



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE GURUPI – TO
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

LIDIANE AMORIM DA SILVA

**OCORRÊNCIA, DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DE
MICROPLÁSTICOS NAS PRAIAS DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO**

Gurupi, To
2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

- S586o Silva, Lídiane Amorim da.
Ocorrência, Distribuição e Composição de Microplásticos nas Praias da Cidade do Rio de Janeiro. / Lídiane Amorim da Silva. – Gurupi, TO, 2023.
49 f.
- Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Gurupi - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Química, 2023.
Orientador: Daniel Santos Mulholland
1. Microplásticos. 2. Polímeros. 3. Rio de Janeiro. 4. Praias. I. Título

CDD 540

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Lidiane Amorim da Silva

**Ocorrência, Distribuição e Composição de
Microplásticos nas Praias da Cidade do Rio de Janeiro**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Tocantins
como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em
Química para obtenção de título de Mestre em Química.
Orientador: Dr. Daniel Santos Mulholland.

Gurupi, TO

2023

Lidiane Amorim da Silva

**Ocorrência, Distribuição e Composição de
Microplásticos nas Praias da Cidade do Rio de Janeiro**

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Tocantins
como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em
Química para obtenção de título de Mestre em Química.
Orientador: Dr. Daniel Santos Mulholland.

Data da aprovação. 03/05/2023

Banca Examinadora:

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Daniel Santos Mulholland



Documento assinado digitalmente
LUCAS SAMUEL SOARES DOS SANTOS
Data: 24/05/2023 08:26:27-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Lucas Samuel Soares dos Santos



Documento assinado digitalmente
ELDER YOKOYAMA
Data: 24/05/2023 08:41:55-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. Elder Yokoama

Dedico esse trabalho ao meu pai e minha mãe, Catarino e Goiamar pela virtude de conduzirem os valores e princípios familiares, e assim me proporcionarem um ambiente para que pudesse florescer e acreditar na realização dos meus sonhos, todas as vezes que a angústia batia, vinha à certeza que vocês acreditam em meu sucesso. Se hoje eu tenho meus sonhos em minhas mãos, é por causa de vocês! Obrigado, meus pais amados! Vocês são meus exemplos de vida, sempre me apoiaram.

AGRADECIMENTOS

Á Deus, pela minha vida, e por me permitir ultrapassar todos os obstáculos encontrados ao longo da realização deste trabalho.

Aos meus filhos, Josivan Júnior, Kéury Caroline e Airton Senna vocês são a minha inspiração.

Ao meu esposo Alexandre Brito por sua gentileza, amor, incentivo e compreensão mesmo com minha ausência.

Meus irmãos Keiliane, Keiliomar, Djavan Catarino Júnior Aline e minha sogra Isabel Brito que me incentivaram nos momentos difíceis.

Agradeço a minha avó Ana Lourenço do Nascimento e Francisca Alves Viana (in memoriam) obrigada pelo amor, sinceridade, proteção e dedicação a sua neta.

A minha madrinha Marinalva e meu padrinho Adelino, e minhas primas Aluenda e Alana pelo acolhimento e carinho.

As minhas colegas de turma, por compartilharem comigo tantos momentos de descobertas e aprendizado. Pela minha amiga Alessandra por está presente e me apoiar e por cada palavra que me incentivaram e por todo o companheirismo ao longo deste percurso.

Ao Prof. Sebastião William da Silva por realizar as análises de microplásticos no micro-FTIR.

À Colega Letícia Mariana Lopes da Silva por trabalhar no desenvolvimento da metodologia e nos procedimentos de separação e quantificação de microplásticos.

Á Debora Francisca Moraes da Silva por trabalhar no desenvolvimento da metodologia de separação dos microplásticos.

Ao Kelder Paiva por realizar a coleta das amostras nas praias da cidade do Rio de Janeiro.

Ao programa de pós-graduação em química (PPGQ-UFT).

Ao orientador. Prof. Dr. Daniel Santos Mulholland pela paciência, compreensão, incentivo, apoio e ensinamentos.

RESUMO

A cidade do Rio de Janeiro, situada na costa sudeste brasileiro, tem cerca de 6,8 milhões de habitantes e é um dos principais centros econômicos, culturais, financeiros e turísticos do país. A falta de sistemas adequados de tratamento de efluentes domésticos e industriais, o lançamento indiscriminado de resíduos sólidos e o grande fluxo de visitantes e turistas nas praias da cidade do Rio de Janeiro tornam-a um excelente objeto de estudo para avaliar o status de contaminação de praias situadas em grandes centros urbanos. A presente pesquisa tem como objetivo avaliar a abundância, distribuição, quantificação e caracterização dos microplásticos presentes nas praias da cidade do Rio de Janeiro. Foram coletadas 34 amostras divididas em 15 praias. Inicialmente, foi realizada a digestão da matéria orgânica utilizando H_2O_2 30% e, em seguida, foi realizada a separação dos microplásticos utilizando solução saturada de NaCl ($1,2 \text{ g/cm}^3$). Os microplásticos separados foram examinados sob um microscópio e classificados quanto ao comprimento, à cor e à forma (fibra/filme, fragmento, linhas/fibras e isopor/espuma). Por fim, microplásticos foram analisados utilizando um microscópio FT-IR para a caracterização do tipo de polímero. Os resultados obtidos demonstram que as praias da cidade do Rio de Janeiro apresentaram abundância média de 113 ± 81 partículas/kg, estando, assim, condizente com demais praias do mundo. A praia de Botafogo apresentou maior abundância de microplásticos com valores médios de 343 ± 236 partículas/kg, resultado da herança de contaminação da Baía Guanabara. As partículas de plástico examinadas variam entre 0,6 a 2,4 mm, sendo que, mais de 50% tiveram tamanho inferior a 1 mm. Foram encontrados fragmentos, filmes, linhas/fibras e isopores/espumas, sendo que as linhas e fragmentos foram os mais abundantes, representando 61% e 27%, respectivamente. As cores mais abundantes foram azul (35,6%), preto (25,8%) e transparente (18,7 %). Os polímeros analisados por micro-FTIR apresentaram espectro com bandas dos grupos funcionais característicos do poliuretano, resina de fenol formaldeído ou resina fenólica (PF), polímero de poliacetato de Vinila (PVA), polivinilcarbozol- PVK. Com base nos resultados obtidos, conclui-se que as praias da cidade do Rio de Janeiro apresentam contaminação por microplásticos (abundância, tipo e cor) condizente com demais praias de grandes cidades do mundo, com exceção da praia de Botafogo que obteve maior abundância entre as praias. Entende-se que a coleta de lixo rotineira realizada nas praias pela companhia de limpeza urbana da cidade contribui para a redução da formação de microplásticos secundários nas principais praias da cidade. Outros estudos devem ser realizados para compreender as possíveis fontes dos microplásticos e suas possíveis consequências ao ambiente costeiro.

Palavras Chaves: Microplásticos, polímeros, Rio de Janeiro, praias, amostras.

ABSTRACT

The city of Rio de Janeiro, located on the southeastern coast of Brazil, has about 6.8 million inhabitants and is one of the main economic, cultural, financial and tourist centers in the country. The lack of adequate systems for the treatment of domestic and industrial effluents, the indiscriminate release of solid waste and the large flow of visitors and tourists on the beaches of the city of Rio de Janeiro make it an excellent object of study to assess the contamination status of beaches located in large urban centers. This research aims to evaluate the abundance, distribution, quantification and characterization of microplastics present on the beaches of the city of Rio de Janeiro. 34 samples were collected divided into 15 beaches. Initially, the organic matter was digested using 30% H₂O₂ and then the microplastics were separated using a saturated NaCl solution (1.2 g/cm³). The separated microplastics were examined under a microscope and classified according to length, color and shape (fiber/film, shred, threads/fibers and styrofoam/foam). Finally, microplastics were then analyzed using an FT-IR microscope for polymer type characterization. The results obtained demonstrate that the beaches of the city of Rio de Janeiro had an average abundance of 113 ± 81 particles/kg, thus being consistent with other beaches in the world. Botafogo beach had the highest abundance of microplastics with mean values of 343 ± 236 particles/kg, a result of the legacy of contamination from Guanabara Bay. The plastic particles examined ranged from 0.6 to 2.4 mm, with more than 50% having a size of less than 1 mm. Fragments, films, lines/fibers and styrofoam/foams were found, with lines and fragments being the most abundant, representing 61% and 27%, respectively. The most abundant colors were blue (35.6%), black (25.8%) and transparent (18.7%). The polymers analyzed by micro-FTIR showed a spectrum with bands of functional groups characteristic of polyurethane, phenol formaldehyde resin or phenolic resin (PF), polyvinyl acetate polymer (PVA), polyvinylcarbazol-PVK. Based on the results obtained, it is concluded that the beaches of the city of Rio de Janeiro show contamination by microplastics (abundance, type and color) consistent with other beaches in large cities in the world, with the exception of Botafogo beach, which had the highest abundance among the beaches. It is understood that the routine garbage collection carried out on the beaches by the city's urban cleaning company contributes to reducing the formation of secondary microplastics on the main beaches of the city. Further studies must be carried out to better understand the possible sources of microplastics and their possible consequences for the coastal environment.

Keywords: Microplastics, polymers, Rio de Janeiro, beaches, samples.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Microplásticos de alta densidade encontrados no fundo do mar.	19
Figura 2 - Estrutura dos monômeros que formam os polímeros encontrados em ambiente marinho. Em (a) acetato de celulose, (b) nylon 6, (c) PVC, (d) poliéster, (e) poliestireno, (f) polietileno e em (g) polipropileno.	22
Figura 3 – Mapa dos locais de coleta de microplásticos nas praias da Cidade do Rio de Janeiro. ..	30
Figura 4 – Abundância de microplásticos nas praias da Cidade do Rio de Janeiro.	35
Figura 5 – Boxplot e Histograma demonstrando a frequência de ocorrência de microplásticos com diferentes classes de tamanho.	36
Figura 6 – Classificação morfológica dos microplásticos quanto ao tipo (linha/fibra, filme, isopor/espuma e fragmento) e coloração.	37
Figura 7 – Diversidade morfológica de microplásticos encontrados nas amostras.	38
Figura 8 – Espectros FTIR para A) Poliuretano-PU, B) Resina fenólica-PF, C) Resina fenólica-PF, D) Poliacetato de vinila-PVAC, E) Poliacetato de vinila-PVAC, F) Polivinilcarbozol-PVK e G) Polivinilcarbozol-PVK.	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Exemplos de valores de propriedades nominais de polímeros plásticos.	25
Tabela 2 – Médias para abundância, comprimento e desvio padrão das mesmas para MPs encontrados em praias do Rio de Janeiro.	34

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	12
2.1	Objetivo geral	13
2.2	Objetivos específicos	13
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1	Produção dos Microplásticos	14
3.2	As leis brasileiras sobre os microplásticos	15
3.2.1	A lei PL 6528/16 que combate o uso dos microplásticos no Brasil.....	16
3.2.2	A lei 8090/2018 que combate o uso de microplásticos no Estado do Rio de Janeiro.	17
3.3	Os impactos dos microplásticos (MPs) para saúde humana e a vida animal	18
3.3.1	Os efeitos dos microplásticos nos organismos dos seres vivos.....	20
3.3.2	Os microplásticos mais encontrados em ambiente marinho.....	21
3.4	Tamanho e densidade dos microplásticos	24
3.5	O nível de cristalinidade dos microplásticos	24
3.6	Efeitos do intemperismo e da abrasão	26
3.6.1	O Intemperismos: o processo de degradação física do ambiente.....	26
3.6.2	A abrasão: a fragmentação de superfície por resíduos plásticos.....	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	29
4.1	Coleta dos sedimentos de praia	29
4.2	Digestão da matéria orgânica	29
4.3	Extração dos microplásticos	31
4.4	Classificação dos microplásticos	31
4.5	Caracterização dos microplásticos	32
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1	Abundância e distribuição	33

5.2	Classificação morfológica.....	35
5.3	Caracterização dos polímeros.....	38
5.4	Comparação com demais praias do mundo.....	41
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	43
	REFERÊNCIAS.....	44

1 INTRODUÇÃO

A produção mundial de plásticos aumentou consideravelmente, refletindo preocupação sobre seus efeitos nos ecossistemas. Cada vez mais os microplásticos (plásticos com tamanho inferior a 5 mm) são reportados como contaminantes em águas e sedimentos de sistemas aquáticos continentais e marinhos (DIAS, 2018; AUTA et al., 2017). Os microplásticos são liberados nesses sistemas por diversas fontes como o descarte inadequado de itens plásticos, a perda de equipamentos de pesca, o desgaste de pneus, a liberação de fibras durante a lavagem de têxteis e através do escoamento superficial de águas pluviais e o lançamento de efluentes de estações de tratamento de águas residuais (STOLTE et al., 2015; ZALASIEWICZ et al., 2016).

Eles podem ser fabricados (microplásticos primários) na forma de microesferas de diferentes tamanhos empregadas em produtos de cuidados pessoais (LESLIE, 2015), no jateamento abrasivo (SUNDT et al., 2014) e como plásticos virgens destinados como matérias-primas para fabricação de produtos (DARLING et al., 2015). Podem também ser resultado do intemperismo gradual de plásticos maiores (microplásticos secundários), principalmente através da abrasão e da exposição prolongada à radiação UV solar, resultando em fotodegradação (BARNES et al., 2009; GALGANI, 2009; THOMPSON, 2009; BARLAZ, 2009). Os principais tipos de microplásticos encontrados nos ambientes aquáticos são o polietileno (PE), o polipropileno (PP), o poliestireno (PS), o nylon (PA), o poliéster termoplástico (PET), o policloreto de vinila (PVC), o acetato de celulose (CA), o poliestireno, o tereftalato de polietileno e o poliestireno espumado (HIDALGORUZETH et al., 2012; FRIES et al., 2013; KRAMM et al., 2018).

