



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

VICTÓRIA MARIA CARNEIRO DOS SANTOS

**COMO AS CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS DE MICROPLÁSTICOS
VARIAM EM UM CICLO DE MARÉ DURANTE O PERÍODO CHUVOSO NO
ESTUÁRIO DO RIO COCÓ (FORTALEZA-CE)?**

FORTALEZA

2023

VICTÓRIA MARIA CARNEIRO DOS SANTOS

COMO AS CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS DE MICROPLÁSTICOS VARIAM
EM UM CICLO DE MARÉ DURANTE O PERÍODO CHUVOSO NO ESTUÁRIO DO RIO
COCÓ (FORTALEZA-CE)?

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Michael Viana Barbosa.

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S239c Santos, Victória Maria Carneiro dos.
COMO AS CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS DE MICROPLÁSTICOS VARIAM EM UM
CICLO DE MARÉ DURANTE O PERÍODO CHUVOSO NO ESTUÁRIO DO RIO COCÓ (FORTALEZA-
CE)? / Victória Maria Carneiro dos Santos. – 2023.
81 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do
Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2023.
Orientação: Prof. Dr. Michael Viana Barbosa.

1. Polímeros sintéticos. 2. Estuários. 3. Poluição Marinha. I. Título.

CDD 333.7

VICTÓRIA MARIA CARNEIRO DOS SANTOS

COMO AS CARACTERÍSTICAS QUANTITATIVAS DE MICROPLÁSTICOS VARIAM
EM UM CICLO DE MARÉ DURANTE O PERÍODO CHUVOSO NO ESTUÁRIO DO RIO
COCÓ (FORTALEZA-CE)?

Monografia apresentada ao Curso de
Graduação em Ciências Ambientais do Instituto
de Ciências do Mar da Universidade Federal do
Ceará, como requisito parcial à obtenção do
grau de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Michael Viana Barbosa.

Aprovada em 18/07/2023

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Michael Viana Barbosa (Orientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Emanuelle Fontenele Rabelo

Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

A Deus.

A minha mãe, Ana Cristina.

As minhas irmãs, Maria Adriellen e Mariana
Kécia.

A minha avó, Maria da Conceição (in
memoriam).

AGRADECIMENTOS

Gostaria de iniciar agradecendo a Deus, o qual eu tenho certeza que nunca me abandonou, que sempre esteve comigo nos meus piores e melhores dias, me ajudando a persistir e nunca desistir. Quero agradecer também à minha família formada pela minha mãe Ana Cristina e às minhas irmãs Adriellen e Mariana. Em especial ao meu namorado Eduardo que sempre esteve ao meu lado, obrigada pelas risadas no meio de todo esse caos.

Agradeço a UFC por ter me dado a oportunidade e a possibilidade de ter um diploma e uma formação. Obrigada também aos professores que de alguma maneira colaboraram para o meu crescimento profissional e acadêmico, em especial ao meu orientador Prof. Dr. Michael Viana, obrigada pelas conversas, risadas, pelos ensinamentos, pelas oportunidades e pela paciência ao longo desse caminho, não esquecerei do apoio que você me deu. Agradeço a banca examinadora por ter aceitado o convite e colaborado com a melhoria do presente trabalho.

Esse trabalho dedico em memória a minha avó Maria da Conceição, exemplo de mulher forte e que sempre me ensinou a importância dos momentos mais simples da vida, muito obrigada vó.

Quero agradecer também a todas as pessoas que torcem e torceram por mim ao longo dessa trajetória. Sou extremamente grata também pelas pessoas que entraram na minha vida ao longo desse caminho, em especial as minhas meninas Bárbara oliveira e Geovana Catunda, muito obrigada por tudo, pelas loucuras, pelas aulas de campo, pelas conversas e fofocas. Amo vocês.

Agradeço ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL) do LABOMAR, lugar que foi fundamental para o meu aprendizado, bem como para elaboração deste trabalho. Obrigada a todas as pessoas que estiveram, participaram ativamente e ajudaram nas pesquisas dando as suas contribuições, em especial à Ravena, Rebeca, Chrystian e Emanuelle, vocês foram fundamentais para o sucesso desse trabalho.

Por fim, obrigada ao Laboratório de Zoobentos pelo fornecimento do espaço e do equipamento de identificação das amostras. Agradeço ao LABOMAR e todos os seus servidores que, de alguma maneira, fizeram parte de tudo isso. Obrigada a FUNCAP, PIBIC e UFC, os quais me auxiliaram financeiramente e contribuíram para a minha permanência na Universidade. Agradeço ao projeto i-plastic do JPI Oceans, sob coordenação do prof. Marcelo Soares.

RESUMO

Os microplásticos são polímeros sintéticos com tamanhos de 1 μm a 5 mm, que podem ser originados a partir da quebra de materiais plásticos maiores ou mesmo da produção direta em processos industriais. Os MP tornaram-se um dos poluentes mais discutidos dos últimos anos, estando onipresentes nos mais diversos compartimentos ambientais, sendo, inclusive, relatados em ecossistemas marinhos e ambientes costeiros. Nestes ambientes, os MP variam dinamicamente no espaço e no tempo, com a influência de diversos fatores como as flutuações de maré, períodos sazonais, e as próprias características físicas dos MP como forma e densidade. Entretanto, a poluição por MP em estuários tem sido pouco relatada quando se leva em consideração a influência das variações diárias das marés que dinamizam os ambientes estuarinos. Para tanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica dos MP nas águas do estuário do rio Cocó (Fortaleza/CE), frente a um ciclo de maré. O estuário em questão está sujeito a diversos impactos antrópicos, como o lançamento de efluentes e o descarte de resíduos sólidos, que são fontes de MP. As amostras de água do estuário foram coletadas no dia 30 de maio do ano de 2022, ao longo de um ciclo completo de maré, abrangendo períodos de vazante e enchente, em condições de maré de sizígia, no período chuvoso. A coleta consistiu em arrastos consecutivos a cada 2 horas, contrários à direção da corrente, utilizando-se de uma rede de plâncton com malha de 120 μm , com fluxômetro acoplado. As amostras coletadas foram analisadas em laboratório, contando com as etapas de peneiramento, digestão do material orgânico, separação por densidade, filtração e inspeção dos MP em lupa para contagem e identificação quanto a cor, forma e tamanho. Os resultados mostraram que a abundância de MP foi crescente nas condições de vazante para maré de enchente, com valores médios de 16,2 itens/ m^3 na vazante e 27,0 itens/ m^3 na enchente. Tais resultados podem estar relacionados com o provável aumento da velocidade de corrente em condições de enchente, que favoreceu o retorno de MP que saíram na vazante, bem como a ressuspensão de partículas plásticas antes sedimentadas e aprisionadas nas margens intertidais. Caracteristicamente, as formas de MP predominantes corresponderam a fibras (53,7%), seguido pelos filmes (20,8%) e os fragmentos (13,0%), formas associadas à origem secundária de MP. As cores transparente (34,3%), branco (20,1%) e azul (18,5%) sobressaíram em relação as demais. Uma gama de cores foi encontrada, possivelmente devido a complexidade de fontes no entorno do estuário.

Palavras-chave: Polímeros sintéticos; estuários; poluição marinha.

ABSTRACT

Microplastics are synthetic polymers with sizes from 1 μm to 5 mm, which can be originated from the breakdown of larger plastic materials or even from direct production in industrial processes. MP have become one of the most discussed pollutants in recent years, being ubiquitous in the most diverse environmental compartments, including being reported in marine ecosystems and coastal environments. In these environments, MP vary dynamically in space and time, with the influence of several factors such as tidal fluctuations, seasonal periods, and the physical characteristics of MP themselves such as shape and density. However, MP pollution in estuaries has been poorly reported when taking into account the influence of daily tidal variations that dynamize estuarine environments. Therefore, the objective of this work is to evaluate the dynamics of MP in the waters of the Cocó River estuary (Fortaleza/CE), facing a tidal cycle. The estuary in question is subject to several anthropogenic impacts, such as the discharge of effluents and the disposal of solid waste, which are sources of MP. Water samples from the estuary were collected on May 30, 2022, over a complete tidal cycle, covering ebb and flood periods, under spring tide conditions, in the rainy season. The collection consisted of consecutive trawls every 2 hours, contrary to the direction of the current, using a 120 μm mesh plankton net with attached flowmeter. The collected samples were analyzed in the laboratory, counting on the steps of sieving, digestion of organic material, separation by density, filtration and inspection of the MP under a magnifying glass for counting and identification as to color, shape and size. The results showed that the abundance of MP increased from ebb to flood tide conditions, with mean values of 16.2 items/ m^3 at ebb and 27.0 items/ m^3 at flood. Such results may be related to the likely increase in current velocity under flood conditions, which favored the return of PMs that left at ebb, as well as the resuspension of plastic particles previously sedimented and trapped in the intertidal margins. Characteristically, the predominant forms of MP were fibers (53.7%), followed by films (20.8%) and fragments (13.0%), forms associated with the secondary origin of MP. The colors transparent (34.3%), white (20.1%) and blue (18.5%) stood out from the rest. A range of colors was found, possibly due to the complexity of sources around the estuary.

Keywords: Synthetic polymers; estuaries; marine pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Dados de precipitação média mensal ao longo dos anos 2003 a 2022 para cidade de Fortaleza (CE).....	35
Figura 2 - Mapas de comparação do crescimento da urbanização e demais usos no entorno do estuário do rio Cocó. (A) relativo ao ano de 1985; (B) relativo ao ano de 2007.....	37
Figura 3 - Resíduos encontrados na água e nos sedimentos de margem durante as coletas MP no estuário do rio Cocó. (A) garrafa pet coberta por espécies de cracas; (B) sacola plástica semi enterrada no sedimento à beira do estuário; (C) folhas e galhos juntamente com resíduos plásticos de embalagens sobrenadando as águas do estuário	39
Figura 4 – Fontes passíveis de MP no estuário do rio Cocó. (A) galeria de águas vizinhas ligada diretamente ao estuário; (B) estação de tratamento das águas residuais geradas pelas barracas de praias; (C) mesas e cadeiras de praia com alto quantitativo de pessoas à beira do estuário - Complexo Gastronômico da Sabiaguaba.....	40
Figura 5 - Ponte da Sabiaguaba sobre o ambiente estuarino do rio Cocó e o passeio de barco realizado na área	41
Figura 6 - Mapa de localização da área de estudo	42
Figura 7 - Etapas de amostragem de microplásticos no estuário do rio Cocó. Fundeamento do CTD (A) e do ADCP (B) para coleta de dados oceanográficos; arrasto utilizando a rede de plâncton com malha de 120 um (C); lavagem do copo da rede e armazenamento de amostras (D); amostras coletadas (E).	45
Figura 8 – Etapas da metodologia usada em laboratório. A) peneiramento; B) digestão do material orgânico na estufa; C) separação dos MP por densidade; D) filtração do sobrenadante; E) amostras em filtros de fibra de vidro de poro de 0,7 µm; F) identificação visual dos MP em lupa	48
Figura 9 - Variação da abundância de microplásticos (MP) durante um ciclo de maré no estuário do rio Cocó.	51
Figura 10 - Proporção geral das formas de MP encontrados no estuário do rio Cocó	57
Figura 11 - Proporção das formas de microplásticos (MP) nas amostras coletas nas marés vazante e enchente no estuário do rio Cocó.	58
Figura 12 - Formas de MP encontradas no estuário do rio Cocó. (A1) e (A2) fibras de cor azul e transparente; (B1) e (B2) filamentos de cor azul e transparente; (C1) e (C2) fragmentos azuis; (D1) e (D2) filmes de cor azul e transparente	60

Figura 13 - Percentual geral de cores dos MP encontrados no estuário do rio Cocó	62
Figura 14 - Proporção das cores de MP em cada amostra coletada, nas condições de maré vazante e enchente	63
Figura 15 - Proporção de cores nas principais formas de MP encontrados no estuário do rio Cocó.....	63
Figura 16 - Percentual geral das classes de tamanhos dos MP coletados no estuário do rio Cocó	65
Figura 17 - Proporção dos tamanhos de MP em cada amostra coletada no estuário do rio Cocó (marés vazante/enchente)	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tipos de polímeros sintéticos, seus usos e densidade característica	16
Tabela 2 - Categorias usadas quanto aos tamanhos das partículas plásticas encontradas nos diversos compartimentos ambientais.....	19
Tabela 3 - Estudos acerca da abundância de MP em estuários	29
Tabela 4 - Condições de arrastos na amostragem de MP no estuário do rio Cocó	44
Tabela 5 - Abundâncias e total de MP por amostras coletadas no estuário do rio Cocó.....	52
Tabela 6 - Dados coletados de salinidade e densidade nas águas do estuário do rio Cocó durante a amostragem de MP	53

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	Objetivo geral.....	14
2.2	Objetivos específicos.....	14
3	REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1	Plásticos, indústria e a geração de resíduos	15
3.2	Microplásticos	18
3.3	Estuários	22
3.4	Microplásticos e os ciclos de maré.....	25
3.5	Estuário do rio Cocó.....	32
3.5.1	<i>Características e dinâmica</i>	32
3.5.2	<i>Clima</i>	34
3.5.3	<i>Uso e ocupação do solo no entorno do rio Cocó</i>	35
4	MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1	Área de estudo e desenho amostral	42
4.2	Coleta de dados e etapas de amostragem	43
4.3	Análises laboratoriais	46
4.4	Medidas de controle da contaminação.....	49
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51
5.1	Variação diária da abundância de MP	51
5.2	Caracterização dos microplásticos.....	56
5.2.1	<i>Formas</i>	57
5.2.2	<i>Cores</i>	62
5.2.3	<i>Tamanhos</i>	64
6	CONCLUSÕES.....	68
	REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

Os plásticos são de grande utilidade e importância na vida moderna e cotidiana. Contudo, os resíduos plásticos gerados em larga proporção vêm ocasionando problemas potencialmente prejudiciais à saúde dos organismos e do meio ambiente (WONG *et al.*, 2020; ZHENG *et al.*, 2020). Dentre os problemas associados ao descarte inadequado de plásticos, os microplásticos (MP) têm ganhado destaque, sendo estes uma das maiores e progressivas preocupações ambientais do mundo atual, estando atrás apenas da emergência das mudanças climáticas (COLE *et al.*, 2011; OLIVATTO *et al.*, 2018).

Os MP são definidos como qualquer objeto de composição polimérica sintética com tamanho de 1 µm a 5 mm (FRIAS *et al.*, 2018; FRIAS; NASH, 2019). Estes tornaram-se onipresentes nos mais diversos espaços e organismos, incluindo ar (AMATO-LOURENÇO *et al.*, 2020), águas continentais (ALVES, 2021) e marinhas (BANEGAS, 2021) ou mesmo no sangue humano (LESLIE *et al.*, 2022) e no leite materno (RAGUSA *et al.*, 2022). A presença de MP no ambiente marinho pode gerar impactos negativos ao equilíbrio ecológico existente, pois eles são acessíveis a vários organismos de tamanhos semelhantes e eles, como as espécies planctônicas e os invertebrados bentônicos, que acabam ingerindo essas partículas e, posteriormente, podendo sofrer problemas físicos, como o bloqueio do trato digestivo (FRIAS; MARTINS; SOBRAL, 2011; WONG *et al.*, 2020; WRIGHT; THOMPON; GALLOWAY, 2013).

As características hidrofóbicas dos MP, somada à sua elevada área superficial específica (área superficial total por unidade de volume), permitem que os Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's) e metais pesados (OLIVATTO *et al.*, 2018; TEUTEN *et al.*, 2009; WRIGHT; THOMPON; GALLOWAY, 2013) sejam adsorvidos, e, posteriormente, ingeridos acidentalmente por organismos aquáticos juntamente com os MP (COLE *et al.*, 2011). Além disso, há indícios de que os aditivos que compõem esses plásticos também podem ser incorporados aos organismos que ingerem os MP, evidenciando os processos de bioacumulação e biomagnificação (MILLER; HAMMAN; KROON, 2020; WONG *et al.*, 2020).

É sabido que rios e estuários tornaram-se sumidouros ou mesmo vias de transporte para os MP advindos da poluição em terra com direção aos ambientes marinhos (COLE *et al.*, 2011; XU *et al.*, 2020), sendo detectados em estuários nas mais diversas áreas do planeta (ALLIGANT *et al.*, 2020; HAN *et al.*, 2020; RODRIGUES *et al.*, 2019; SHEN *et al.*, 2022). Essa contaminação quase sempre está atrelada a poluição por resíduos advindos das atividades

realizadas no entorno dos rios e regiões costeiras, como a pesca, a urbanização, o lançamento de esgotos, o turismo, dentre outros.

Os estuários são dinamicamente coordenados pelas flutuações de marés, assim como o transporte e a movimentação de material particulado em suspensão (MANIQUE; D'AQUINO; SCHETTINI, 2011). As marés podem ainda influenciar fortemente o transporte e a dinâmica de MP no ambiente estuarino (MALLI *et al.*, 2022). Entretanto, há um número limitado de trabalhos que levem em conta os efeitos das marés na dispersão e concentração de MP nos estuários, realizando ainda amostragem apenas em um momento do dia desconsiderando a dinâmica gerada pelo aumento e diminuição do nível das águas pelas marés (MALLI *et al.*, 2022). Para tanto é necessário que estudos de quantificação de MP em ambientes estuarinos, como este, tomem como base a influência também das marés no transporte e distribuição de MP.

O rio Cocó, localizado na cidade de Fortaleza, capital do Ceará, está localizado dentro de uma bacia hidrográfica caracterizada pela desordenada ocupação por moradias e estruturas comerciais, bem como a diminuição progressiva da vegetação natural de mangue e as matas ciliares, além de atividades como turismo, banho e pesca (FREIRES *et al.*, 2013; SOBRINHO, 2008). Este estuário possui uma relativa importância ecológica e social para a cidade de Fortaleza, atuando como berçário, abrigo, local para alimentação e reprodução de muitas espécies, inclusive espécies marinhas (SALES, 2019), além de ser amplamente utilizado como fonte de renda na pesca, lazer e turismo (MARINHO *et al.*, 2019).

Apesar de estar localizado dentro do perímetro de uma unidade de conservação (Parque Estadual do Cocó), o estuário sofre cotidianamente com os impactos da urbanização não planejada e da má gestão dos resíduos plásticos (FREIRES *et al.*, 2013) que promovem o aporte de MP no ambiente oceânico que recebe essas águas (BRITO, 2018). Através de um modelo probabilístico, foi estimado que cerca de 454 mil kg de plásticos cheguem ao oceano, descarregados pelo o rio Cocó (THE OCEAN CLEANUP, 2023).

Visto o aporte de MP carregados pelo estuário do rio Cocó para o oceano, juntamente com a escassez de estudos sobre a ação das marés na dinâmica dos MP na respectiva área de estudo, a presente pesquisa é de fundamental importância para a compreensão de como a variação e as flutuações diárias de maré influenciam a entrada e saída de MP na área de estudo, bem como suas abundâncias e características qualitativas, contribuindo para futuras pesquisas sobre os impactos ou mesmo de ações regionais mitigadoras para a problemática dos MP.

Este trabalho é parte integrante do projeto internacional *I-plastic*, um consórcio entre cinco instituições de quatro países (Brasil, Portugal, Espanha e Itália), que visa observar

os impactos e a dispersão da poluição por microplásticos na interface continente – oceano nas regiões tropicais e temperadas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Compreender a dinâmica quantitativa dos microplásticos nas águas do estuário do rio Cocó, Fortaleza/CE, ao longo de um ciclo de maré (vazante/enchente), no período chuvoso.

2.2 Objetivos específicos

- Descrever a variação da abundância de MP em um ciclo diário de maré nas águas do estuário do rio Cocó, no período chuvoso;
- Caracterizar os MP presentes nas águas do estuário do rio Cocó quanto a forma;
- Caracterizar os MP presentes nas águas do estuário do rio Cocó quanto a cor;
- Caracterizar os MP presentes nas águas do estuário do rio Cocó quanto ao tamanho.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Plásticos, indústria e a geração de resíduos

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos, produzidos a partir da extração e da polimerização de moléculas menores, os monômeros, advindos especialmente de recursos não renováveis como o petróleo, gás e carvão (IVLEVA; WIESHEU; NIESSNER, 2017; UNESP, 2014). Em virtude desse padrão repetitivo de moléculas, o plástico possui a capacidade de ser moldado e, assim, possibilita o fornecimento de uma considerável diversidade de produtos usados diariamente (CRAWFORD; QUINN, 2016).

