do mundo. Um exemplo é a Baía de Sanggou, na China, onde foram identificados diversos tipos de MPs, porém com uma concentração média de $20,06 \pm 4,73$ MPs/L, predominando grânulos plásticos transparentes (XIA, B. et al., 2021).

Em comparação, a abundância de MPs na BIG também se mostrou expressivamente superior àquela encontrada por LIU, T. et al. (2020) nas águas da Baía de Jiaozhou, no leste da China, onde a média registrada foi de 0,095 MPs/m³. Nada obstante, similarmente a composição dos MPs achados assemelha-se aos encontrados em BIG, sendo fragmentos e filmes a forma dominante. Valores menores também foram detectados na Baía de Assunção, Paraguai ($13,2 \pm 13,4$ MPs/m³), e afluentes ($1,0 \pm 0,5$ MPs/m³) (DIEZ-PÉREZ et al., 2023).

Por outro lado, é proeminente destacar que a concentração média de MPs na BIG é inferior a alguns trabalhos feitos em dez ambientes estuarinos na região da Baía de Todos os Santos. Esses estudos despontaram uma média de 33.000 MPs/m³, com tamanhos predominantemente inferiores a 150 µm (TRINDADE et al., 2023). Da mesma forma, o

estudo conduzido por GARCIA et al. (2020) apresenta uma análise significativa da presença de MPs nas águas subsuperficiais próximas à costa brasileira, na região do Oceano Atlântico equatorial ocidental, entre o Ceará e o Maranhão. Os resultados corroboraram uma concentração elevada de MPs nas amostras coletadas, com uma média de 52 MPs/m³, superando as quantidades encontradas em BIG.

Por analogia, nos estudos realizados por CASTRO et al. (2020), também foram encontrados valores mais altos, em torno de 7,62 MPs/m³, relacionados à abundância de MPs em águas superficiais de duas enseadas em Niterói, RJ (Brasil). Apesar disso, assim como neste estudo, essa pesquisa também evidenciou a predominância de fragmentos (54%), seguidos por fibras (27%) e filmes plásticos (19%).

Ao mesmo tempo, a origem predominante dos fragmentos em BIG pode ser atribuída a diversas fontes, tais como a fragmentação mecânica de plásticos maiores causada pela ação do vento, ondas e exposição solar, além da degradação química do plástico ao longo do tempo (KOELMANS et al., 2022; ILECHUKWU et al., 2023; ZHENG, X et al., 2023). Adicionalmente, o descarte inadequado de produtos plásticos, incluindo embalagens, utensílios e itens de uso diário, podem colaborar para a geração de fragmentos de plásticos (ANDRADY, 2017; ZHENG, X. et al., 2023). Surpreendentemente, a presença de fibras e filmes também é comumente observada em estudos sobre MPs, especialmente em ambientes aquáticos (UGWU et al., 2021).

A saber, após o exame da concentração de MPs na água superficial e nos sedimentos da região norte do Delta do Rio Mekong, no Vietnã, encontrou-se uma presença generalizada de MPs, com uma média de concentração de $53,8 \pm 140,7$ MPs/m³ na água superficial e $6,0 \pm 2,0$ MPs/g nos sedimentos. Os principais tipos de MPs encontrados foram fragmentos e fibras, sendo que os fragmentos consistiam em pequenos pedaços quebrados de plástico e as fibras eram predominantemente de origem têxtil (KIEU-LE et al., 2023).

Em encontro, na costa do Atlântico do Canadá, buscou-se quantificar e caracterizar os plásticos presentes nas águas superficiais próximas à costa. Os resultados indicaram uma presença disseminada de MPs nessas águas, com variações na abundância entre as diferentes localidades amostradas. MPs foram detectados em todas as amostras coletadas, sendo os principais tipos identificados como fragmentos, filmes e fibras, em paralelo a isso, essa mesma pesquisa também observou que os MPs de menor tamanho, com dimensões inferiores a 5 mm, foram os mais prevalentes nas amostras de água superficial. (SMITH et al., 2022).

Igualmente, o estudo acerca da presença de MPs nas águas marinhas costeiras do Quênia oferece informações pertinentes acerca do estado atual da poluição por MPs nessa

região, possibilitando comparações com outras áreas. No total, foram identificadas 1473 partículas, com uma concentração média geral de $0,58 \pm 1,29$ MPs/m³, resultados alinhados com nossas próprias descobertas. Dentre os tipos identificados, os fragmentos (55%), filmes (40%) e fibras (2%) de MPs predominaram (KOSORE et al., 2022).

Assim, é plausível hipotetizar que a presença de microplásticos nas águas costeiras do Quênia guarda semelhanças com a poluição por microplásticos observada na região da Bacia de Santos. Os indícios respaldam essa hipótese, visto que tanto a concentração média geral de microplásticos no Quênia quanto a predominância de tipos específicos, como fragmentos, filmes e fibras, sugerem a possibilidade de padrões semelhantes de poluição por microplásticos em ambas as regiões geográficas. Nesse contexto, a hipótese postula que fatores e fontes de poluição, assim como a distribuição e tipologia dos microplásticos, podem compartilhar similitudes entre as áreas do Quênia e da Bacia de Santos. No entanto, investigações mais aprofundadas e comparações diretas entre esses locais são necessárias para confirmar essa hipótese.

Adicionalmente, destaca-se a importância contínua do monitoramento da presença e distribuição de MPs em distintos ambientes, visando a um melhor entendimento dos seus impactos e a implementação de medidas adequadas de mitigação. É relevante mencionar que a comparação com a literatura científica reforça a consistência dos resultados encontrados na BIG e sublinha a seriedade de considerar a variabilidade espacial na composição de MPs ao conduzir análises e estudos sobre a contaminação por plásticos em ambientes aquáticos.

Ademais, a análise das amostras demonstrou ser uma ferramenta expressiva para compreender a contaminação por MPs e auxiliar no desenvolvimento de estratégias de mitigação e redução desse problema. É notável a ausência de diferenças significativas na diversidade dos tipos de MPs coletados nos díspares pontos de amostragem, o que pode fornecer informações adicionais em relação à literatura científica.

Sob o mesmo ponto de vista, a confirmação da predominância da tonalidade azul entre os MPs investigados na área de estudo constitui uma descoberta interessante e possivelmente elucidativa acerca do potencial origem desses materiais. Embora a coloração isoladamente não permita identificar a fonte específica da poluição, estudos anteriores documentaram a presença de MPs com coloração azul em itens como embalagens de produtos de cuidados pessoais, utensílios descartáveis e fragmentos de materiais plásticos industriais (UGWU et al., 2021).

Respectivamente, os resultados obtidos nessa pesquisa corroboram as conclusões de SMITH et al. (2022) para as águas superficiais adjacentes à costa do Canadá no Oceano

Atlântico. De maneira semelhante, observou-se que a maioria dos plásticos identificados exibiam a tonalidade azul. Os fragmentos representaram o tipo mais prevalente, totalizando 43% do total, seguidos pelas fibras, com 30%.