A ingestão de microplásticos por organismos aquáticos tem sido relatada em diversos níveis tróficos e através de diferentes mecanismos de alimentação (AUTA et al., 2017). Estudos recentes demonstraram que os microplásticos podem ser ingeridos por zooplânctons (MOORE, 2008), mexilhões (BROWNE et al., 2008), polychaetas (BESSELING, 2013; WEGNER, 2013; FOEKEMA, et al., 2013) e uma por ampla variedade de peixes (LUSHER et al., 2013). Dentre os numerosos efeitos adversos causados à biota aquática pela ingestão de microplásticos, podemos destacar o consumo alimentar reduzido, os danos ao sistema gastrointestinal, o estresse oxidativo e o crescimento tardio (DE SÁ et al., 2018; WRIGHT et al., 2013). A biodisponibilidade, a ecotoxicidade e os demais efeitos adversos são influenciados pelo tamanho, forma e composição dos microplásticos (LAMBERT et al., 2017; WRIGHT et al., 2013). Os microplásticos também podem adsorver poluentes orgânicos persistentes (POPs)

como os bifenilpoliclorados (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) e dicloro-difenil-tricloroetano (DDT) (SUM, 2018; XU et al., 2018), além de metais potencialmente tóxicos como o Zn, Pb e Ag (HOLMES et al., 2012). Uma vez ingeridos, os contaminantes adsorvidos podem ser transferidos para os respectivos organismos onde poderão manifestar suas toxicidades.

Praias em todo o mundo estão repletas de detritos plásticos, que representam uma ameaça iminente aos organismos costeiros e marinhos (GREGORY, 1978; OIGMAN-PSZCZOL, CREED, 2007; STORRIER et al., 2007). A cidade do Rio de Janeiro tem cerca de 6,748 milhões de habitantes (CENSO, 2020), situada na costa sudeste brasileiro e é um dos principais centros econômicos, culturais e financeiros do país. Seu litoral tem 197 quilômetros de extensão divididos em três partes (Baía de Sepetiba, Oceano Atlântico e a Baía de Guanabara) e apresenta um total de 20 praias, onde onze se destacam no cenário nacional e duas mundialmente (Copacabana e Ipanema). A cidade do Rio de Janeiro é o maior destino internacional no Brasil, da América Latina e do Hemisfério Sul, dada a conformação física do sítio da cidade (montanhas, praias, florestas) e a sua dinâmica social e cultural (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2011).

A falta de sistemas adequados de tratamento de efluentes domésticos e industriais e o lançamento indiscriminado de resíduos sólidos ao longo de toda a cidade que ocorre há séculos compromete significativamente a qualidade ambiental e são potenciais fontes de microplásticos na região costeira e marítima da região. Além disso, o grande fluxo de visitantes e turistas nas praias da cidade do Rio de Janeiro aumenta o descarte de material plástico nas praias da região, onde a degradação de plásticos é intensificada devido à exposição à radiação UV e à erosão mecânica proporcionada pela água do mar (GREGORY, ANDRADY, 2003). Assim, a cidade do Rio de Janeiro é excelente objeto de estudo para avaliar o status de contaminação de praias situadas em grandes centros urbanos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a ocorrência, abundância e distribuição de microplásticos ao longo das principais praias da cidade do Rio de Janeiro;

2.2 Objetivos específicos

- a) Avaliar a ocorrência, abundância e distribuição de microplásticos ao longo das principais praias da cidade do Rio de Janeiro;
- b) Classificar os microplásticos quanto à cor, forma (fibra, filme, fragmento, microesferas e esponja) e comprimento;
- c) Identificar os principais polímeros que compõem os microplásticos utilizando técnicas de micro-FTIR.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesta seção, é apresentado as teorias que fundamentam esta pesquisa.

3.1 Produção dos Microplásticos

Com o passar dos anos, muitos resíduos plásticos são encontrados cada vez mais na vida animal, seja ela aquática ou terrestre. Desta maneira, cada vez mais vão impossibilitando o desenvolvimento da vida marinha e, com isso, trazendo aos ribeirinhos e caiçaras dificuldades que giram em torno da sobrevivência dessa população. Por isso, a presença de pequenos fragmentos de plásticos, geralmente chamados de microplásticos, é encontrada nos oceanos, principalmente nas águas superficiais. Desta forma, são encontrados nesses locais sedimentos na vida marinha, bem como na biota marinha (WESCH et al., 2016; DESFORGES et al., 2015). Tudo isso, leva a compreender o quanto esses sedimentos dissolvidos nas areias das praias podem prejudicar a vida e, além disso, promover mudanças climáticas, porque de acordo com a quantidade de microplásticos dissolvido na região, mais influência e interferência serão acometidos na biota de cada local (ENDO et al., 2005).

Vale ressaltar que, os microplásticos são um poluente único, potencialmente bioacumulável no ecossistema marinho (ANDRADY et al., 2016), tudo isso faz com que se comprometa a vida marinha e a capacidade dos oceanos em fornecer serviços e sustentar a vida na Terra, levando o ecossistema em colapso e prejudicando toda vida existente em torno região. Desta maneira, é possível observar o problema que envolve as praias do Rio de Janeiro, que possuem uma diversidade de turistas e nem todas as pessoas que frequentam as praias fazem o descarte adequado do lixo e, na maioria das vezes, esses restos vão para os mares ou qualquer vida marinha existente na região. Os microplásticos são encontrados na natureza podendo ter vindo de outros locais ou decorrentes de “vazamento” durante a fabricação, transporte ou uso pessoais com produtos que na sua fórmula são introduzidos na natureza pelos banhistas e usuários das praias do Rio de Janeiro (ROCHMAN et al., 2016).

Segundo a conceituação em torno do assunto “microplásticos”, tem em seus estudos a caracterização entorno dessa abordagem. Dessa maneira, os microplásticos são partículas de plástico que, por sinal, são os principais poluentes dos oceanos. Alguns pesquisadores consideram que o tamanho máximo dos microplásticos é de 0,1 mm, enquanto outros adotam a medida de 0,5 mm (BOWNER e KERSHAW, 2010). Vale ressaltar que, esses sedimentos plásticos dissolvidos na natureza podem alterar a composição dos oceanos, de modo que, essa

alteração prejudica o ecossistema da região e principalmente a saúde da biota e, conseqüentemente, a saúde humana (DERRAIK, 2002).

Nas últimas décadas, a produção de plásticos tem aumentado significativamente em função da sua aplicabilidade em itens de diferentes setores (TAKADA et al., 2006). Dentre os polímeros mais comuns, destacam-se o polipropileno, o polietileno, o policloreto de vinila, o poliestireno e o polietileno tereftalato, que correspondem a cerca de 90% da demanda de plástico no mundo (THOMPSON et al. 2004). Os microplásticos (MPs) são divididos em dois tipos de fontes, sendo os *Primários* e *Secundários*. As fontes primárias são aquelas que as esferas de plásticos são produtos fabricados no seu tamanho “micro” que servem como matéria-prima na indústria de produção de plásticos. Já as fontes secundárias decorrem da degradação de resíduos plásticos maiores: sacolas plásticas, embalagens, material de pesca (ENDO et al., 2005). Embora seus volumes nos oceanos sejam intratáveis, os MPs secundários têm uma variabilidade espacial e temporal muito alta (Hidalgo-RUZ et al., 2012). Mesmo que, a fração de peso dos MPs em litro de plástico seja relativamente pequena, eles são capazes de interagir com uma grande variedade de organismos marinhos, variando de zooplânctons (FERREIRA et al., 2016) e as baleias (COOPER et al., 2010).

Na natureza é possível encontrar dois tipos de microplásticos, os de baixa densidade e os de alta densidade. Esses tipos de MPs no ambiente natural são encontrados em dois ambientes, sendo um na superfície das águas e o outro, no fundo do mar, pois os de densidade baixa são vistos flutuando sobre a superfície da água e facilmente podem ser vistos pelos animais que confundem com alimentos, por outro lado, há existência dos sedimentos de alta densidade que vão para as profundezas do mar e lá, são facilmente ingeridos por crustáceos e peixes (ENDO et al., 2005).

3.2 As leis brasileiras sobre os microplásticos

Com as grandes discussões em torno da preservação da biota mundial, muitos países buscam leis que procurem valorizar a vida e a biodiversidade de cada lugar, com punição mais severa para aqueles que infringem essas leis no país. Por isso, no Brasil, desde 2016 existe uma busca constante para reduzir o uso dos resíduos plásticos e futuramente uma remoção geral e severa dos MPs do país, por isso, legislado pela Câmara Federal, há uma lei que procura na primeira parte, diminuir nos cosméticos e materiais de uso pessoais e higiene a quantidade de microplásticos existentes nos produtos, pois indiretamente todo banhista poluem as praias ao usarem esses produtos, e diretamente, quando despejam os objetos plásticos nas praias durante

os passeios. Com essa medida adotada, o Brasil consegue se equiparar com outros países desenvolvidos que já tomaram essa iniciativa quanto à preservação da biota terrestre e marinha junto à redução e a extinção dos microplásticos de origem primária, pela lei PL 6528/16 e a aprovada lei n. 8090/2018, que promove o combate e o desenvolvimento ao uso de MPs em todo o país.

3.2.1 A lei PL 6528/16 que combate o uso dos microplásticos no Brasil

Objetivando “proibir a manipulação, fabricação, importação e comercialização, em todo território nacional, de produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumaria que contenham a adição intencional de microesferas de plástico, e dão outras providências (BRASIL, 2016)”, a lei 6528/16 foi organizada e proposta na Câmara Federal. Ao ser estabelecido como lei, procura impedir que as fábricas de cosméticos e de higiene pessoal derivados de perfumarias usem produtos com microplásticos primários na sua fabricação.

Esta lei também ampara que o fabricante explique ao consumidor que os produtos contêm na sua fórmula MPs primários, de modo que o consumidor obtenha essa informação, pois por meio dela, o cliente possa ter a opção de escolher comprar ou não o produto, além disso, tal lei também estabelece ao fabricante que explique no rótulo do produto que os microplásticos são poluentes ao meio ambiente e tais produtos existe na presença de resíduos plásticos que não são biodegradáveis.

Para que essa questão fosse levantada em pauta na Câmara dos Deputados Federais, foi necessário que em outros países esse assunto tivesse sido abordado, pois o aporte principal que motivou essa proposta de lei foi o reconhecimento do impacto causado na biota pela União Europeia, pois nós outros países ainda não se discutia tal procedimento ao combate desses tipos de micropoluentes. “Foi necessário a classificação como “substância tóxica” pelo governo do Canadá, leis federais americanas que proibiram o seu uso, por petição popular oriunda do Reino Unido, solicitaram o banimento da substância, dentre outras motivações internacionais (BRASIL, 2016)”. Com a propositura da lei, estima-se que leis mais severas sejam aplicadas aos fabricantes e, além disso, também é imprescindível que a população tenha conhecimento desses tipos de poluentes, porque na maioria das vezes, a população desconhece esse fato e é muito importante sensibilizar e conscientizar a população das causas que o uso desses resíduos plásticos que podem trazer ao meio ambiente e ao homem. Além do mais, os MPs são apenas um dos poluentes das áreas no qual os banhistas e turistas frequentam as praias, seja elas de água de rios ou mares.

Nessa perspectiva, tal proposta de lei concernente validada, espera-se que possa atingir níveis menores nos próximos 10 anos, para que posteriormente, possa ser eliminado da composição de produtos cosméticos e higiene pessoal, não exista mais em um prazo estimado de 30 anos depois da aprovação dessa lei, porque com isso, o meio ambiente poderá viver sem presença desses microplásticos.

3.2.2 A lei 8090/2018 que combate o uso de microplásticos no Estado do Rio De Janeiro

Visando uma qualidade de vida para os seres humanos e animais é que a nível estadual foi criada a lei nº 2315-A/2016. Tal proposta foi aprovada e publicada como a Lei 8090/2018 e nela, é aprovado a proibição do uso de MPs na produção de produtos de higiene pessoal e cosméticos. Além disso, tal proposta procura o incentivo do consumidor ao cobrar dos fabricantes explicação no rótulo sobre cuidados e uso desses resíduos nos produtos. Desta maneira, a lei enfatiza e menciona que,

proíbe a produção, fabricação, distribuição, comercialização, venda, estocagem, armazenagem, consignação, seja para exportação e importação, divulgação, uso e descarte nos rios, córregos, lagos, lagoas, lagunas, no mar e no solo, de qualquer produto cosmético, de higiene pessoal e de limpeza que contenham microesferas de plástico, sejam elas ocas ou maciças, provenientes de polímeros de polietileno, polipropileno (pp), poliacetal (delrin ou pom), tereftalato, polimetilmetacrilato, náilon (poliamida ou pa), ou similares, no estado do rio de janeiro.” (RIO DE JANEIRO, 2018).