Historicamente, o plástico foi concebido a partir de matérias-primas naturais como a celulose, ainda no século XIX com Alexander Parkes dando origem ao plástico “Parkesine” (1855), e John Wesley Hyatt com o “Celuloide” (1869). Durante o século XX, mais precisamente em 1907, o primeiro plástico totalmente sintético, conhecido como “Baquelite”, foi concebido por Leo Hendrik Baekeland. A sintetização dos polímeros trouxera um novo leque para que nos anos seguintes, novos polímeros fossem produzidos (ALWANICKI; ZAMBONI, 2020).

Logo, uma gama variada de polímeros plásticos surgiu, dentre eles estão o policloreto de vinila (PVC), o polietileno (PE), o poliestireno (PS), o politereftalato de etileno (PET), o polipropileno (PP) e o poliestireno expandido (EP – isopor) (UNESP, 2014; SINDIPLAST, s/d). Em cada tipo polimérico se tem o uso de aditivos e a combinação de moléculas que definem as suas propriedades, como a resistência, densidade e finalidade (COLTRO; MACHADO, 2011) (Tabela 1). Portanto, dois grupos de plásticos podem ser destacados, os termorrígidos (irreversíveis à sua forma original quando aquecidos) e os termoplásticos (reversíveis à forma original, podem ser moldados em altas temperaturas e pressão) (CANEVAROLO JÚNIOR, 2013).

Tabela 1 – Tipos de polímeros sintéticos, seus usos e densidade característica

Tipos de Polímeros	Usos	Densidade (g/cm³)
Polipropileno (PP)	Sacos, embalagens de alimentos e canudos	0,85 – 0,92
Polietileno de baixa densidade (PEBD)	Embalagens para alimentos, sacos e sacolas, e filmes.	0,89 – 0,93
Polietileno de alta densidade (PEAD)	Frascos rígidos, potes e contêineres.	0,94 – 0,98
Poliestireno (PS)	Bandejas espumadas, embalagens de itens frágeis e copos descartáveis.	0,01 – 1,06
Nylon (PA 6.6 - poliamida)	Cordas, redes de pesca, filamentos têxteis e industriais	1,13 – 1,15
Poliéster	Vestuário, garrafas, filmes, filtros, tinta em pó	>1,35
Politereftalato de etileno (PET)	Garrafas, embalagens de alimentos e cosméticos.	1,38 – 1,41
Policloreto de vinila (PVC)	Tubos e encanamento, mangueiras e material hospitalar	1,38 – 1,41

Fonte: Adaptado de Frias *et al.* (2018) e Alwanicki; Zamboni (2020).

A base produtiva dos plásticos se dá primordialmente através da extração do petróleo, que passa pelo processo de refinamento para que, assim, seus derivados sejam produzidos. Entre estes está a nafta, que é a matéria-prima fornecida para as indústrias petroquímicas - empresas de 1º geração - na fabricação de produtos básicos como o benzeno e o eteno. A partir desses, são produzidas - nas empresas de 2º geração - as resinas virgens e também as recicladas que, posteriormente, serão utilizadas pelas indústrias transformadoras - de 3º geração -, as quais são responsáveis pela transformação das resinas em objetos plásticos e os de uso único (PADILHA, 2007).

A demanda e a produção de plásticos foram intensificadas com o advento da Segunda Guerra Mundial, somada ao aumento da população e da urbanização, o que gerou números alarmantes na indústria do plástico. Como o plástico possui uma matéria-prima muito

mais barata do que as usadas anteriormente pela indústria como a madeira e o vidro, os produtores, conseqüentemente, optaram pela substituição da matéria-prima e passaram a produção de plásticos em grande escala. As embalagens descartáveis tornaram-se presentes ao longo da década de 1970, caracterizando uma nova forma de desperdício e poluição por plásticos nos ecossistemas (MONTENEGRO; VIANNA; TELES, 2020).

Com o aumento na produção de plásticos de uso único, tem-se o acréscimo da geração e a disponibilidade de resíduos nos ecossistemas, especialmente por serem plásticos de vida útil muito curta e projetados para serem dispensados logo após o uso, entretanto, permanecem por longos anos nos ambientes naturais (OECD, 2022). São objetos constituídos por diversos tipos de resinas – majoritariamente pelo Polietileno (PE) e o polipropileno – e com finalidades variadas como as embalagens para alimentos, copos, canudos e talheres descartáveis (ALWANICKI; ZAMBONI, 2020; CHARLES; KIMMAN, 2023).

No Brasil, em 2019, a produção de 6,67 milhões de toneladas (Mton.) de transformados plásticos a partir de resinas virgens, cerca de 2,95 Mton. foram destinados a plásticos de uso único, 87% desses foram transformados em embalagens, ou seja, a maioria dos plásticos de uso único são compostos pelo ramo de embalagens (ALWANICKI; ZAMBONI, 2020).

A produção global de plásticos no ano de 2019, chegou à marca de 460 Mton. de plásticos produzidos, sendo que apenas 15% desse total foi recolhido para reciclagem, onde somente 9% foram efetivamente reciclados, estima-se ainda que cerca de 22 Mton. de plásticos adentraram ao meio ambiente no referido ano – incluindo macrolásticos e microlásticos – (OECD, 2020), tal perspectiva demonstra a disparidade existente entre a produção e o manejo correto final dos resíduos.

O consumo exacerbado e o estilo de vida moderno, por sua vez, contribuem significativamente para o crescimento da problemática do plástico. Segundo o relatório *Global Plastics Outlook Policy Scenarios to 2060*, publicado em 2020, a tendência do consumo global de plástico é triplicar em 2060, chegando a 1.231 Mton., sendo este aumento atrelado ao crescimento na economia e na população mundial. Logo, outros fatores, como a geração de resíduos, também crescem em constância com a produção e o consumo crescente.

Ainda conforme previsões, a reciclagem mundialmente será diminuída no ano de 2060, em comparação com as destinações como aterros sanitários e a incineração. Além disso, a entrada de macrolásticos e microlásticos no meio ambiente tenderá ao dobro até 2060, sendo vazados para o meio ambiente cerca de 38 Mton. e 5 Mton. respectivamente (OECD, 2020).

Atualmente, o Brasil está incluído no ranking dos maiores produtores de resíduos plásticos do mundo, ocupando o quarto lugar com cerca de 11,3 Mton. geradas ao ano. Segundo o relatório de 2019 do Fundo Mundial para a Natureza (WWF) e dados do Banco Mundial, desses 11,3 Mton. de resíduos plásticos gerados, apenas 1,28%, ou seja, apenas 145 mil toneladas são recicladas e colocadas novamente na cadeia produtiva (WWF, 2019).

Lixões, aterros sanitários e a incineração de resíduos acabam tornando-se possibilidades de disposição, vista as dificuldades encontradas na reciclagem, ou mesmo a insuficiência e a falta de gestão pelas partes envolvidas – indústrias, governo e consumidores (WWF, 2019). Conforme a produção plástica e a incineração de resíduos plásticos crescem mundialmente, a liberação de dióxido de carbono – um dos gases do efeito estufa e do aquecimento global – também segue a mesma crescente, acelerando as consequências e os impactos das mudanças do clima (WWF, 2019).

Ainda segundo o relatório *“From Pollution to Solution: A Global Assessment of Marine Litter and Plastic Pollution”* (UNEP, 2021), os rios são um dos principais contribuintes no transporte de resíduos plásticos para os oceanos, chegando a transportar em média cerca de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas anualmente de resíduos até aos oceanos. Somado a isto, estudos já (VAN EMMERIK; SCHWARZ, 2019; LEBRETON *et al.*, 2017; MEIJER *et al.*, 2021) têm confirmado o transporte e a contribuição mundial dos rios na poluição de plásticos para oceanos e ecossistemas marinhos.

A partir desse panorama, nota-se que agentes que vão desde do âmbito produtivo e econômico dos plásticos, bem como o consumo e o tratamento final desses resíduos são fatores potencializadores para que a problemática tanto da poluição macroplástica como microplástica permaneça afetando os diversos sistemas ambientais e a biodiversidade existente.

3.2 Microplásticos

Tendo em vista o crescimento exponencial da produção de plásticos, bem como do crescimento populacional, a presença de resíduos plásticos nos ambientes naturais chegou a significativas proporções, podendo ser encontrados em diversas classificações de tamanhos, indo dos macroplásticos aos nanoplásticos (TABELA 2).

Tabela 2 - Categorias usadas quanto aos tamanhos das partículas plásticas encontradas nos diversos compartimentos ambientais

Categorias	Tamanhos	Descrição
Macroplásticos	Plásticos ≥ 25 mm	Partículas plásticas com dimensão maior que 25 mm *
Mesoplásticos	$5 \text{ mm} \leq$ Plásticos < 25 mm	Partículas plásticas com dimensão menor que 25 mm até 5 mm *
Grandes microplásticos	$1 \text{ mm} \leq$ Plásticos < 5 mm	Micropartículas plásticas com tamanhos a partir de 1 mm e menores que 5 mm *
Pequenos microplásticos	$1 \text{ }\mu\text{m} \leq$ Plásticos < 1 mm	Micropartículas plásticas com tamanhos menores que 1 mm até que $1 \text{ }\mu\text{m}$ *
Nanoplásticos	Plásticos $< 1 \text{ }\mu\text{m}$	Nanopartículas de plásticos com tamanhos menores que $1 \text{ }\mu\text{m}$ *

Fonte: Elaborada a partir de Crawford; Quinn (2016); Gago *et al.* (2019); Montagner *et al.* (2021).

Legenda: * Considerando a maior dimensão da partícula

Inicialmente, um dos primeiros estudos sobre as partículas minúsculas de plásticos em ambiente natural ocorreu em 1972, realizado no mar de Sargasso, no Reino Unido (CARPENTER; SMITH, 1972; CRAWFORD; QUINN, 2016). Carpenter e Smith (1972) não tomaram uma denominação ou uma conceituação formal das partículas como conhecemos hoje. O termo “microplásticos” apenas foi usado pela primeira vez, no que se refere a contaminação de ecossistemas, em 2004, no estudo de ThoMPon *et al.* (2004), onde partículas pequenas de plásticos foram identificadas nos sedimentos das praias de Plymouth, também no Reino Unido.

Mesmo tendo considerações acerca do termo, tornava-se necessário a delimitação de classificações quanto ao tamanho das partículas ditas como MP. Dessa maneira, o Programa de Detritos Marinhos da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (*National Oceanic and Atmospheric Administration* - NOAA) deu o limite superior dos MP, classificando-os como “partículas plásticas menores que 5 mm” (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; CRAWFORD; QUINN, 2016).

Foi então que Cole *et al.* (2011) classificaram os MP quanto a sua origem no ambiente, em MP primários e secundários. Os primários são aqueles originados a partir da produção de partículas plásticas já em tamanhos característicos dos MP, por exemplo, pellets e microesferas presentes em cosméticos e produtos esfoliantes, bem como as fibras sintéticas

usadas em roupas. Os MP secundários são advindos da degradação de plásticos maiores, como a quebra em pedaços menores, de garrafas pets e plásticos de uso único pela ação das ondas e da radiação solar, ou mesmo do desgaste de pneus. Esses conceitos já estavam em discussão pela NOAA e o Grupo Conjunto de Especialistas Sobre os Aspectos Científicos da Proteção Ambiental Marinha - (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection - GESAMP) - (ARTHUR; BAKER; BAMFORD, 2009; FRIAS; NASH, 2019; GESAMP, 2015).

Entretanto, a definição de um limite inferior para os MP não era estabelecida concretamente, o que gerava impasses, já que o conceito de MP considerando partículas < 5 mm, incluía também os nanoplásticos (FRIAS; NASH, 2019). Posteriormente, a definição concreta acerca dos nanoplásticos, os quais seriam aqueles com tamanho a partir de 1 µm, deram indiretamente o limite inferior dos MP (GIGAULT *et al.*, 2018).

A partir disso, algumas definições foram propostas, dando destaque a apresentada por Frias e Nash (2019), adotada no presente trabalho. Portanto, MP são definidos como: “qualquer partícula sólida sintética ou matriz polimérica, com forma regular ou irregular e com dimensões que variam entre 1 µm e 5 mm, de origem primária ou secundária, insolúveis em água”.

Os MP são compostos por uma vasta variedade de substâncias, aditivos químicos, em tamanhos, cores e formas diversas. Dessa maneira, as suas características são importantes para que se possa determinar o comportamento e os impactos desses nos ecossistemas, além de estimar suas possíveis fontes (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012). Assim, cria-se a necessidade dos trabalhos que investigam os MP, classificá-los quanto às cores, formas, tipo polimérico, tamanhos predominantes, e relacioná-los com os impactos e a biodisponibilidade nos ecossistemas (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

Segundo a revisão produzida por Frias e Nash (2019), os principais tipos de formas usadas nos trabalhos para classificar os MP, são os pellets, fragmentos, fibras, filmes, filamentos, esponjas, espumas, borrachas e microbeads, propostas também por Gago *et al.* (2019). As formas dos MP podem ainda dar um indicativo das possíveis fontes, a exemplo, das fibras sintéticas que podem advir tanto da lavagem de roupas como de redes de pesca feitas a partir do nylon (ROCHMAN *et al.*, 2019).

Quanto às cores, estas podem influenciar o consumo indevido das partículas pelos organismos, ou seja, algumas cores podem facilitar a ingestão devido à semelhança com as presas pretendidas pelos organismos (CRAWFORD; QUINN, 2016). Esses aspectos – sejam

de tamanhos, formas e cores – são adotados também para facilitar a comparação entre as pesquisas.

Dentre os intervalos de tamanhos mais utilizados em trabalhos estão: $1 \leq 100 \mu\text{m}$; $100 \leq 350 \mu\text{m}$ e de $350 \mu\text{m}$ a $\leq 5 \text{ mm}$ (FRIAS; NASH, 2019). A classificação de tamanhos nos trabalhos encontra-se em uma ampla gama e irá depender especialmente do método de coleta utilizado e da matriz que se deseja estudar, entretanto, o tamanho é uma variável importante no que diz respeito a ingestão das partículas, já que os MP estão em tamanhos relativamente semelhantes aos de muitos organismos bentônicos e planctônicos (HIDALGO-RUZ *et al.*, 2012).

Devido às características já conhecidas dos plásticos, como leveza, flexibilidade, custos reduzidos na produção e o consumo massificado, a problemática e a presença dos MP nos ecossistemas terrestres e aquáticos têm se intensificado (CRAWFORD; QUINN, 2016; FRIAS; NASH, 2019). O acúmulo de plásticos e a poluição microplástica no meio ambiente advém especialmente de fontes terrestres, com rios e águas pluviais urbanas (BAILEY *et al.*, 2021; TAN *et al.*, 2022) servindo como meios de transporte dos MP presentes no interior do continente até as regiões litorâneas, aos ecossistemas marinhos e até mesmo as regiões mais profundas no oceano aberto (MOORE *et al.*, 2002; SIEGFRIED *et al.*, 2017; WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

A dinâmica e a distribuição dos MP nesses ambientes irão depender principalmente de fatores físico-químicos tanto dos MP como do próprio ambiente (DALVAN; HAMIDIAN, 2023; WANG *et al.*, 2022; ZHANG *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2019). Plásticos mais densos tenderão a afundar, e dependendo da dinâmica e energia do ambiente, este plástico tende a ficar sedimentado no ambiente (ENGLER, 2012). Diferentemente dos plásticos menos densos, que tenderão a ficar na camada superficial da água (AJITH *et al.*, 2020) sendo transportados ao longo dos rios e estuários até a entrada no oceano, que funcionará possivelmente como ambiente maior de acumulação desses contaminantes (GARCÍA RELLÁN *et al.*, 2022; WOODALL *et al.*, 2014; WU *et al.*, 2019).

Tendo em vista as propriedades assumidas pelos MP, estes podem ocasionar uma diversidade de impactos, especialmente, aos organismos vivos. Os MP originalmente, desde das etapas de fabricação do plástico propriamente dito, compõem-se de aditivos químicos – como o bisfenol A e ftalatos – que servem para melhorar as propriedades dos polímeros (ALWANICKI; ZAMBONI, 2020; COLTRO; MACHADO, 2011; KHALID *et al.*, 2021; ROCHMAN *et al.*, 2019). Entretanto, ao adentrarem aos ambientes naturais, a disponibilidade

desses aditivos, geram a contaminação química do ambiente e dos organismos ali presentes (DU; WANG, 2021; GAGO *et al.*, 2019; WONG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2019).

Além disso, os MP quando expostos aos ecossistemas, possuem a capacidade de adsorver e concentrar em suas superfícies contaminantes que ali estejam (NAQASH *et al.*, 2020) como os metais pesados e os Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's), levando a transferência desses poluentes para os organismos, como um verdadeiro vetor de contaminantes (ROCHMAN *et al.*, 2019; WONG *et al.*, 2020). Ademais, já é discutido a presença de microrganismos, que fazem dos MP novos habitats (Plastisfera) e transporte para demais áreas, facilitando a dispersão de microrganismos exóticos e/ou bioinvasores (GESAMP, 2015; KHALID *et al.*, 2021; ONDA; SHARIEF, 2020; WU *et al.*, 2019).

Como os MP estão biodisponíveis ali nos ecossistemas, muitos organismos acidentalmente se alimentam dessas partículas, podendo ser quimicamente contaminados pelos MP, aditivos e contaminantes, fazendo com que prováveis efeitos aos sistemas funcionais como o endócrino e reprodutivo venham à tona (ANBUMANI; KAKKAR, 2018; AUTA; EMENIKE; FAUZIAN, 2017; NAQASH *et al.*, 2020). Além da exposição química, tem-se os efeitos físicos como a possibilidade do bloqueio do trato digestivo ou mesmo danos físicos, a depender do tamanho do organismo, das dimensões e das formas dos MP consumidos (GESAMP, 2015; GOLA *et al.*, 2021; OLIVATTO *et al.*, 2018; DO SUL; COSTA, 2014).

Devido ao consumo de MP pelos organismos que completam a base da cadeia alimentar como o zooplâncton, não se descarta a possibilidade dos processos de bioacumulação e biomagnificação ao longo da cadeia alimentar, especialmente dos demais poluentes químicos presentes nos MP, tendo em vista que o ser humano já consome produtos e alimentos contaminados por MP (MILLER; HAMMAN; KROON, 2020; WANG *et al.*, 2016), como o açúcar (PAZ, 2021), o sal de cozinha (YANG *et al.*, 2015) e a água engarrafada (MASON; WELCH; NERATKO, 2018). Contudo, entender a dinâmica, os efeitos à saúde humana e a toxicidade dos MP nos demais organismos ainda é um desafio que demandará tempo e a realização de demais pesquisas (GESAMP, 2015).

3.3 Estuários

Frente a necessidade de se delimitar ou mesmo caracterizar o ambiente e a região de estudo do presente trabalho, faz-se necessário discutir aspectos para a compreensão acerca da dinâmica e da formação dos ecossistemas estuarinos. Assim, Attrill e Rundle (2002, p. 929)

descrevem os estuários como importantes fronteiras entre dois grandes ecossistemas, os sistemas fluviais e marinhos, logo, definindo-o como uma zona de transição gradual ou mesmo uma ecoclina.

Fairbridge (1980, apud MCLUSKY; ELLIOTT, 2004) determinou os estuários incluindo a relação existente e crucial das marés com os sistemas fluviais. Este conceito abrange as classificações das zonas presentes no sistema estuarino, frente a dinâmica e os gradientes criados pelas marés. Assim, Fairbridge (1980, apud MCLUSKY; ELLIOTT, 2004) define estuários como:

“um estuário é uma entrada de mar que se estende num vale fluvial até ao limite superior da subida das marés, sendo normalmente dividido em três setores: a) o baixo estuário ou estuário inferior, dispendo de uma ligação livre com o mar; b) o estuário médio sujeito a uma forte mistura de água salgada e doce; e c) o estuário superior ou fluvial, caracterizado pela predominância de água doce, mas sujeito a ação das marés. Os limites entre estes setores são variáveis e estão sujeitos a alterações constantes das das descargas fluviais”. (Fairbridge 1980, apud MCLUSKY; ELLIOTT, 2004, p. 2, tradução nossa).

Concomitantemente, Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) conceitua estuários como sistemas aquáticos semi-isolados, que possuem influência direta das marés que assumem as variações e os gradientes de salinidade, fator que torna os estuários ambientes estruturalmente complexos. As marés são ciclos diários, onde ocorrem o aumento e o recuo do nível das águas marinhas, decorrentes das forças gravitacionais exercidas mais intensamente pela lua, e o sol para com o planeta terra. Assim, identifica-se dois regimes de marés mensais, as marés de quadratura ou “marés mortas”, pois a amplitude entre marés é relativamente menor, e ocorrem durante as fases lunares minguante e quarto crescente. Já nas marés de sizígia, a amplitude é mais elevada, ocorrendo nas fases de lua cheia e lua nova (RODRIGUES, 2007).