Obstante a isso, nossos achados diferem dos observados no estudo de MILLER et al. (2022), que analisou a Grande Barreira de Corais, na Austrália. Nessa pesquisa, os fragmentos de MPs transparentes e brancos compunham a maior parcela dos plásticos (64,5%), enquanto as fibras transparentes e azuis também estavam presentes em proporções relativamente elevadas (25,9%).

Tais discrepâncias ressaltam a variabilidade na composição dos plásticos encontrados em distintas regiões e destacam a importância de levar em consideração a localização geográfica ao examinar a contaminação por MPs. Depreende-se que os resultados indicam diferenças significativas em diversas combinações de grupos de amostragem, sugerindo composições cromáticas distintas nos MPs analisados em cada ponto da BIG.

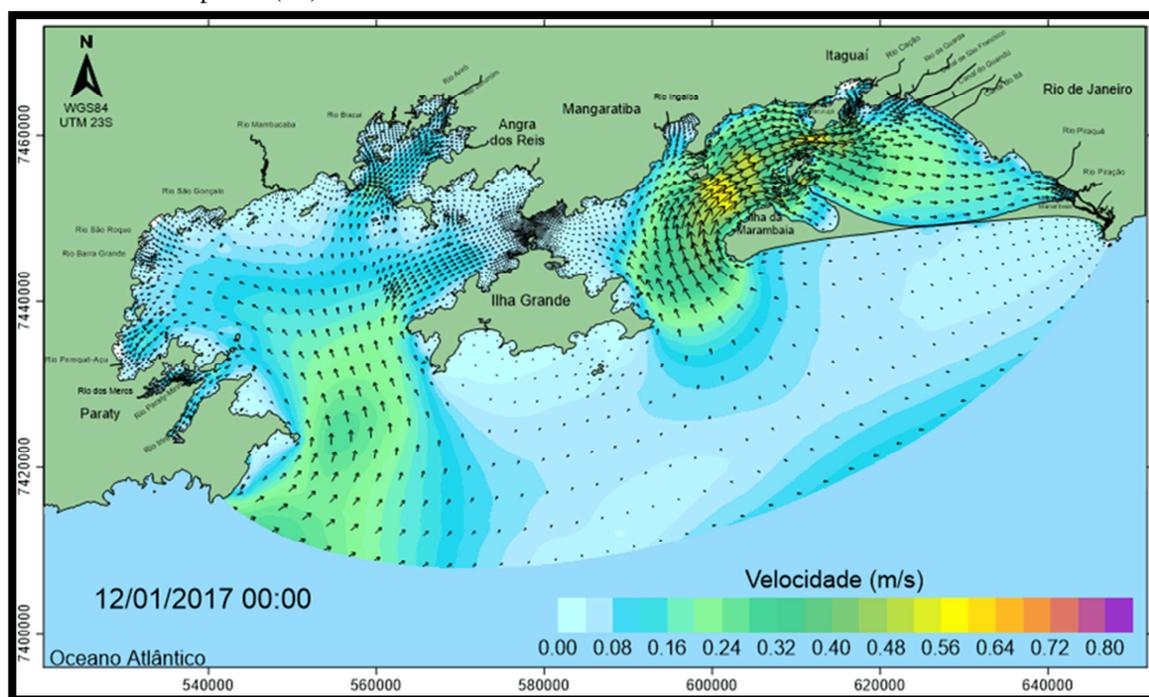
Essas dessemelhanças podem ser atribuídas a fatores ambientais, como fontes específicas de poluição em cada localidade, distintos fluxos de correntes marinhas e variações nas atividades humanas nas proximidades dessas áreas (MILLER et al., 2022). Em contrapartida, em outros pares de grupos, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nas medianas das cores, indicando uma distribuição semelhante ou menos variável das tonalidades dos MPs nessas localidades. Isso pode estar relacionado à similaridade das fontes de poluição ou às condições ambientais específicas de cada região.

Por último, os resultados obtidos na análise de tamanho dos MPs coletados na BIG apresentam semelhanças com estudos anteriores que investigaram a distribuição de tamanhos dessas partículas em diferentes ambientes e organismos marinhos (SAGAWA, et al., 2018; BAPTISTA NETO, et al., 2019; JUNG, J.W. et al., 2021; DA COSTA, et al., 2023; TRINDADE, et al., 2023. Dessa forma, a detecção de diferenças significativas nas dimensões dos MPs indica a existência de padrões distintos na distribuição dessas partículas na área de estudo, advindas de fontes de poluição distintas, características hidrodinâmicas particulares ou a acumulação de partículas transportadas por correntes marinhas (ADAMOPOULOU et al., 2021).

Importante destacar que os pontos P4 e P6 estão situados na área conhecida como "mar de fora", que está mais exposta à ação de fenômenos meteoceanográficos de alta energia, como frentes frias, ondas e correntes provenientes do mar aberto, reforçando que a BIG está sob a influência da Corrente do Brasil e as correntes marítimas nesta área são unidirecionais e ciclônicas (PÓVOA, et al., 2022) (figura 81).

Em contraste, os pontos P1, P2 e P3 são locais abrigados, recebendo uma maior influência continental. Adicionalmente, regiões costeiras, como baías abrigadas e estuários, tendem a acumular detritos de tamanho médio a grande. Esses detritos possuem maior probabilidade de afundar no leito oceânico, encalhar nas costas ou ficar presos em redemoinhos e giros oceânicos (ARTHUR et al., 2009; MAXIMENKO et al., 2012; LAW et al., 2014; LEBRETON et al., 2017).

Figura 81 - Exemplo de fluxo e Velocidades de Correntes obtidas nas Modelagens Hidrodinâmicas na BIG e Sepetiba (RJ).



Fonte: Retirado de: <http://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br/#>

Além do mais, a existência de uma circulação ciclônica ao redor da Ilha Grande, onde a entrada de águas mais salinas da plataforma continental pela BIG ocasiona um movimento persistente de oeste para leste através do Canal da Ilha Grande, misturando-se com as águas menos salinas da Baía de Sepetiba e saindo novamente para o oceano pela BIG Leste (SIGNORINI, 1980).

Entretanto, é importante ressaltar que ventos fortes vindos do Nordeste podem intensificar a ressurgência de Cabo Frio e levar a água fria ressurgida em direção à BIG, promovendo o transporte de Ekman ao longo de toda a costa do Rio de Janeiro. Esse fluxo superficial afasta-se da costa, enquanto o fluxo próximo ao fundo se direciona às baías, favorecendo as intrusões da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (KJERFVE et al., 2020).