Partindo do presente exposto, com esta lei é imprescindível que os fabricantes deixem de produzir produtos que na sua formulação tenha a existência de MPs na sua composição, pois esse cuidado faz com que o país passe a vigorar leis que procurem promover políticas de cuidados ambientais e, além desses cuidados, que busque normativas e regras dentro do controle de qualidade, para fabricação de produtos para consumo humano, e seja necessário que a população e os turistas tomem cuidados nos descartes e uso dos resíduos plásticos nas praias, rios e mares e, principalmente, essa lei estabelece aos fabricantes que não podem descartar os dejetos das fábricas em rios e mares, fazendo com que reduza o nível de microplásticos nesses ambientes aquáticos. Além disso, é estabelecido um período em que as empresas possam se adaptar para iniciar e vigorar a lei, pois, a partir da data de publicação da lei, vale ressaltar que caso os fabricantes venham a ignorar a nova lei, “(...) é estimado punições, multas, apreensão dos produtos e até a interdição de atividades (RIO DE JANEIRO, 2018)”. Desta forma, espera-se que a lei aprovada no Estado do Rio de Janeiro sirva de exemplo para

outros estados do Brasil e que por meio dessa proposta de lei se atinja também as praias de água doce no interior do país e os rios que também sofrem pelo mesmo problema ambiental.

3.3 Os impactos dos microplásticos (MPs) para saúde humana e a vida animal

Como foram observados, os microplásticos são materiais altamente poluentes, de forma que prejudicam tanto a vida animal quanto a humana, por isso, é perceptível que são deixados na natureza muitos produtos que demoram a ser decompostos, possibilitando o acúmulo dessas matérias cada vez mais presente no meio ambiente tornando acessível para os animais e, com isso, ingerem esses sedimentos plásticos. Os poluentes orgânicos persistentes, por sua vez, permanecem por muito tempo no ambiente e quando ingeridos, conseguem se fixar na gordura, sangue e fluidos corporais de animais e humanos (TEUTEN et al., 2009; ENDO et al., 2005; ENGLER, 2012). Desta maneira, é perceptível que esses MPs deixados à vista na natureza que, além de poluir e modificar o ambiente possibilita a morte de muitos animais, pois como esses objetos plásticos são ingeridos e o organismo não consegue digerir, o animal fica doente e, sem tratamento, vai a óbito. Além disso, existem casos de animais que são sufocados, outros ficam presos e ainda tem aqueles animais marinhos que morrem enrolados em redes de pescas descartadas pelos pescadores. Por isso, é necessário um cuidado e a conscientização de banhistas, turistas e pescadores em torno dos cuidados ao descartar o lixo em locais apropriados e no uso de produtos que possibilitem a poluição das águas e praias litorâneas (ANDRADY, NEAL, 2009).

Vale ressaltar que, os animais e plânctons que vivem nos oceanos acabam se alimentando desses plásticos contaminados e propagam a intoxicação ao serem ingeridos por peixes maiores (FERREIRA, et al. 2016). É necessário que a população que vive ou visita as praias tenha consciência e cuidados, pois os seres humanos poluem a natureza e também sofrem com os problemas causados pela poluição de mares, praias e rios. Ao final da cadeia alimentar, quando o ser humano se alimenta dos peixes, também acaba ingerindo os plásticos e os poluentes (ROCHMAN et al., 2016). Assim, toda essa contaminação, além de provocar uma intranquilidade na cadeia alimentar, prejudicam a todos, tanto os humanos quanto os animais, sendo extremamente prejudicial à saúde e a vida de todos os seres vivos. A dispersão e acumulação de plásticos é um problema crescente à escala global, afetando todos os ambientes marinhos (GREGORY, 2009; MOORE, 2008) encontrando-se plástico a flutuar à superfície, em suspensão na coluna de água e depositado nos fundos ou nas praias (GREGORY, 2009; MOORE, 2008).

Atualmente, com os avanços nas pesquisas em torno dos MPs e os problemas promovidos por eles, à vida humana e para a natureza, é imprescindível que ações e políticas contra essa poluição destes ambientes sejam mais rígidas e eficazes, pois no Brasil são produzidos 40% de plástico e são descartados no prazo de um ano, sobretudo o plástico utilizado no setor das embalagens, que não existem estimativas fiáveis sobre as quantidades que atingem os oceanos. Estima-se que a maior parte (60 a 80%) dos detritos marinhos seja composta por plástico (DERRAIK, 2002). Assim, com a produção de MPs, o Brasil também possibilita o aumento da poluição, porque para que se tenha um bom e adequado descarte, é necessária uma política de conscientização e cuidados ao usá-los, para que não prejudique a biota de cada local.

Na Baía de Guanabara, os MPs foram relatados em amostras de sedimentos arenosos coletados em diferentes praias e em águas superficiais, coletadas com rede de plâncton, em Niterói e Rio de Janeiro (FERREIRA, et al. 2016) como é mostrado na Figura 1 abaixo:

Figura 1 – Microplásticos de alta densidade encontrados no fundo do mar.



Fonte: <http://cienciaemacao.com.br>

Vale ressaltar que são duas fontes diferentes de MPs encontrados nas praias do Rio de Janeiro, sendo que dentro do ambiente arenoso costeiro temos as estruturas que melhor se adaptam, pode-se observar a presença de MPs de baixa densidade, pois facilmente podem ser ingeridos por algum animal marinho, esses resíduos são pequenos e flutuam facilmente na superfície das águas e, por isso, algum animal, seja ele marinho ou terrestre, pode confundir com alimento facilmente. A Figura 1 acima é apresentada os microplásticos de alta densidade que foram encontrados no fundo do mar e, esses resíduos, são absorvidos por crustáceos e outros animais marinhos que vivem nas profundezas das águas salgadas.

As amostras de água de torneira, água mineral comercializada e cerveja também foram investigadas sobre a contaminação por microplásticos, os resultados dos estudos indicaram que, todos esses produtos de consumo humano, apresentam resíduos de microplásticos em sua

composição” (FERREIRA, et al. 2016). Além da contaminação direta que o ser humano vem sofrendo, também existe a contaminação indireta, que é aquela que as micropartículas de plásticos são dissipadas pelo ar e a partir daí os seres vivos, sejam eles humanos ou animais, respiram o ar com MPs existentes. Desta maneira, é possível observar que, os MPs encontrados na biota apresentam grande contaminação e isso é possível de perceber e ser encontrado nitidamente nas águas e indistintamente no ar, tudo isso, é provocado pela quantidade dos MPs dispersos na natureza pela ação do homem (GARRIGÓS et al., 2004; ANDRADY, 2016).

3.3.1 Os efeitos dos microplásticos nos organismos dos seres vivos

É possível ver em noticiários e reportagens diversos animais mortos e dentre deles, são encontrados vários resíduos sólidos de plásticos, porque esses objetos vagam por várias regiões até ser recolhido ou ganhar um destino irreversível para um animal. Por isso, vários detritos plásticos já foram localizados em diversos lugares dentro de diversas biotas por todo o globo terrestre, e nesse processo já foram encontrados dentro de aves marinhas, tartarugas, crustáceos e peixes simplesmente porque algum ser humano o descartou de maneira incorreta, jogando nos mares, praias ou rios.

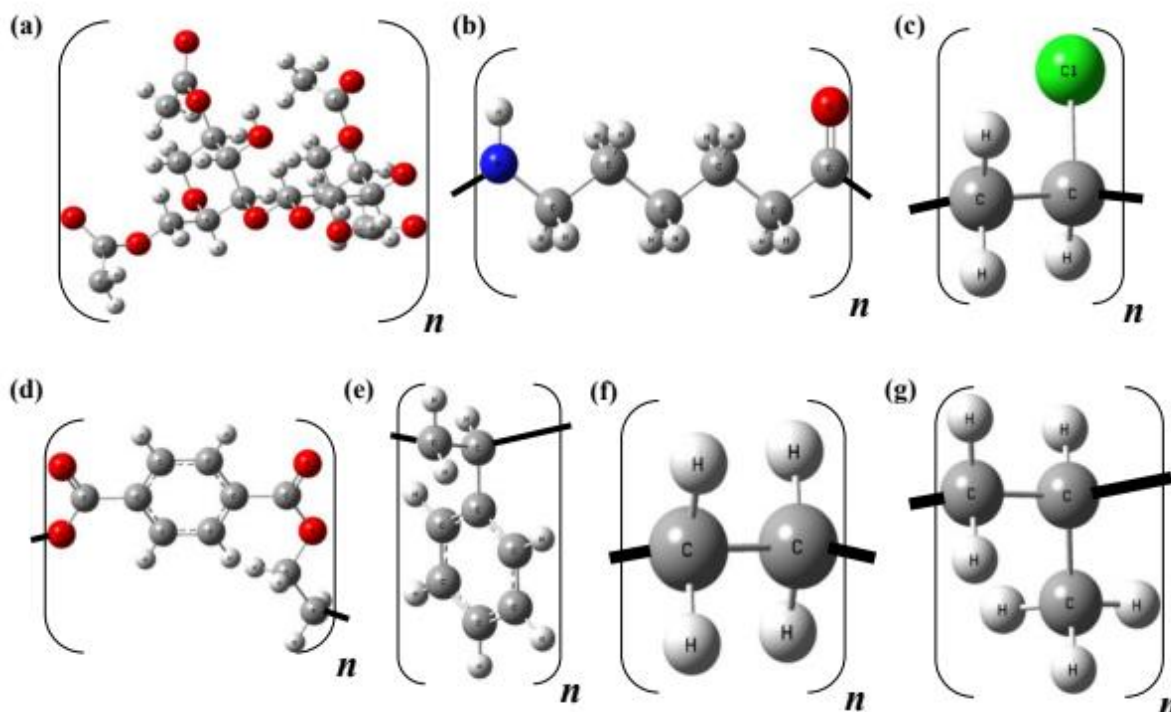
Segundo Wright et al. (2013) é válido afirmar que: “podem incluir a inibição da secreção de enzimas gástricas, bloqueio do trato intestinal, problemas de reprodução e ovulação, decaimento dos níveis hormonais e redução do estímulo para ingestão de alimentos, enfraquecimento, perda de partes do corpo e morte”. Os plásticos podem ser degradados por fatores abióticos ou bióticos, sendo a radiação UV, a ação mecânica e a hidrólise, de fundamental importância na fragmentação e disponibilização dos mesmos aos organismos. Assim, o processo de degradação gera partículas em escalas de micro, respectivamente (COSTA et al., 2016).

Vale ressaltar que, de todos os animais marinhos que sofrem por esse fator mórbido cometido pelo descaso humano e pelo grande número de lixo descartado nas margens de rios e mares, um dos animais mais comprometidos por esse problema que, no mundo interior são encontrados mortos ou em grande sofrimento e agonia devido à ingestão de objetos plásticos, são as aves, principalmente as aves marinhas que sobrevoam praias e mares e ao observar os objetos flutuando nas águas pensam que pode ser um peixe ou outro tipo de alimento, a partir daí ingere e acumula no papo, a partir daí, acontece o acúmulo do material sintético no trato digestivo, levando a um eventual bloqueio gastrintestinal (BUGONI et al., 2001).

3.3.2 Os microplásticos mais encontrados em ambiente marinho

Portanto os Mps primário e secundário mais encontrados no meio ambiente são de origem do petróleo que é obtida do processamento da resina, utilizada, portanto como matéria prima na fabricação dos polímeros sintéticos, formado pela união sucessiva de milhares de monômeros, excepcionalmente utilizado na indústria, para fabricação de diversos itens, como temos os monômeros de adição como o polietileno que vem da reação entre as moléculas do eteno ou etileno que é utilizado para fabricar sacolas, garrafa plástica etc. (SILVA, 2001), o polipropileno se obtém através das moléculas propeno ou propileno que reagem, é muito utilizado em fibras têxteis, produz sacos de estopas roupas entre outros, poliestireno sua obtenção vem da reação que ocorrem entre as moléculas do vinil-benzeno ou estireno, submetido para a fabricação de produtos como isopor entre outros (SHARIQ, 2009), o policloreto de vinila sua estrutura de monômero é o cloroeteno ou cloreto de vinil com um campo bem alto na indústria de construção, fabricação de canos, tubos é um ótimo isolante térmico e materiais do segmento representando os monômeros de condensação temos o poliéster com uma estruturação que contém vários grupos de ésteres, constituído por ácidos carboxílicos e álcoois, por meio de eliminação de água, visto que o mais utilizado na indústria é o PET, utilizado na armazenagem de bebidas carbonadas (ALMEIDA, 2008). A reação do diácido carboxílico e uma diamina produzem a poliamida o náilon 66, é o mais conhecido, sua utilização é ampla tanto em roupas como em produção de equipamentos plásticos, o acetato de celulose se obtém da reação pelugem ou línteres de algodão, produzido pela substituição dos grupos hidroxila das unidades de glicose por grupos acetila, é uma fibra, tem a capacidade de formação de filmes transparentes (HEINZE, 2004; CERQUEIRA, 2009). Segue na figura 2 as estruturas dos seguintes polímeros:

Figura 2 - Estrutura dos monômeros que formam os polímeros encontrados em ambiente marinho. Em (a) acetato de celulose, (b) nylon 6, (c) PVC, (d) poliéster, (e) poliestireno, (f) polietileno e em (g) polipropileno.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Por meio dos micros que estão dispersos no meio ambiente, ficam de fácil acesso e vão de encontro aos animais marinhos e aves e é por isso que a biota ingere estes objetos com facilidade, pois se não existisse esse tipo de descuido humano, os animais não estariam passando por essas complicações, porque os (POPs) demoram anos para se decomporem e muitos microplásticos não são biodegradáveis e assim passam milhares de anos flutuando, para que num dado momento alguns animais venha ingerir. Desta maneira, o tamanho e a textura das partículas podem afetar a capacidade de adsorver ou lixiviar contaminantes, enquanto que as condições ambientais podem influenciar na dinâmica de equilíbrio entre produtos químicos e plásticos, impactando na acumulação química e na biodisponibilidade (HUBARD et al., 2014).