Portanto, as marés são responsáveis por variações físico-química nos estuários, no que diz respeito, aos parâmetros de salinidade e velocidade da entrada e saída de água para o sistema estuarino, bem como dos ciclos biogeoquímicos no ecossistema (BIANCHI, 2007; DUARTE; VIEIRA, 1997). Ou seja, a variação de recuo e avanço do mar são fatores fundamentais para a dinâmica dentro da maioria dos ambientes estuarinos. No entanto, a influência da maré será determinada também a partir de fatores como a amplitude, fluxo fluvial e a morfologia do estuário (RODRIGUES, 2007). A mistura entre as águas doce e salgada trazem condições físico-químicas específicas para determinadas espécies de animais e plantas, caracterizando os estuários como áreas de instabilidade dos fatores ambientais (SILVA, 2000).

No que diz respeito a formação dos estuários, está se dá através de eventos de submersão e emersão das áreas costeiras, ocasionadas por meio da atividade tectônica e o do aumento do nível do mar, bem como de eventos locais, a exemplo, da força e ação das correntes, ondas e marés, e da deposição de sedimentos carregados pela ação fluvial e marinha (FONTES, 2009). São ambientes formados em idades geológicas recentes, com menos de 5 mil anos (FONTES, 2009; MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), à vista disso, os estuários estão constantemente variando espacialmente e temporalmente em um processo evolutivo contínuo (VASCONCELOS; FREIRE, 1985).

Os estuários podem ser classificados de acordo com vários aspectos, tendo como ponta pé inicial a morfologia e a dinamicidade. Estas classificações são para além do conhecimento científico, evidências necessárias para a gestão do espaço em questão. A exemplo de classificações quanto à origem e a morfodinâmica, tem-se as categorias de estuários dadas por Pritchard (1952), como os estuários de Planície costeira – formados pela invasão da água do mar em planícies fluviais, caracterizam-se pela elevada razão largura/profundidade; Fiordes – escavados devido a remota presença de geleiras, formando estuários com vales profundos; os de Barras – formados também pela invasão da planície fluvial, adicionalmente o processo de sedimentação proporcionou a presença de barras constituídas de sedimentos à beira da foz; e por fim, os formados pelos demais processos, como a movimentação tectônica e as erupções vulcânicas (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Quanto à salinidade, os estuários podem ser tidos como negativos – quando a evaporação é maior que a precipitação e o escoamento fluvial, tornando o estuário salino em todos os seus compartimentos; positivos – aqueles em que a precipitação é maior que evaporação e o escoamento fluvial, as águas salinas e densas vindas do mar adentram pelo fundo, estando as águas doce do rio na superfície; e por fim, neutros – estuários em que a evaporação se mantém em equilíbrio com o fluxo fluvial (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004).

Já para os padrões de circulação, classifica-se os estuários em estratificados com cunha salina – aqueles ambientes inseridos em regiões de micromarés e com maior fluxo fluvial, onde a água do mar penetra pela camada de fundo ocasionando bruscamente o aumento vertical da salinidade; semi-estratificados ou parcialmente misturados – são aqueles em que se tem um pouco mais de mistura entre as águas fluviais e marinhas, ocorrendo o aumento vertical da salinidade; e os bem misturados – aqueles em que a variação vertical de salinidade é desprezível, já que a mistura entre as águas do rio e do mar é gerada intensamente, ocasionando uma diferença agora longitudinal, da salinidade (FONTES, 2009; HASEN; RATRAY, 1966; PRITCHARD, 1952).

Acerca da dinamicidade e da deposição de sedimentos no interior dos estuários, Tundisi (2008) afirma ser um processo dependente do fluxo dos rios, da ação das águas marinhas e das correntes estuarinas interiores, bem como da velocidade de sedimentação das próprias partículas. É destacado que, longitudinalmente, os sedimentos arenosos são encontrados próximos à foz, com os sedimentos mais finos e argilosos estando presentes no interior dos estuários, ou seja, a montante do rio (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Biologicamente, a presença de espécies vegetacionais terrestres e aquáticas especializadas que fornecem uma troca direta de materiais orgânicos e quantidades generosas de nutrientes advindos do ambiente terrestre como o manguezal em regiões tropicais e subtropicais, somado com a diversidade de nichos ecológicos, tornam os estuários, ambientes altamente produtivos e economicamente viáveis e passíveis de exploração pelo homem (BIANCHI, 2007; MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). São ambientes ricos para a sobrevivência de espécies de aves, organismos marinhos, mamíferos aquáticos, e a existência de peixes com valor econômico (FONTES, 2009; MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002).

Assim, são utilizados intensamente para as atividades como turismo, lazer, pesca, aquicultura, bem como da instalação de portos e da especulação imobiliária e da supervalorização dessas áreas, como ocorre em alguns trechos do rio Cocó (FREIRES *et al.*, 2016; RODRIGUES, 2007). A intensificação das atividades humanas e o crescimento exponencial da ocupação urbana às margens dos estuários, vem ocasionando diversos impactos negativos como a poluição por contaminantes químicos orgânicos e inorgânicos como os metais pesados, o lançamento de efluentes industriais e domésticos, e principalmente a disposição de resíduos sólidos como os materiais e resíduos plásticos, que acabam resistindo e permanecendo longos períodos no ambiente estuarino, podendo ainda gerar riscos a vida dos organismos (BIANCHI, 2007).

3.4 Microplásticos e os ciclos de maré

A zona estuarina funciona como uma área de transição entre os ecossistemas fluviais e marinhos, e sua circulação hidrodinâmica será regida por fluxos advindos tanto do sistema fluvial como os regimes cíclicos e diários das marés (MALLI *et al.*, 2022). Complementarmente, os gradientes de salinidade e a diferença de densidade das águas doce e salinas, que são fundamentais para a dinâmica do estuário, podem influenciar diretamente os processos de mistura e transporte de matéria (TAMURA, 2017; WEI *et al.*, 2023).

O movimento cíclico e as correntes de maré, além de influenciarem a variação horizontal e vertical de salinidade, afetarão o transporte e a deposição de partículas flutuantes, como as partículas de sedimentos (BROWNE *et al.*, 2010; MANIQUE; D'AQUINO; SCHETTINI, 2011; SAES *et al.*, 2018), e pode de certa forma contribuir para a distribuição e movimentação dos MP dentro dos sistemas estuarinos (PAZOS *et al.*, 2021), especialmente, de MP menos densos que tenderão a ser transportados pelas correntes superficiais para serem depositados em ambientes de movimentação mais lenta (BROWNE *et al.*, 2010). Além disso, a convergência de correntes vindas do ambiente fluvial e do ambiente marinho poderão gerar pontos de concentração de materiais, conhecidas como frentes estuarinas, que podem ainda concentrar e redistribuir poluentes como os MP (WANG *et al.*, 2022).

Dessa maneira, as características quantitativas e qualitativas dos MP nos ambientes estuarinos irão variar tanto no espaço como no tempo (BAKIR; ROWLAND; THOMPON, 2014; CRAWFORD; QUINN, 2016; ZHANG, 2017). Assim, é importante que aspectos como os ciclos de marés sejam considerados em uma ampla análise quanto a presença e a distribuição de MP das regiões estuarinas para os oceanos, já que são pontos chave para esse entendimento (MALLI *et al.*, 2022; SIMON-SÁNCHEZ *et al.*, 2019).

Conforme ocorrem as variações diárias e mensais das marés, os fluxos de entrada e saídas das águas estuarinas vão sendo alternados, bem como as amplitudes entre os níveis mais baixos e altos das marés. Predomina-se, portanto, a saída das águas marinhas quando em maré vazante. De forma contrária, ocorrerá, predominantemente, a entrada na maré de enchente (SAES *et al.*, 2018).

Estima-se que durante a maré vazante, os MP sejam exportados para o ambiente marinho, já que se tem o fluxo de saída do sistema, podendo estes poluentes retornarem, ou não, para o estuário durante a maré de enchente (MALLI *et al.*, 2022; OO *et al.*, 2021; SADRI; THOMPON, 2014). Ademais, já foi relatada a tendência do aumento de velocidade de corrente em estuários tanto no período de vazante, como no de enchente (SADRI; THOMPON, 2014), que podem favorecer a ressuspensão e a concentração de MP na superfície da água (WU *et al.*, 2022). Segundo Saes *et al.* (2018), nos estuários, o máximo de velocidade da corrente de maré tende a ser atingido justamente na transição entre as marés cheia e baixa (vazante).

Além disso, MP presos às raízes e sedimentos da vegetação de mangue ou de marismas, adjacentes aos estuários, podem sofrer influência da movimentação das marés, onde nos fluxos de vazante podem ser agregados a vegetação, e na enchente serem ressuspensos ficando concentrados nas águas dos estuários, sendo redistribuídos pelas correntes de maré (LIU *et al.*, 2022; STEAD *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020).

Durante as fases lunares de minguante e o quarto crescente, a maré possui uma amplitude significativamente menor, denomina-se a maré de quadratura. Já durante as fases de lua nova e lua cheia, as marés aumentam as suas amplitudes, tendo baixa mar relativamente mais baixas e marés altas mais elevadas, forçando intensamente a saída e a entrada do fluxo das águas salinas no sistema estuarino, caracterizando a maré de sizígia (MALLI *et al.*, 2022).

Em geral, os MP durante o ciclo de sizígia estão presentes predominantemente na coluna de água devido aos fluxos, correntes e a circulação mais intensa. Já durante a quadratura, os MP tenderão a ficar retidos no ambiente estuarino em virtude dos baixos fluxos (MALLI *et al.*, 2022). Concomitantemente, uma pesquisa realizada nos sedimentos de fundo do estuário do Yangtze (China), observaram que as maiores concentrações de MP nos sedimentos estavam em condições de maré de quadratura, e atrelaram ao baixo fluxo de água nesse período que favoreceu a sedimentação dos MP (WU *et al.*, 2020).

Todavia, o estudo realizado no estuário do rio Chao Praya (Tailândia) (SUKHSANGCHAN *et al.*, 2020) afirma que os MP tendem a ser expulsos mais intensamente para o oceano em condições de vazante na sizígia, apresentando menores abundâncias diante deste cenário, enquanto que em ciclos de quadratura as movimentações das massas de água ocorrem de maneira mais lenta, gerando uma tranquilidade das águas, maior estratificação da coluna de água e maior tempo de residência dos MP e, conseqüentemente, alcançando uma elevada concentração de MP na água.

Os períodos sazonais também podem influenciar a distribuição dos MP nos estuários, já que o aporte fluvial é alterado pelo aumento da precipitação e das contribuições do escoamento superficial durante o período chuvoso, que elevam a quantidade de MP na coluna de água (VIBHATABANDHU; SCRITHONGOUTHAI, 2022). Alguns autores (EO *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2023) relataram uma maior abundância média de MP na coluna de água durante o período chuvoso em comparação com o período seco, e atrelaram esses resultados ao maior fluxo das águas fluviais e as contribuições do escoamento superficial, bem como ao processo de ressuspensão de MP antes depositados nos sedimentos.

No período seco, tem-se a diminuição das precipitações, que amenizam o fluxo fluvial para o estuário, fazendo com que as abundâncias de MP na coluna de água também diminuam, e fiquem concentrados nos sedimentos do sistema (CHEN *et al.*, 2021). Xia *et al.* (2021), observaram que durante o período seco, a abundância média de MP ($33,2 \pm 11,99 \times 10^3$ itens/kg) foi maior nos sedimentos do rio Langfeng (China), em comparação com o período chuvoso ($27,9 \pm 15,05 \times 10^3$ itens/kg). Os autores atrelaram os resultados ao baixo fluxo fluvial durante o período seco ($0,463 \text{ m}^3/\text{s}$), e o aumento durante o período chuvoso ($560 \text{ m}^3/\text{s}$).

Contudo, outros autores (HAN *et al.*, 2020) encontraram maiores abundâncias de MP nas águas durante o período seco, em virtude da "diluição" da concentração de MP durante o período chuvoso, em que se tem o aumento do fluxo do rio. Destaca-se que a variação sazonal seria um fator adicional para entender a dinâmica dos MP em estuários, em decorrência das contribuições significativas dos fluxos fluviais em alguns sistemas estuarinos.

A Tabela 3 mostra diferentes trabalhos que determinaram abundância, forma, cores, tamanho e tipo de polímeros sob diferentes condições de maré. Pela Tabela 3, fica evidente que o número de trabalhos que estudaram a variação das marés ainda são poucos, além disso evidencia-se os diferentes métodos tanto nos momentos de coleta como na descrição dos dados que acabam por dificultar a comparação final de resultados.

Tabela 3 - Estudos acerca da abundância de MP em estuários

(Continua)

Estuário	Sazonalidade	Maré	Rede		Abundância média	Formas dominantes	Cores dominantes	Tamanhos dominantes	Polímeros dominantes	Uso e ocupação da região	Referência
			Tipo	Malha							
Estuário do rio Adour (França)	NM	Mesomaré, com ciclos semi-diurnos, marés com altura máxima de 3,5 e mínima de 2,6; coleta em maré de enchente e vazante.	Manta	300 µm	1,18 ± 0,98 part./m ³	Filmes e fragmentos	NM	0,5-1mm , 1-2 mm e 2-3 mm	NM	Cidades e populações no entorno, e atividades portuárias	Defontaine <i>et al.</i> 2020
Estuário de Jiulong e na baía de Xiamen/ China	NM	Estuário com ciclos de maré semi-diurnas; coleta em vazante, enchente, maré baixa e cheia.	Balde	NM	782,5 ± 201,5 part./m ³	Fragmentos e fibras	Branco e verde	> 300 um - dominantes em vazante; < 300 um dominantes na enchente.	Polietileno (42,7%); polipropileno (32%), poliestireno (23%) - água de superfície PVC e PE (fundo)	Navegação, turismo, pesca, áreas industriais	Wu <i>et al.</i> 2022
Estuário do Tamar, Inglaterra	NM	Macromaré; ciclos de marés semi-diurnas; coleta em sizígia e quadratura; em condições de enchente e vazante.	Manta	300 µm	0,028 part./m ³	Fragmentos e pellets	NM	1-3 mm	Polietileno (40%), Poliestireno (25%) e Polipropileno (19%)	Agricultura, mineração, descarga de esgotos, navegação	Sadri; Thompson 2014

Tabela 3 – Estudos acerca da abundância de MP em estuários

(Continuação)

Estuário do rio Chao phraya, Tailândia	Estação seca	Ciclos com marés mistas; coleta em marés de enchente e vazante	Manta	335 μ m	5,16 part./ m ³ (a) 3,11 part./ m ³ (b)	Fragmentos, espuma, filme, pellets, fibras e esferas.	Branco e transparentes.	335 – 515 μ m	Polipropileno, polietileno, poliestireno, e polietileno de baixa densidade (NM%)	Descarga de resíduos; áreas residenciais e industriais	OO <i>et al.</i> 2021
Estuário do rio Chao phraya, Tailândia	Estação chuvosa	Ciclos de marés semi-diurnas, coleta em sizígia e quadratura, em condições de maré vazante, enchente, baixa e cheia.	Neuston	330 μ m	34,79 \pm 16,3 part./100 m ³ (c) 61,03 \pm 36,42 part./100 m ³ (d)	Filmes, fibras e pellets	NM	< 330 μ m	Polietileno (NM%) e polipropileno	NM	Sukhsangchan <i>et al.</i> 2020
Estuário de Southampton Water, Reino Unido	NM	Coleta em sizígia e quadratura, em condições de maré vazante e enchente.	Placa de vidro	NM	7,5 fibras/m ²	Fibras	Preto, azuis e vermelhos	< 1 mm	Polietileno (62%) Celulose (29%)	Áreas residenciais e industriais; navegação;	Stead <i>et al.</i> 2020
Estuário do rio Tâmis	NM	Coleta em condições de maré vazante e enchente	Ictioplâncton	250 μ m	14,2 part./m ³	Filmes e fragmentos	NM	32 μ m - 5 mm	Polietileno (NM%) e polipropileno	Urbanização, descarte de resíduos sólidos e efluentes	Rowley <i>et al.</i> 2020

Tabela 3 – Estudos acerca da abundância de MP em estuários

(Conclusão)

Estuário do rio Tapi, Tailândia	Estação chuvosa	Coleta em 2 períodos de maré baixa e 3 em maré alta	Recipiente de 5L	-	1,37 ± 0,22 itens/L (e) 0,50 ± 0,09 itens/L (f)	Fibras e fragmentos	Branco, preto e azuis	1 mm - 5 mm abundantes na maré alta	Rayon (53,1%), Polietileno (24,1%) e polipropileno (18,5%).	Maricultura, pesca, agricultura, áreas residenciais, despejo de efluentes domésticos e da aquicultura	Chinfak <i>et al.</i> 2021
Estuário do rio Dong, China	Estação chuvosa e seca	Coleta em condições de maré enchente e vazante	Rede de plâncton	64 µm	53,46 ± 29,63 item/m ³	Fragmentos e fibras	Branco, transparente e verde	200- 500 µm 500 µm - 1 mm	Polipropileno e polietileno (NM%)	Áreas urbanas, industriais, zonas naturais e agrícolas.	Li <i>et al.</i> 2023
Estuário do rio Yangtze, China	Estação chuvosa e seca	Marés semidiurnas; coleta em vazante e enchente	Bomba submersa	-	72,8 ± 42,1 n/m ³ (a) 41,1 ± 18,9 n/m ³ (b)	Fibras, fragmentos e filme	Transparente	< 1 mm	Politereftalato de etileno; copolímeros de polietileno e polipropileno	Área urbanizada	Wei <i>et al.</i> 2023

Fonte: elaborado pela autora.

Legenda: (a) abundância média durante a maré de enchente; (b) abundância média na maré de vazante; (c) Abundância média em sizígia; (d) abundância média em quadratura; (e) abundância média na maré baixa; (f) abundância média na maré alta; (NM) não mencionado; (NM%) porcentagem não mencionada

3.5 Estuário do rio Cocó

3.5.1 Características e dinâmica

O rio Cocó é um dos principais corpos d'água da capital cearense. Sua nascente está localizada na serra da Aratanha, no município de Pacatuba/CE, e tem uma sub-bacia hidrográfica com área aproximada de 485 km², banhando cerca de oito municípios cearenses para além do município de Fortaleza, como Maracanaú e Itaitinga, municípios adjacentes inseridos na bacia hidrográfica metropolitana do estado (ARCADIS, 2020).

O rio Cocó encontra-se dentro da unidade de conservação do Parque Estadual do Cocó (PEC), criada oficialmente em 2017, por meio do Decreto Estadual de N° 32.248 (ARCADIS, 2020). O parque está inserido próximo de outras unidades de conservação, como a APA da Sabiaguaba e o Parque Municipal das Dunas da Sabiaguaba. Ao longo dos seus 43 km de extensão, existem mais de 30 afluentes (VASCONCELOS; FREIRE, 1985).

O estuário do rio Cocó é dotado de características relativas de um estuário clássico, em que a salinidade é crescente do sentido montante - foz caracterizando-se como um estuário hipossalino (SCHETTINI, VALLE-LEVINSON; TRUCCOLO, 2017), diferentemente da dinâmica de outros estuários presentes no estado do Ceará, denominados de estuários negativos (invertidos), a qual os gradientes de salinidade aumentam a montante do rio ao menos uma estação no ano, ocorrendo condições de hipersalinidade (ARCADIS, 2020; HORTÊNCIA, 2014).

O estuário do Rio Cocó apresenta também uma coluna vertical do tipo bem misturada - verticalmente homogênea (FREIRE, 2013), devido a sua baixa profundidade, possuindo uma variação longitudinal da salinidade, que é influenciada pelas variações ao longo dos ciclos diários e mensais de marés, e as estações sazonais. O referido estuário é relativamente curto (< 30 km de comprimento), de pequeno porte e urbanizado, e com fundo constituído de substratos arenosos na foz, e argilosos em sua seção superior, chegando a uma velocidade máxima de corrente de 1,10 m/s, em maré de sizígia (ARCADIS, 2020; LEAL, 2005; VASCONCELOS; FREIRE, 1985). A vazão para o estuário foi estimada em 6 e 3 m³/s, para os períodos de chuvoso e seco, respectivamente (MOLISANI; CRUZ; MAIA, 2006).

Vale destacar que a circulação de água em estuários é um fator determinante no que diz respeito ao transporte ou o aprisionamento de materiais nos estuários (SCHETTINI, VALLE-LEVINSON; TRUCCOLO, 2017). Entretanto, esta circulação pode ser modificada através de processos naturais ou mesmo pelas atividades humanas, como o aprofundamento do leito do rio por execução de dragagens e o aumento de suprimento de sedimentos devido a retirada da vegetação ciliar, o que em vezes já foi realizado em trechos próximos ao estuário do rio Cocó (ARCADIS, 2020; SCHETTINI, VALLE-LEVINSON; TRUCCOLO, 2017).