Além disso, a BIG recebe grande influência da Baía de Sepetiba, mas que infelizmente tem sido afetada por processos de degradação ambiental decorrentes de atividades humanas, como urbanização, industrialização e agricultura, resultando no lançamento de esgoto não tratado, resíduos domésticos e industriais na rede de drenagem da baía (DA SILVA, et al., 2022) e, portanto, esses impactos podem influenciar na abundância, variação e nos tipos de MPs encontrados em BIG.

Apesar disso, um estudo abordando a dinâmica e vulnerabilidade das praias BIG revelou que elas estão sujeitas a impactos significativos de tempestades e ondas. Especialmente nas praias do sul da ilha, tempestades intensas causam erosão, removendo sedimentos. As praias voltadas para o continente também enfrentam riscos, embora em menor grau, sendo vulneráveis às ressacas. A granulometria e a seleção dos sedimentos diferem nas diversas praias, com predominância de areia quartzosa nas praias oceânicas e presença de sedimentos finos nas praias continentais (SILVA et al., 2020).

Outros levantamentos indicam que o padrão de ondas é predominantemente do quadrante sul, com ocorrência ocasional de ondas de tempestade do sudoeste. O relevo submarino da BIG contribui para reduzir gradualmente a energia das ondas e correntes ao longo da baía. No entanto, as condições do mar podem mudar rapidamente devido à passagem de frentes frias, causando agitação e ondas de tempestade (SILVA et al., 2020). Mesmo as praias abrigadas na borda norte da ilha, que são menos dinâmicas, podem ser afetadas pelas ondas de tempestade durante ressacas (SILVA et al., 2020).

Os sistemas de transporte são bastante complexos, já que podem ser influenciados pelos mecanismos de transporte como hidrologia e velocidade de deposição, tal qual, pelas mudanças nas propriedades físicoquímicas, como perda de integridade estrutural, fragmentação, agregação e bioincrustação, além de interações com a biota (CAI, et al., 2023; ZHOU, X. et al., 2023). Todavia, a maior quantidade de MPs na região de Ilha Grande (BIG) em comparação com a Bacia de Santos (BS) pode ser atribuída à sua proximidade com o continente, resultando em uma carga significativa de resíduos provenientes de rios e atividades antrópicas (LI, C. et al., 2021; ZHOU, X. et al., 2023).

Os processos de sedimentação também desempenham um papel, com os MPs maiores afundando e se depositando no leito marinho próximo à costa (ZHOU, X. et al., 2023; ALLAMI, et al., 2023). Por outro lado, no mar aberto, as correntes marinhas tendem a dispersar os MPs em uma área mais ampla e as condições oceânicas favorecem a fragmentação dos MPs em tamanhos menores, já que os plásticos provenientes da terra podem

passar por uma migração de longo período para alcançar áreas remotas do mar aberto (PAN, Z. et al., 2022).

Nesse contexto, é imprescindível enfatizar que as características dos MPs coletados na região podem ser sensivelmente afetadas pelas oscilações das condições oceanográficas locais. As flutuações nas ondas e tempestades exercem um papel crucial no transporte e dispersão desses MPs ao longo das praias da Ilha Grande. Por conseguinte, torna-se de suma importância realizar um levantamento mais abrangente e detalhado, a fim de avaliar minuciosamente as possíveis influências desses fenômenos na distribuição e nas características dos MPs na região.

Por fim, destacamos que a limitação presente nesta pesquisa tais como: Amostragem 1 - Limitada: O estudo foi restrito pela quantidade e localização dos pontos de coleta, o que pode não representar totalmente a diversidade da região da Baía da Ilha Grande; 2 - Detalhamento dos Microplásticos: A análise dos microplásticos se concentrou em categorias gerais, como fragmentos, filmes e fibras, e não se aprofundou em detalhes morfológicos, tamanhos e cores específicas dessas partículas; 3 - Mudanças nas Condições Oceânicas: Não houve uma investigação detalhada das mudanças nas condições oceânicas, que podem afetar a distribuição e o comportamento dos microplásticos na região. Essas mudanças podem ter um impacto direto na trajetória dos microplásticos; 4 - Estudo de Longo Prazo: A pesquisa não abordou a dinâmica de longo prazo dos microplásticos na região, o que poderia fornecer insights mais abrangentes sobre a poluição por microplásticos na Baía da Ilha Grande; 5 - Variabilidade Temporal: O estudo não explorou completamente a variabilidade temporal das concentrações de microplásticos, o que é importante para entender como esses poluentes podem flutuar ao longo das estações do ano.

Sendo assim, ressalta-se a importância de estudos futuros com maior abrangência e detalhamento, visando compreender de forma abrangente e aprofundada a presença e o comportamento dos MPs em ambientes marinhos da BIG. Isso inclui investigar a variação morfológica, tamanho e coloração dos MPs, sendo esses fatores diretamente relacionados às mudanças nas condições oceânicas. Uma análise mais completa permitiria abranger melhor o impacto dessas mudanças no ciclo e na trajetória dos MPs nessa região específica.

5.6.2 Microplástico em esponjas marinhas da Baía da Ilha Grande, RJ

A contaminação por MPs em todos os indivíduos de esponjas verificados, corroboram que a afirmação de que há uma presença generalizada de MPs em várias espécies marinhas, como peixes (MATLUBA et al., 2023; MATUPANG et al., 2023), mamíferos marinhos (HERNANDEZ-MILIAN et al., 2023), moluscos (BRUZACA et al., 2022; EXPÓSITO et al., 2022) e crustáceos (OGUNOLA et al., 2022; CAU et al., 2023), tem sido amplamente documentada na literatura científica, indicando que a contaminação por MPs é um problema sério nos ecossistemas aquáticos.

Em particular, a presença de MPs em esponjas marinhas tem despertado preocupação. Estudos recentes investigaram esse poluente em uma espécie de esponja tropical *Cinachyrella alloclada*, comparando espécimes coletados em 1981 com espécimes coletados em 2017. Os resultados revelaram um aumento significativo na quantidade de MPs nos espécimes mais recentes, sendo cerca de dez vezes maior em comparação com os espécimes coletados décadas atrás. Enquanto apenas 10% dos espécimes coletados em 1981 continham MPs, a presença desses poluentes aumentou para 80% nos espécimes coletados em 2017 (SOARES et al., 2022).

Observa-se também, que os resultados do nosso estudo estão em consonância com os de uma pesquisa anterior que analisou espécies de esponjas marinhas coletadas em um museu, há mais de duas décadas. Nesse estudo, foram investigadas 79 espécies de esponjas marinhas, e foi constatada a presença de fibras de MPs em 92 das 170 amostras analisadas, representando uma frequência de ocorrência de 54,11%. A maioria dos MPs encontrados nas amostras analisadas consistem em fragmentos, representando 72,4% do total. O comprimento médio das fibras foi de 2,6 mm, variando de 0,1 mm a 12 mm. Além disso, as fibras apresentavam cores predominantes, sendo as mais comuns as cores pretas, azuis, verdes e vermelhas, em diferentes tonalidades (MODICA et al., 2020).