Vale ressaltar que os polímeros sintéticos são mais persistentes nas águas e causam efeitos ecotoxicológicos que são substâncias tóxicas em organismos aquáticos. Como consequência da ingestão de tais partículas citam-se os efeitos toxicológicos, devido à permanência de poluentes orgânicos persistentes, tais como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, éteres difenil polibromados e bifenilos policlorados, além de outros efeitos adversos, como a inibição de crescimento, desordens comportamentais e alimentares, disfunção

reprodutiva, viabilidade reduzida, mobilidade e até mesmo a morte (MOORE et al., 2008).

Esses contaminantes, de modo geral, podem ocasionar um desequilíbrio dentro da cadeia alimentar, afetando a vida e a saúde humana. Por essa razão, os efeitos tóxicos dos microplásticos vêm sendo estudados desde a década de 80, caracterizando seus danos letais e sub-letais em algas, organismos ciliados, invertebrados, crustáceos, peixes e zooplânctons (CORCORAN, 2009). Com base no exposto, esse desequilíbrio na cadeia alimentar provocado pelos contaminantes, tem o poder de levar espécies inteiras à extinção, pois, a partir do momento que, o uso desses produtos contendo microplásticos pelos seres humanos afetam a saúde e alimentação dos animais, possibilita a ruptura na cadeia alimentar, pois, os animais ficaram doentes com a presença desses contaminantes na água e na terra, e muitos deles podem morrer sem receber cuidados necessários para a recuperação de sua saúde, assim, faz com que, outros animais também sejam afetados, porque, cada ser pertencente à natureza depende de um conjunto de outros seres vivos para sobreviver, e com isso, afeta diretamente ou indiretamente cada espécie.

Todavia é possível perceber o quanto os resíduos plásticos prejudicam a vida e o equilíbrio dos animais, porque com o acúmulo de lixo nas águas, se permite o deslocamento dos animais para outros espaços, além de reduzir a penetração de luz e ar para as águas, fazendo com que muitos animais se alimentam desse lixo despejado pela ação humana e, assim, conduzindo muitas espécies de aves, peixes e crustáceos, dentre outros a morte. Desta forma, é válido afirmar que:

Relatos recentes mostraram que o consumo de animais contaminados; água tratada com partículas plásticas; adsorção pela pele quando em contato com cosméticos que apresentam grande concentração de nanoplasticos; inalação do ar contendo partículas provenientes de sistema de tratamento de água e exposição de lodo no solo, dentre outras, podem eventualmente acometer a saúde humana, com implicações no intestino e outros órgãos, bem como ocasionar efeitos tóxicos, devido à habilidade de induzir bloqueio intestinal e/ou tecidual, além de fibroses, congestão e inflamações (RETAMA et al., 2018).

Vale ressaltar que, o descuido com a natureza, ao despejar de forma descontrolada produtos que contenha microplásticos prejudicam a saúde humana, pois o ser humano derrama na natureza os produtos e também recebe o retorno proveniente dessa ação desordenada de poluição, tendo em vista que, os animais e plantas que não possuem culpam nesse processo de contaminação, são os maiores prejudicados nessa ação humana que degrada direta e indiretamente o meio ambiente, e tudo isso, prejudica a todos os seres vivos.

3.4 Tamanho e densidade dos microplásticos

Como foi visto, podemos encontrar microplásticos em toda parte, seja na atmosfera, na terra ou na água. Temos essas partículas plásticas em todos os ambientes e isso não é um problema apenas dos animais e sim de todos os seres vivos. Presentes no ar, na água e até no sal, os microplásticos são partículas de plásticos que poluem o meio ambiente e podem medir de 01 mm, enquanto outros adotam a medida de 05 mm (BOWMER, KERSHAW, 2010). A densidade total de microplásticos (26,1 itens 100 m^{-3}) representou metade da densidade total de larvas (53,9 itens 100 m^{-3}) e foi comparável com a densidade de ovos de peixes (32,4 itens 100 m^{-3}). Plásticos moles, duros, filamentos e fragmentos de tintas de barco foram encontrados nas amostras ($n = 216$) (ANDRADY, NEAL, 2009). Nos últimos anos, as preocupações com os detritos de plástico nos oceanos se expandiram, porque existe uma preocupação entorno da ingestão desses materiais pelos organismos marinhos (SETÄLÄ et al., 2014; NEVES et al., 2015; JACOBSEN et al., 2010). Estudos mostram a grande preocupação com os seres indefesos que não conseguem distinguir os alimentos de algo perigoso para sua saúde, pois eles não distinguem e não sabem pedir ajuda para resolver seu problema. Por isso, aditivos são produtos químicos intencionalmente adicionados aos plásticos durante sua fabricação ou processamento (ANDRADY, 2016). Os plastificantes, por exemplo, são usados em concentrações relativamente altas (10–50%), adicionados para garantir a funcionalidade do produto, podem estar biodisponíveis para a ingestão de organismos (GARRIGÓS et al., 2004; ANDRADY, 2016). Também existem os tipos de plásticos comuns encontrados nos MPs marinhos, que são os polietilenos (PE), o poliestireno (PS) e polipropilenos (PP).

3.5 O nível de cristalinidade dos microplásticos

Quando se fala sobre cristalinidade, nos referimos ao grau de ordem estrutural de um sólido, em geral, encontramos a cristalinidade em muitos materiais, como: cerâmica de vidro e alguns polímeros. Esses polímeros observados de forma separada, nesse caso, por limites de grãos, também podem conter outros defeitos cristalográficos, como deslocamentos. Os plásticos como PE, PP e PET têm uma morfologia parcialmente cristalina com alguns segmentos curtos de cadeias de polímero longas em massa, agregadas em feixes paralelos orientados para obter domínios semelhantes a cristais desde curto alcance que podem ter várias centenas de unidades de Angstroms em dimensão (GREGORY, ANDRADY, 2003; ANDRADY, 2011).

Mas a maior parte do polímero também terá geralmente uma fração maior de cadeias

orientadas aleatoriamente ou amorfas, geralmente como a fração dominante (BRYANT, 1947). Desta maneira, essas pequenas partículas cristalinas são facilmente despercebidas pelos animais que de acordo com seu tamanho e densidade é rapidamente ingerido e não absorvido no organismo animal.

Essencialmente, os plásticos semicristalinos são, portanto, feitos de cristalitos rígidos em microescala incorporados em uma macia matriz amorfa. Esta morfologia foi modelada por uma “micela franjada” estruturada nos primeiros estudos (BRYANT, 1947). Com PP, por exemplo, a esferulite mede normalmente $40 \pm 3 \mu\text{m}$ (VAN DER WAL et al., 1998). De acordo com o grau de cristalinidade pode-se ter um material em resistente e quebradiço, pois com uma cristalinidade parcial, o plástico se torna mais resistente, por outro lado, quando elevamos graus de cristalinidade de um material, ele pode se tornar quebradiço e, com isso, mais fácil de dissipar pela natureza. A cristalinidade em plásticos é convenientemente estimada usando difração de raios-X (LONG et al., 2015).

Desta maneira, mede-se a entalpia de fusão H_m (J/g) do material plástico e sua proporção com a do 100% cristalino plástico, H_m , o (J/g) produz uma estimativa da cristalinidade percentual (ENGEL, 2004). Podemos perceber na Tabela 1 abaixo como exemplo de cristalinidade dos polímeros:

Tabela 1 – Exemplos de valores de propriedades nominais de polímeros plásticos em g/cm^3

Polímero	Características		
	Densidade	Cristalinidade	Resistência UV
Poliétileno de baixa densidade	0,910 a 0,925	30-50	Baixo
Poliétileno de alta densidade	0,959 a 0,965	80-90	Baixo
Propileno	0,90	30-50	Baixo
Poliestireno	1,04	00	Moderado
Nylon 66	1,14	30-50	Boa

Fonte: Anthony e Andrady (2017).

A Tabela 1 acima apresenta informações relevantes em torno da densidade e as características de todos os polímeros plásticos, por isso, nesse quadro é observado a

cristalinidade destaca no quadro com medidas 30-50% DCS que é o ensaio de Calorimetria Diferencial Exploratória. Desta forma, podemos determinar o nível de teor de cristalinidade dos materiais poliméricos. A cristalinidade percentual é uma característica particularmente importante para MPs por várias razões: graus mais elevados de cristalinidade resultam em densidade correspondentemente mais alta de MPs, tornando-os negativamente flutuantes (BRYANT, 1947). Por essa razão, pode-se localizar na água e selecionar nas estruturas oceânicas possuem interação com os microplásticos.

O carregamento de compostos de poluentes orgânicos persistentes em plásticos altamente cristalinos será relativamente menor em comparação com os de plásticos amorfos, pois apenas a fração amorfa é de polímero semicristalino é capaz de dissolver os compostos de POPs (VAN DER WAL et al., 1998). Com a lamela cristalina poderá ocorrer uma alteração em relação à fração cristalina do polímero plástico, pois em deformações muito altas, além do ponto de escoamento, pode acontecer uma refusão da fração cristalina de todos os polímeros plásticos. Desta forma, a tensão imposta a polímeros semicristalinos, como PE ou PP, é inicialmente acomodada não pela deformação dos cristalitos, mas pela extensão (ou compressão) da fração amorfa e ligam as moléculas que unem os cristalitos (PETERLIN, 1977; KENNEDY et al., 1994).

3.6 Efeitos do intemperismo e da abrasão

3.6.1 O Intemperismos: o processo de degradação física do ambiente

O intemperismo é um conjunto de processos que provocam a desagregação física ou a decomposição química das rochas localizadas na feição externa da superfície terrestre, sendo um dos mais importantes elementos que condicionam a transformação do relevo ao lado da erosão (ANDRADY et al., 2011). Por isso, esse conjunto de procedimentos que levam na degradação química realizada em cada ambiente, é ocasionado por vários fatores determinantes como: clima, raízes das plantas e o relevo em torno das rochas existentes e modificadas, os diversos materiais orgânicos no solo possibilitam o aumento ou a diminuição da acidez do ambiente, bem como intervém na composição química da água durante o método de infiltração (VAN DER WAL et al., 1998).

O processo do intemperismo pode acontecer por três limitações importantes como: a exposição por longo tempo ao ar livre, seguido das medições de propriedades físicas ou mecânicas do ambiente marinho. Quanto à cinética de fragmentação de plásticos

intemperizados, invariavelmente depende das mudanças críticas no material. Isso, juntamente com a morfologia heterogênea de plásticos semicristalinos, torna difícil modelar o processo de fragmentação com base em dados de cisão e reticulação (VAN DER WAL et al., 1998). A fragmentação provavelmente ocorre devido a forças mecânicas (ação das ondas, abrasão com areia e contato com animais) agindo em detritos plásticos altamente intemperizados (CORCORAN et al., 2009). O intemperismo em plásticos semicristalinos como PP e PE geralmente produz uma superfície que é lateralmente heterogênea como fases cristalinas e amorfas que degradam em taxas muito diferentes (AUDOUIN et al., 1994).

Quanto aos polipropilenos são classificados como um resíduo transparente ou de cor uniforme clara, e por essas características, em lugares que a temperatura chega a abaixo de zero, sua resistência é consideravelmente atenuante, desse modo, fica viável que os alimentos que vão ser colocados diretos no congelador podem acontecer o rompimento, pois esse tipo de plástico não possui resistência a ambientes frios, porque não podem ser congelados. É ideal para embalar produtos que devem estar expostos aos olhos do consumidor mesmo estando em sua embalagem (ANDRADY et al., 2011). Por outro lado, os plásticos polietilenos não possuem a mesma cristalinidade que os polipropilenos, mas possuem resistência em baixa temperatura, pois são plásticos que podem ser levados a uma temperatura abaixo de zero, nesse caso, podendo ser levado ao freezer. Além dessa característica, esse tipo de plástico possui uma qualidade excepcional, pois aguenta temperatura que faz com que ele venha a resistir o peso de muitos alimentos e consegue facilmente lacrar a partir da vedação do produto, por isso, são muitos utilizados para embalar produtos líquidos ou produtos mais pesados como produto agrícolas, e sacolas de supermercados e lojas.

Uma vez iniciadas, as reações de oxidação agrupam-se em torno dos pontos de iniciação levando a bloqueios de oxidação (CELINA, GEORGE, 1993).

3.6.2 A abrasão: a fragmentação de superfície por resíduos plásticos

Abrasão é o processo de remoção de material a partir de uma superfície sólida (ou, ocasionalmente, um líquido). Geralmente, a abrasão refere-se à remoção de material. O método de abrasão é possível à escolha do estabilizante e do redutor sem a preocupação com a forma final das partículas, o que pode ser ocasionado pela frequência do intemperismo nos ambientes. Devido ao nível de erosão apresentado nas regiões, as rachaduras se desenvolvem em lugares intercristalinos devido à deterioração simplificada da etapa amorfa e, por isso, constantemente se expande em conjuntos mais densos. Desse modo, faz com que o material seja fragmentado

de forma ampla. Desta maneira, o desgaste por abrasão pode ocorrer no negligenciamento, pois são difundidos em superfícies mais grossas e por isso, são esquecidos. O início da degradação oxidativa em plásticos é bem conhecido por estar localizado em uma camada superficial fina. Isso ocorre em parte porque a radiação solar UV é rapidamente atenuada em plásticos e também porque a oxidação em polímeros pode ser limitada à difusão (WISE et al., 1997; GILLEN, CLOUGH, 1992; POSPISIL et al., 2006).