Em trabalhos como o de Vasconcelos e Freire (1985) e Rodrigues (2007), a variação da maré no estuário do rio Cocó gera a variação da salinidade, demonstrando um padrão de diminuição do parâmetro com o recuo do mar, e o aumento com o avanço das águas marinhas ao longo de um dia, com um regime geral de duas preia-mar e duas baixa-mar, caracterizando-se em um tipo de maré semidiurna. Freire (2013) apontou que o estuário é turbulento em ambas condições de maré (sizígia e quadratura), com maior amplitude e mistura em sizígia. As velocidades de corrente foram maiores durante os períodos de enchente do que em vazante, concomitantemente, a concentração de material particulado em suspensão aumentou também durante o período de enchente, diminuindo em vazante.

Durante o período seco, a vazão do estuário do rio Cocó é reduzida, regulada especialmente pelas barragens ao longo da bacia hidrográfica do rio, resultando em um fluxo fluvial menor, e maior contribuição das águas marinhas (ARCADIS, 2020; RODRIGUES, 2007). Concomitantemente, a influência das marés com o rio têm uma atuação de 11 km adentro no sistema fluvial partindo da sua foz (ARCADIS, 2020).

Por estar inserido no nordeste brasileiro e em regime climático característico, as amplitudes de marés classificam-se em regimes de mesomarés, possuindo uma amplitude média de maré de 1,6 m (LEAL, 2005). No entanto, essa influência de maré vem sendo impactada ao longo do tempo devido a retirada de vegetação ciliar nativa e o assoreamento entorno do rio, o que modifica a dinâmica de entrada e saída das águas salinas vindas do oceano até as planícies de maré (ARCADIS, 2020).

Além disso, segundo o relatório acerca dos aspectos bióticos do litoral cearense para a atualização do Zoneamento Econômico-Ecológico (2021) da zona costeira do estado, a deposição de sedimentos tem dificultado ainda mais a entrada de água advinda do mar (SEMA, 2020). De acordo com Rocha (2007), no passado a influência da maré no rio Cocó adentrava cerca de 22 km, o que hoje representa apenas um pouco mais de 11 km adentro.

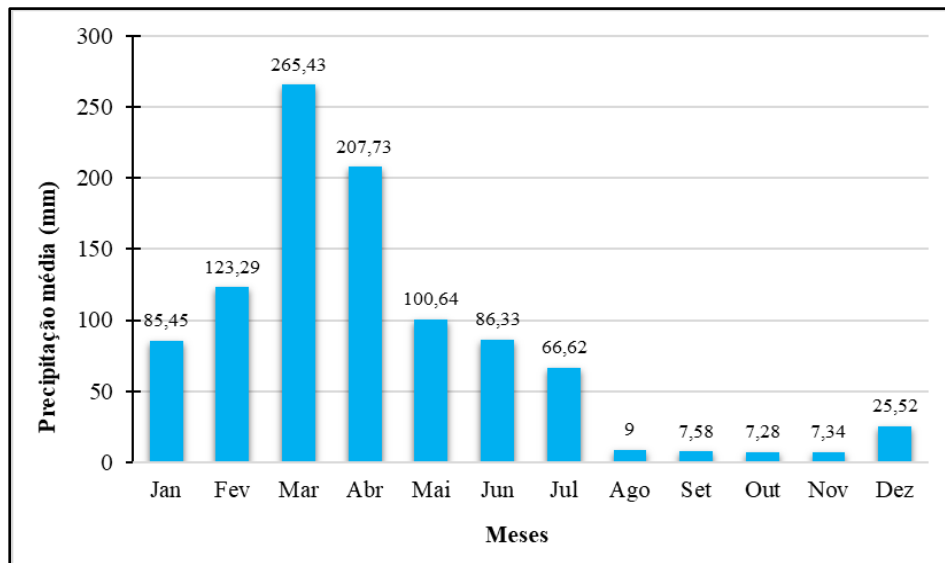
3.5.2 *Clima*

O clima onde está localizada a bacia hidrográfica do rio Cocó e seu estuário, é categorizado como tropical subúmido ou tropical chuvoso, quente e úmido, semelhante ao que se determina de maneira geral para a cidade de Fortaleza. Correspondendo ainda ao tipo Aw' de acordo com a classificação de Köppen, com a ocorrência de chuvas durante o verão e outono (AGUIAR *et al.*, 2003; MOURA, 2008; PESSOA, 2002).

A área de estudo é regida por uma variação climática definida, contando com a “quadra chuvosa” em que se tem uma elevação da ocorrência de chuvas, nos meses de janeiro a maio, no outono, com as médias percentuais de precipitações intensas normalmente ocorrendo nos meses de março e/ou abril, com pluviosidade acumulada em torno de 1182,22 mm (MOURA *et al.*, 2015). O período seco, por sua vez, ocorre comumente no segundo semestre do ano, tendo início no mês de agosto, e sendo intensificado nos meses de outubro e novembro, no inverno, com baixo acúmulo médio de pluviosidade em torno de 105,35 mm (BRANCO, 2014; RODRIGUES, 2007).

Na Figura 1 são apresentados os valores relativos à precipitação média mensal de 2003 a 2022, na cidade Fortaleza, a partir de dados observados pela estação automática (A305 – CE) gerenciada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Observa-se, portanto, o padrão de períodos climáticos – quadra chuvosa no primeiro semestre do ano, e o período seco no segundo semestre – mencionados anteriormente.

Figura 1 - Dados de precipitação média mensal ao longo dos anos 2003 a 2022 para cidade de Fortaleza (CE)



Fonte: elaborado pela autora a partir de dados do INMET (2023).

A temperatura média anual em fortaleza equivale a 26.6°C, com insolação média de 2.843 horas de sol anualmente elevando as taxas de evaporação, e uma taxa de umidade relativa do ar média anual de 78% (ARCADIS, 2020; ROCHA, 2007). Inversamente, os ventos e a insolação que aumentam durante o período seco, a nebulosidade tende a diminuir no relativo período, elevando-se durante a quadra chuvosa (BRANCO, 2014).

A classificação climática da área leva em consideração os principais sistemas meteorológicos que regulam os fenômenos e a dinâmica climática tanto na cidade de Fortaleza como no estuário do rio Cocó. Entre esses reguladores climáticos estão a Zona de Convergência Intertropical, os Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis, as linhas de instabilidade, as ondas de leste, o Complexo Convectivo de Mesoescala, TSM do Atlântico e as brisas marítimas e continentais (ARCADIS, 2020; PAIVA, 2018).

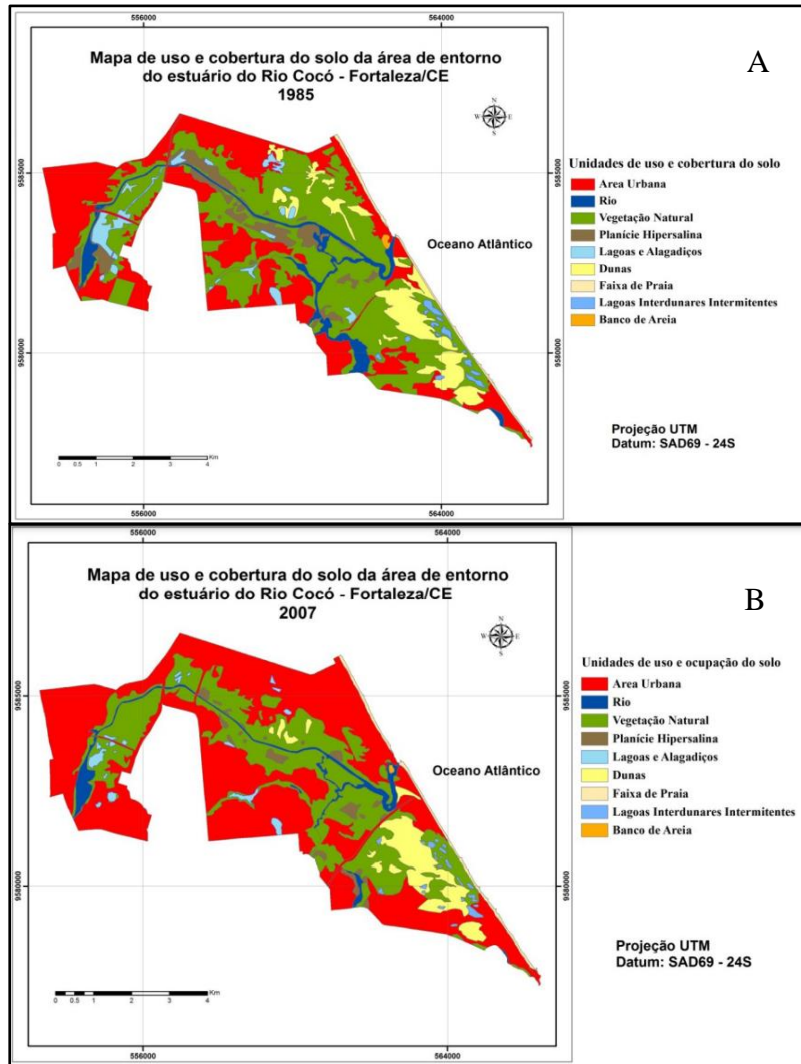
3.5.3 Uso e ocupação do solo no entorno do rio Cocó

Historicamente, a cidade de Fortaleza teve sua ocupação populacional e urbana de maneira crescente e desordenada, que decorreu devido às ligeiras mudanças econômicas,

políticas e sociais desde do século XIX (MARINHO *et al.*, 2019). Durante as décadas de 1960-1970, o lado leste da cidade passou por um processo de ocupação, inserindo o estuário do rio Cocó em um contexto urbano e de recorrentes problemas socioambientais (MARINHO *et al.*, 2019; SILVA, 2013). Assim como a maior parte da extensão do rio, o estuário está intensamente sujeito a poluição ambiental (FREIRES *et al.*, 2014; RODRIGUES, 2007).

A Figura 2 mostra os mapas de uso e ocupação do solo na área de entorno do rio Cocó nos anos de 1985 e 2007, onde fica evidente que, ao longo de 22 anos a área sofreu um intenso processo urbanístico acelerado e desordenado, com um aumento da malha urbana de 15,44 km² para 25,13 km² nesse mesmo período (FREIRES *et al.*, 2013). As intervenções públicas, como a ampliação do setor comercial e viário, favoreceu a ocupação do lado leste da cidade (SILVA, 2013). Entretanto, esse processo sem ordenamento vêm gerando pressões significativas a bacia hidrográfica do Cocó, como o desmatamento de áreas de vegetação natural como o mangue e espécies da mata ciliar; a impermeabilização do solo; o assoreamento do leito fluvial; o aterramento de corpos hídricos constituintes da bacia hidrográfica e demais sistemas ambientais como os sistemas dunares (FREIRES *et al.*, 2013).

Figura 2 - Mapas de comparação do crescimento da urbanização e demais usos no entorno do estuário do rio Cocó. (A) relativo ao ano de 1985; (B) relativo ao ano de 2007



Fonte: FREIRES *et al.* (2013).

Outros usos também estão presentes na área, como as atividades de lazer e turismo – pesca, barracas de praia, passeio de barco, banho; o extrativismo praticado pelas comunidades tradicionais; a construção e o desenvolvimento de estruturas e equipamentos comerciais de pequeno e médio porte, como shoppings e supermercados; além do estabelecimento de assentamentos e residências precárias, bem como aquelas ditas de alto padrão; com a especulação imobiliária ameaçando gradativamente os ambientes naturais ainda resistentes no entorno do rio Cocó (LEITE, 2018).

Em termos de poluição, o estuário do Cocó tem como principais fontes o aporte de dejetos e o lançamento de esgotos tratados, e não tratados provenientes das ocupações de imóveis irregulares localizadas ao longo da bacia hidrográfica, somada a limitada gestão e ao restrito ligamento adequado de algumas moradias à rede pública de esgotamento (ARCADIS, 2020; FREIRES *et al.*, 2014). Conforme Marinho (2018), a forma como os usos e a ocupação no entorno desse sistema estuarino vem ocorrendo, interfere negativamente nos aspectos físico-químicos da qualidade hídrica, pedológica e climática desse ambiente.

Dentre as principais fontes descritas de MP nos estuários e ambientes aquáticos, está o lançamento de efluentes domésticos e industriais tratados ou não, a lixiviação dos materiais plásticos do continente para o meio aquático, a presença de atividades portuárias, o descarte inadequado e a má gestão de resíduos sólidos, atividades de pesca com redes de nylon e galerias de drenagem urbana (COLE *et al.*, 2011; GARCÍA RELLÁN *et al.*, 2022; UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021). Os ambientes com altos níveis de contaminação e de maiores abundâncias de MP estão majoritariamente atrelados às áreas com níveis populacionais significativos, já que as contribuições de MP para os ambientes aquáticos têm sua origem, predominantemente, advinda do ambiente terrestre (ANBUMANI; KAKKAR, 2018).

O descarte e a disposição inadequada de resíduos sólidos estão presentes na área de estudo, como observado durante as etapas de coleta das amostras (FIGURA 3). Comumente resíduos de plásticos foram avistados boiando na superfície das águas do estuário, ou mesmo em suas bordas presos às raízes e caules da vegetação de mangue, principalmente plásticos maiores como sacos e garrafas PET, fontes secundárias na formação de MP a partir da degradação e dos intemperes geridos pelos fatores físicos ambientais, como a radiação solar, efeito das ondas e do vento (COLE *et al.*, 2011).

Figura 3 - Resíduos encontrados na água e nos sedimentos de margem durante as coletas MP no estuário do rio Cocó. (A) garrafa pet coberta por espécies de cracas; (B) sacola plástica semi enterrada no sedimento à beira do estuário; (C) folhas e galhos juntamente com resíduos plásticos de embalagens sobrenadando as águas do estuário



Fonte: elaborado pela autora.

Concomitantemente, identifica-se a existência de uma galeria para passagem de águas circunvizinhas ao estuário ligada diretamente ao trecho estudado, o que possivelmente poderá também resultar na contribuição de resíduos plásticos vindos do escoamento superficial das estruturas urbanas próximas (FIGURA 4A). Atividades de pesca com redes de nylon também ocorrem no estuário, bem como a concentração de atividades turísticas e de lazer as suas margens (FIGURA 4C), consideradas também como fontes viáveis para a entrada de plásticos e MP nos ambientes estuarinos (COLE *et al.*, 2011; GARCÉS-ORDÓNEZ *et al.*, 2022).

Figura 4 – Fontes passíveis de MP no estuário do rio Cocó. (A) galeria de águas vizinhas ligada diretamente ao estuário; (B) estação de tratamento das águas residuais geradas pelas barracas de praias; (C) mesas e cadeiras de praia com alto quantitativo de pessoas à beira do estuário - Complexo Gastronômico da Sabiaguaba



Fonte: elaborado pela autora.

Pontes e estradas que estão sobre e/ou em áreas adjacentes aos estuários, são fontes também de MP, principalmente, dos tipos de borrachas sintéticas vindas do desgaste dos pneus de veículos, que com o auxílio dos ventos, acabam sendo transportados para o ambiente estuarino (ANBUMANI; KAKKAR, 2018). Próximo ao local de estudo, tem-se a ponte da Sabiaguaba e da rodovia CE- 010, e também outras avenidas construídas transversalmente ao Parque Estadual do Cocó, que podem ser fontes viáveis de MP para o estuário (FIGURA 5).

Figura 5 - Ponte da Sabiaguaba sobre o ambiente estuarino do rio Cocó e o passeio de barco realizado na área



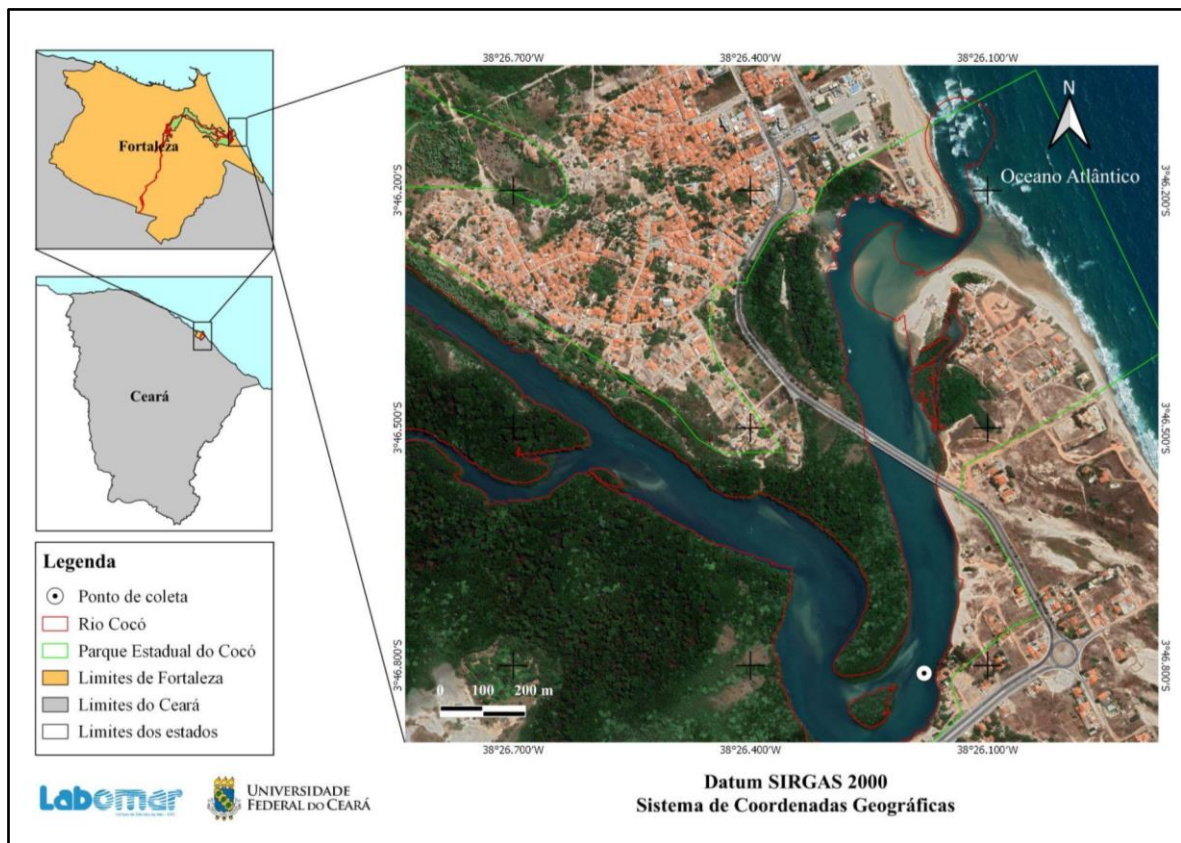
Fonte: O povo (2019).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo e desenho amostral

O estuário do rio Cocó está localizado na zona costeira do estado do Ceará, na região leste da cidade de Fortaleza, capital cearense. A área estudada compreende o trecho do estuário inferior do rio Cocó, e encontra-se precisamente na área apresentada na Figura 6, iniciando-se no ponto próximo ao polo gastronômico da Sabiaguaba indo em direção a foz do rio Cocó entre as praias Caça e Pesca, e Sabiaguaba. Observa-se pela margem direita do estuário, o encontro da sub-bacia do rio Coaçu (ARCADIS, 2020).

Figura 6 - Mapa de localização da área de estudo



Fonte: elaborado pela autora.

4.2 Coleta de dados e etapas de amostragem

As etapas de amostragem, bem como os cuidados e manejo durante todo o processo, baseou-se no trabalho de Gago *et al.* (2019). A amostragem foi realizada no dia 30 de maio do ano de 2022, correspondendo ao período chuvoso, em regime de maré de sizígia. Inicialmente, o equipamento ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) foi fundiado no ponto fixo de referência, visando coletar dados da variação do nível do mar conforme as flutuações de marés. Posteriormente, foram executados arrastos consecutivos a cada duas horas, com um ponto fixo de referência do início dos arrastos. Para os arrastos foi utilizada uma rede de plâncton com malha de 120 μm acoplada a um fluxômetro mecânico *General Oceanic* (Lunus - série L0313) que mediu a quantidade de água filtrada durante a amostragem. O cálculo do volume de água filtrado em cada arrasto foi obtido utilizando a seguinte Equação 1:

$$V = \left(\frac{a}{2}\right) \times N \times C \quad (1)$$

Onde:

V = volume filtrado, em m^3

a = área da boca da rede $\pi \times r^2$, em m^2

N = número de rotações do fluxômetro (fluxo final – fluxo inicial)

C = fator de calibração do fluxômetro (0,3 m/rotações)

Todos os arrastos foram realizados no sentido contrário da corrente que variou com o passar das horas de coleta, um total de 6 amostras foram coletadas nas 12 horas de amostragem ao longo do ciclo diário de maré. As condições de cada arrasto e os horários respectivos de cada amostra coletada estão presentes na Tabela 4.

