



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

JOSE GABRIEL BARROS SOUZA

**OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA/CE)
NO PERÍODO CHUVOSO**

**FORTALEZA
2024**

JOSE GABRIEL BARROS SOUZA

OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA/CE)
NO PERÍODO CHUVOSO

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof Dr. Michael Barbosa Viana

FORTALEZA

2024

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)

- S238o Souza, Jose Gabriel Barros.
OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA/CE) NO
PERÍODO CHUVOSO / Jose Gabriel Barros Souza. – 2024.
38 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto
de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Michael Barbosa Viana.
1. Poluição. 2. Estuário. 3. Resíduos sólidos. I. Título.

CDD 333.7

JOSE GABRIEL BARROS SOUZA

OCORRÊNCIA DE MICROPLÁSTICOS NA FOZ DO RIO COCÓ (FORTALEZA/CE)
NO PERÍODO CHUVOSO

Monografia apresentada ao Curso de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof Dr. Michael Barbosa Viana

Aprovada em: 27/06/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Michael Barbosa Viana (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Ma. Ravena Santiago Alves
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Ma. Yasmin Nascimento de Barros
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Aos meus pais
Aos meus irmãos

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a meus pais por sempre acreditarem, incentivarem e me apoiarem, sobretudo nessa caminhada que foi a graduação.

À Universidade Federal do Ceará, e ao Instituto de Ciências do Mar, por oferecerem uma formação excelente, mesmo em meio a tantas adversidades trazidas pela pandemia.

Ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água, pelo fornecimento de materiais e conhecimentos necessários tanto à minha formação, quanto à execução desse trabalho.

Ao Francisco, pela oportunidade de participar do desenvolvimento de sua pesquisa, e a partir dela, desenvolver também meu trabalho. Agradeço também à Ravana, pela ajuda ao longo do trabalho e principalmente no começo de seu desenvolvimento.

Ao Prof. Dr. Michael Barbosa, pela orientação, atenção, esclarecimentos, pela oportunidade em desenvolver esse trabalho e pelas correções fundamentais para a qualidade alcançada.

Aos meus colegas e amigos, da graduação e pessoais, que desbravaram esses 4 anos comigo, e foram essenciais para minha formação, em especial àqueles que direta ou indiretamente me ajudaram no desenvolvimento do presente trabalho.

RESUMO

Microplásticos são definidos como polímeros sintéticos de tamanho entre 1 µm a 5 mm derivados do desgaste de plásticos maiores ou já produzidos nessa escala de tamanho. Por serem pequenos e amplamente distribuídos no ambiente, são uma grande preocupação atual para a fauna e os seres humanos. A foz dos rios é uma das principais entradas de microplásticos para o oceano, pois o rio funciona como uma rota de transporte desse poluente do continente. O objetivo deste trabalho é determinar a abundância dos microplásticos nas águas superficiais da foz do rio Cocó, em Fortaleza, Ceará, durante o período chuvoso, e caracterizá-los quanto às formas, tamanhos e cores. A amostragem foi realizada no mês de abril de 2022 em um único ponto na foz do rio Cocó, através de três arrastos consecutivos utilizando uma rede de plâncton com abertura da malha de 120 µm e com fluxômetro acoplado a ela. A amostra foi analisada em laboratório, onde passou por peneiramento, retirada do material orgânico por solução digestora, separação por diferença de densidade e filtração. A amostra filtrada foi analisada em estereomicroscópio para contagem e classificação dos MPs quanto à forma, tamanho e cor. A abundância média foi de $8,98 \pm 3,26$ itens/m³. As formas predominantes foram as fibras (49%), seguidas de borrachas (20%), fragmentos (17%) e filmes (13%). As faixas de tamanho predominantes foram 0,3 mm a 0,5 mm (25%) e 0,5 mm a 1,0 mm (25%). As cores predominantes foram preta (29%), azul (22%) e transparente (21%). Pode-se concluir que as potenciais fontes de microplásticos para o rio Cocó são lançamento de esgoto, descarte incorreto de resíduos sólidos e o desgaste de pneus das avenidas e estradas, e que o rio Cocó é um grande contribuinte de microplásticos para o oceano Atlântico.

Palavras-chave: poluição; estuário; resíduos sólidos.