Em relação aos resíduos plásticos expostos em superfícies abertas, ocorre à permeabilidade do oxigênio nos polímeros, devido ao nível ser de baixa densidade, por isso, o oxigênio (O) não pode expandir-se nas camadas superficiais de forma rápida e concisa de forma que, o gás venha a consumir a superfície, porém, não o corrompe com facilidade, levando tempo para que isso aconteça. Isso ocasiona devido ao nível intemperismo nas camadas, e tudo isso, ocorre devido à ocorrência e diversão de plásticos na superfície. Isso favorece uma diminuição gradual na taxa de oxidação da superfície exposta ao volume interno de um fragmento de plástico a qualquer momento (SHYICHUK; WHITE, 2000; CELINA, 2013).

No modo de abrasão de superfície de degradação, apresenta numerosos fragmentos divididos em partículas finas e distribuídos pela dimensão de cada polímero dissolvido devido ao resultado do intemperismo em cada ambiente. Tais fragmentos podem ser classificados como macro-fragmentação que acontecem em diversas divisões formadas na fragmentação por abrasão. A fragmentação em massa do MP produzindo filhas grandes também progrediu junto com o modo de abrasão da superfície de fragmentação. Alguns dados preliminares sobre a criação de grandes quantidades de pequenas partículas no desgaste seguido por estresse mecânico foram relatados (ANDRADY et al., 2016; SHIM, 2016).

Pode-se perceber que a abrasão é a fragmentação da superfície ocasionada pelo intemperismo de cada região. Por isso, é necessário que as superfícies dos leitos dos rios e das praias sejam limpas, pois o acúmulo de resíduos plásticos podem ocasionar o intemperismo no ambiente e a fragmentação ablativa das superfícies, desta forma é imprescindível que a importância da higiene das praias como uma maneira de diminuir a incidência de microplásticos secundários nos oceanos. Mas, a degradação induzida pela luz sendo principalmente um fenômeno de superfície um mecanismo de abrasão de superfície que leva a um grande número de MPs filha muito pequenas com alguns microns de tamanho, também é provável (SHYICHUK, WHITE, 2000; CELINA, 2013).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Coleta dos sedimentos de praia

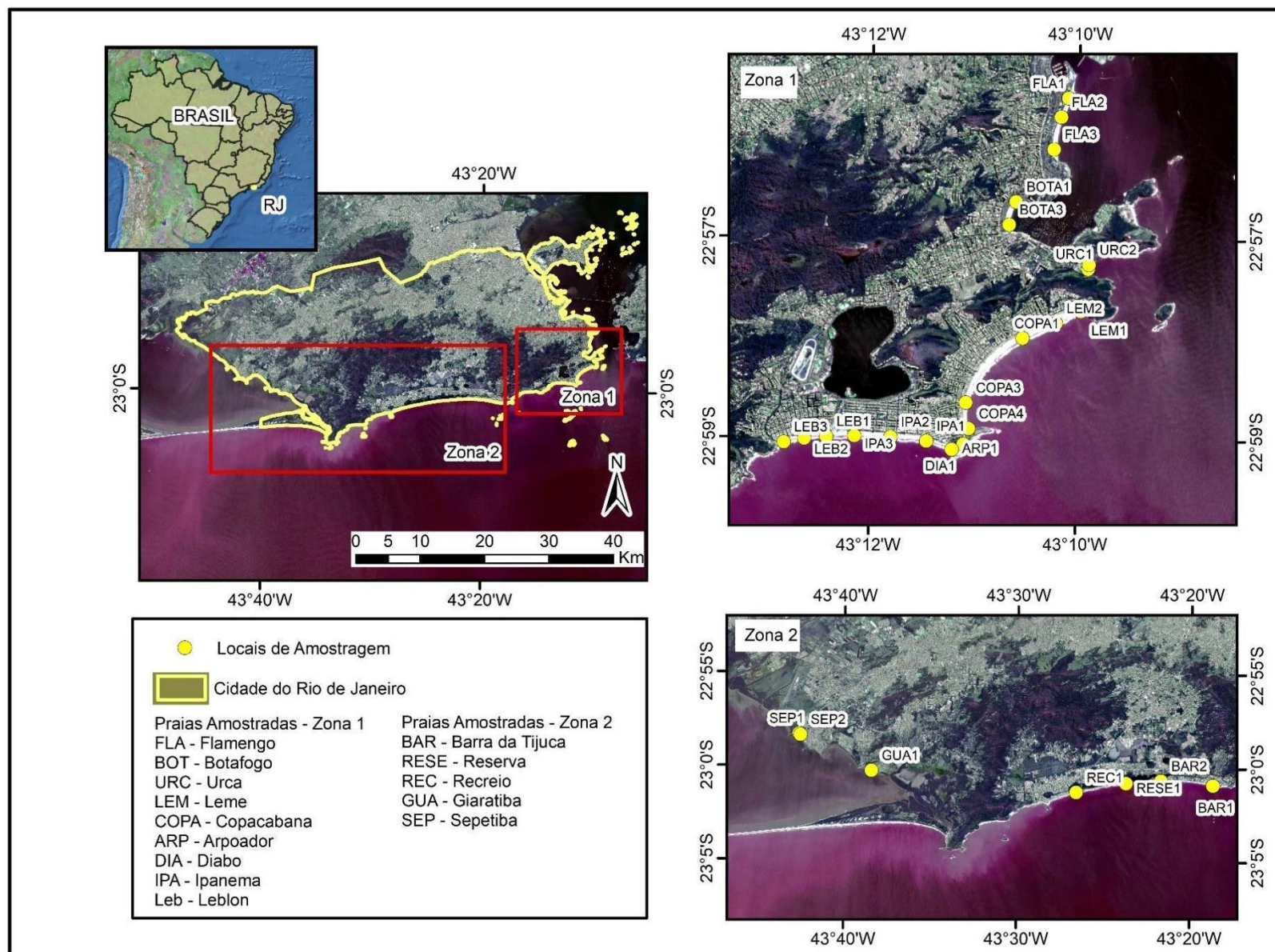
Dos dias 12 a 15 de fevereiro de 2021 (estação de Verão), foram coletadas de uma a três amostras de areias em pontos distribuídos uniformemente ao longo das extensões das praias, totalizando 34 amostras divididas em 15 praias da cidade do Rio de Janeiro. Foram coletadas amostras nas praias do Flamengo, Botafogo, Ipanema, Urca, Recreio, Sepetiba, Copacabana, Leblon, Leme, Barra, Diabo, Arpoador, Reserva, Guaratiba e São Conrado. Foram coletados 300 g de amostras por ponto, na linha da maré alta e nos primeiros 5 cm de profundidade dos sedimentos da praia, conforme realizado por estudos anteriores (Prata et al., 2019 e Hidalgo-Ruz et al. (2012)). Posteriormente as amostras foram acondicionadas em envelopes de alumínio e posteriormente armazenadas em envelopes plásticos, a figura 3 representa o mapa contendo os locais da realização das coletas.

4.2 Digestão da matéria orgânica

O método de digestão da matéria orgânica foi adaptado do protocolo da Masura et al. (2015), com em base em Phuong et al. (2021), que concluiu que o método de digestão utilizando H_2O_2 30% é o mais adequado, desde que a temperatura durante a digestão não ultrapasse $50^\circ C$ para evitar a degradação dos microplásticos.

Inicialmente, um total de 100 g do sedimento foi pesado, colocado em uma placa de petri de vidro e seco por 48 h a $50^\circ C$. A amostra foi adicionada em béquer de vidro de 250 mL e, em seguida, foi adicionado 35 mL de H_2O_2 30%. O béquer contendo a amostra e o H_2O_2 foi deixado em repouso durante 24h para realizar a decomposição da matéria orgânica. A temperatura do processo de digestão foi controlada para que não ultrapassasse os $50^\circ C$. Após o tempo de contato, a amostra foi deixada sobre uma chapa aquecedora a $50^\circ C$ até secagem completa.

Figura 3 – Mapa dos locais de coleta de microplásticos nas praias da Cidade do Rio de Janeiro.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

4.3 Extração dos microplásticos

Após a secagem completa da amostra, iniciou-se o procedimento da separação dos microplásticos do restante da matriz orgânica e inorgânica da amostra utilizando uma separação padronizada por densidade. O procedimento de extração dos microplásticos foi baseado no protocolo estabelecido por Masura et al. (2015), sendo adicionada uma etapa de centrifugação para melhorar a remoção da matriz orgânica e inorgânica da amostra. O procedimento de centrifugação foi baseado no método de Phuong (2018). Inicialmente foi preparada uma solução salina de NaCl com densidade de $1,2 \text{ g/cm}^3$. A amostra seca foi adicionada lentamente ao béquer contendo a solução salina que foi mantida sob agitação durante o período de 10 minutos. Em seguida, a solução sobrenadante foi transferida para o funil de separação. Após 12 h em repouso no funil, foram retirados 100 mL de material sedimentado e 30 min depois foi repetido o mesmo procedimento, porém, com a retirada de 50 mL do material sedimentado, restando, assim, 100 mL de sobrenadante. O sobrenadante recolhido do funil foi adicionado a dois tubos Falcon de 50 mL cada e levado para a centrifugação a 3.000 rpm por um período de 5 min. Após a centrifugação, 50 mL do sobrenadante foi transferido para um sistema de filtração frontal à vácuo, contendo uma membrana de papel com 47 mm de diâmetro de $\sim 1 \mu\text{m}$ de poro. O papel filtro foi posteriormente transferido para uma placa de Petri de plástico e seco à temperatura ambiente.

4.4 Classificação dos microplásticos

Os papéis do filtro foram examinados sob um microscópio digital (Dino-Lite Edge AM7915, MP, Dino-Lite Europa, Países Baixos); com ampliação máxima de 220 \times , permitindo a quantificação de microplásticos na faixa de 0,1-5 mm (Masura et al., 2015) e a classificação deste quanto o comprimento, a cor e a forma (fibra/filme, fragmento, linhas/fibras e isopor/espuma). Estas informações foram coletadas para todos os microplásticos presentes no filtro. O processo de classificação seguiu os critérios previamente estabelecidos por Hidalgo-Ruz et al. (2012), sendo que, para a confirmação que uma partícula é um microplástico não poderão ser visíveis estruturas celulares ou orgânicas, as fibras devem ser igualmente espessas em todo o seu comprimento, as partículas devem apresentar cores claras e homogêneas e, se forem transparentes ou brancas, devem ser examinadas em alta magnificação. A determinação do comprimento de cada microplástico foi realizada utilizando o software Dino Capture versão 2.0 (Dino-Lite Europa, Países Baixos) previamente calibrada. As fibras e linhas foram medidas

através de seus comprimentos. Para partículas, isopores, espumas e filmes, a maior seção transversal foi medida, durante todo o procedimento de análises foram realizados os procedimentos para o controle de qualidade (GESAMP, 2015).

4.5 Caracterização dos microplásticos

Após a classificação morfológica, os microplásticos foram coletados das membranas de filtração utilizando uma pinça, agrupada e armazenada por praias para posterior identificação dos polímeros. Os microplásticos foram então analisados utilizando um microscópio FT-IR equipado com um detector DTGS (Deuterated Triglycine Sulfate) (Nicolet™ iN10, ThermoFisher Scientific™, EUA) em modo de reflexão. Foram coletadas 128 varreduras com uma resolução de 4 cm^{-1} em uma faixa de número de onda de 4.000 a 600 cm^{-1} . O tamanho da abertura é definido em $50 \times 50\ \mu\text{m}$. Uma varredura de fundo usando as mesmas configurações foi realizada em uma lâmina de microscópio revestida a ouro.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Abundância e distribuição

A Figura 4 e a Tabela 2 apresentam os resultados obtidos através da avaliação da abundância, distribuição e classificação morfológica dos microplásticos nas praias do Rio de Janeiro, Brasil. As praias da cidade apresentaram abundância média de 113 ± 81 partículas de MPs por quilograma de areia e praia (partículas/kg, Figura 4). Entre as praias amostradas, a praia de Botafogo apresentou maior abundância de MPs com valores médios de 343 ± 236 partículas/kg ($n = 3$). Em seguida, a praia de Ipanema com a abundância média de $185,0 \pm 91,9$ partículas/kg ($n = 3$), a praia do Recreio com $180,0$ partículas/kg ($n = 1$), a praia de Guaratiba com 160 partículas/kg ($n = 1$), a praia do Diabo com $150,0$ partículas/kg ($n = 1$) e a praia do Arpoador com $110,0$ partículas/kg ($n = 1$). Esses valores são condizentes com abundâncias de microplásticos reportados em praias de demais regiões do mundo como, por exemplo, as praias europeias (LOTS et al., 2017). Estes resultados são condizentes com a abundância de MPs em amostras de sedimentos coletados na plataforma continental interna do Rio de Janeiro de 100 partículas/kg (Neto et al., 2019).

O elevado desvio padrão dos valores de abundância de microplásticos obtido para algumas praias (Figura 4 e Tabela 2) demonstra que ocorre alta variabilidade entre as amostras de cada praia. Esse comportamento também foi observada por outros estudos em outras praias do mundo (Claessens et al., 2011; Graca et al., 2017; Kunz et al., 2016; Lots et al., 2017; Stolte et al., 2015 e Bridson et al., 2020). A elevada heterogeneidade espacial foi relacionada à fontes específicas de cada local com foz de rios (Claessens et al., 2011; Lots et al., 2017), lançamento de efluentes domésticos (Lozoya et al., 2016), industriais (Stolte et al., 2015) e águas pluviais (Browne et al., 2011) e usos recreativos (Yu et al., 2016).