Em contrapartida, nossas análises mostram uma quantidade expressivamente menor de MPs em comparação com o estudo realizado por CELIS-HERNÁNDEZ et al. (2021) utilizando três espécies de esponjas diferentes (*Haliclona implexiformis*, *Halichondria melanadocia* e *Amorphinopsis atlantica*) coletadas em manguezais urbanos. Esses animais, apresentavam uma concentração de MPs (3456 MPs/kg) em comparação com as amostras coletadas em áreas não afetadas (1861 MPs/kg).

Além disso, diversos tipos de MPs foram observados, com maior predominância de fibras, fragmentos e filmes. No que diz respeito à coloração, as fibras azuis foram as mais abundantes, seguidas pelas cores vermelha e preta (CELIS-HERNÁNDEZ et al., 2021), ao passo que, os resultados de uma pesquisa conduzida por FALLON e FREEMAN (2021), foram ressaltados níveis de MPs em seis espécies de esponjas marinhas coletadas na Baía de Saigon (Bocas del Toro, Panamá). A concentração de MPs variou de 6 ± 4 a 169 ± 71 MPs/g de tecido seco. É relevante ressaltar que a maioria das partículas encontradas nas amostras de esponjas possuía tamanho bastante reduzido, variando entre 10 e 20 μm .

Ainda assim, o estudo adicional realizado por GIRARD et al. (2021) trouxe novas informações sobre os níveis e tipos de MPs encontrados em esponjas marinhas coletadas em torno da Ilha Bangka, ao norte de Sulawesi, Indonésia. Nesse estudo, foram coletadas amostras de esponjas pertencentes a cinco gêneros diferentes. Os pesquisadores identificaram um total de 34 tipos distintos de partículas MPs nas amostras analisadas.

As partículas eram principalmente compostas por produtos manufaturados degradados, tais como poliestireno, algodão particulado, dióxido de titânio e partículas pigmentadas de cor azul. Essas partículas foram encontradas em oito espécimes de esponja analisadas, com concentrações variando entre 91 e 612 MPs/g de tecido seco. Os resultados são alarmantes, pois os autores da pesquisa sugerem que as esponjas possam acumular, em média, cerca de 10.000 poluentes microparticulados em seus tecidos, trazendo implicações significativas para a saúde dos organismos e também para a saúde dos ecossistemas marinhos em geral (GIRARD et al., 2021).

Em correspondência, amostras de esponjas da espécie *Haliclona* (Haplosclerida) foram coletadas no arquipélago das Maldivas e submetidas a análises para detectar a presença de MPs. Uma concentração média de $0,9 \pm 0,3$ MPs/g de tecido foram descobertas. A maior concentração (2,5 MPs/g) foi encontrada em uma amostra de esponja próxima a uma área de esgoto, o que é semelhante aos resultados obtidos em esponjas coletadas na BIG. A cor mais prevalente entre os MPs foi a transparente/cinza (68%), seguida por marrom (27%) e preto (5%). Quanto às formas, as partículas observadas eram principalmente fragmentos, espumas e grânulos, com alguns filamentos. O tamanho variou de 57 μm a 278 μm (SALIU, et al., 2022).

Outros organismos filtradores também são capazes de acumular MPs. Por exemplo, moluscos bivalves da espécie *Anomalocardia flexuosa*, capturados em diferentes locais em Pernambuco, no Nordeste do Brasil, apresentaram um total de 309 partículas de MPs em 60 indivíduos analisados. Isso representa uma taxa de ocorrência de 90%, com uma média de $5,15 \pm 3,80$ partículas por indivíduo. O tamanho médio dos MPs encontrados nos tecidos

dessas amêijoas variou de 17 μm a 1057 μm . A maioria dos MPs identificados nos tecidos era composta por fragmentos (54%), seguidos por fibras (43%) e pellets (3%) (BRUZACA et al., 2022).

Os resultados do estudo realizado por DA SILVA et al. (2021) na BIG destacam que algumas espécies de Ascidiacea e Amphipoda acumulam MPs em seus tratos digestivos. Foram investigadas duas espécies marinhas, *Phallusia nigra* e anfípodes da família Ampithoidae *Cymadusa* sp., em seis locais diferentes. No caso de *Phallusia nigra*, os MPs foram detectados em quatro dos seis locais estudados, com exceção de Praia Grande e Paraty Mirim.

Nas amostras de 10 indivíduos agrupados, o número de partículas de MP variou de zero a três. Para os anfípodes da família Ampithoidae *Cymadusa* sp., a pesquisa encontrou 80 indivíduos contendo cinco fragmentos em Jorge Grego e Lopes Mendes. Em Dois Rios, foram registrados 134 indivíduos, com quatro fragmentos e cinco microfibras (DA SILVA, et al., 2021). Esses resultados são indicativos de uma disseminação de MPs na BIG, e revelam que outras espécies de organismos marinhos, além das esponjas estudadas, também estão ingerindo essas partículas

Através da literatura científica, observa-se que além dos organismos citados, outros organismos sésseis, também estão expostos aos MPs. Um estudo realizado nas Maldivas investigou 38 colônias de três espécies diferentes de corais (*Porites lutea*, *Pavona varians* e *Pocillopora verrucosa*) e revelou a presença de MPsem 58% das colônias analisadas, com partículas variando de 25 a 150 μm de tamanho (RAGUSO et al., 2022).

A concentração média de MPs nos corais externos foi de $1,8 \pm 0,4$ MPs/g de tecido, enquanto nos corais de recifes internos foi de $1,8 \pm 0,75$ MPs/g de tecido. Diferentes cores foram identificadas nos MPs encontrados, com predominância de marrom (35%) e rosa (23%), seguidas por cinza (12%), branco (13%), preto (7%) e azul (10%) (RAGUSO et al., 2022)

Em relação aos tipos de MPs, quatro categorias distintas foram identificadas: filmes (42%), espumas (32%), fragmentos (18%) e fibras (8%). Surpreendentemente, não foram encontradas diferenças significativas na concentração de MPs entre diferentes profundidades, exposições, locais e espécies de corais, indicando que a presença de MPs é generalizada nas colônias analisadas (RAGUSO et al., 2022).

Esses resultados reforçam a preocupação sobre os efeitos dos MPs em ecossistemas marinhos, especialmente em corais, que são organismos fundamentais para a saúde e a biodiversidade dos recifes de coral. A ingestão de MPs por espécies invertebradas pode

resultar em diversos efeitos toxicológicos, tais como inflamação nos tecidos, neurotoxicidade, esgotamento energético, redução na sobrevivência, crescimento, reprodução e função imunológica (DE MARCHI et al., 2022).