ABSTRACT

Microplastics are defined as synthetic polymers with a range between of 1 μm to 5 mm, which are created from the abrasion of larger plastics or are already produced in this size range. As they are small and widespread in the environment, they currently pose a major problem for wildlife and humans. The mouths of rivers are one of the main entry points of microplastic into the ocean, as the river serves as a transport route for this pollutant from the continent. The aim of this work is to determine the abundance of microplastics in the surface waters at the mouth of the Cocó River in Fortaleza, Ceará, during the rainy season and characterize them in terms of shape, size and colors. Sampling was collected in April 2022 at a single point at the mouth of the Cocó River through three consecutive drags using a plankton net with a mesh size of 120 μm and a flow meter attached to it. The sample was analyzed in the laboratory, where it was sieved, freed from organic material by a digestion solution, separated by density differences and filtered. The filtered sample was analyzed under a stereomicroscope to count the MPs and classify them by shape, size and colors. The average abundance was 8.98 ± 3.26 items/ m^3 . The predominant forms were fibers (49%), followed by rubbers (20%), fragments (17%) and films (13%). The predominant size ranges were 0.3 mm to 0.5 mm (25%) and 0.5 mm to 1,0 mm (25%). The predominant colors were black (29%), blue (22%) and transparent (21%). we can conclude that the potential sources of microplastics for the Cocó river are the discharge of sewage, the incorrect disposal of solid waste and the wear of tires on avenues and roads, and that the Cocó river is a large contributor of microplastics to the ocean Atlantic.

Keywords: pollution; estuary; solid waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização da foz do rio Cocó (Fortaleza – CE), e ponto de coleta da amostra.....	14
Figura 2 – Placas de Petri com os filtros contendo a amostra de MPs encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.....	17
Figura 3 – Formas de microplástico encontradas na foz do rio Cocó, Fortaleza, CE. Caracterização feita por meio de estereomicroscópio: A) Fibra azul; B) Fragmentos azul, verde e branco; C) Filme transparente; D) Borracha preta; E) Espuma branca.....	24
Figura 4 – Porcentagem das formas de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.....	25
Figura 5 – Avenidas que cruzam o rio Cocó em seu estuário (Fortaleza - CE).....	27
Figura 6 – Porcentagem de tamanhos de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.....	28
Figura 7 – Porcentagem de cores predominantes dos microplásticos encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.....	29
Figura 8 – Figura 8 – Porcentagem de cores com relação às formas de microplásticos na foz do rio Cocó, Fortaleza/CE.....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de itens identificados, volume de água filtrado e abundância de microplásticos encontrada na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE, em cada réplica e na média.....	19
Tabela 2 – Comparação da abundância de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó durante o período chuvoso, com a abundância encontrada em estuários de outros lugares do mundo.....	20

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1	Área de Estudo	14
2.2	Amostragem	15
2.3	Análises laboratoriais.....	16
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
3.1	Abundância de microplásticos.....	19
3.2	Caracterização dos microplásticos.....	23
3.2.1	<i>Formas</i>.....	23
3.2.2	<i>Tamanhos</i>.....	27
3.2.3	<i>Cores</i>.....	28
4	CONCLUSÕES.....	31
	REFERÊNCIAS	32

APRESENTAÇÃO

O presente trabalho é parte integrante do trabalho de dissertação de mestrado intitulado “VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE MICROPLÁSTICOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DE UM ESTUÁRIO URBANO NO NORDESTE DO BRASIL”, que buscou avaliar a abundância e caracterização de microplásticos na foz do rio Cocó, em Fortaleza, Ceará, em diferentes espaços longitudinais e sob duas condições sazonais. O trabalho faz parte do projeto *i-plastic*, que é financiado pela *JPI-Oceans*, e busca determinar a dinâmica de microplásticos e nanoplásticos na interface terra-oceano sob regimes distintos de fluxo e clima.

No Brasil, o *i-plastic* conta com o apoio e financiamento da Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FUNCAP, e os estudos foram desenvolvidos predominantemente por pesquisadores do Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR, da Universidade Federal do Ceará – UFC.

1 INTRODUÇÃO

Os microplásticos (MPs) são definidos como partículas de plásticos de tamanho maior que 1 micrômetro e menor que 5 milímetros (GESAMP, 2015). Os MPs podem ser classificados quanto à sua origem em MPs primários e secundários. MPs primários são aqueles já produzidos nessa escala de tamanho, enquanto os secundários são derivados da fragmentação de produtos de plástico maiores, que são deteriorados e decompostos em partículas menores, em decorrência de processos químicos, físicos ou biológicos (Cole et al., 2011; Montagner et al., 2021). Os MPs podem ser encontrados em diferentes compartimentos do ambiente natural, entre eles o oceânico (Andrady, 2011). O primeiro registro de MPs no oceano foi observado no começo da década de 70 (Carpenter; Smith Jr, 1972), desde então, os MPs vêm se acumulando cada vez mais nesse ambiente, trazendo várias consequências ecológicas e criando a necessidade de entender sua ocorrência e seus impactos nesse ecossistema (Andrady, 2011; Betts, 2008; Montagner et al., 2021; Thompson et al., 2004).