A origem da grande concentração de MPs detectada nas praias de Botafogo é reflexo da herança de contaminação da Baía de Guanabara. Na área de sua bacia hidrográfica estão localizados vários lixões clandestinos e os mais importantes aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro, inclusive o Jardim Gramacho (conhecido durante seu funcionamento como maior da América Latina) contido e oficialmente fechado em 2012. Os 143 rios, canais e córregos que deságuam na Baía de Guanabara transportam aproximadamente 30% das 296 toneladas de resíduos sólidos gerados diariamente pelos sete municípios próximos à cidade do Rio de Janeiro, sendo elas Caxias, Magé, Guapimirim, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói (ABRELPE,

2021 e Alencar, 2021). Além disso, os sistemas de tratamento de esgoto cobrem apenas 24% da população que vive na bacia hidrográfica da Baía de Guanabara. Aproximadamente 18.000 L/s de esgoto não tratado produzidos por 14 mil indústrias e 8,5 milhões de pessoas de 15 municípios chegam às águas da Baía de Guanabara (Alencar, 2021). Estudos realizados em três rios que deságuam na Baía de Guanabara (Maracanã, Guapimirim e Mangue) reportaram concentrações de MP variando entre 3,6 e 51.166,5 temos por m³ de água (Drabinski, et al., 2023). A abundância de MPs no rio Maracanã foi considerada significativamente maior que aquelas encontradas em outras regiões do mundo.

Tabela 2 – Médias para abundância e comprimento dos MPs encontrados em praias do Rio de Janeiro.

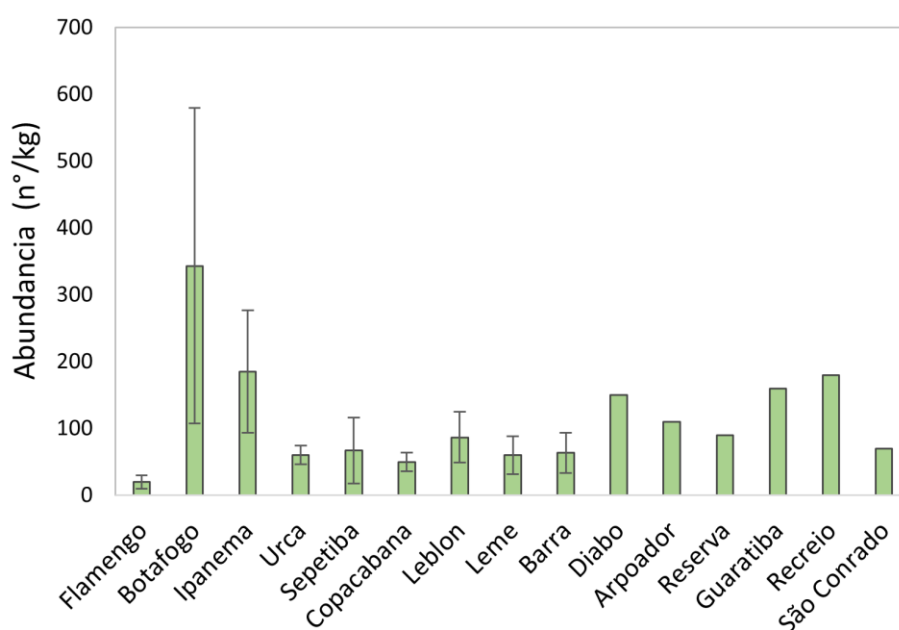
Praia	n	Abundância (part./kg)		Comprimento (mm)	
		Média	DP*	Média	DP
Flamengo	3	20,0	10,0	2,2	2,3
Botafogo	3	343,3	236,3	1,5	1,3
Ipanema	3	185,0	91,9	0,7	0,6
Urca	2	60,0	14,1	1,6	1,3
Recreio	1	180,0	n.a.	0,7	0,8
Sepetiba	2	66,7	49,3	1,1	1,0
Copacabana	3	50,0	14,1	0,6	0,6
Lebron	3	86,7	37,9	1,3	1,0
Leme	2	60,0	28,3	0,6	0,5
Barra	3	63,3	30,0	0,8	0,9
Diabo	1	150,0	n.a.	3,2	2,5
Arpoador	1	110,0	n.a.	2,4	1,9
Reserva	1	90,0	n.a.	0,8	0,7
Guaratiba	1	160,0	n.a.	1,7	1,3
São Conrado	1	70,0	n.a.	1,3	0,8
Média Total	-	113,0	81,2	1,4	0,8

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

O uso recreativo também é uma fonte significativa de resíduos sólidos para as praias. Por exemplo, de 28 a 29 de janeiro de 2023, a Companhia Municipal de Limpeza Urbana (Comlurb) recolheu 377 toneladas de resíduos sólidos em algumas praias da cidade do Rio de Janeiro. Dentre as praias estudadas, 124,6 toneladas foram coletadas nas praias da Barra e do Recreio, 126,2 toneladas nas praias da Zona Sul (que inclui Botafogo, Flamengo, Urca, Leme, Ipanema, Copacabana, Leblon, Diabo e as praias do Arpoador estudadas aqui) e 4,8 toneladas na praia de Guaratiba nesses 2 dias. A remoção diária de resíduos sólidos promovida pela Comlurb evita a degradação a longo prazo do plástico em MP por fotodegradação, quebra do vento e das ondas

e biodegradação e provavelmente evita o aumento da abundância de MP nessas praias. As praias da Zona Sul também estão sujeitas a lançamentos esporádicos de resíduos sólidos da Baía de Guanabara durante as marés altas após fortes chuvas. Por exemplo, em 10 de janeiro de 2023, a Comlurb coletou 32 toneladas de resíduos sólidos na praia de Copacabana trazidos da Baía de Guanabara após uma forte chuva e um evento de maré alta.

Figura 4 – Abundância de microplásticos nas praias da Cidade do Rio de Janeiro.



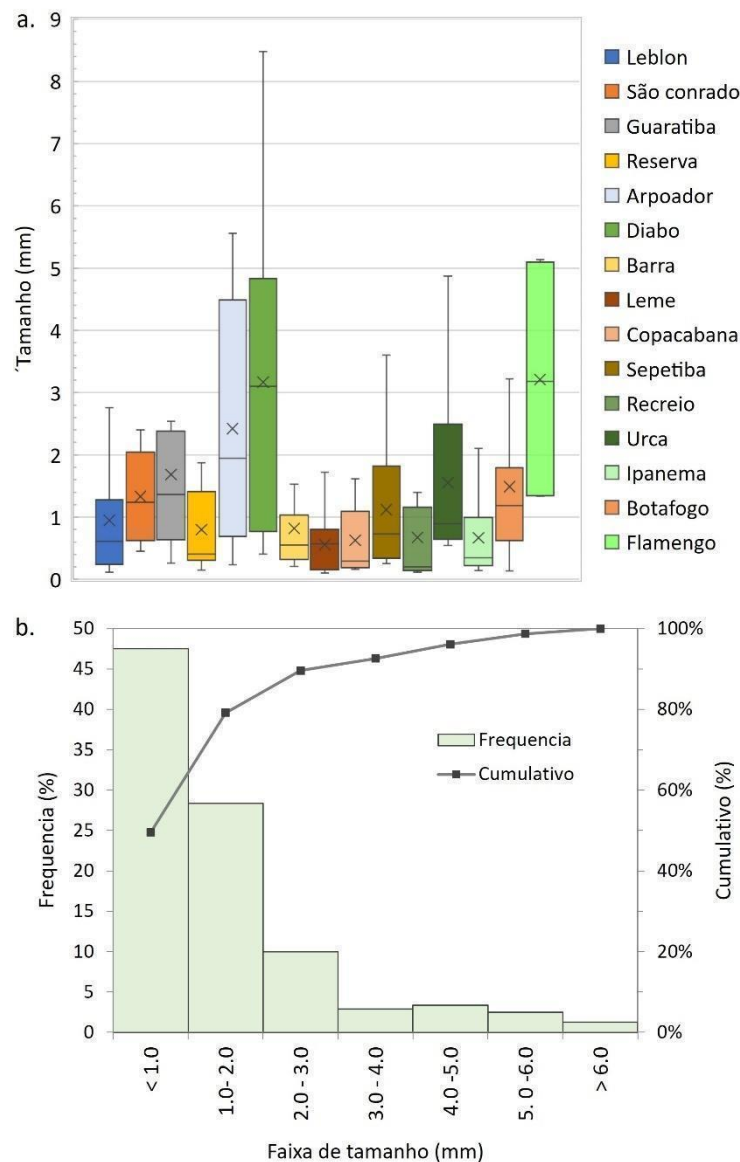
Fonte: Elaborado pela autora (2023).

5.2 Classificação morfológica

Os microplásticos encontrados nas praias da cidade do Rio de Janeiro apresentam comprimento médio de $1,4 \pm 0,3$ mm, variando entre 0,6 a 3,2 mm (Figura 5 e Tabela 2). A faixa de variação do tamanho dos MPs são condizentes com aquelas observadas em sedimentos coletados na plataforma continental interna do Rio de Janeiro (0,2 – 3,0 mm, Neto et al., 2019) e com as observadas em praias da Europa (0,17 e 1,98 mm, Horton et al, 2017). A Figura 5 apresenta o histograma de frequência de microplásticos quanto às classes de tamanho. Observa-se que, aproximadamente, 47% dos microplásticos apresentaram tamanho menor que 1,0 mm, 27% apresentaram tamanho variando entre 1,0 e 2,0 mm, e os 25% restantes obtiveram tamanho maior que 2,0 mm. Esses resultados são condizentes com demais estudos que demonstram que 25 a 90% dos MPs presentes em ambientes marinhos têm tamanho inferior a 1 mm (Van

Cauwenberghe et al., 2015 e Bridson et al., 2020). Assim como a abundância, o tamanho dos MPs apresentaram grande heterogeneidade espacial (Figura 5), sendo justificado pelo regime de correntes que controla os processos de remoção e sedimentação ao longo da costa e as fontes distintas de microplásticos, como descarte de resíduos sólidos, lançamento de efluentes domésticos, escoamento superficial de áreas urbanas e descarte de materiais de pesca.

Figura 5 – Boxplot e Histograma demonstrando a frequência de ocorrência de microplásticos com diferentes classes de tamanho.

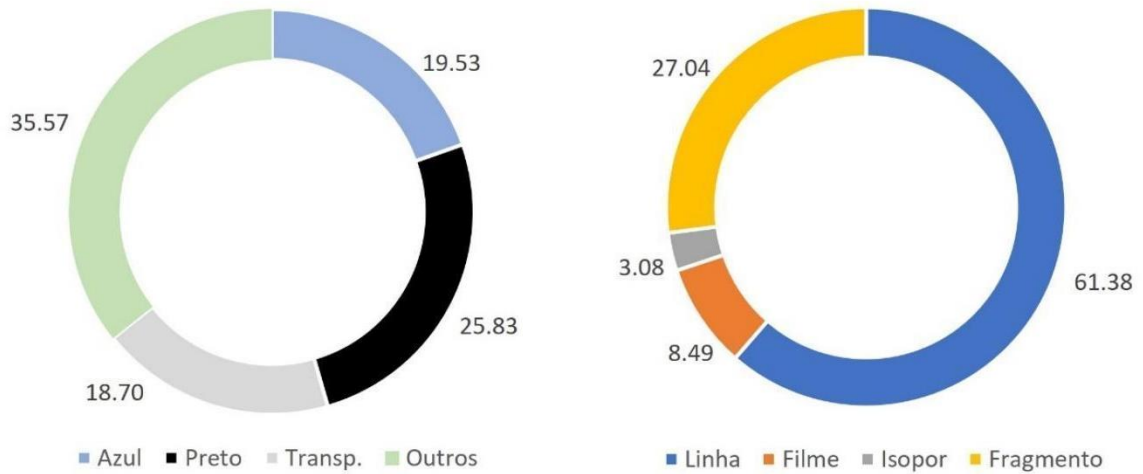


Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Outro fator importante para classificar os microplásticos é a forma. A estrutura dos microplásticos pode auxiliar na identificação de possíveis fontes e influenciar no processo de

transporte e deposição em ambientes costeiros. Nas amostras estudadas, foram encontrados fragmentos, filmes, linhas/fibras e isopores/espumas, sendo que as linhas e fragmentos foram os mais abundantes, representando 61% e 27%, respectivamente (Figura 6).

Figura 6 – Classificação morfológica dos microplásticos quanto ao tipo (linha/fibra, filme, isopor/espuma e fragmento) e coloração.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Figura 7 – Diversidade morfológica de microplásticos encontrados nas amostras



Fonte: Registro da autora (2023).

Para a classificação das cores foram definidas 4 classes de cor, sendo elas: azul, preto, transparente e outras (Figura 6). As cores azul, preto e transparente correspondem, juntas, a mais de 50% dos microplásticos analisados. Os microplásticos mais abundantes foram os pretos (25,8%), transparentes (18,7%) e azuis (19,5%). A classe de cor “outras” representa partículas de cor, cinza, verde, branco, magenta e vermelho que, juntas representam 36% das cores observadas (Figura 6 e 8).