A contaminação de esponjas por MPs pode ter efeitos adversos, incluindo alterações na capacidade de alimentação e filtração, resultando em problemas nutricionais e de crescimento. Um estudo investigou o efeito do polietileno (PE) em MPs na esponja mediterrânea *Petrosia ficiformis*, focando nas taxas de filtração e respiração. Os resultados mostraram que a absorção de MPs aumentou com o tempo de exposição, chegando a aproximadamente 30,6% das partículas inoculadas após 72 horas (DE MARCHI et al., 2022).

Além disso, os MPs tiveram impacto negativo nas taxas de filtração e respiração das esponjas. Esses efeitos persistiram mesmo após as esponjas terem sido transferidas para água não contaminada, indicando uma alteração duradoura nas funções biológicas das esponjas. Além do mais, a capacidade que as esponjas demonstraram de incorporar partículas estranhas, as torna potenciais biomonitores da presença de MPs poluentes (DE MARCHI et al., 2022).

Ademais, a análise das características de coloração dos MPs encontrados nas esponjas marinhas revelou uma diversidade de tonalidades, indicando a presença de diferentes tipos de plástico na região estudada. A presença exclusiva de MPs brancos em forma de filmes sugere que essas partículas podem originar-se de filmes plásticos provenientes de diversas fontes, como sacolas, filmes de proteção ou revestimentos. (CHEN, Q., et al., 2020). Estudos anteriores demonstraram a capacidade de seleção alimentar seletiva por parte de peixes e outros organismos em relação às diferentes cores de MPs, mostrando que as características físicas dos MPs podem influenciar sua interação com os organismos e a cadeia alimentar (XIONG, X. et al., 2019).

Além da cor, as características dos MPs, como tamanho, também desempenham um papel importante na ingestão e eliminação dessas partículas pelos organismos (XIONG, X. et al., 2019). A análise das amostras de esponjas marinhas coletadas na BIG revelou uma média de tamanho de MPs que está em concordância com estudos anteriores, os quais relataram a presença predominante de MPs de tamanho pequeno a intermediário em amostras de diferentes ambientes marinhos com esponjas marinhas (FALLON e FREEMAN, 2021; GIRARD et al., 2021; SALIU et al., 2022).

Os resultados obtidos neste estudo, juntamente com pesquisas anteriores, destacam o grande potencial das esponjas marinhas como biomarcadores na detecção da poluição por microplásticos em ambientes aquáticos. Sua eficiência na filtração da água e capacidade de capturar microplásticos as tornam instrumentos valiosos para esse fim. Além disso, sua

sensibilidade às mudanças na qualidade da água reflete as condições de poluição por microplásticos e a acumulação dessas partículas em seus tecidos fornece informações sobre a exposição crônica a esses poluentes. A diversidade de espécies de esponjas possibilita monitorar a poluição em diferentes ambientes marinhos, enquanto sua capacidade de sobreviver em condições variáveis as torna ideais para estudos de longo prazo. No entanto, é essencial considerar os potenciais impactos negativos da acumulação de microplásticos nas esponjas, enfatizando a necessidade de conservar esses organismos e abordar a poluição por microplásticos de forma abrangente. Em resumo, as esponjas marinhas desempenham um papel fundamental na compreensão e combate à poluição por microplásticos em ecossistemas aquáticos, fornecendo *insights* valiosos sobre sua presença e impacto.

A variabilidade na composição, cores e tamanhos dos MPs encontrados em diferentes regiões destaca a complexidade do problema e a influência de fatores ambientais e fontes de poluição locais. Diante do exposto, com base nos resultados e na necessidade de abordar a poluição por microplásticos na região da Baía da Ilha Grande (BIG), sugerem-se as seguintes medidas de controle e prevenção:

- **Monitoramento Contínuo:** Estabelecer um programa de monitoramento contínuo para acompanhar a presença e a evolução dos microplásticos na região, permitindo a detecção precoce de mudanças e a avaliação de intervenções. **Educação e Conscientização Pública:** Realizar campanhas de conscientização para educar a população local e visitantes sobre os impactos da poluição por plásticos e promover a redução do uso de plásticos descartáveis.
- **Redução do Uso de Plásticos Descartáveis:** Implementar políticas para reduzir o uso de plásticos descartáveis, como sacolas plásticas, garrafas e utensílios de plástico, incentivando alternativas mais sustentáveis. **Reciclagem e Gerenciamento de Resíduos:** Melhorar as práticas de reciclagem e o gerenciamento adequado de resíduos sólidos, com ênfase na coleta seletiva e reciclagem de plásticos.
- **Regulamentação Ambiental:** Reforçar e aplicar regulamentos ambientais que limitem a emissão de plásticos e promovam práticas de produção mais limpas. **Pesquisas e Estudos Complementares:** Investir em pesquisas adicionais para entender a composição e a dinâmica dos microplásticos na região e identificar fontes específicas de poluição.
- **Proteção da Vida Marinha:** Implementar áreas de proteção marinha para conservar a biodiversidade e reduzir a exposição da vida marinha a microplásticos. **Cooperação Regional:** Trabalhar em colaboração com outras regiões e países costeiros para desenvolver estratégias conjuntas de combate à poluição por microplásticos. **Incentivo à Inovação e Alternativas**

Sustentáveis: Apoiar e incentivar a pesquisa e a implementação de tecnologias inovadoras para a substituição de plásticos e o desenvolvimento de alternativas sustentáveis.

- Educação Ambiental: Promover programas de educação ambiental nas escolas e comunidades para aumentar a conscientização sobre a importância da conservação dos ecossistemas marinhos.

A implementação dessas medidas pode contribuir significativamente para reduzir a poluição por microplásticos na região da Baía da Ilha Grande e preservar seus ecossistemas aquáticos.

CONCLUSÃO

Os resultados da pesquisa destacam a extensa contaminação por MPs na BIG, evidenciando a urgência de ações para mitigar esse problema. A presença expressiva de MPs em todas as estações de amostragem indica uma contaminação generalizada na região, o que exige uma abordagem abrangente para enfrentar o desafio ambiental. A colaboração entre cientistas, formuladores de políticas, comunidades locais e o setor privado é crucial para lidar com essa questão complexa e proteger a vida marinha e os ecossistemas costeiros. Os resultados da pesquisa fornecem informações valiosas sobre a abundância e as características dos MPs na BIG, contribuindo para um maior entendimento da contaminação em ecossistemas marinhos.

A comparação com outros estudos robustece a consistência dos resultados específicos dessa região, mas também destaca a importância de ponderar a variabilidade espacial na composição de MPs ao conduzir análises em ambientes aquáticos. Além disso, os níveis de MPs na BIG foram mais altos do que em algumas baías de outras regiões como a BS. Os principais tipos de MPs encontrados foram fragmentos, fibras e filmes plásticos, originados de diversas fontes, como a fragmentação de plásticos maiores, descarte inadequado de produtos plásticos e lavagem de roupas feitas de materiais sintéticos. A persistência e resistência à degradação desses materiais acentuam a preocupação com a contaminação.