Os organismos pelágicos e bentônicos são os mais suscetíveis à ingestão de MPs, devido a sua limitada capacidade de diferenciar o plástico de alimento e o pequeno tamanho dos MPs (Betts, 2008; Thompson et al., 2009). Essa ingestão pode ocasionar perda do apetite, pseudo saciedade e dificultar a passagem do alimento pelo trato gastro-intestinal desses seres (Cole et al., 2011). Por serem resistentes a processos metabólicos, os MPs também se bioacumulam, e biomagnificam ao longo dos níveis tróficos (Montagner et al., 2021). Os MPs são também suscetíveis à contaminação de outros poluentes no ambiente hídrico, que se aderem a superfície do plástico e são transferidos para a biota quando ingeridos por organismos marinhos, como produtos químicos desreguladores endócrinos e poluentes orgânicos persistentes (POPs) (Andrady, 2011; Cole et al., 2011).

Dentre as vias de entrada de MPs para o ambiente oceânico, os rios e estuários são uma das principais fontes, e esse carreamento é influenciado por fatores sanitários, sociológicos, climatológicos e hidrológicos, tais como força e direção do vento, densidade populacional, proximidade com centros urbanos, despejo de esgoto bruto e tratado, escoamento superficial, além da gestão e gerenciamento inefficientes de resíduos sólidos (Alves, 2024; Lahens et al., 2018; Lucas et al., 2021; Van Emmerik; Schwarz, 2020; Yonkos et al., 2014). Um estudo feito em uma bacia hidrográfica

tropical na Malásia, concluiu que as estradas podem ser grandes contribuintes para o MP nos rios, e que efluentes domésticos e industriais contribuem de forma semelhante (Chen et al., 2022). Algumas das atividades humanas que lançam MPs no ambiente são, por exemplo, o uso de cosméticos e lavagem de roupas, que liberam inúmeras fibras de tecidos naturais e sintéticos (Montagner et al., 2021). Atividades agrícolas, industriais e pesqueiras também têm sua parcela de contribuição (McEachern et al., 2019; Montagner et al., 2021).

Os estuários se caracterizam como uma zona de transição entre o sistema fluvial e marinho (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008) e drenam bacias hidrográficas continentais para águas costeiras (Barletta et al., 2019). Consequentemente, a água estuarina é resultado de uma mistura da água doce, proveniente do rio, e da água salina do oceano. Essa dinâmica de troca de fluxo é influenciada pela vazão fluvial e pelo ciclo de marés (Malli et al., 2022). O ambiente estuarino é rico em nutrientes e serve de habitat para inúmeras espécies como mamíferos, peixes, aves marinhas e crustáceos (Barletta et al., 2019; Zaki et al., 2021), tornando-se assim muito visado do ponto de vista econômico através da exploração, turismo, e especulação imobiliária (Freires et al., 2016).

Os rios no semiárido brasileiro, assim como seus estuários, são tipicamente intermitentes, com águas rasas e fluxo dependendo diretamente da precipitação. Muitos desses rios podem secar no período de estiagem e, por isso, há também muitas barragens construídas para contenção hídrica, resultando em estuários hipersalinos e com acúmulo de sedimentos na foz, que caracterizam sistemas estuarinos semifechados (Soares et al., 2021).

Os estudos de MPs feitos em ambientes estuarinos em regiões semiáridas são escassos (Alves, 2023; Lima; Costa; Barletta, 2014). O estuário do rio Cocó, localizado na região semiárida brasileira, é impactado diretamente por lançamento de esgoto, poluição por resíduos sólidos e interferências antrópicas em seu entorno (ARCADIS, 2020; Santos; Souza, 2014) que são potenciais fontes de MPs para o estuário e, consequentemente, para o oceano aberto (McEachern et al., 2019; Yonkos et al., 2014).