5.3 Caracterização dos polímeros

Amostras de MPs foram coletadas dos filtros e analisadas por micro-FTIR. Os espectros obtidos pelas análises partículas (Figura 8) foram comparados com base de dados de espectros conhecidos de diferentes polímeros. A interpretação dos resultados está descrita abaixo:

A amostra (A) apresentou espectro com bandas dos grupos funcionais característicos do poliuretano. Observam-se bandas nas faixas da região de 1734 cm^{-1} específicas de grupos $\text{C}=\text{O}$.

Essa presença de bandas está relacionada aos estiramentos simétricos e assimétricos da ligação CH com C=O. As banda do grupo isocianato, NCO, na região de 2362 cm^{-1} tendem a desaparecer com a cura da espuma; as bandas de uretanas das regiões de 1732 a 1506 cm^{-1} estão relacionadas aos estiramentos C=O e NH, aumentando sua intensidade e indicando poliuretano- PU. Segundo os pesquisadores Barandaran, Dinani, Ebrahimpor, (2021) em seus estudos, puderam observar a ação dos microplásticos na vida marinha e relataram suas análises voltadas para a determinação e a absorção, acúmulo de tecido e efeitos tóxicos desses polímeros poliuretano em peixes zebras que evidenciando efeitos adversos principalmente nas Brânquias, trato gastrointestinal e fígado foram os tecidos mais afetados pela toxicidade, causando fortes problemas gastrointestinais com a presença de descolamento epitelial, adelgaçamento da parede intestinal, inflamação congestiva, comprometeu o epitelial e lesões de vilosidades na parede gástrica. Além de todos esses problemas, também perceberam que alguns peixes também eram acometidos de necrose, adesão e fusão parcial de lamelas secundárias, tudo isso, foram os danos patológicos dominantes nas brânquias. E por fim, a situação do fígado que também foi afetado por necrose celular, infiltração e gotículas lipídicas. (BARANDARAN; DINANI; EBRAHIMPOUR, 2021).

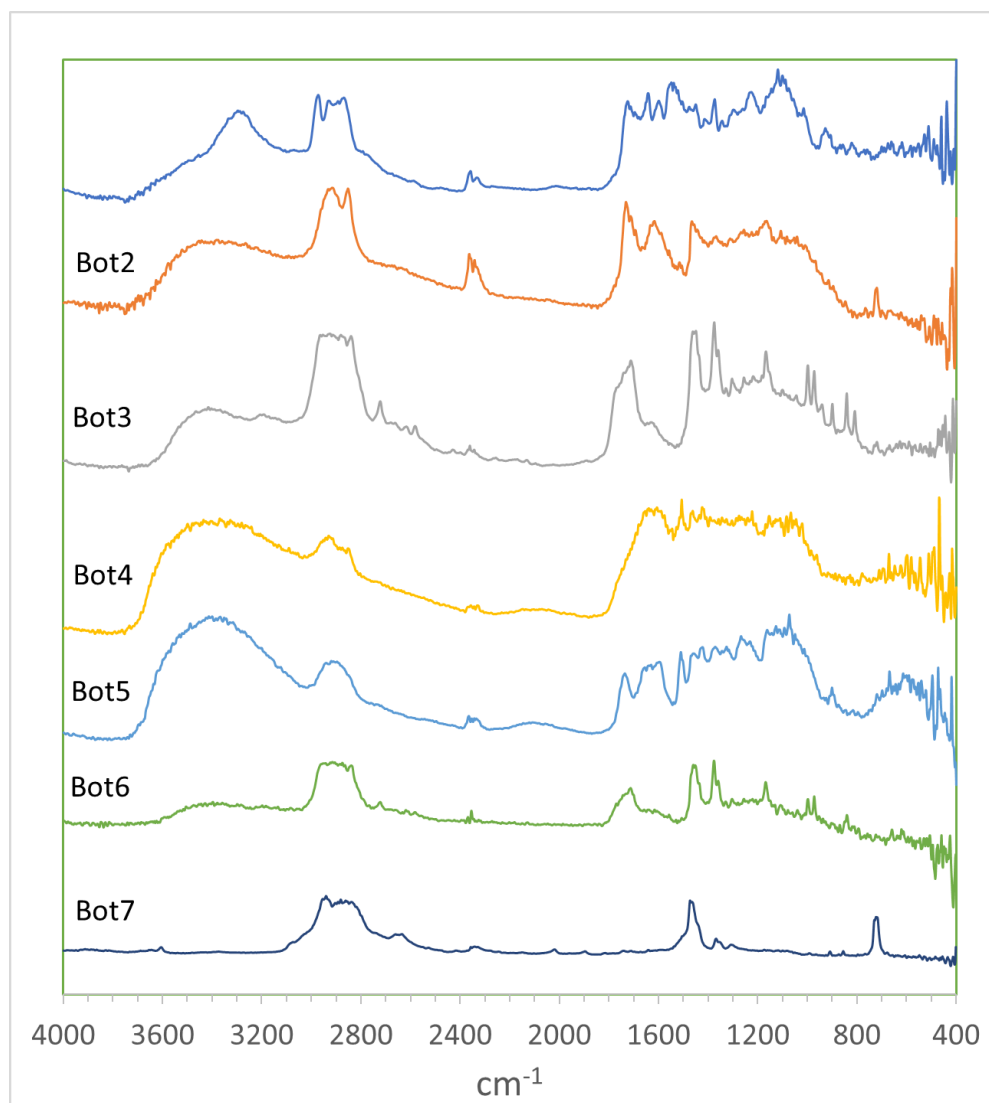
A resina de fenol formaldeído ou resina fenólica (PF), foi identificada em duas amostras (B) e (C). Em (B) foram observadas bandas longas e intensas na região de $3600-3200\text{ cm}^{-1}$ em ambos os espectros são característicos dos grupos hidroxila ligados ao anel aromático. Ainda podemos constatar movimentos de deformação das ligações OH do fenol em faixas de 1468 cm^{-1} ainda que a presença deste grupo ligado ao anel aromático fez surgir também uma banda espectral na região de 1271 e 1173 cm^{-1} , que é correspondente especificamente aos movimentos de vibração das ligações -C-O- do fenol. Em (C) foram observadas vibrações de estiramento dos hidrogênios alifáticos oriundos das ligações -CH₂- podem ser observados através de uma série de bandas de intensidade na faixa de 2976 e 2862 cm^{-1} , suas vibrações de deformação destas ligações são aparentes na faixa de 1300 a 1100 cm^{-1} , onde se verificou a presença de uma banda de intensidade média, o que indica que os grupos metilênicos -CH₂- são as espécies predominantes que unem os anéis aromáticos. A região de 1649 cm^{-1} apresenta uma banda estreita e de intensidade média que é normalmente destinada aos movimentos vibracionais das ligações -C=C- do anel aromático, faixa de 1600 e 1460 cm^{-1} são bandas que corresponde ao estiramento das ligações -C=C- do anel aromático.

Os espectros (D) e (E) foram observadas bandas relativas ao polímero de poliacetato de Vinila (PVA), sendo que as vibrações entre 3500 cm^{-1} e 800 cm^{-1} corresponde às vibrações estiramento OH, sendo característicos para PVAC, presente os grupo O-H, com banda em 2943

cm^{-1} correspondendo a deformação axial C-H, 1655 cm^{-1} devido à vibração C=O; a banda em 1508 cm^{-1} refere-se ao estiramento CH_2 , $1225\text{-}1068 \text{ cm}^{-1}$ é atribuído aos alongamentos de vibrações -O-C, 1374 cm^{-1} deformação angular simétrica C-H, 1126 cm^{-1} deformação axial OC-C, e em 800 cm^{-1} vibrações estiramento O-H, características do Poliacetato de Vinila (PVA ou PVAC).

Os espectros (F) e (G) contém bandas na região em volta de 729 cm^{-1} referentes à deformação no anel de substituição da estrutura aromática do PVK, em 800 cm^{-1} é observado bandas devido à vibração das terminações de cadeia de CH_2 . Em bandas em 1173 cm^{-1} é observada a ligação CH no plano de deformação do anel aromático, em 1377 cm^{-1} é referente à ligação CH do plano das bandas do grupo vinílico, enquanto em 2966 cm^{-1} temos a vibração de CH assimétrico da estrutura aromática. Todavia, em 1454 cm^{-1} , as bandas são devido ao anel vibracional de PVK, função orgânica que também está muito presente no PVK.

Figura 8 – Espectros FTIR para (A) Poliuretano-PU, (B) Resina fenólica-PF, (C) Resinafenólica-PF, (D) Poliacetato de vinila-PVAC, (E) Poliacetato de vinila-PVAC Polivinilcarbozol-PVK e (G) Polivinilcarbozol-PVK.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

5.4 Comparação com demais praias do mundo

Os resultados de abundância obtidos por este estudo ($113,0 \pm 81,2$ partículas/kg) apresentou semelhança com demais regiões do mundo, principalmente em regiões costeiras e ambientes praias, com a predominância para o tipo de polímero em fibras.

Na América do Sul (Baía de Guanabara, Brasil) o resultado foi (528 ± 30 itens kg^{-1}) (ALVEZ E FIGUEIREDO, 2019), na Antártica e no Canadá representou uma quantidade extremamente alta ($2000-8000$ itens kg^{-1}) (MATHALON, HILL, 2014), nos países europeus e no Oceano Ártico os resultados foram consideráveis ($42-6595$ itens kg^{-1}) (BERGMANN et al., 2017; FREIRE et al., 2017), na costa italiana tem-se dados representativos ($672-2175$ itens kg^{-1}) (VIANELLO et al., 2013), nos Estados Unidos já se observa uma quantificação em concentrações menores ($79-165$ itens kg^{-1}) (GRAHAM, THOMPSON, 2009) e na França

significativamente menor (12-187 itens kg^{-1}) (CONSTANT et al., 2019). A maior concentração encontrada em ambiente de praia foi no continente asiático, que supera a quantidade dos países da Europa, América do Norte e do Sul, Pacífico Norte e Sul, Atlântico e Mediterrâneo, sendo significativamente maior na praia de Nang (Vietnã) (9238 ± 2097 itens kg^{-1}) e Danang (Vietnã), seguida da praia de areia do golfo, com (6870 ± 6140 itens kg^{-1} ; min-max: 5014–8714 itens kg^{-1}), Golfo de Beibu e da costa do Mar da China Meridional (QIU et al., 2015), também influenciado por centro urbano e indústrias (2175 ± 672 S-MPPs kg^{-1}) e costa do norte da Tunísia ($141,20 \pm 25,98$ e $461,25 \pm 29,74$ itens kg^{-1}) (ABIDLI et al., 2018). Para o sedimento em manguezais temos em Ciénaga Grande de Santa Marta, no Caribe da Colômbia, que há oscilações maiores em proporção em localidades perto de densidade populacional maiores com (31 e 2,863 itens kg^{-1}) (GARCÉS-ORDÓÑEZ et al., 2019), e os manguezais do sudeste da China com valores relativamente altos (8,3 a 5738,3 itens kg^{-1}) (ZHOU et al., 2020), e os menores expressados pelos mangues de Cingapura ($36,8 \pm 23,6$ itens kg^{-1}) (NEM e OBBARD, 2014), sendo que os manguezais, pela sua ação conhecida como os principais sumidouros de vários contaminantes, os costeiros são classificados como a última barreira natural que impede que os poluentes fluviais acessem os oceano (MARTIN et al., 2020, ZHOU et al., 2019).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo realizou a quantificação, classificação e caracterização dos MPs observados em amostras de areia de praia coletadas em 15 praias da cidade do Rio de Janeiro. Os resultados aqui obtidos demonstram que as praias do Rio de Janeiro apresentaram abundância média de MPs de 113,3 partículas/kg, variando entre 20 – 343 partículas/kg, condizente com demais praias estudadas no mundo. Estas abundâncias também estão de acordo com a concentração de MPs observados em sedimentos coletados na plataforma continental interna do Rio de Janeiro, reportados em estudo anterior. A praia que obteve maior abundância foi a praia de Botafogo (343,3 partículas/kg). A maior contaminação das praias de Botafogo com MPs está relacionada ao legado de contaminação da Baía de Guanabara, onde, há décadas, são lançadas toneladas de resíduos sólidos e efluentes não tratados. Os MPs encontrados tiveram comprimento médio de $1,4 \pm 0,3$ mm, variando entre 0,6 a 3,2 mm, condizente MPs encontrados em demais praias do mundo e na plataforma continental interna da região. Mais de 50% dos MPs observados tiveram tamanho inferior a 1 mm. As formas mais abundantes de MPs encontradas foram as linhas/fibras (61,4%) e fragmentos (27%). As cores mais observadas foram azul (19,5%), transparente (18,7%) e preto (25,8%), condizente com demais observações de MPs no meio ambiente. A maior concentração de linhas/fibras na maioria das praias sugere que o lançamento de efluentes domésticos é a principal fonte de contaminação por MPs na região, pois linhas e fibras são constantemente liberadas durante o processo de lavagem de roupas. A maior abundância de fragmentos e isopores na praia de Botafogo demonstra que o lançamento indiscriminado e a posterior fragmentação por processos abrasivos e de foto-oxidação de resíduos sólidos na Baía de Guanabara é uma importante fonte de MPs secundárias. Devido à baixa abundância de fragmentos e linhas/fibras na maioria das praias, entende-se que o serviço de limpeza urbana da cidade cumpre papel importante para a redução da geração de MPs secundários por remover diariamente os resíduos sólidos e evitar que estes passem por processos de fragmentação. Outros estudos devem ser realizados para compreender as possíveis fontes dos microplásticos e suas possíveis consequências ao ecossistema costeiro e à biota aquática.