A presença generalizada de microplásticos em todos os pontos de amostragem na baía foi confirmada. Comparativamente à Bacia de Santos, a Baía da Ilha Grande apresentou uma maior abundância de microplásticos, embora não tenha havido diferença estatística nas características dos microplásticos entre os dois locais. Em relação à distribuição dos microplásticos nas esponjas marinhas, não foi encontrada uma distribuição heterogênea relacionada à atividade humana e poluição, contrariando a hipótese. No entanto, a abundância de microplásticos nas esponjas marinhas foi significativa, indicando uma interação direta entre esses organismos e a contaminação por plástico, confirmando a hipótese.

A Baía da Ilha Grande apresenta uma contaminação significativa por microplásticos, com uma variedade de formas e cores. A abundância e tamanho dos microplásticos diferem em relação à Bacia de Santos. Porém, não foi observada uma distribuição heterogênea nas esponjas marinhas, mas a presença significativa de microplásticos indica uma interação direta entre esses organismos e a contaminação plástica. Além disso, é válido mencionar que todos os nossos controles não apresentaram qualquer indício de contaminação por microplásticos.

Perspectivas futuras

Planeja-se investigar a composição dos microplásticos (MPs) em águas de superfície e sedimentos, bem como explorar outras espécies de esponjas marinhas. Essas futuras investigações serão fundamentais para a obtenção de uma compreensão ainda mais completa e abrangente sobre a presença e as características dos MPs na zona costeira do Estado do Rio de Janeiro. Ao considerar variações sazonais ao longo das estações do ano, poderemos capturar um quadro mais dinâmico da poluição por microplásticos na região. Essas análises aprofundadas ajudarão a identificar padrões de distribuição e concentração de MPs, bem como os tipos específicos de microplásticos presentes em diferentes momentos. Além disso, a inclusão de outras espécies de esponjas marinhas como biomarcadores expandirá nossa compreensão da extensão da poluição em diversos habitats marinhos.

Os resultados dessas futuras pesquisas serão de grande importância para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de conservação e gestão sustentável dos ecossistemas marinhos. Com uma base de dados mais ampla e informações mais detalhadas, será possível tomar medidas mais direcionadas para reduzir a poluição por microplásticos e proteger a vida marinha, contribuindo assim para a preservação dos ambientes costeiros e o bem-estar das comunidades que deles dependem.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A colaboração interdisciplinar entre pesquisadores, decisores políticos, partes interessadas locais e o setor privado desempenha um papel crucial na abordagem desse desafio ambiental de grande complexidade. Os resultados deste estudo fornecem contribuições substanciais no que diz respeito à compreensão da poluição por microplásticos nas águas da Bacia de Santos, na Baía da Ilha Grande e nas esponjas marinhas da espécie *Dragmacidon reticulatum* (Ridley & Dendy, 1886). Essas descobertas representam um avanço significativo na nossa apreciação dos ecossistemas marinhos. Adicionalmente, investigações futuras, mais detalhadas, abarcando aspectos como a composição dos microplásticos em diferentes ambientes, se mostram imperativas para a elaboração de estratégias eficazes no âmbito da conservação e da gestão sustentável dessa região.

REFERÊNCIAS

- ABREU, F.E.L., et al. Are antifouling residues a matter of concern in the largest South American port? *Journal of Hazardous Materials*. Nov 5; vol. (1): pag. 12-22. 2020 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122937>
- ADAMOPOULOU, A., et al. Distribution Patterns of Floating Microplastics in Open and Coastal Waters of the Eastern Mediterranean Sea (Ionian, Aegean, and Levantine Seas). *Frontiers in Marine Science*. Vol. 8. 2021. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.699000>
- ALLAMI, H., AFZALI, A., MIRZAEI, R. Identification of microplastics in coastal sediments of three ports of Dayer, Kangan, and Siraf in Bushehr province, Iran. *Regional Studies in Marine Science*. Oct 1; vol. (1). 2023. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103007>
- ANDRADY, A.L. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*. vol. 119(1): pag. 12-22. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- ARTHUR, C., BAKER, J., BAMFORD, H. (eds). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30. Sept 9-11, 2008.
- AZIZI, N., et al. Evaluation of conventional wastewater treatment plants efficiency to remove microplastics in terms of abundance, size, shape, and type: A systematic review and Meta-analysis. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 177: pag. 12-22. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113462>
- BAPTISTA NETO, J.A., et al. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. vol. 149: pag. 110558. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110558>
- BAPTISTA NETO, J.A., et al. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean & Coastal Management*. Mar; vol. 169: pag. 247-253. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>
- BELO, W.C., DIAS, G.T.M., DIAS, M.S. O fundo marinho da baía da Ilha Grande, RJ: o relevo submarino e a sedimentação no canal central. *Revista Brasileira de Geofísica*. Vol. 20: pag. 5-15. 2002. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2002000100001>
- BHUTTO, S.U.A. et al. Microplastics in Tai lake food web: Trophic transfer and human health risk assessment. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. Vol. 101: pag. 104206. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104206>
- BIRNSTIEL, S., SOARES-GOMES, A., DA GAMA, B.A.P. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 140: pag. 241–247. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.044>

BOM, F.C., DE BRITO, W.V.F., SÁ, F. Microplastics concentration in bivalve of economic importance, a case study on the southeastern Brazilian coast. *Regional Studies in Marine Science*. Vol. 52: pag. 102346. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102346>

BRUZACA, D.N.A. et al. Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 179: pag. 113659. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113659>

CAI, C., ZHU, L., HONG, B. A review of methods for modeling microplastic transport in the marine environments. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 193: pag. 115136. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115136>

CAI, X. et al. Coupling of microplastic contamination in organisms and the environment: Evidence from the tidal flat ecosystem of Hangzhou Bay, China. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 457: pag. 131838. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131838>

CASTRO, R.O. et al. Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 160: pag. 111537. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111537>

CAU, A. et al. Comparative microplastic load in two decapod crustaceans *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) and *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 191: pag. 114912. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114912>

CELIS-HERNÁNDEZ, O., et al. Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: Using marine sponges as bioindicators of environmental pollution. *Environmental Pollution*. Vol. 284: pag. 117391. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117391>

CHANG, J. et al. Adsorption behaviors and bioavailability of tetrabromobisphenol A in the presence of polystyrene microplastic in soil: Effect of microplastics aging. *Environmental Pollution*. Vol. 122156. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122156>

CHEN, Q., LI, Y., LI, B. Is color a matter of concern during microplastic exposure to *Scenedesmus obliquus* and *Daphnia magna*? *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 383: pag. 121224. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121224>

CREED, J.C., PIRES, D.O., FIGUEIREDO, M.A.O. Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. MMA/SBF, Brasilia/Brazil, pp. 417. 2007.