Tabela 4 - Condições de arrastos na amostragem de MP no estuário do rio Cocó

Horário de coleta	Condições de Maré	Direção de arrasto	Nível do mar (m)
06:25	Vazante	Montante *	0,246
08:20	Vazante	Montante	-0,42
10:44	Vazante	Montante	-0,795
13:20	Enchente	Jusante *	-0,784
15:20	Enchente	Jusante	0,93
17:24	Enchente	Jusante	1,519

Fonte: elaborado pela autora.

Legenda: *Direção a montante e jusante do rio.

Ao verificar o sentido da corrente, marcava-se via GPS (72H-Garmin) o ponto de partida (ponto fixo) dos arrastos e os pontos finais, onde o equipamento CTD portátil (*CastAway*) também foi lançado, objetivando observar a variação das condições ambientais do local, como temperatura e salinidade vertical na coluna de água. A rede de plâncton foi acoplada ao lado do barco, em uma distância de 0,5 m, a uma velocidade constante durante aproximadamente 1 minuto de arrasto. Quando finalizado o arrasto, a rede foi lavada com a água do estuário filtrada por peneira de 63 μm , e toda água coletada no copo da rede foi transferida para frascos de vidro previamente lavados em laboratório. Materiais como folhas e galhos retidos na rede, foram lavados dentro do copo da rede com água destilada filtrada, para que os MP ali agregados ao material permanecessem na amostra (FIGURA 7).

Figura 7 - Etapas de amostragem de microplásticos no estuário do rio Cocó. Fundeamento do CTD (A) e do ADCP (B) para coleta de dados oceanográficos; arrasto utilizando a rede de plâncton com malha de 120 μm (C); lavagem do copo da rede e armazenamento de amostras (D); amostras coletadas (E)



Fonte: elaborado pela autora.

Todas as amostras coletadas foram identificadas e guardadas em caixas térmicas de isopor, em temperatura ambiente, até a chegada ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL) no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR). No laboratório, as amostras foram verificadas, registradas e acondicionadas em refrigerador a uma temperatura de -20°C , até a realização das análises laboratoriais de MP, posteriormente.

4.3 Análises laboratoriais

Todas as etapas laboratoriais foram realizadas de forma semelhante às propostas por Gago *et al.* (2019). Na preparação para a etapa de análise, as soluções de reagentes foram preparadas e armazenadas até ao momento de sua utilização. O volume das soluções foi calculado mediante a demanda em cada momento de análise. Todas as soluções preparadas foram filtradas em filtro de fibra de vidro com porosidade de 0,7 μm , antes de seu uso nas amostras de água. As amostras foram analisadas separadamente, e para cada dia de análise um controle negativo foi utilizado, com o uso da água destilada filtrada.

Para o início da análise, as amostras foram retiradas do refrigerador e deixadas em temperatura ambiente durante 24 horas para descongelar; após o descongelamento, cada amostra foi despejada sobre peneiras de 5,6 mm e 63 μm sobrepostas respectivamente, onde o material maior que 5 mm foi lavado e retirado, já o material retido na malha de 63 μm foi transferido com a água destilada filtrada para um béquer de 600 mL, com volume de amostra de 100 mL, onde adicionou-se com auxílio de uma proveta, a solução usada para a digestão da matéria orgânica, o hidróxido de potássio (10%) em proporção de 1:3. A solução com a amostra foi então misturada por cerca de 1 min com auxílio de um bastão de vidro.

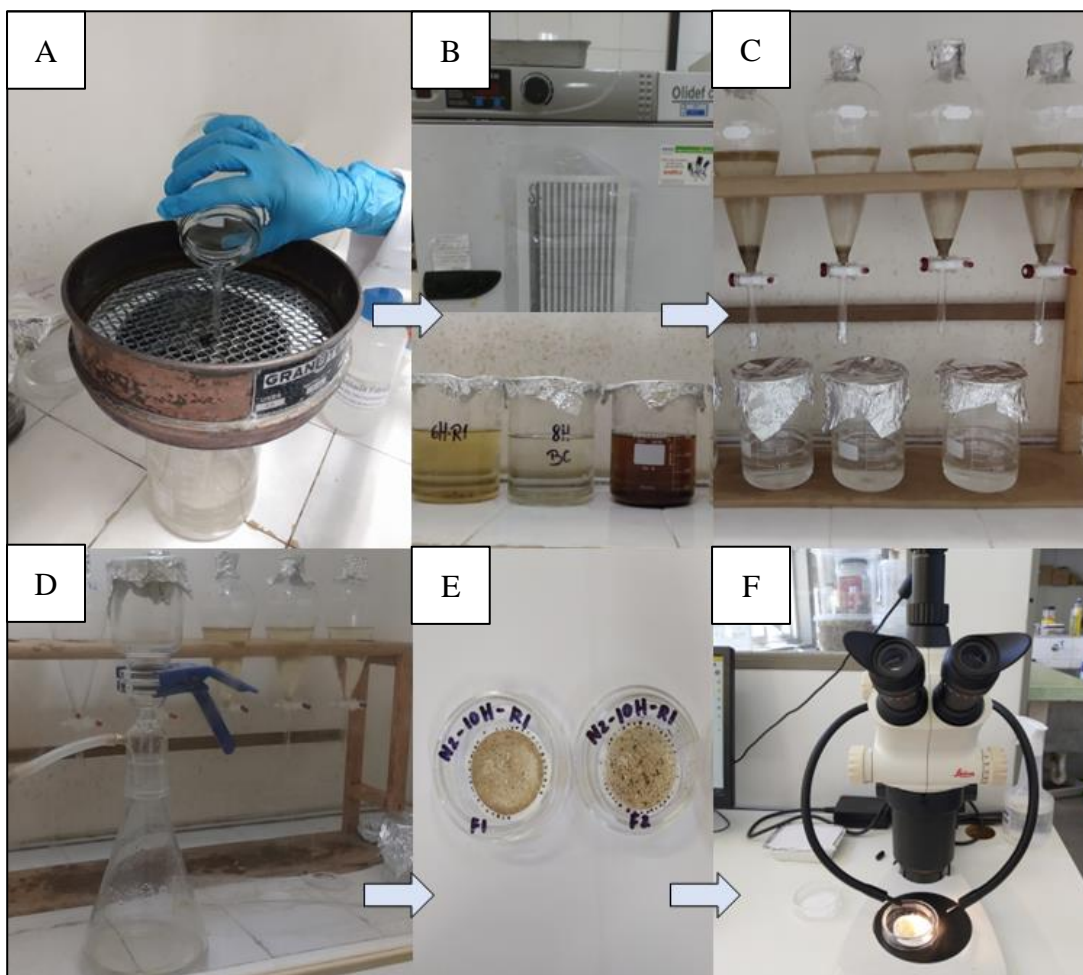
Em seguida, a mistura no béquer foi coberta com papel alumínio e encaminhada para estufa em temperatura a 40°C por 72 horas. Após 24 horas, a mistura foi retirada e homogeneizada, sendo colocada novamente na estufa para completar o tempo proposto de 72 horas de digestão. Este procedimento foi realizado para facilitar a separação posterior dos MP.

Subsequentemente, as amostras foram retiradas da estufa e colocadas na capela para resfriamento em temperatura ambiente. As amostras foram peneiradas novamente para a retirada da solução de digestão. O material retido foi lavado na peneira de 63 μm com água destilada filtrada, sendo transferidos para béqueres de 500 mL, com um volume de 50 mL total de amostra. Este volume foi transferido para um funil de separação de 500 mL, onde prontamente adicionou-se a solução concentrada para a separação por densidade, o cloreto de zinco (ZnCl_2), com densidade em torno de 1,6 g/ml. A proporção usada de solução foi de 1:3, ou seja, 150 ml de ZnCl_2 foram adicionados a cada amostra (50 ml). As amostras ficaram cerca de 24 horas na capela, para que os materiais mais densos pudessem ser sedimentados e os possíveis MP pudessem ficar no sobrenadante.

As amostras de controle negativo seguiram os mesmos procedimentos descritos, substituindo apenas a água do estuário pela água destilada filtrada. Após o período de 24 horas

de separação por densidade, a torneira do funil de cada amostra foi aberta, sendo liberado todo o material sedimentado. O sobrenadante, por sua vez, foi filtrado a partir de um filtro de fibra de vidro de poro de $0,7 \mu\text{m}$ pré-tratado acoplado a um sistema de filtração a vácuo. Os filtros contendo o material das amostras, foram armazenados em placas de Petri de vidro, cobertas por papel alumínio, identificadas, registradas devidamente e colocadas em dessecador para posterior visualização em lupa (FIGURA 8).

Figura 8 – Etapas da metodologia usada em laboratório. A) peneiramento; B) digestão do material orgânico na estufa; C) separação dos MP por densidade; D) filtração do sobrenadante; E) amostras em filtros de fibra de vidro de poro de 0,7 μm ; F) identificação visual dos MP em lupa



Fonte: Elaborado pela autora.

Em lupa Leica S8 APO foi feita a identificação visual dos MP encontrados. Estes foram quantificados e classificados quanto às formas, cores e tamanhos tendo como base os conceitos e as informações sobre classificações de MP dadas por Gago *et al.* (2019) e Rochman *et al.* (2019). Com o auxílio do programa LasEZ (*Leica Application Suite*) e a câmera Leica (EC3) foi possível registrar as fotografias dos MP e seus tamanhos em escala de mm. Durante essa etapa, o filtro de controle da contaminação aérea foi utilizado (amostra branco).

4.4 Medidas de controle da contaminação

Uma série de medidas de controle da contaminação processual por MP nas amostras foram tomadas, levando em conta também as recomendações de outros autores (MUNNO *et al.*, 2023). Medidas em campo tais como a lavagem dos utensílios previamente com sabão ausente de fosfatos, ácido nítrico (1%) e água destilada filtrada em filtro (GF2 Ø 47mm) com poro de 0,7 µm foram realizadas. Ainda foram registradas as cores das roupas usadas pelos embarcantes; matérias como galões com água destilada filtrada, e objetos plásticos usados foram cobertos com papel alumínio.

Em laboratório, um filtro de fibra de vidro com poro de 0,7 µm pré-tratado, foi disponibilizado em uma placa de petri durante a identificação visual em lupa dos MP nas amostras. O filtro usado para controle da contaminação aérea, foi pré-tratado em mufla a 450° C durante 3 horas, como realizado por Prata *et al.* (2021). Vale lembrar que os métodos de análise da contaminação cruzada são variáveis, não tendo um padrão definido (MUNNO *et al.*, 2023). Para tanto a amostra de controle negativo da água destilada filtrada e a amostra branco de controle da contaminação aérea foram observadas em lupa, contabilizando os MP visíveis, que foram descontados das amostras de MP do estuário do rio Cocó, seguindo os critérios de forma, cor e tamanho.

No laboratório e durante as análises, outras medidas de controle também foram tomadas. Dentre elas estão:

- A limpeza prévia com álcool etílico 70% dos espaços usados durante as análises, como as bancadas, capela e estufa.
- O uso de jalecos 100% algodão em todos os processos, desde a preparação de soluções até a identificação visual de MP por microscopia;
- O uso de utensílios previamente lavados com detergente sem fosfato, ácido nítrico (1%) e água destilada filtrada em filtro de fibra de vidro (GF2 Ø 47mm) com poro de 0,7 µm;
- Quando necessário o uso de matérias de plástico, estes foram cobertos com papel alumínio;
- Filtração, em filtro de fibra de vidro com poro de 0,7 µm, dos reagentes e soluções usadas durante a digestão da matéria orgânica e a separação por densidade;

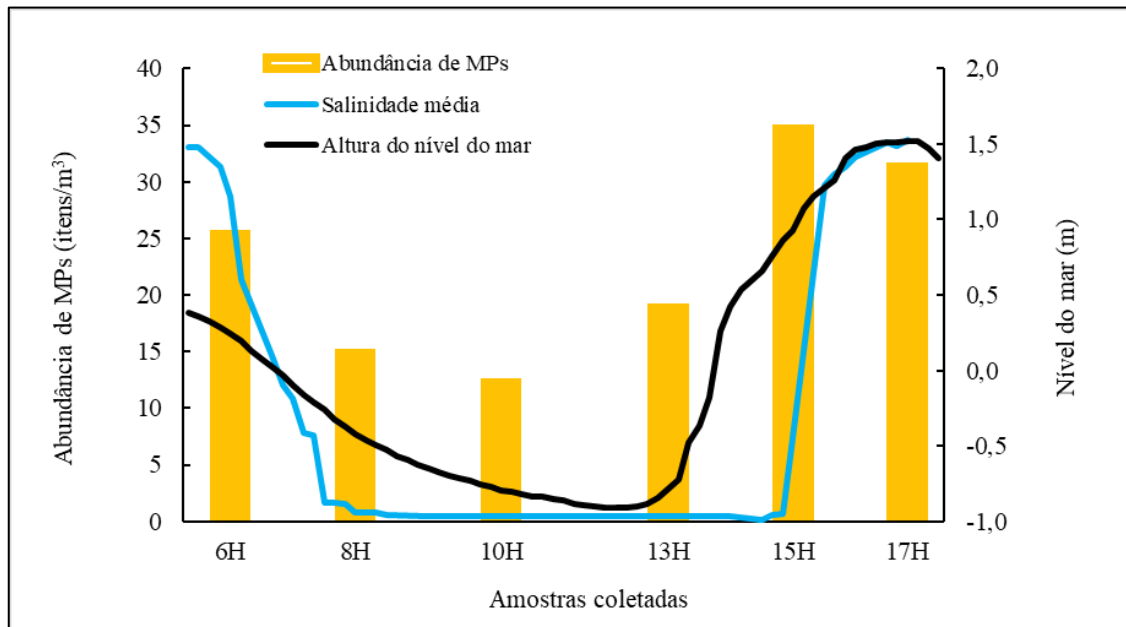
- Realização de controle negativo em cada dia de análise laboratorial usando a água destilada filtrada, que seguiu as mesmas etapas das amostras de água do estuário;
- Disposição de filtro pré-tratado durante o processo de identificação por microscopia (amostra branco);
- Janelas, exaustor do laboratório e portas fechadas, assim como ar-condicionado desligado, objetivando minimizar a entrada e a circulação de ar durante as análises;
- Etapas de filtração e análise, bem como a secagem de vidrarias todas realizadas dentro da capela de exaustão;
- Filtração da água destilada - em filtro de fibra de vidro com poro de $0,7 \mu\text{m}$ - usada para a finalização da lavagem de vidrarias, na preparação do controle negativo e durante a análise das amostras de água do estuário.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Variação diária da abundância de MP

Conforme já era esperado, os MP estavam presentes em todas as amostras coletadas - 6h, 8h, 10h, 13h, 15h e 17h - no estuário do rio Cocó e variaram conforme a flutuação de maré ao longo do dia (Figura 9). A abundância de MP diminuiu à medida que a maré estava em vazante, e aumentou em condições de maré enchente. Um total de 2.836 peças potencialmente passíveis de serem MP foram encontradas no estuário do rio Cocó durante um ciclo de maré (Tabela 5).

Figura 9 - Variação da abundância de microplásticos (MP) durante um ciclo de maré no estuário do rio Cocó



Fonte: Elaborado pela autora.

Tabela 5 - Abundâncias de MP por amostras coletadas no estuário do rio Cocó

Maré	Amostras	Nível do mar (m)	Volume filtrado (m ³)	Nº de itens	Abundância (itens/m ³)
Vazante	6H	0,246	31,53	760	24,1
Vazante	8H	-0,42	23,24	315	13,6
Vazante	10H	-0,795	24,72	272	11,0
Enchente	13H	-0,784	30,6	538	17,6
Enchente	15H	0,93	17,14	573	33,4
Enchente	17H	1,519	12,58	378	30,0

Fonte: elaborado pela autora.

A abundância média em maré vazante correspondeu a 16,2 itens/m³, e 27,0 itens/m³ em enchente, seguindo o perfil semelhante aos resultados do estudo realizado no estuário do rio Chao Phraya, Tailândia, por Oo *et al.* (2021). Esses autores observaram que a abundância média foi consideravelmente menor na maré de vazante (3,11 itens/m³) do que em enchente (5,16 itens/m³), o que os levaram a crer que os detritos saíram do estuário na maré vazante juntamente com a descarga do rio, e retornaram ao estuário na maré de enchente devido às correntes de maré, que estavam fortemente presentes no estuário, influenciando o transporte e o tempo de residência dos objetos e partículas flutuantes. Possivelmente, foi o que ocorreu na presente pesquisa, assim como no estuário do rio Tamar, na Inglaterra (SADRI; THOMPON, 2014), na baía de Guanabara, no Rio de Janeiro (FIGUEIREDO; VIANNA, 2018) e no estuário do rio Dong, na China (LI *et al.*, 2023). Além do retorno dos MP para o estuário em maré de enchente, é possível que MP de origem marinha também contribuam para o aumento da abundância de MP durante esse período de maré (MALLI *et al.*, 2022; VERMEIREN; MUÑOZ; IKEJIMA, 2016).

É possível que o comportamento dos MP seja similar a de outros materiais flutuantes existentes no estuário (BERMUDEZ *et al.*, 2021), e sofram semelhantemente com as alternâncias entre marés vazante e enchente. Freitas (2013) observou em seu estudo, acerca da hidrodinâmica no rio Cocó, que a concentração de Material Particulado em Suspensão presente no estuário, diminuía em maré de vazante e aumentava em condições de maré enchente,

similarmente ao comportamento dos MP encontrados no estudo atual. Segundo Freitas (2013), a velocidade das correntes foi maior durante o período de enchente, o que proporcionou a fricção nas margens e a suspensão de material particulado.

Para tanto, o provável aumento da velocidade da corrente na rápida subida da maré na enchente poderá ser um fator determinante para o retorno de MP que saíram gradualmente do estuário na maré vazante, ou mesmo gerar a ressuspensão e a concentração dessas partículas para águas superficiais, já que as forças de maré podem influenciar facilmente o transporte e o tempo de residência dos MP (ZHANG, 2017). Os resultados são equivalentes ao observado no estuário do rio Jiulong (China), onde uma das maiores abundâncias apareceu durante a rápida subida da maré, gerada pela ressuspensão das partículas, resultante da elevação do fluxo e da turbulência das águas estuarinas nesse período (WU *et al.*, 2022).

O parâmetro de salinidade em relação a abundância de MP é levado em consideração especialmente em estuários de cunha salina, diferentemente da presente área de estudo, que é um estuário classificado como homogêneo verticalmente (PRATA, 2013). Bermudez *et al.* (2021), por exemplo, não consideraram em seu modelo de distribuição dos MP, a salinidade ou a densidade das águas estuarinas como um fator determinante na distribuição vertical de MP, já que o estuário estudado pelos autores é classificado como fracamente estratificado, semelhante ao estuário do rio Cocó. Como pode ser visto na Tabela 6, os dados de salinidade coletados durante a amostragem não variou nitidamente nos compartimentos superficial e de fundo, corroborando para a classificação de estuário homogêneo verticalmente.

Tabela 6 - Dados coletados de salinidade e densidade nas águas do estuário do rio Cocó durante a amostragem de MP

Horário de fundeio	Maré	Salinidade (%)			Densidade (g/m ³)		
		Superfície	Fundo	Média	Superfície	Fundo	Média
06:21	Vazante	28,05	28,93	28,67	1017,12	1017,77	1017,58
08:10	Vazante	1,54	1,53	1,53	997,51	997,52	997,51
10:42	Vazante	0,41	0,41	0,41	996,57	996,59	996,58
13:18	Enchente	0,41	0,42	0,42	996,41	996,44	996,43
15:18	Enchente	0,56	0,61	0,62	996,44	996,51	996,5
17:21	Enchente	33,68	33,8	33,76	1020,93	1021,06	1021,01

Fonte: elaborado pela autora.

Os estuários bem misturados são caracterizados por serem uma potencial fonte de MP para o oceano, todavia, é possível que os MP flutuantes sejam de fato introduzidos nesse tipo de estuário durante a maré de enchente pela entrada das águas marinhas (MALLI *et al.*, 2022). Nesse tipo de estuário, a dinâmica e as correntes das marés são fortemente presente facilitando a turbulência e a mistura das águas, sendo o fator principal na distribuição de MP (MALLI *et al.*, 2022).