REFERÊNCIAS

- ABIDLI, S., ANTUNES, JC, FERREIRA, JL, LAHBIB, Y., SOBRAL, P., TRIGUI EL MENIF, N., 2018. Microplastics in sediments from the littoral zone of the north coast of Tunisia (Mediterranean Sea). *Stunning. Coast. Environmental Pollution*, Sci shelf. 205, 1–9.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais.** 2017. em:<[http://abrelpe.org.br /download-panorama-2017/](http://abrelpe.org.br/download-panorama-2017/)>. 11 de ago. 2022.
- ALMEIDA, P. M. M. C.; MAGALHÃES, V. H. S. Polímeros. 2004. 17f. Monografia (Conclusão de Curso) – **Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Fernando Pessoa.**
- ANDRADY, A. L., 2011. **Microplastics in the marine environment.** *Mar. Pollut. Touro.* 62 (8), 1596–1605.
- ANDRADY, A. **Plastics and Environmental Sustainability.** [s.l: s.n.]. p. 324
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 1 ago. 2011.
- AUDOIN, L. et al. Role of oxygen diffusion in polymer ageing: kinetic and mechanical aspects. *Journal of Materials science*, v. 29, n. 3, p. 569-583, 1994.
- AUTA, H. S.; EMENIKE, C. U.; FAUZIAH, S. H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, v. 102, p. 165–176, may 2017.
- BARNES, D. K. et al. **Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments.** *127 Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.
- BESLEY, A. et al. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, v. 114, n. 1, p. 77–83, 15 jan. 2017. .
- BESSELING, E. WEGNER, A. FOEKEMA, E. M. VAN DEN HEUVELGREVE, M. J. BRIDSON, J.H., PATELI, M., LEWIS, A., GAW, S. AND PARKER, K., 2020. Microplastic contamination in Auckland (New Zealand) beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 151, p.110867.
- BRASIL. **Projeto de Lei n. 6528/2016 de, 22 de nov. de 2016.** PL 6528/2016. Brasil, nov. 2017. Acesso Mai. 2019.
- BROWNE, M. A. et al. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 13, p. 5026–5031, 1 sep. 2008.
- BROWNE, M. A. et al. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and

Sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 21, p. 9175–9179, 1 sep. 2011.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial Patterns of Plastic Debris along Estuarine Shorelines. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 1 may. 2010.

BROWNE, M. A. CRUMP, P., NIVEN, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environ. Sci. Technol.** 45 (21), 9175e9179.

BRYANT, W. M. D. Polythene fine structure. **Journal of Polymer Science**, v. 2, n. 6, p. 547–564, 1947.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; VIRGÍNIA PETRY, M. Marine Debris and Human Impacts on Sea Turtles in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 12, p. 1330–1334, 1 . 2001.

CELINA, M.; GEORGE, G. A. A heterogeneous model for the thermal oxidation of solid polypropylene from chemiluminescence analysis. **Polymer Degradation and Stability**, v. 40, n. 3, p. 323–335, 1 jan. 1993.

CLAESSENS, M. et al. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2199–2204, 1 out. 2011.

CONSTANT, M. et al. Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 263–273, 1 may. 2019.

COOPER, D. A.; CORCORAN, P. L. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 5, p. 650–654, 1 may. 2010.

CORCORAN, P. L.; BIESINGER, M. C.; GRIFI, M. Plastics and beaches: A degrading relationship. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 1, p. 80–84, 1 jan. 2009.

COUTINHO, F. M. B.; MELLO, I. L.; SANTA MARIA, L. C. DE. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. **Polímeros**, v. 13, p. 01–13, jan. 2003.

DA COSTA, J. P. et al. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 15–26, 1 out. 2016.

DE CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 128, p. 10–17, 1 ago. 2016.

DE SÁ, L. C. et al. Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? **Science of The Total Environment**, v. 645, p. 1029–1039, 15 dez. 2018.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842–852, 1 set. 2002.

DESFORGES, J.-P. W.; GALBRAITH, M.; ROSS, P. S. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 320–330, 1 out. 2015.

DIAS, D. L. 2018. Impacto dos microplásticos nos ambientes de água doce. **Mundo da Educação**. 03 fev. 2018.

DINANI, F. S. H.; BARADARAN, A.; EBRAHIMPOUR, K. Acute toxic effects of polyurethane microplastics on adult Zebra fish (*Danio rerio*). **International Journal of Environmental Health Engineering**. v. 2021, p. 1-8, 30 set. 2021.

ENDO, S. et al. Concentration of polychlorinated biphenyls (PCBs) in beached resin pellets: Variability among individual particles and regional differences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 10, p. 1103–1114, 1 out. 2005.

ENGEL, A. Distribution of transparent exopolymer particles (TEP) in the northeast Atlantic Ocean and their potential significance for aggregation processes. **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 51, n. 1, p. 83–92, 1 jan. 2004.

ENGLER, R. E. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 22, p. 12302–12315, 20 nov. 2012.

FERREIRA, P. et al. Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: Gold nanoparticles, microplastics and temperature. **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 89–103, 1 jan. 2016.

Ostin, Garcés-Ordóñez. Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, **Colombian Caribbean**, v. 145. 2019 .

GARRIGÓS, M. C. et al. Determination of residual styrene monomer in polystyrene granules by gas chromatography–mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1061, n. 2, p. 211–216, 24 dez. 2004.

GRAHAM, E. R.; THOMPSON, J. T. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 368, n. 1, p. 22–29, 15 jan. 2009.

GREGORY, M. R. Virgin plastic granules on some beaches of Eastern Canada and Bermuda. **Marine Environmental Research**, v. 10, n. 2, p. 73–92, 1 jan. 1983.

GREGORY, M. R. Environmental implications of plastic debris in marine settings entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2013–2025, 27 jul. 2009.

GREGORY, M. R.; ANDRADY, A. L. *Plastics in the Marine Environment*. Em: **Plastics and the Environment**. [s.l.] John Wiley & Sons, Ltd, 2003. p. 379–401.

HARRISON, J. P.; OJEDA, J. J.; ROMERO-GONZÁLEZ, M. E. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic

microplastics in marine sediments. **Science of The Total Environment**, v. 416, p. 455–463, 1 fev. 2012.

HEINZE, T.; LIEBERT, T. 4.2 Chemical characteristics of cellulose acetate. **Macromolecular Symposia**, v. 208, n. 1, p. 167–238, 2004.

HIDALGO-RUZ, V. et al. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 6, p. 3060–3075, 20 mar. 2012.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 160, p. 42–48, 1 jan. 2012.

JACOBSEN, J. K.; MASSEY, L.; GULLAND, F. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 5, p. 765–767, 1 maio 2010.

KENNEDY, M. A.; PEACOCK, A. J.; MANDELKERN, L. **Tensile Properties of Crystalline Polymers: Linear Polyethylene**. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ma00097a009>>. Acesso em: 19 jan. 2023.

LESLIE, H. A. Review of microplastics in cosmetics. **IVM Institute for Environmental Studies**, v. 476, p. 1-33, 2014.

LONG, M. et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. **Marine Chemistry**, Particles in aquatic environments: from invisible exopolymers to sinking aggregates. v. 175, p. 39–46, 20 out. 2015.

Lots, FA, Behrens, P., Vijver, MG, Horton, AA, Bosker, T., 2017. investigação de contaminação microplástica: abundância e características de microplásticos em sedimentos de praias europeias. **Março Poluir**. Touro. 123, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.057> acesso 04 de Junho 2022.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 1, p. 94–99, 15 fev. 2013.

MARTINS, J., SOBRAL, P., 2011. Detritos marinhos plásticos na costa portuguesa: uma questão de Tamanho? **Março Poluir**. Touro. 62, 2649–2653. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.028>, acesso 02 de Out. 2022.

MASURA, J., et al. 2015. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. **NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48**.

MINISTÉRIO DO TURISMO. **Turismo no Brasil: 2011 – 2014**. Disponível em: http://antigo.turismo.gov.br/sites/default/turismo/o_ministerio/publicacoes/downloads_publicacoes/Marcos_Conceituais.pdf >. 2011.

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term

threat. **Environmental Research**, The Plastic World. v. 108, n. 2, p. 131–139, 1 out. 2008.

Napper, I.E., Thompson, R.C., 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. **Mar. Pollut. Bull.** 112 (1), 39e45.

NEVES, D. et al. Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 119–126, 15 dez. 2015.

NETO, J. A. B., de CARVALHO, D. G., MEDEIROS, K., DRABINSKI, T. L., DE MELO, G. V., SILVA, R. C. O., ... & DOS SANTOS FILHOS, J. R. (2019). The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 149, 110558.

OBBARD, R. W. et al. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. **Earth's Future**, v. 2, n. 6, p. 315–320, 2014.

PENG, G. et al. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 283–290, 1 jun. 2022.

PETERLIN, A. Plastic deformation of crystalline polymers. **Polymer Engineering & Science**, v. 17, n. 3, p. 183–193, 1977.

PHUONG, NN, PHAM, QT, DUONG, TT, LE, TPQ, AMIARD, F., 2019. Contaminação de microplásticos em bivalves: primeira avaliação no Vietnã. *Vietnã J. Earth Sci.* 41 (3), 252–258. <https://doi.org/10.15625/0866-7187/41/3/13925> . Acesso 23 de Out 2023.

POSPISIL, J., PILAR, J., BILLINGHAM, N.C., MAREK, A., HORAK, Z., NESPUREK, S., 2006. Factors affecting accelerated testing of polymer photostability. **Polym. Degrad. Stab.** 91, 417.

Plano municipal de saneamento básico da cidade do Rio de Janeiro. **Drenagem e manejo de águas pluviais urbanas dezembro**. 2015. Disponível em: <http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/4282910/4152311/PMSB_DRENAGEMEMANEJOD EAGUASPLUVIAIS.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2023.

Qiu, Q., Peng, J., Yu, X., Chen, F., Wang, J., Dong, F., 2015. Ocorrência de microplásticos no ambiente marinho costeiro: **primeira observação em sedimentos da China**. *Poluir. Touro.* 98 (1–2), 274–280.

RETAMA, I. et al. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1, p. 530–535, 15 dez. 2016.

RIO DE JANEIRO (Estado). Lei n. 8090, de 30 de ago. de 2018. Lei 8090/18. Rio de Janeiro, RJ, ago. 2017. Disponível em: Acesso em: 04/09/2019.

ROCHMAN, C. M. et al. Scientific Evidence Supports a Ban on Microbeads. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 18, p. 10759–10761, 15 set. 2015a.

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, 24 set. 2015b.

ROCHMAN, C. M. et al. The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. **Ecology**, v. 97, n. 2, p. 302–312, 2016.

SETÄLÄ, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 77–83, 1 fev. 2014.

SHYICHUK, A. V.; WHITE, J. R. Analysis of chain-scission and crosslinking rates in the photo-oxidation of polystyrene. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 77, n. 13, p. 3015–3023, 2000.

Silva, A.L.N.; Rocha, M.C.G.; Coutinho, F.M.B.; Guimarães, M.J.O.C.; Lovisi, H.; Santa Maria. L.C. Polímeros: **Ciência e Tecnologia**, XI (3), p.135 (2001).

STOLTE, A. et al. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 99, n. 1, p. 216–229, 15 out. 2015.

SUN, X. et al. Toxicities of polystyrene nano- and microplastics toward marine bacterium *Halomonas alkaliphila*. **Science of The Total Environment**, v. 642, p. 1378–1385, 15 nov. 2018.

SUNDT, P.; SCHULZE, P-E.; SYVERSEN, F. Sources of microplastic-pollution to the marine environment. **Mepex for the Norwegian Environment Agency**, v. 86, p. 20, 2014.

Shariq K, Funada C, (2008) “Polystyrene”, SRI Consulting. em :<http://www.sriconsulting.com/CEH/Public/Reports/580.1500/>. Acesso 20 jul. 2022.

TANAKA, K. et al. Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 69, n. 1, p. 219–222, 15 abr. 2013.

TEUTEN, E. L. et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 2027–2045, 27 jul. 2009.

TRAN NGUYEN, Q. A. et al. Characteristics of microplastics in shoreline sediments from a tropical and urbanized beach (Da Nang, Vietnam). **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111768, 1 dez. 2020.

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 65–70, 1 oct. 2014.

VAN CAUWENBERGHE, L., DEVRIFE, L., GALGANI, F., ROBBENS, J., JANSSEN, C.R., 2015. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. **Mar. Environ. Res.** 111, 5–17 .

VAN DER WAL, A.; MULDER, J. J.; GAYMANS, R. J. Fracture of polypropylene: The effect of crystallinity. **Polymer**, v. 39, n. 22, p. 5477–5481, 1 oct. 1998.

VIANELLO, A. et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, Pressures, Stresses, Shocks and Trends in Estuarine Ecosystems. v. 130, p. 54–61, 20 set. 2013.

WESCH, C. et al. Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 1200–1208, 1 nov. 2016.

Wise, J., Gillen, K.T., Clough, R.L., 1997. Quantitative model for the time development of diffusion-limited oxidation profiles. **Polymers** 38, 1929 (1997).

WRIGHT, S. L. et al. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. **Current Biology**, v. 23, n. 23, p. R1031–R1033, 2 dez. 2013.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 1 jul. 2013.

YIN, L.; WEN, X.; DU, C.; JIANG, J.; WU, L.; ZHANG, Y.; HU, Z.; HU, S.; FENG, Z.; ZHOU, Z.; LONG, Y.; GU, Q.; **Chemosphere** 2020, 244, 125486.