DA COSTA, I.D., et al. Microplastics in fishes in amazon riverine beaches: Influence of feeding mode and distance to urban settlements. *Science of The Total Environment*. Vol. 863: pag. 160934. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160934>

DA COSTA, M.B., et al. Abundance, composition, and distribution of microplastics in intertidal sediment and soft tissues of four species of *Bivalvia* from Southeast Brazilian urban beaches. *Science of The Total Environment*. Vol. 857: pag. 159352. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159352>

- DA SILVA, L.C., et al. Trace metals enrichment and potential ecological risk in sediments of the Sepetiba Bay (Rio de Janeiro, SE Brazil). *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 177: pag. 113485. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113485>
- DA SILVA, P.C.A., et al. Ingestion of microplastics by benthic marine organisms in the Ilha Grande Bay heritage site on southeastern Brazil. *Journal of Human and Environment of Tropical Bays*. Vol. 2: pag. 1–13. 2021. <https://doi.org/10.12957/jheotb.2021.60332>
- DALU, T., et al. Nowhere to go! Microplastic abundances in freshwater fishes living near wastewater plants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. Vol. 101: pag. 104210. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104210>
- DE CARVALHO, D.G., BAPTISTA NETO, J.A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*. Vol. 128: pag. 10–17. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>
- DE MARCHI, L., et al. Polyethylene microplastics reduce filtration and respiration rates in the Mediterranean sponge *Petrosia ficiformis*. *Environmental Research*. Vol. 211: pag. 113094. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113094>
- DE PAO MENDONCA, K., et al. The sponge *Oscarella lobularis* (Porifera, Homoscleromorpha) as a suitable biomonitor of metallic contamination in Mediterranean coastal ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 188: pag. 114665. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114665>
- DIEZ-PÉREZ, D.B., et al. Microplastics in surface water of the Bay of Asunción, Paraguay. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 192: pag. 115075. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115075>
- EXPÓSITO, N., et al. Levels of microplastics and their characteristics in molluscs from North-West Mediterranean Sea: Human intake. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 181: pag. 113843. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113843>
- FALLON, B.R., FREEMAN, C.J. Plastics in Porifera: The occurrence of potential microplastics in marine sponges and seawater from Bocas del Toro, Panamá. *Peer J*. Vol. 9: pag. e11638. 2021. <https://doi.org/10.7717/peerj.11638>
- FANG, C., et al. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. *Chemosphere*. Vol. 209: pag. 298–306. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.101>
- FREIRE, M.M., et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in bays of the Rio de Janeiro state coast, SE - Brazil: Effects on catfishes. *Environmental Research*. Vol. 181: pag. 108959. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108959>
- GALINDO MONTERO, A.A., et al. Microplastic pollution in coastal areas of Colombia: Review. *Marine Environmental Research*. Vol. 106027. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106027>

GARCIA, T.M., et al. Microplastics in Subsurface Waters of the Western Equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 150: pag. 110705. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>

GIRARD, E.B., et al. Sponges as bioindicators for microparticulate pollutants? *Environmental Pollution*. Vol. 268: pag. 115851. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115851>

GOSWAMI, P., et al. Microplastic intrusion into the zooplankton, the base of the marine food chain: Evidence from the Arabian Sea, Indian Ocean. *Science of The Total Environment*. Vol. 864: pag. 160876. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160876>

GUPTA, P., et al. Spatial and seasonal variation of microplastics and possible sources in the estuarine system from central west coast of India. *Environmental Pollution*. Vol. 288: pag. 117665. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117665>

HERNANDEZ-MILIAN, G., et al. Monk seal faeces as a non-invasive technique to monitor the incidence of ingested microplastics and potential presence of plastic additives. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 193: pag. 115227. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115227>

HOSSAIN, K.B., LIN, Y., et al. Policy impact on microplastic reduction in China: Observation and prediction using statistical model in an intensive mariculture bay. *Science of The Total Environment*. Vol. 858: pag. 160075. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160075>

ILECHUKWU, I., DAS, R.R., REIMER, J.D. Review of microplastics in museum specimens: An under-utilized tool to better understand the Plasticene. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 191: pag. 114922. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114922>

IWASAKI, S., et al. Fate of microplastics and mesoplastics carried by surface currents and wind waves: A numerical model approach in the Sea of Japan. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 121(1-2): pag. 85–96. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.057>

JANAKIRAM, R., et al. Seasonal distribution of microplastics in surface waters of the Northern Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 190: pag. 114838. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114838>

JUNG, J.W., et al. Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep sea waters with a consideration of environmentally relevant size and shape. *Environmental Pollution*. Vol. 270: pag. 116217. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116217>

KAISER, D. Et al. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. *Environ. Res. Lett.* 12. 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b>

KIEU-LE, T.C., THUONG, Q.T., TRUONG, T.N.S., LE, T.M.T., TRAN, Q.V., STRADY, E. Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 187: pag. 114605. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114605>

KJERFVE, B., et al. Oceanographic and environmental characteristics of a coupled coastal bay system: Baía de Ilha Grande-Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. Vol. 41: pag. 101594. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101594>

KOELMANS, A.A., et al. Risk assessment of microplastic particles. *Nature Reviews Materials*. Vol. 7(2): pag. 138–52. 2022. <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00411-y>

KOSORE, C.M., et al. Microplastics in Kenya's marine nearshore surface waters: Current status. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 179: pag. 113710. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113710>

LAW, K.L., et al. Distribution of Surface Plastic Debris in the Eastern Pacific Ocean from an 11-Year Data Set. *Environmental Science & Technology*. Vol. 48(9): pag. 4732–38. 2014. <https://doi.org/10.1021/es4053076>

LEBRETON, L.C.M., et al. River Plastic Emissions to the World's Oceans. *Nature Communications*. vol. 8(1): pag. 15611. 2017. <https://doi.org/10.1038/ncomms15611>

LESLIE, H.A., et al. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment International*. Vol. 101: pag. 133–42. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018>

LI, C., et al. 'Microplastic communities' in different environments: differences, links, and role of diversity index in source analysis. *Water Research*. 188: pag. 116574. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116574>

LIU, T., et al. Seasonal variation of micro- and meso-plastics in the seawater of Jiaozhou Bay, the Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 152: pag. 110922. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110922>

MALDONADO, M., RIBES, M., VAN DUYL, F.C. Chapter three - Nutrient Fluxes Through Sponges: Biology, Budgets, and Ecological Implications. In: Becerro, M.A., et al. (Eds.), Vol. 62, ScienceDirect. Academic Press; p. 113–82. 2012. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394283-8.00003-5>

MALLI, A., et al. Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 177: pag. 113553. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113553>

MAMUN, A.A., et al. Microplastics in human food chains: Food becoming a threat to health safety. *The Science of the Total Environment*. Vol. 858(Pt 1): pag. 159834. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159834>

MATLUBA, M.D.K.A., et al. The pervasiveness of microplastic contamination in the gastrointestinal tract of fish from the western coast of Bangladesh. Vol. 193: pag. 115145. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115145>