Já em estuários estratificados, a cunha salina tende a gerar a sedimentação de MP devido às baixas velocidades de fluxos e circulação de água, como observado no estuário estratificado do rio Adour (França), Defontaine *et al.* (2020) encontraram uma quantidade de MP relativamente maior nas marés vazante/baixa devido a intensa mistura da água, que favoreceram o processo de ressuspensão de partículas plásticas que estavam no fundo, enquanto que nas marés enchente/cheia a coluna de água tendeu a ficar estratificada e estável amortecendo a mistura e turbulência, resultando na sedimentação dos MP e uma consequente diminuição da abundância de MP na superfície (DEFONTAINE *et al.*, 2020).

Outro fato que pode ter contribuído para os resultados encontrados na presente pesquisa, seria o aprisionamento de MP na vegetação de mangue nas margens ou mesmo nos sedimentos das áreas intertidais do estuário durante a maré vazante, o que teria favorecido a diminuição da abundância de MP nas águas superficiais, de maneira que ao longo da maré enchente, as águas teriam ressuspensionado essas partículas antes aprisionadas nas margens. Este fenômeno foi observado por Stead *et al.* (2020) no estuário de Southampton Water (Reino Unido), onde observaram que a diminuição e o aumento dos MP nas águas superficiais ocorreram durante a maré vazante e na maré de enchente, respectivamente, na área próxima a vegetação de marismas, atribuindo esse fato ao aprisionamento de MP na vegetação e a ressuspensão dessas partículas. O mesmo padrão foi observado para os sedimentos em suspensão no respectivo estuário, com diferença significativa especialmente na maré de sizígia. Os pesquisadores afirmaram que esse resultado pode apoiar a hipótese de que os MP flutuantes possuem comportamento semelhante ao de sedimentos em suspensão, mas que não é uma conclusão efetiva.

É possível encontrar na literatura resultados divergentes aos encontrados no presente estudo. A exemplo, no estuário do rio Yangtze (China) em condições de maré enchente/alta, o transporte de MP na coluna de água a montante foi significativamente maior, fazendo com que a abundância média de MP no ponto de coleta diminuísse nessas condições de maré ($64,1 \text{ n/m}^3 \pm 38,3 \text{ n/m}^3$) (WEI *et al.*, 2023), o mesmo foi observado para as águas do estuário no rio Tapi, Tailândia (CHINFAK *et al.*, 2021). Wei *et al.* (2023) afirmam que os

estuários possuem a tendência de concentrar mais MP do que o mar aberto, já que os resíduos tendem a retornar do mar para o estuário pelo efeito das marés, bem como através da contaminação a montante vindas de outras fontes.

Os resultados do presente trabalho estão atrelados às condições de maré de sizígia, período de maior amplitude de maré e maiores velocidades de corrente, que favorecem a ressuspensão, a mistura e a maior concentração de materiais particulados em suspensão no estuário do rio Cocó, se comparado ao período de quadratura (PRATA, 2013), o mesmo foi observado para o estuário parcialmente misturado do rio Yangtze (China) (WEI *et al.*, 2023). As maiores amplitudes na maré de sizígia contribuiriam também para uma maior mistura das águas e consequente maior suspensão de MP (MALLI *et al.*, 2022). Nos sedimentos do estuário do rio Yangtze (China), por exemplo, as concentrações de MP foram menores em sizígia, ocorrendo a ressuspensão e concentração de MP na coluna de água, tendo em vista a intensa expulsão e entrada de MP no estuário nesse período, já em quadratura os MP foram concentrados nos sedimentos devido às baixas velocidades de corrente de maré (WU *et al.*, 2020).

Em contrapartida, Sukghsagchan *et al.* (2020) verificaram que as maiores abundâncias de MP ocorreram tanto na enchente como na vazante, em condições de maré de quadratura. Os autores, atribuíram a alta concentração de material plásticos nesses períodos, às menores amplitudes e velocidade de corrente de maré (0,01 a 0,57 m/s) que favoreceram a estratificação e a tranquilidade das águas do estuário. Já em sizígia, com as amplitudes e velocidades de corrente (0,16 a 1,20 m/s) serem maiores, o que teria favorecido a mistura intensa das águas e o menor tempo de residência dos MP no ambiente estuarino.

Tendo em vista que as correntes de marés no estuário do rio Cocó podem ser mais intensas no período de sizígia do que em quadratura (PRATA, 2013), é necessário que dados acerca dos MP em período de quadratura sejam levantados e comparados com o presente trabalho, para que posteriores conclusões sejam elaboradas, acerca de como o período de maré influenciará as abundâncias de MP no estuário do rio Cocó.

Quanto ao período sazonal, a amostragem do presente trabalho foi realizada no mês de maio (2022), período considerado chuvoso para os padrões da região. Pelo posto pluviométrico próximo ao local, a precipitação foi calculada em 21 mm no dia da coleta (FUNCEME, 2023). Em alguns estudos (YIFAN *et al.*, 2022; EO *et al.*, 2019), as maiores abundâncias médias de MP nas águas fluviais e estuarinas ocorreram durante o período chuvoso, em decorrência das maiores contribuições de águas do escoamento urbano e os maiores fluxos que favoreceram a ressuspensão de MP. Estes trabalhos corroboram também

para estudos (CHEN *et al.*, 2021) que afirmam uma maior concentração de MP em sedimentos durante períodos de baixo fluxo fluvial, como nos períodos secos.

Através do aumento da ocorrência de chuvas, a contribuição das águas fluviais tenderá a aumentar, facilitando o transporte de MP pelo leito fluvial, como observado por Chinfak *et al.* (2021). Esses mesmos autores verificaram que a descarga de MP na foz do rio Tapi para a baía de Bandon (Tailândia) foi cerca de 4 a 5 vezes maior na maré baixa quando comparada à maré alta, e atrelaram esse resultado ao fluxo do rio que é dominante na maré baixa, o que levaria a uma descarga maior de MP vindos de montante, bem como ao período de chuva que favoreceu para uma maior contribuição do escoamento superficial das áreas urbanas adjacentes.

Em contrapartida, outros estudos (HAN *et al.*, 2020; HUANG *et al.*, 2023; LI *et al.*, 2023 WEI *et al.*, 2023) encontraram maiores abundâncias de MP nas águas durante o período seco, em virtude da "diluição" da concentração de MP durante o período chuvoso, em que se tem o aumento do fluxo do rio, além da entrada das águas marinhas que dominam o estuário durante esse período, carreando uma quantidade significativa de MP para dentro do estuário. Para tanto, é necessário que demais estudos, em outros períodos sazonais, sejam realizados para que comparações e relações entre os períodos e a abundância de MP no estuário do rio Cocó, assim como a contribuição fluvial sejam determinados.

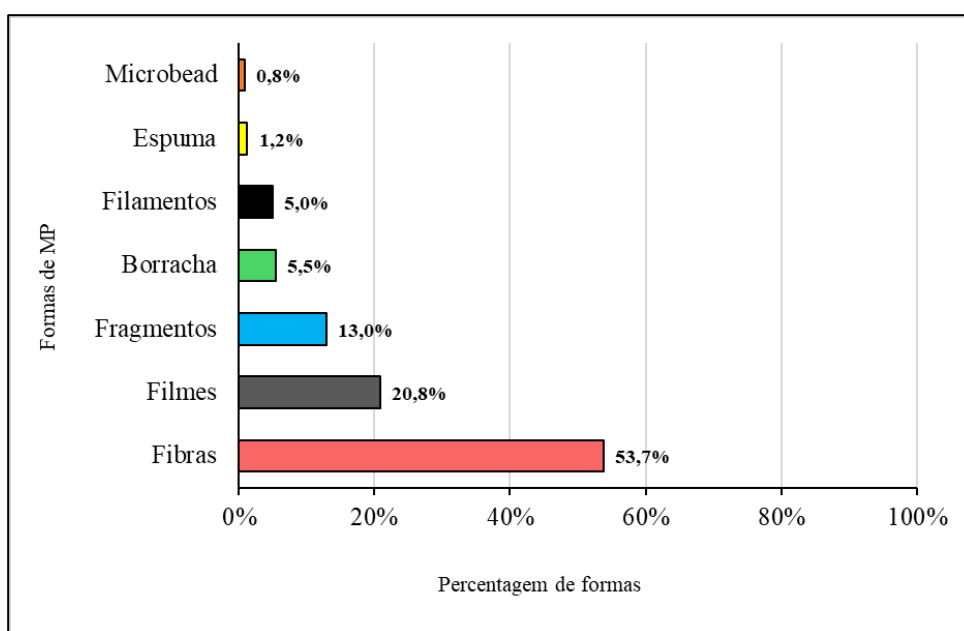
5.2 Caracterização dos microplásticos

Decorrente de múltiplas fontes, existe uma gama de formas e tipos de MP (HIDALGO-RUTZ *et al.*, 2012). Suas características físicas - formas, densidade específica, tamanho - podem influenciar sua distribuição no meio (ZHANG, 2017), por isso classificá-los é fundamental na busca de caracterizá-los no ambiente estudado, assim como para entender suas distribuições e possíveis fontes (BERMUDEZ *et al.*, 2021). Os MP quantificados no estuário do rio Cocó foram classificados quanto às suas formas, cores e tamanhos. As classificações foram baseadas naquelas empregadas por Gago *et al.* (2019), Rochman *et al.* (2019), Frias; Nash, (2019) e Hartmann *et al.* (2019).

5.2.1 Formas

Para as formas, foram usadas as classificações de filmes, fragmentos, fibras, filamentos, microbeads, borracha e espuma. Predominantemente, cerca de 53,7% dos MP encontrados foram fibras, seguidos pelos filmes (20,8%) e fragmentos (13,0%) (FIGURA 10). Outros estudos também observaram a predominância de formas como fibras, filmes e fragmentos em sistemas estuarinos e ambientes aquáticos (DEFONTAINE *et al.*, 2020; BERMUDEZ *et al.*, 2021; SUKHSANGCHAN *et al.*, 2020; TAN *et al.*, 2022).

Figura 10 - Proporção geral das formas de MP encontrados no estuário do rio Cocó

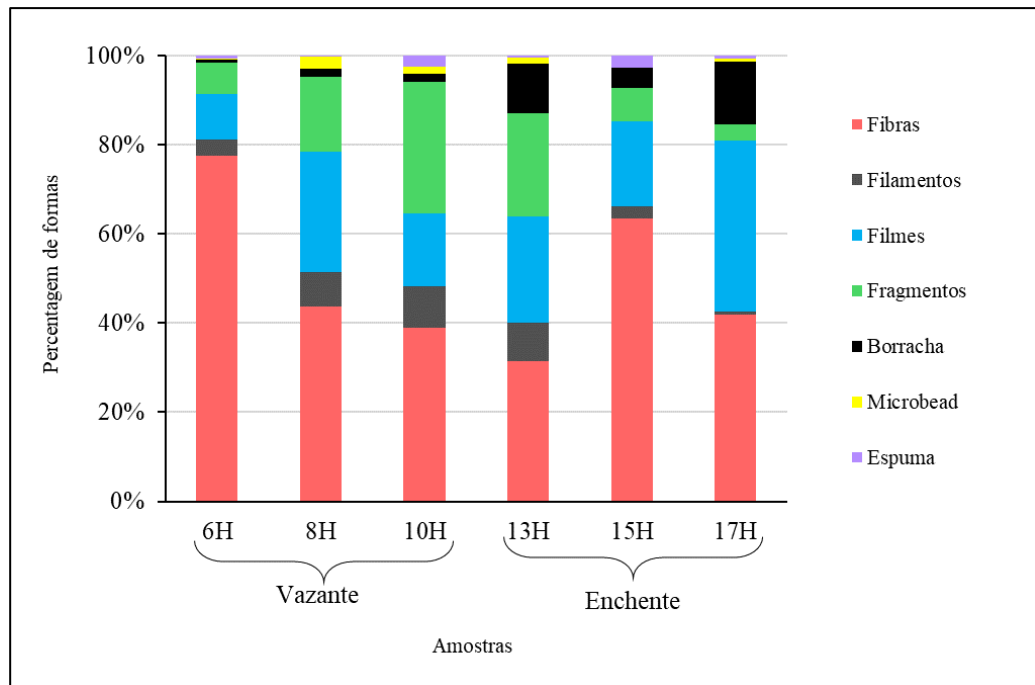


Fonte: elaborado pela autora.

O trabalho de Li *et al.* (2023) é o único estudo que relacionou as formas de MP em estuários com as flutuações diárias de maré, e encontraram uma tendência crescente de fragmentos maior na enchente do que na vazante, mas não apresentaram explicações para a variação relatada. Na presente pesquisa, observou-se que as fibras foram dominantes em todas as amostras coletadas, variando conforme a flutuação de maré, inicialmente compondo 77,5% das formas de MP na maré vazante, que diminuiu gradativamente ao passar desse período, chegando a 31,4% das formas de MP na amostra 13H em maré enchente, com um aumento repentino para 63,5% no exato momento de maior abundância de MP (amostra 15H) detectada

no estuário do rio Cocó (FIGURA 11), possivelmente, devido ao retorno dos MP que haviam saído gradativamente do estuário.

Figura 11 - Proporção das formas de microplásticos (MP) nas amostras coletas nas marés vazante e enchente no estuário do rio Cocó



Fonte: elaborado pela autora.

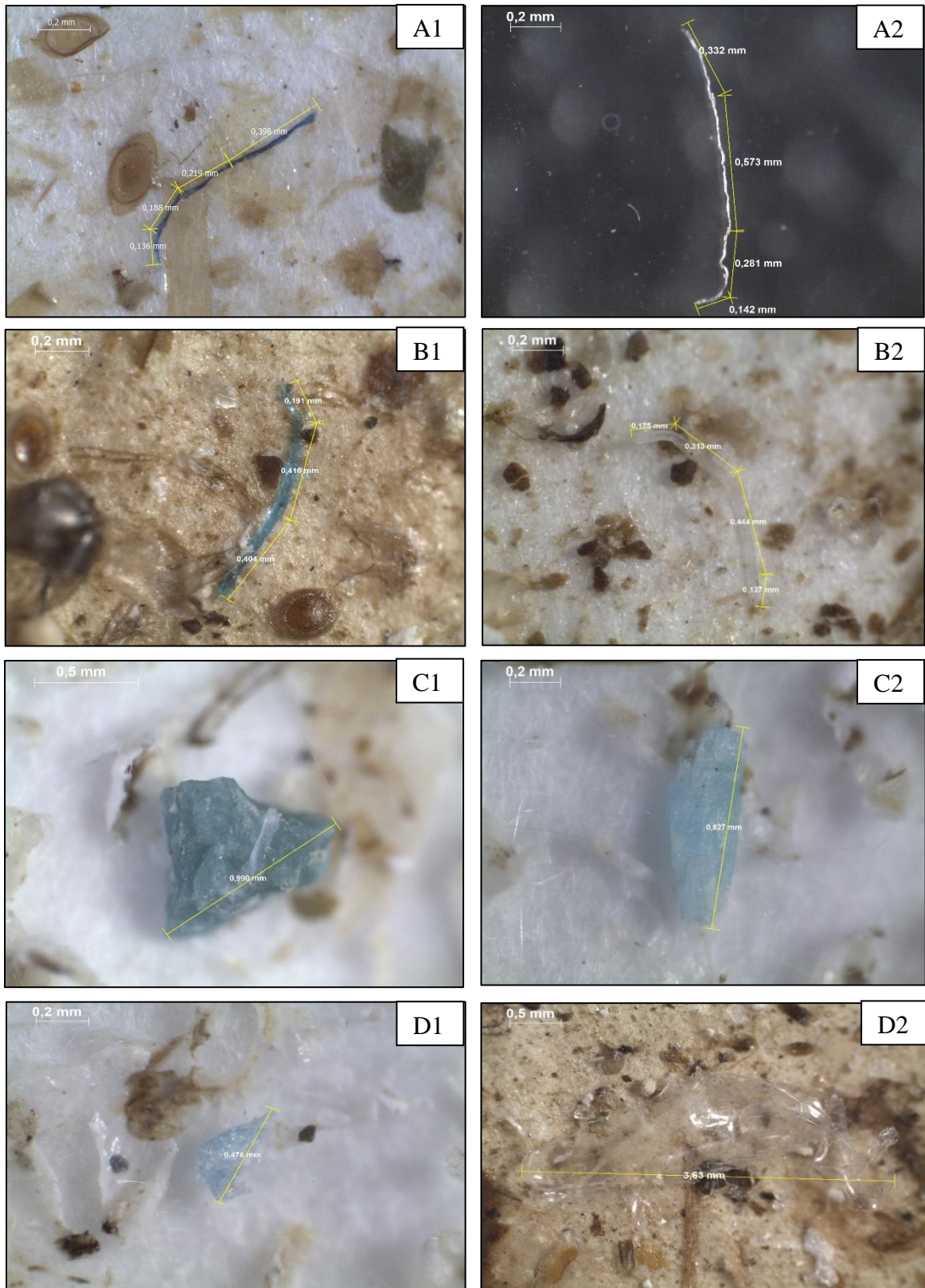
Os resultados mostraram também que, ao passo que a porcentagem de fibras diminui em vazante, a porcentagem de fragmentos aumenta (amostras 8H e 10H), possivelmente resultante do domínio das águas do rio nesse período, que podem carrear MP fragmentados vindos de montante devido a degradação de resíduos plásticos maiores (ROWLEY *et al.*, 2020) constantemente descartados indevidamente no rio Cocó. Caracteristicamente, os fragmentos são partículas rígidas com diversos formatos e pontas de quebra. Geralmente, essas formas são resultantes da fragmentação e quebra de resíduos plásticos maiores, gerados pela ação mecânica e a fotodegradação (LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020), especialmente em regiões costeiras onde as condições de calor, luz e ventos são predominantes (ZHANG, 2017).

As rachaduras nos fragmentos podem portar agregados de material orgânico ou mesmo microrganismos, fazendo com que as partículas fiquem com densidade maior e afundem mais facilmente, mesmo aqueles polímeros com densidade específica menores do que a da água

(CRAWFORD; QUINN, 2016). Entretanto, partículas com densidades maiores que a da água também podem ser encontradas na superfície, devido à mistura turbulenta no ambiente (CRAWFORD; QUINN, 2016).

As fibras possuem geralmente espessura igual em toda a sua extensão, podendo ter pontas bem cortadas ou não, é uma das formas mais comuns; já os filmes costumam ser finos e planos, não quebram facilmente ao toque, geralmente são transparentes, mas podem ser encontrados em diversas cores; as espumas podem ser compressíveis e são comumente encontradas na cor branca (ROCHMAN *et al.*, 2019; ROWLEY *et al.*, 2020; HARTMANN *et al.*, 2019). Como já mencionado anteriormente, algumas dessas formas foram predominantemente encontradas na presente pesquisa, como mostra a Figura 12.

Figura 12 - Formas de MP encontradas no esuário do rio Cocó. (A1) e (A2) fibras de cor azul e transparente; (B1) e (B2) filamentos de cor azul e transparente; (C1) e (C2) fragmentos azuis; (D1) e (D2) filmes nas cores azul e transparente



Fonte: elaborado pela autora.

As formas dos MP podem dar um indício da sua origem (primária/secundária), assim como os tipos de polímeros (ROCHMAN *et al*, 2019). A exemplo, a predominância de fragmentos pode se dar devido ao descarte irregular de resíduos sólidos e a degradação sucessiva de plásticos maiores, enquanto as fibras, por sua vez, podem ser originadas da lavagem de roupas, das redes de pesca e da produção têxtil (ROCHMAN *et al*, 2019; TAN *et al.*, 2022; UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021). Além de estarem possivelmente relacionadas à origem dos polímeros, as formas poderão ser influenciadas pelo processo de degradação e o tempo de permanência no ambiente, por exemplo, formas mais afiadas podem ter entrado recentemente no ambiente, enquanto formas com pontas mais lisas sugerem um maior tempo de residência (ZHANG *et al.*, 2020).

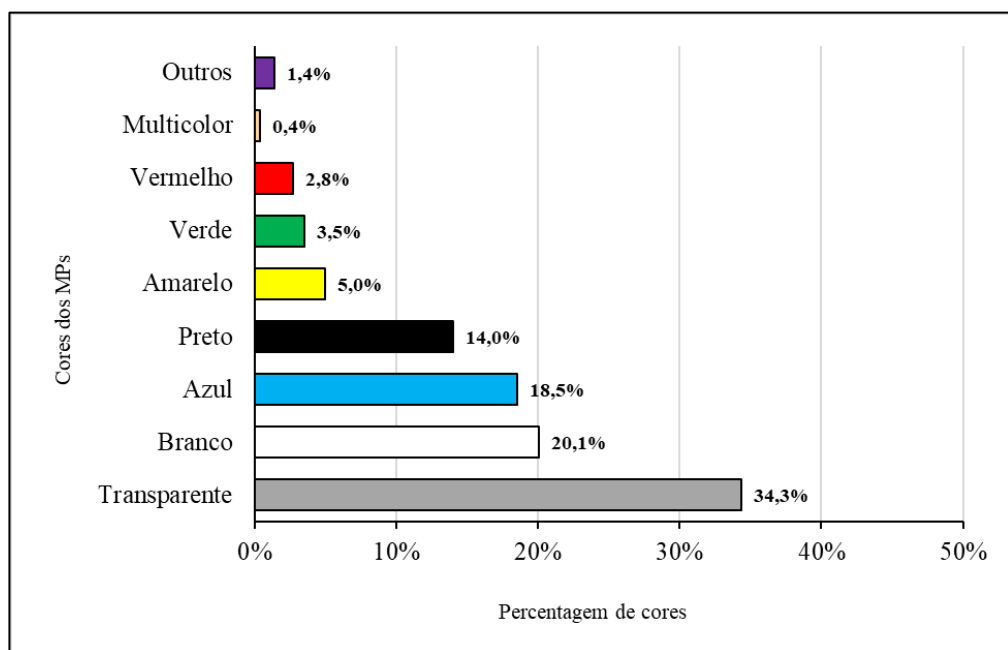
Na pesquisa de Defontaine *et al.* (2020), os filmes e fragmentos se sobressaíram em relação às outras formas e, portanto, atrelaram as formas encontradas à origem de MP secundários, ou seja, a partir da quebra de resíduos maiores, assim como Bermudez *et al.* (2021), quando sugeriram que as formas encontradas estavam relacionadas aos resíduos gerados pelas atividades urbanas e agrícolas ao redor da bacia hidrográfica do rio Guadalquivir (Espanha). Essas afirmativas condizem com a presente pesquisa, já que a área de estudo consiste em um ambiente estuarino extremamente urbanizado e submetido ao descarte irregular e constante de resíduos.

As formas de MP são encontradas também em diversos organismos marinhos e costeiros e podem provocar problemas adversos à biota (UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021). Ainda de acordo com Ugwu; Herrera; Gómez, (2021), as formas predominantes encontradas em organismos foram as fibras e fragmentos. Porém, essas formas variaram conforme o hábito alimentar dos animais. Nos peixes, as fibras foram abundantes, enquanto em espécies de tartarugas, os fragmentos se sobressaíram, já que são mais semelhantes ao macrozooplâncton que fazem parte do hábito alimentar dessas espécies.

5.2.2 Cores

Foram definidas nove classificações de cores para os MP encontrados. Na presente pesquisa, em geral as cores transparente (34,3%), branco (20,1%) e azul (18,5%) sobressaíram em relação às demais classificações, como pode ser visto na Figura 13.

Figura 13 - Percentual geral de cores dos MP encontrados no estuário do rio Cocó

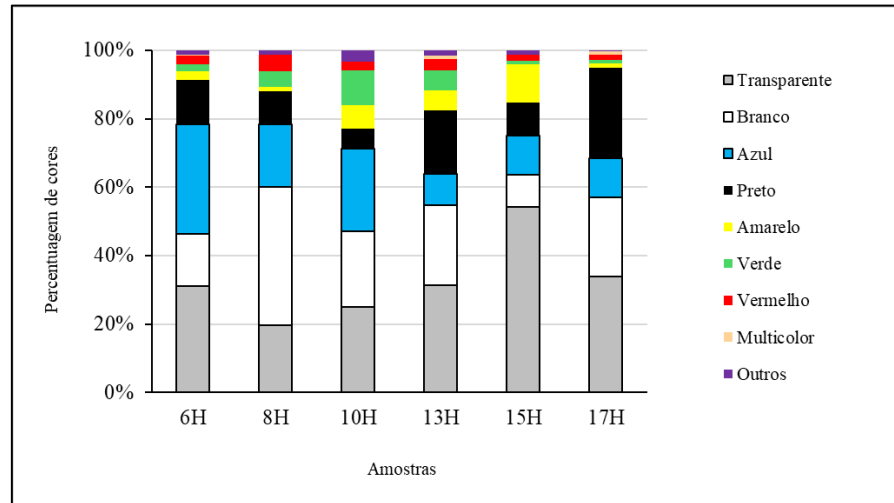


Fonte: elaborado pela autora.

Assim como as formas, os MP também podem se apresentar sob uma gama de cores, e segundo Li *et al.* (2023) essa variedade de cores poderia indicar a complexidade de fontes poluidoras existentes. Segundo a revisão feita por Rochman *et al.* (2019), MP de cor branca e afins foram as mais encontradas pelos pesquisadores nos estudos em ambientes marinhos.

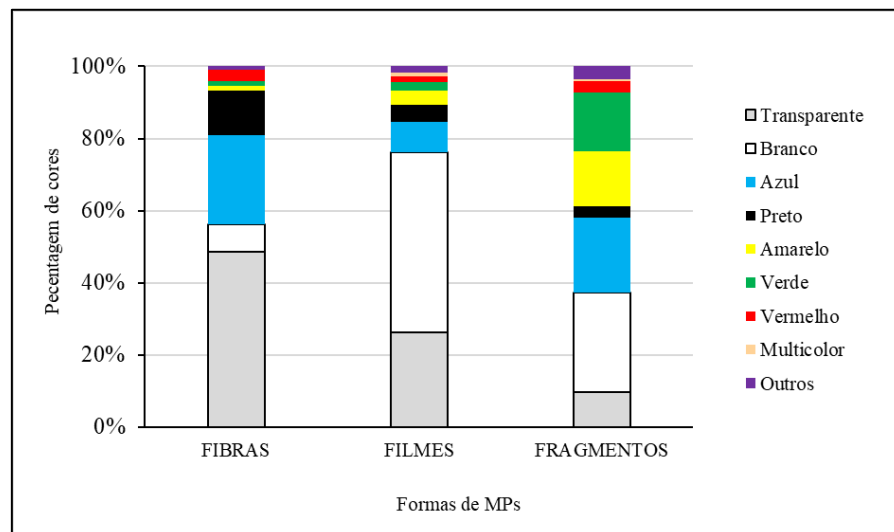
As cores de MP observadas pela presente pesquisa não demonstraram padrão aparente conforme as condições diárias de maré (vazante/enchente) (FIGURA 14). Entretanto, evidencia-se a predominância das cores transparente e branco em todas as amostras coletadas no estuário do rio Cocó, bem como nas principais formas de MP encontradas - fibras, filmes e fragmentos. Além disso, é possível observar uma diversidade de cores que constituem os MP (FIGURA 15).

Figura 14 - Proporção das cores de MP em cada amostra coletada, nas condições de maré vazante e enchente



Fonte: elaborado pela autora.

Figura 15 - Proporção de cores nas principais formas de MP encontrados no estuário do rio Cocó



Fonte: elaborado pela autora.

Abundantemente, MP brancos e transparentes foram encontrados tanto na maré de enchente como na vazante no estuário do rio Chao Phraya (Tailândia), mas justificativas não foram apresentadas para o padrão aparente (OO *et al.*, 2021). Martí *et al.* (2020) afirmam que as comparações entre as cores de MP nas pesquisas são limitadas e propõe uma metodologia de análise. De acordo com os dados globais levantados pelos mesmos autores, as cores branco e

transparente são as mais abundantes, o que poderia ser explicado pela descoloração gerada pelo tempo de exposição dos MP à luz solar. Li *et al.* (2023), atrelaram a presença dessas cores (branco e transparente) as embalagens de alimentos e a aquelas usadas em atividades agrícolas realizadas no estuário do rio Dong.

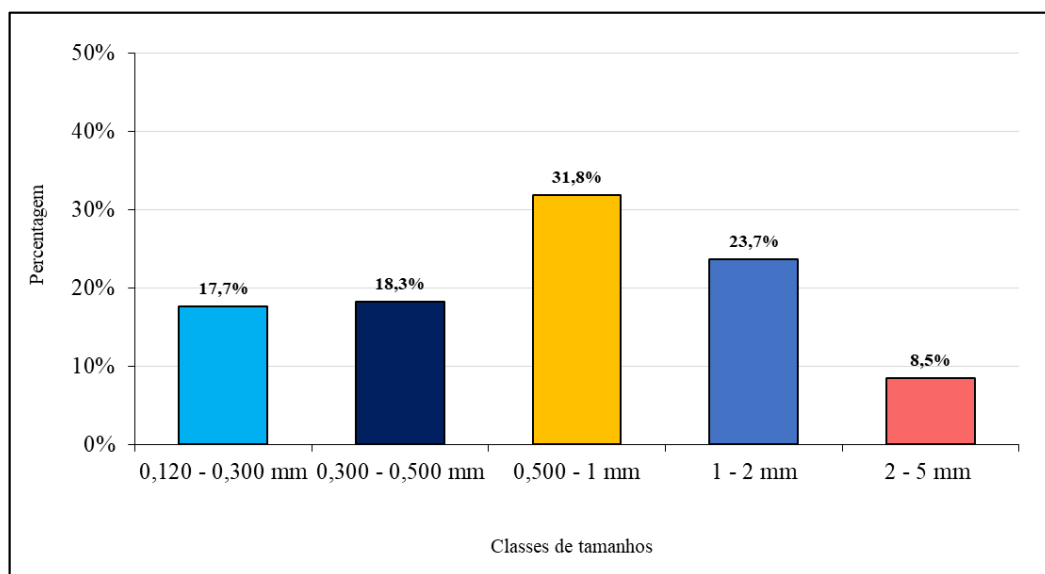
Além disso, as cores dos MP são diversamente relatadas na literatura, a exemplo da constatação de Chinfak *et al.* (2021), que encontraram MP nas cores branco, preto, azul, vermelho e verde predominando durante a maré baixa, enquanto que na maré alta a dominância ocorreu pelos MP preto, azuis e brancos, sem explicação para o padrão aparente.

As cores dos MP ainda podem estar relacionadas com a capacidade de ingestão de MP pelos organismos, é possível que exista um “favoritismo” por cores semelhantes a de suas presas (WRIGHT; THOMPON; GALLOWAY, 2013). As principais cores relatadas em trabalhos voltados à contaminação da biota foram as cores azul, branco, preto e transparente (UGWU; HERRERA; GÓMEZ, 2021).

5.2.3 Tamanhos

Para o presente estudo, foram usadas cinco classes de tamanhos, a saber: 0,120 - 0,300 mm; 0,300 - 0,500 mm; 0,500 – 1 mm; 1 - 2 mm e 2 - 5 mm. Na Figura 16, observa-se o percentual encontrado para cada fração de tamanho, sendo as predominantes as de 0,500 - 1 mm (31,8%), seguido pela fração de 1 - 2 mm (23,7%) e de 0,300 - 0,500 mm (18,3%). Ressalta-se que as faixas de tamanho dos MP usadas nos trabalhos são variadas, não havendo consenso definido (ROCHMAN *et al.*, 2019; HARTAMANN *et al.*, 2019).

Figura 16 - Percentual geral das classes de tamanhos dos MP coletados no estuário do rio Cocó



Fonte: elaborado pela autora.

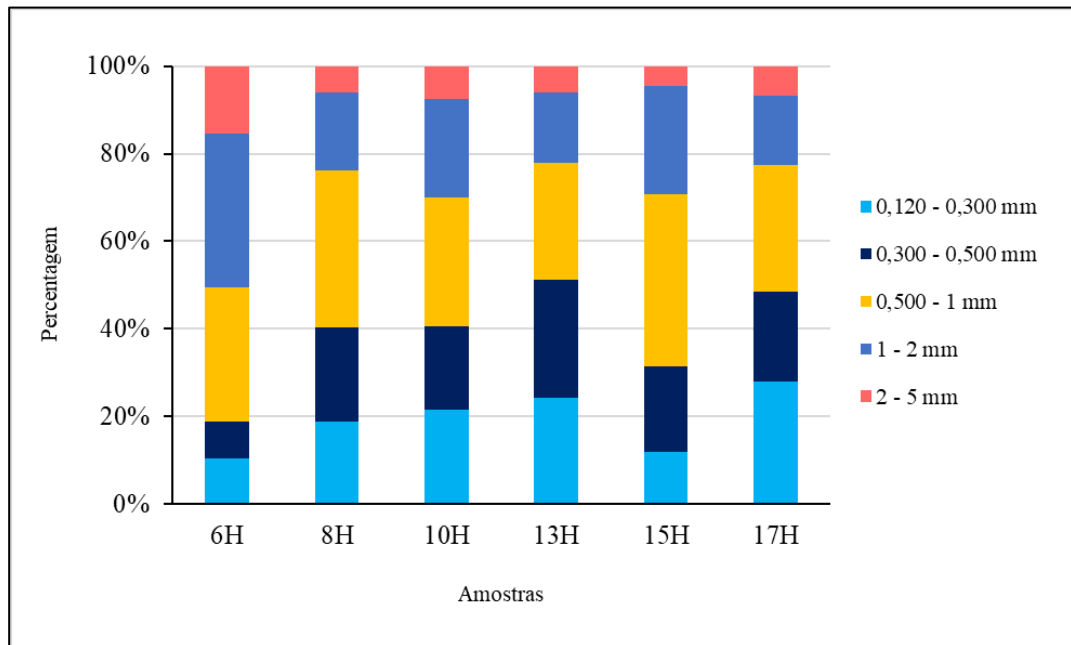
Como relata Hidalgo-Rutz *et al.* (2012), o tamanho mínimo dos MP coletados estarão diretamente influenciados pelo método de coleta, como o tamanho da malha da rede escolhida e de processamento durante a análise. De acordo com os mesmos autores, as faixas de tamanhos entre os estudos revisados variaram amplamente. Para o presente trabalho não foi observado um motivo específico para a dominância da faixa de tamanho de 0,500 – 1 mm relatada. Contudo, as faixas predominantes encontradas por LI *et al.* (2023) no estuário do rio Dong (China) foram semelhantes com a do presente estudo (0,200 – 0,500 mm e 0,500 – 1 mm), os autores afirmaram que parte dos MP são originados da quebra de plásticos maiores, e que devido a esse processo, os MP de tamanho cada vez menores serão constantemente encontrados.

A dominância de um certo tamanho de MP também pode variar conforme os usos realizados na área, como encontrado por Suteja *et al.* (2021) na baía de Benoa (Indonésia). MP considerados pelos autores como de faixas maiores foram os dominantes (500 – 1000 μm e > 1000 μm), nos dois períodos de coleta (seco e chuvoso), os autores atrelaram como fonte potencial o aterro que fica próximo a área estudada, onde os MP seriam transportados pelo vento favorecendo o domínio dessas duas faixas de tamanho.

Por meio da Figura 17, é possível verificar que as classes de tamanho 0,500 - 1 mm (30,5%) e 1 - 2 mm (35,0%) são dominantes no momento de vazante (amostra 6H), quando os MP tendem a sair continuamente do estuário. Na maré enchente, exatamente na amostra 15H onde se tem a maior abundância de MP encontrada, as classes 0,500 - 1 mm (39,2%) e 1 - 2

mm (24,7%) também tendem a ser dominantes, possivelmente devido aos processos de ressuspensão e/ou retorno dos MP para o estuário nesse período.

Figura 17 - Proporção dos tamanhos de MP em cada amostra coletada no estuário do rio Cocó (marés vazante/enchente)



Fonte: elaborado pela autora.

Poucos são os estudos que relacionam a variação dos tamanhos dos MP com as flutuações de maré. Wu *et al.* (2022) observaram no estuário do rio Jiulong (China) que os MP menores (45 μ m - 300 μ m) foram abundantes durante a maré de enchente, enquanto os MP > 300 μ m predominaram durante a maré vazante (WU *et al.*, 2022). Os autores sugeriram que os MP maiores saíam do estuário para a baía de Xiamen na maré vazante devido a ressuspensão das partículas e, por ora, os MP menores retornavam com mais facilidade para o estuário com a maré de enchente. Por outro lado Chinfak *et al.* (2021) observaram que durante a maré cheia havia MP maiores (1 – 5 mm) dominando o estuário do rio Tapi (Tailândia).

Já Sadri; Thompson (2014) verificaram que existia uma tendência de MPs menores em condições de maré de quadratura, e afirmaram que tal fato poderia ter ocorrido devido ao entupimento da rede que teria proporcionado maior concentração de MPs menores. No entanto, os autores verificaram a malha da rede e não encontraram evidências sobre o entupimento da mesma, ficando o ocorrido sem explicação aparente.

Muitos MP são encontrados em faixas de tamanho semelhante a de organismos bentônicos e planctônicos (HIDALGO-RUTZ *et al.*, 2012), destacando como os tamanhos podem relacionar-se com a biodisponibilidade para a biota aquática (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013). Quanto menores as partículas, maiores as chances de ingestão pelos organismos de níveis tróficos inferiores, e o potencial de toxicidade para além do trato digestivo (ROCHMAN *et al.*, 2019). Ademais, os menores MP ainda possuem maior relação volume/superfície adsorvendo e concentrando mais poluentes, o que possivelmente aumenta o seu potencial contaminante nos organismos (OO *et al.*, 2021; KHALID *et al.*, 2021). Além da colonização e transporte de patógenos que aderem às superfícies dos MP (CRAWFORD; QUINN, 2016).

Vale ressaltar que, para partículas relativamente pequenas (< 1 mm), apenas a identificação visual é menos precisa para a confirmação total de que a partícula é realmente plástico, tornando-se necessário a realização da análise química das partículas para determinação do tipo de polímero quimicamente (ROCHMAN *et al.*, 2019).

Além disso, cada tipo de polímero possui uma densidade específica que pode condicionar a distribuição vertical de MP na coluna de água, sendo os polímeros mais densos encontrados majoritariamente nos sedimentos, ao passo que os menos densos encontram-se concentrados na coluna de água (WU *et al.*, 2020). Os principais polímeros relatados no ambiente marinho e em animais marinhos vertebrados são o polietileno (PE), o polipropileno (PP) e o poliestireno (PS) (UGWU, HERRERA, GÓMEZ, 2021). Coincidentemente, são os tipos de polímeros mais produzidos mundialmente (GEYER *et al.*, 2017).

6 CONCLUSÕES

- A abundância de MP variou conforme a variação diária de maré no estuário do rio Cocó durante o período chuvoso, diminuindo em maré vazante e aumentando com a maré de enchente.

- Fibras, filmes e fragmentos foram as formas de MP mais encontrados, atrelados a origem secundária de MP vindos da poluição e do descarte indevido de resíduos plásticos maiores no rio e estuário do Cocó, destaca-se que as fibras e fragmentos apresentaram porcentagens que variaram conforme as flutuações diárias de maré.

- Uma gama de cores que compõem os MP foi identificada, predominando MP de cores transparentes e branco, e nenhum padrão com relação a variação de maré e as cores dos MP foi encontrado.

- Quanto aos tamanhos dos MP, as classes 0,500 - 1 mm e 1 - 2 mm sobressaíram em relação as demais classificações, tanto nos momentos de vazante como em maré de enchente.

- Os resultados apresentados são dados base para o entendimento da ocorrência de MP no estuário do rio Cocó, no período chuvoso, levando em consideração a interferência das flutuações de maré na dinâmica dos MP no ambiente estuarino. Além disso, os dados obtidos poderão servir em termos comparativos para demais trabalhos que visem identificar e avaliar o grau de poluição por MP no estuário do rio Cocó em condições ambientais distintas, assim como para estudos que objetivem identificar as fontes potenciais e a elaboração de medidas e políticas para a redução dos impactos gerados pelos MP visando a proteção do estuário e do rio Cocó que são ecologicamente e socialmente importantes para cidade de Fortaleza (CE).