MATUPANG, D.M., et al. Tropical sharks feasting on and swimming through microplastics: First evidence from Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 189: pag. 114762. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114762>

MAXIMENKO, N., et al. Pathways of Marine Debris Derived from Trajectories of Lagrangian Drifters. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 65(1): pag. 51–62. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>

MILLER, M.E., et al. Temporal patterns of plastic contamination in surface waters at the SS Yongala shipwreck, Great Barrier Reef, Australia. *Environmental Pollution*. Vol. 307: pag. 119545. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119545>

MODICA, L., LANUZA, P., GARCÍA-CASTRILLO, G. Surrounded by microplastic, since when? Testing the feasibility of exploring past levels of plastic microfibre pollution using natural history museum collections. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 151: pag. 110846. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110846>

OGUNOLA, S.O., et al. Microplastics in decapod crustaceans sourced from Australian seafood markets. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 179: pag. 113706. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113706>

OLIVATTO, G.P., et al. CARREIRA, R.S. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 139: pag. 157–62. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>

PAN, Z., et al. Widespread occurrence of microplastic pollution in open sea surface waters: Evidence from the mid-North Pacific Ocean. *Gondwana Research*. Vol 108. Pag 31-40. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.10.024>

PÓVOA, A.A., ARAÚJO, F.V., SKINNER, L.F. Macroorganisms fouled in marine anthropogenic litter (rafting) around a tropical bay in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 175: pag. 113347. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113347>

QU, J., et al. Microplastics in seawater, sediment, and organisms from Hangzhou Bay. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 181, pag. 113940, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113940>.

RAGUSO, C., et al. First detection of microplastics in reef-building corals from a Maldivian atoll. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 180: pag. 113773. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113773>

RODRIGUES, D., et al. Low-frequency circulation on the Ilha Grande channel, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. Vol. 50: pag. 102129. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102129>

ROSSATTO, A., et al. Microplastics in aquatic systems: A review of occurrence, monitoring and potential environmental risks. *Environmental Advances*. Vol. 13: pag. 100396. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100396>

SAGAWA, N., KAWWAI, K., HINATA, H. Abundance and size of microplastics in a coastal sea: Comparison among bottom sediment, beach sediment, and surface water. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 133: pag. 532–42. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.036>

SALDAÑA-SERRANO, M., et al. Microplastics and linear alkylbenzene levels in oysters *Crassostrea gigas* driven by sewage contamination at an important aquaculture area of Brazil. *Chemosphere*. Vol. 307: pag. 136039. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136039>

SALIU, F., et al. Detection of plastic particles in marine sponges by a combined infrared micro-spectroscopy and pyrolysis-gas chromatography-mass spectrometry approach. *Science of The Total Environment*. Vol. 819: pag. 152965. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152965>

SANTANA, M.F.M., et al. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: Rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 106(1-2): pag. 183–9. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>

SCHUAB, J.M., et al. First record of microplastic in the Brazilian sea hare *Aplysia brasiliana* Rang, 1828 (Mollusca: Aplysiidae). *Science of The Total Environment*. Vol. 895: pag. 165156. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165156>

SIGNORINI, S.R. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba: part I. a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico*. Vol. 29: pag. 41–55. 1980. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000100004>

SILVA, A.L.C., et al. Dinâmica de praia e susceptibilidade às ondas de tempestades no litoral da Ilha Grande (Angra dos Reis - RJ). *Journal of Human and Environment of Tropical Bays*. Vol. 1: pag. 9–45. 2020. <https://doi:10.12957/jheotb.2020.45907>

SMITH, A., et al. Quantification and characterization of plastics in near-shore surface waters of Atlantic Canada. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 181: pag. 113869. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113869>

SOARES, F.S., FRANCISCO, C.N., SENNA, M.C.A. Distribuição espaço-temporal da precipitação na Região Hidrográfica da Baía da Ilha Grande-RJ. *Revista Brasileira de Meteorologia*. Vol. 29: pag. 125–38. 2014. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862014000100012>

SOARES, G.M., et al. Sponges as libraries: Increase in microplastics in *Cinachyrella alloclada* after 36 years. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 185: pag. 114339. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114339>

STABILI, L., et al.. Evaluation of microbiological accumulation capability of the commercial sponge *Spongia officinalis* var. *adriatica* (Schmidt) (Porifera, Demospongiae). *Water Research*. Vol. 42(10): pag. 2499–506. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.02.008>

TRINDADE, L. dos S., et al. Microplastics in surface waters of tropical estuaries around a densely populated Brazilian bay. *Environmental Pollution*. Vol. 323: pag. 121224. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121224>

TURNER, A. Paint particles in the marine environment: An overlooked component of microplastics. *Water Research X*. Vol. 12: pag. 100110. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100110>

UGWU, K., HERRERA, A., GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: A review. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 169: pag. 112540. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>

UNEP. Marine plastic debris and microplastics: Global lessons and research to inspire action and guide policy change. UN, 2016.

VAID, M., SARMA, K., GUPTA, A. Microplastic pollution in aquatic environments with special emphasis on riverine systems: Current understanding and way forward. *Journal of Environmental Management*. Vol. 293: pag. 112860. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112860>

VEERASINGAM, S., et al. Characteristics, seasonal distribution and surface degradation features of microplastic pellets along the Goa coast, India. *Chemosphere*. Vol. 159: pag. 496–505. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.056>

XIA, B., et al. Microplastic pollution in surface seawater of Sanggou Bay, China: Occurrence, source and inventory. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 162: pag. 111899. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111899>

XIONG, X., et al. Ingestion and egestion of polyethylene microplastics by goldfish (*Carassius auratus*): Influence of color and morphological features. *Heliyon*. Vol. 5(12): pag. e03063. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e03063>

YAKHNENKO, A., et al. Endemic sponge *Lubomirskia baikalensis* as a bioindicator of chemical elements pollution in Lake Baikal. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 182: pag. 114025. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114025>

YIN, M., et al. Tide-driven microplastics transport in an elongated semi-closed bay: A case study in Xiangshan Bay, China. *Science of The Total Environment*. Vol. 846: pag. 157374. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157374>

ZHENG, X., et al. Distribution and risk assessment of microplastics in typical ecosystems in the South China Sea. *Science of The Total Environment*. Vol. 883: pag. 163678. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163678>

ZHOU, C., et al. The emerging issue of microplastics in marine environment: A bibliometric analysis from 2004 to 2020. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 179: pag. 113712. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113712>

ZHOU, X., et al. Microplastics in coastal blue carbon ecosystems: A global meta-analysis of its distribution, driving mechanisms, and potential risks. *Science of The Total Environment*. Vol. 878: pag. 163048. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163048>

ZIANI, K. et al. Microplastics: A real global threat for environment and food safety: A state of the art review. *Nutrients*. Vol. 15(3): pag. 617. 2023. <https://doi.org/10.3390/nu15030617>