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, M. DE J. N. *et al.* **Dados climatológicos**: Estação de Fortaleza. 1. ed. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2003.
- AJITH, N. *et al.* Global distribution of microplastics and its impact on marine environment a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 21, p. 25970–25986, 2020.
- ALLIGANT, S. *et al.* Microplastic Contamination of Sediment and Water Column in the Seine River Estuary. **Springer Water**, p. 4–9, 2020.
- ALVES, I. DE O. Primeiras evidências sobre a presença de microplásticos nas águas do lago Paranoá. **Frontiers in Neuroscience**, v. 14, n. 1, p. 1–13, 2021.
- ALVES, V. E. N.; FIGUEIREDO, G. M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 146, p. 326–335, 2019.
- ALWANICKI, L.; ZAMBONI, A. **Um oceano livre de plástico**: desafios para reduzir a poluição marinha no Brasil. 1. ed. Brasília, DF: Oceana Brasil, 2020.
- AMATO-LOURENÇO, L. F. *et al.* An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health?. **Science of the Total Environment**, v. 749, 2020.
- ARCADIS. **Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Cocó**. 2020. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/planos-de-manejos-das-unidades-de-conservacao/plano-de-manejo-do-parque-estadual-do-coco/>. Acesso em: 10 Jan. 2022.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris**. Tacoma, WA, USA: NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30. p. 530, 2009.
- ATTRILL, M. J.; RUNDLE, S. D. Ecotone or ecocline: Ecological boundaries in estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, n. 6, p. 929–936, 2002.
- 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, 2017.
- BAILEY, K. *et al.* Quantification and composition of microplastics in the Raritan Hudson Estuary: Comparison to pathways of entry and implications for fate. **Chemosphere**, v. 272, p. 129886, 2021.
- BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 140, p. 14–21, 2014.
- BANEGAS, M. E. N. **Ocorrência e caracterização morfológica e química de microplásticos na costa da cidade de Fortaleza (Ceará, Brasil)**. 2021. Dissertação (Mestrado em Química) - Programa de Pós- Graduação em Química, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

BERMÚDEZ, M. *et al.* Unravelling spatio-temporal patterns of suspended microplastic concentration in the Natura 2000 Guadalquivir estuary (SW Spain): Observations and model simulations. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, p. 112622, 2021.

BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. Department of Oceanography, Texas A&M University, 2007. ISBN-13: 978-0-19-5160826.

BRANCO, K. G. C. **Microclimas e áreas verdes na cidade de Fortaleza - CE**. 2014. p. 634. Dissertação (Mestrado em geografia) - Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

BRITO, C. D. A. **Microplásticos na plataforma continental do Ceará: desembocaduras dos rios Cocó e Ceará**. 2018. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T. S.; THOMPSON, R. C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 9, p. 3404–3409, 2010.

CANEVAROLO JUNIOR, S. V. **Ciência dos Polímeros: Um texto básico para tecnólogos e engenheiros**. 3 ed. São Paulo: Artliber Editora, 2013.

CARPENTER, E.; SMITH, K. Plastics on the Sargasso sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972.

CHARLES, D.; KIMMAN, L. **Plastic Waste Makers Index**. Minderoo Foundation, 2023.

CHEN, C. F. *et al.* Seasonal variation of diversity, weathering, and inventory of microplastics in coast and harbor sediments. **Science of the Total Environment**, v. 781, 2021.

CHINFAK, N. *et al.* Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. **Science of The Total Environment**, v. 781, 2021.

COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.

COLTRO, L.; MACHADO, M. P. Migração específica de antioxidante de embalagens plásticas para alimentos. **Polímeros**, v. 21, n. 5, p. 390–397, 2011.

CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. **Microplastic Pollutants**. [S.l.]: Elsevier, 2016. ISBN: 978-0-12-809406-8.

DEFONTAINE, S. *et al.* Microplastics in a salt-wedge estuary: Vertical structure and tidal dynamics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111688, 2020.

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

DU, H.; WANG, J. Characterization and environmental impacts of microplastics. **Gondwana Research**, v. 98, p. 63–75, 2021.

DUARTE, A. A. L. S.; VIEIRA, J. M. P. **Caracterização de ambientes estuarinos: Mistura em estuários**. Engenharia Civil UM, n. 6, p. 41-55, 1997.

ENGLER, R. E. Chemicals in the Ocean. **Environmental Science & Technology**, v. 46, p. 302–315, 2012.

EO, S. *et al.* Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. **Water Research**, v. 160, p. 228–237, 2019.

FAN, Y. *et al.* Spatiotemporal dynamics of microplastics in an urban river network area. **Water Research**, v. 212, p. 118116, 2022.

FONTES, A. L. **Aula: Estuários e planícies de maré**. p. 1–14, 2009.

FREIRES, E. V. *et al.* Análise da evolução urbana no entorno do estuário do Rio Cocó – Fortaleza / Ceará nos anos de 1985, 1996 e 2007. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 17, n. 3, p. 153–174, 2013.

FREIRES, E. V. *et al.* Análise Socioambiental Do Entorno Do Estuário Do Rio Cocó – Fortaleza / Ceará. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 18, n. 4, p. 1487–1511, 2014.

FREIRES, E. V. *et al.* Indicadores de impacto da urbanização no leito do Estuário do Rio Cocó -Fortaleza / Ceará. **Revista Okara**, v. 10, n. 03, p. 650–668, 2016.

FREITAS, P. P. DE. **Aspectos hidrodinâmicos do estuário do rio Cocó, Fortaleza, Ceará, Brasil**. 2013. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

FRIAS, J. *et al.* **Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments**. JPI-Oceans BASEMAN project, p. 33, 2018.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 2019.

FRIAS, J.; MARTINS, J.; SOBRAL, P. Microplásticos nos oceanos - um problema sem fim à vista. **Ecologia**, v. 3, p. 12–21, 2011.

FUNCEME - FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA. **Monitoramento - postos pluviométricos**. Fortaleza, 2023. Disponível em: http://www.funceme.br/?page_id=2694. Acesso em: 31 Jan. 2023.

GAGO, J. *et al.* **Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater**. JPI-Oceans BASEMAN project, p. 96, 2019.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. *et al.* Abundance, distribution, and characteristics of microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and Pacific. **Science of the Total Environment**, v. 829, n. 2, 2022.

GARCÍA RELLÁN, A. *et al.* Sources, sinks and transformations of plastics in our oceans: Review, management strategies and modelling. **Science of the Total Environment**, v. 854, 2022.

GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A Global Assessment.** Journal Series GESAMP Reports and Studies, p. 1–90, 2015.

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, p. 25–29, 2017.

GIGAULT, J. *et al.* Current opinion: What is a nanoplastic?. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 1030–1034, 2018.

GOLA, D. *et al.* The impact of microplastics on marine environment: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management**, v. 16, n. November 2020, p. 100552, 2021.

HAN, M. *et al.* Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary. **Science of the Total Environment**, v. 707, p. 135601, 2020.

HANSEN, D. V.; RATTRAY, M. J. New Dimensions in Estuary Classification. **Limnology and Oceanography**, v. 11, n. 3, p. 1187–1200, 1966.

HARTMANN, N. B. *et al.* Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 3, p. 1039–1047, 2019.

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, 2012.

HORTÊNCIA, B. **Estrutura das assembleias de bacterioplâncton, arqueoplâncton e fitoplâncton em estuários sob estresses antropogênicos (NE – Brasil).** 2014. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais) - Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais do Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

HUANG, C. W. *et al.* Seasonal influence on pollution index and risk of multiple compositions of microplastics in an urban river. **Science of the Total Environment**, v. 859, p. 160021, 2023.

INMET. **Banco de dados meteorológicos.** Brasília, 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 10 Fev. 2022.

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C.; NIESSNER, R. Microplastic in Aquatic Ecosystems. **Angewandte Chemie - International Edition**, v. 56, n. 7, p. 1720–1739, 2017.

KHALID, N. *et al.* Linking effects of microplastics to ecological impacts in marine environments. **Chemosphere**, v. 264, p. 128541, 2021.

LEAL, J. R. L. V. **Estudo da evolução do rio Cocó para determinação de sua capacidade de suporte e proposta de recuperação**. 2005. Tese (Doutorado em Geociências) - Pós-Graduação em Geociências do Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

LEBRETON, L. C. M. *et al.* River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, p. 1–10, 2017.

LEITE, M. E. DA R. F. **Serviços ecossistêmicos em áreas de borda do rio Cocó: indicadores para o planejamento urbano de Fortaleza - CE**. 2018. Dissertação (Mestrado em Arquitetura, Urbanismo e Design) - Programa de Pós-Graduação em Arquitetura, Urbanismo e Design (PPGAU+D), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

LESLIE, H. A. *et al.* Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, v. 163, p. 107199, 2022.

LI, B. *et al.* Dynamic characteristics of microplastics under tidal influence and potential indirect monitoring methods. **Science of the Total Environment**, v. 869, 2023.

LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS, L. C. Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. **Science of the Total Environment Elsevier**, v. 707, 2020.

LIU, X. *et al.* Ecological interception effect of mangroves on microplastics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 423, p. 127231, 2022.

MALLI, A. *et al.* Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, 2022.

MANIQUE, G. A.; D'AQUINO, C. D. A.; SCHETTINI, C. A. F. Transporte de sedimentos em suspensão em um estuário altamente estratificado sob condições de descarga fluvial transiente. **Pesquisas em Geociências**, v. 38, n. 3, p. 225, 2011.

MARINHO, A. DA S. *et al.* Do rio ao mar: análise do complexo estuarino do rio Cocó diante aos históricos impactos socioambientais. **Revista GeoUECE**, v. 08, n. 14, p. 401-416, jan./jun. 2019. ISSN 2317-028X.

MARTÍ, E. *et al.* The colors of the ocean plastics. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 11, p. 6594-6601, 2020.

MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. **Frontiers in Chemistry**, v. 6, 2018.

MCLUSKY D. S.; ELLIOTT M. **The Estuarine Ecosystem Ecology, Threats, and Management**. 3 ed. New York: Oxford, 2004.

MEIJER, L. J. J. *et al.* More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. **Science Advances**, v. 7, n. 18, p. 1–14, 2021.

MILLER, M. E.; HAMANN, M.; KROON, F. J. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. **PLOS ONE**, v. 15, n. 10, p. 1–25, 2020.

MIRANDA, L. B. DE; CASTRO, B. M. DE C.; KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. Estimation of the freshwater river discharge to estuaries in Ceará State, Brazil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, p. 53–60, 2006.

MONTAGNER, C. C. *et al.* Microplastics: Environmental Occurrence and Analytical Challenges. **Química Nova**, v. 44, n. 10, p. 1328–1352, 2021.

MONTENEGRO, M.; VIANNA, M.; TELES, D. B. **ATLAS DO PLÁSTICO**. 1 ed. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll e pelo movimento Break Free From Plastic, 2020.

MOORE, C. J. *et al.* A comparison of neustonic plastic and zooplankton abundance in southern California's coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 10, p. 1035–1038, 2002.

MOURA, Í. J. M. *et al.* Caracterização dos períodos seco e chuvoso da cidade de Fortaleza (CE). **Ciência e Natura**, v. 37, n. 0, p. 3–7, 2015.

MOURA, M. O. **O clima urbano de Fortaleza sob o nível do campo térmico**. 2008. Dissertação (mestrado na área de concentração em Dinâmica Territorial e Ambiental) - Programa de Pós- Graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

MUNNO, Keenan *et al.* Patterns of microparticles in blank samples: A study to inform best practices for microplastic analysis. **Chemosphere**, v. 333, p. 138883, 2023.

NAQASH, N. *et al.* Interaction of freshwater microplastics with biota and heavy metals: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 18, n. 6, p. 1813–1824, 2020.

OECD. **Global Plastics Outlook: Policy Scenarios to 2060**. 2020. Disponível em: https://www.oecd-ilibrary.org/sites/aa1edf33-en/1/3/1/index.html?itemId=/content/publication/aa1edf33-en&_csp_=ca738cf5d4f327be3b6fec4af9ce5d12&itemIGO=oecd&itemContentType=book#section-d1e906. Acesso em: 05 Set. 2022.

OECD. **Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options**. Paris: OECD Publishing, 2020. <https://doi.org/10.1787/de747aef-en>. ISBN 978-92-64-58406-8.

OLIVATTO, G. P. *et al.* Microplastics: Contaminants of Global Concern in the Anthropocene. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968–1989, 1 nov. 2018.

ONDA, D. F. L.; SHARIEF, K. M. Handbook of Microplastics in the Environment. **Springer Nature Switzerland**, 2021. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10618-8_40-1.

OO, P. Z. *et al.* Horizontal variation of microplastics with tidal fluctuation in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, n. PA, p. 112933, 2021.

O POVO. **Rio Cocó tem novo trecho de navegação inaugurado nesta terça.** 2019. Disponível em: <https://www.opovo.com.br/noticias/fortaleza/2019/05/21/rio-coco-tem-novo-trecho-de-navegacao-inaugurado-nesta-terca.html>. Acesso em: 20 maio 2023.

PADILHA, G. M. A. **Transformação de Plásticos.** 2007. Tese de doutorado - Curso de Pós Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

PAIVA, J. P. M. **Clima e ambiente construído: o caso dos conjuntos habitacionais de Fortaleza/CE.** 2018. Tese (Doutorado em Geografia) - Pós - Graduação em Geografia do Departamento de Geografia da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

PAZ, G. S. **Presença de partículas de polímeros sintéticos (microplásticos) em amostras de açúcar comercializados em supermercados de Brasília (Distrito Federal).** 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Médicas) - Universidade de Brasília-UnB, Brasília, DF, 2021.

PAZOS, R. S. *et al.* Temporal patterns in the abundance, type and composition of microplastics on the coast of the Río de la Plata estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 168, n. April, 2021.

PRATA, J. C. *et al.* Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, 2021.

PRITCHARD, D.W. Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay estuarine system. **Journal of Marine Research**, v.11, p. 106-123, 1952.

RAGUSA, A. *et al.* Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. **Polymers**, v. 14, n. 13, p. 1–14, 2022.

ROCHA, D. A. **Ecosistema manguezal do rio Cocó relacionado ao licenciamento ambiental expedido ao empreendimento Iguatemi empresarial.** 2007. Monografia Jurídica (Graduação em Direito) - Curso de Direito, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

ROCHMAN, C. M. *et al.* Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 38, n. 4, p. 703–711, 2019.

RODRIGUES, F. S. **Estudo das marés e dos parâmetros físico-químicos no estuário do rio Cocó - Fortaleza - CE.** 2007. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

RODRIGUES, S. M. *et al.* Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 1071–1081, 2019.

ROWLEY, K. H. *et al.* London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 140018, 2020.

SADRI, S. S.; THOMPON, R. C. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. **Marine Pollution Bulletin**, v. 81, n. 1, p. 55–60, 2014.

SAES, R. V. DA S. T. *et al.* **Princípios de oceanografia**. Teresina: Editora da Universidade Federal do Piauí - EDUFPI, 2018. ISBN: 978-85-509-0288-3.

SALES, A. **Pesquisa analisa qualidade de água do estuário do rio Cocó**. 2019. Disponível em: <https://agenciaeconordeste.com.br/pesquisa-analisa-qualidade-de-agua-do-estuario-do-rio-coco/>. Acesso em: 02 maio 2022.

SCHETTINI, C. A. F.; VALLE-LEVINSON, A.; TRUCCOLO, E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in Marine Science**, v. 10, p. 52–64, 2017.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SEMA). **Demanda 03 - Atualização do projeto zoneamento ecológico- econômico da zona costeira do estado do Ceará**. 2020. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/gerenciamento-costeiro/zoneamento-ecologico-economico-da-zona-costeira-zeec/documentos-previos-para-consulta-publica-do-zeec/>. Acesso em: 10 Jan. 2022.

SHEN, Z. *et al.* The fate of microplastics in estuary: A quantitative simulation approach. **Water Research**, v. 226, p. 119281, 2022.

SIEGFRIED, M. *et al.* Export of microplastics from land to sea. A modelling approach. **Water Research**, v. 127, p. 249–257, 2017.

SILVA, J. C. D. C. **A poluição no rio Cocó, sub-bacia b-2, margem direita, e a expansão urbana de Fortaleza-ce**. 2013. Tese (Doutorado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2013.

SILVA, M. Estuários - Critérios Para Uma Classificação Ambiental. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 1, p. 23–35, 2000.

SIMON-SÁNCHEZ, L. *et al.* River Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW Mediterranean). **Science of the Total Environment**, v. 687, p. 1186–1196, 2019.

SINDIPLAST. **Tipos de plásticos**. Disponível em: <http://www.sindiplast.org.br/tipos-de-plasticos/>. Acesso em 05 set. 2022.

SOBRINHO, M. F. **Aspectos Geoambientais do Mangue do Rio Cocó: Um Estudo de Caso**. 2008. Monografia (Especialização em Direito Ambiental) - Centro de Estudos Sociais Aplicados, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2008.

STEAD, J. L. *et al.* Identification of tidal trapping of microplastics in a temperate salt marsh system using sea surface microlayer sampling. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–10, 2020.

SUKHSANGCHAN, R. *et al.* Suspended microplastics during a tidal cycle in sea-surface waters around Chao Phraya River mouth, Thailand. **ScienceAsia**, v. 46, n. 6, p. 724–733, 2020.

- SUTEJA, Y. *et al.* Distribuição espacial e temporal de microplástico em águas superficiais de estuário tropical: Estudo de caso em Benoa Bay, Bali, Indonésia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, p. 111979, 2021.
- TAMURA, M. M. o processo de sedimentação no canal de acesso aos portos do complexo estuarino de Paranaguá. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 21, n. 2, p. 1689–1699, 2017.
- TAN, Y. *et al.* Characteristics, occurrence and fate of non-point source microplastic pollution in aquatic environments. **Journal of Cleaner Production**, v. 341, p. 130766, 2022.
- 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.
- THE OCEAN CLEANUP. **River plastic emissions to the world's ocean**. 2023. Disponível em: <https://theoceancleanup.com/sources/>. Acesso em 10 jun. 2023.
- THOMPSON, R. C. *et al.* Lost at Sea: Where Is All the Plastic?. **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.
- TUNDISI, J. G. TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- UGWU, K.; HERRERA, A.; GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, 2021.
- UNESP - UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA. **Plástico**. São Paulo, 2014. Disponível em: <https://www.sorocaba.unesp.br/#!/extensao/residuos-solidos/plastico/>. Acesso em 05 set. 2022.
- UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution**. Nairobi, 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/comunicado-de-imprensa/relatorio-da-onu-sobre-poluicao-plastica-alerta-sobre>. Acesso em: 05 Set. 2022.
- VAN EMMERIK, T.; SCHWARZ, A. Plastic debris in rivers. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 7, n. 1, p. 1–24, 2020.
- VASCONCELOS, F. P.; FREIRE, G. S. S. Estudo preliminar dos aspectos hidrodinâmicos e sedimentológicos do estuário do rio Cocó, estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, p. 81 -87, 1985.
- VERMEIREN, P.; MUÑOZ, C. C.; IKEJIMA, K. Fontes e sumidouros de detritos plásticos em estuários: um modelo conceitual integrando mecanismos de distribuição biológica, física e química. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1-2, p. 7-16, 2016.
- VIBHATABANDHU, P.; SRITHONGOUTHAI, S. Influence of seasonal variations on the distribution characteristics of microplastics in the surface water of the Inner Gulf of Thailand. **Marine Pollution Bulletin**, v. 180, p. 113747, 2022.

WANG, J. *et al.* The behaviors of microplastics in the marine environment. **Marine Environmental Research**, v. 113, p. 7–17, 2016.

WANG, T. *et al.* Accumulation and Transformation of Microplastics in Estuarine Fronts. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 3, n. 11, p. 795-805, 2022.

WEI, N. *et al.* Dynamic signatures of microplastic distribution across the water column of Yangtze River Estuary: Complicated implication of tidal effects. **Marine Environmental Research**, v. 188, p. 106005, 2023.

WONG, J. K. H. *et al.* Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: Prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. **Science of the Total Environment**, v. 719, 2020.

WOODALL, L. C. *et al.* The deep sea is a major sink for microplastic debris. **Royal Society Open Science**, v. 1, n. 4, 2014.

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, 2013.

WU, F. *et al.* Variation in microplastics composition at small spatial and temporal scales in a tidal flat of the Yangtze Estuary, China. **Science of the Total Environment**, v. 699, p. 134252, 2020.

WU, P. *et al.* Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 184, n. August, p. 109612, 2019.

WU, Y. *et al.* Vertical distribution and river-sea transport of microplastics with tidal fluctuation in a subtropical estuary, China. **Science of the Total Environment**, v. 822, p. 153603, 2022.

WWF - Fundo Mundial Para a Natureza. **Solucionar a poluição plástica: Transparência e responsabilização**. 2019. Disponível em: <https://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>. Acesso em 06 Set. 2022.

XIA, F. *et al.* Effects of seasonal variation and resuspension on microplastics in river sediments. **Environmental Pollution**, v. 286, n. November 2020, p. 117403, 2021.

XU, Q. *et al.* Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 139025, 2020.

YANG, D. *et al.* Microplastic Pollution in Table Salts from China. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 22, p. 13622–13627, 2015.

ZHANG, H. Transport of microplastics in coastal seas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 199, p. 74–86, 2017.

ZHANG, L. *et al.* Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: Implications of tidal current velocity and tidal range. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 122849, 2020.

ZHANG, S. *et al.* Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, v. 111, p. 62–72, 2019.

ZHENG, Y. *et al.* Vertical distribution of microplastics in bay sediment reflecting effects of sedimentation dynamics and anthropogenic activities. *Marine Pollution Bulletin*, v. 152, 2020.