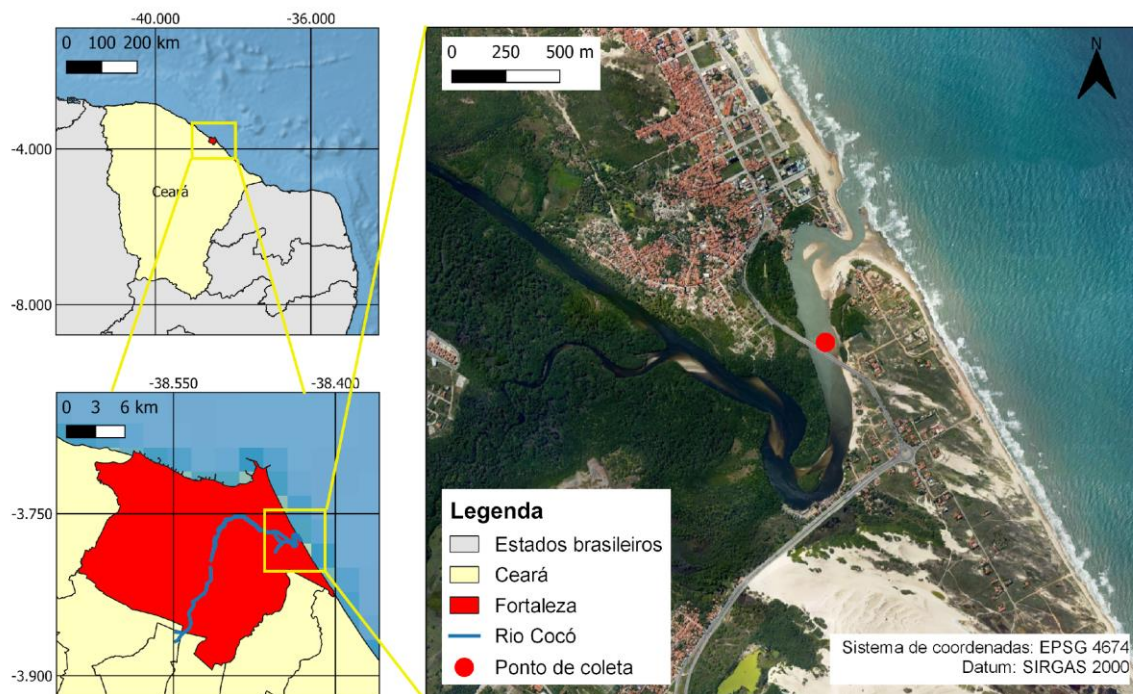
Por tanto, o objetivo deste trabalho é determinar a abundância de MPs nas águas superficiais na foz do rio Cocó, um rio urbano localizado na região semiárida do nordeste do Brasil, e caracterizá-los quanto às formas, tamanhos e cores.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estuário do rio Cocó localiza-se na cidade de Fortaleza - CE. O rio Cocó caracteriza-se como um rio urbano, e é um dos principais recursos hídricos da região metropolitana da cidade. A bacia do rio Cocó abrange as áreas dos municípios de Pacatuba, Maranguape, Aquiraz e Fortaleza, têm sua nascente na Serra da Aratanha, no município de Pacatuba, e deságua no Oceano Atlântico, fazendo um percurso de aproximadamente 50 km (Santos; Souza, 2014). O estuário do rio Cocó está situado dentro do Parque Estadual do Cocó, que se define como uma área de proteção integral, sendo permitido apenas uso indireto dos seus recursos naturais (SEMACE, 2010; Santos; Souza, 2014). A Figura 1 representa o mapa de localização da área de estudo.

Figura 1 – Mapa de localização da foz do rio Cocó (Fortaleza – CE) e ponto de coleta da amostra.



Fonte: elaborada pelo autor.

A área de estudo tem dois períodos bem definidos: chuvoso (janeiro a junho)

e seco (julho a dezembro), com média pluviométrica anual de 1668,9 mm, e clima tropical semiárido (Garcez Junior et al., 2020). O período chuvoso é caracterizado por ventos calmos (ARCADIS, 2020).

Devido à sua baixa profundidade, o estuário do rio Cocó apresenta uma coluna vertical bem misturada, caracterizado como um estuário clássico, em que a salinidade cresce no sentido da montante para a foz (ARCADIS, 2020). O estuário do rio Cocó é turbulento tanto na maré de sizígia quanto na maré de quadratura, com velocidade da corrente maior no período de enchente, que na vazante (Freitas, 2013). Na foz, o substrato do fundo é arenoso e argiloso na seção superior. As marés avançam até 11 km rio adentro a partir da foz e o rio conta com uma barragem a jusante para regular sua vazão e controlar as cheias (ARCADIS, 2020).

O rio Cocó é densamente urbanizado em todo o seu percurso (Diógenes et al., 2020). Ao longo do crescimento da cidade o rio Cocó foi constantemente submetido aos mais diversos usos e intervenções humanas, como o despejo clandestino de esgoto bruto, ocupações de imóveis irregulares, um aterro desativado, localizado no bairro do Jangurussu, e vários prédios públicos e privados, como o Shopping Iguatemi e o Centro de Eventos de Fortaleza (Freires et al., 2014). Também observa-se que muitas moradias que estão nos limites do rio depositam resíduo sólido em suas margens e entorno (ARCADIS, 2020; Sobrinho, 2008). Suas águas também são usadas para recreação de contato primário e pesca artesanal e de subsistência (ARCADIS, 2020).

2.2 Amostragem

O protocolo de amostragem, separação e identificação dos MPs foi feito de acordo com as instruções do *Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater*, desenvolvido pelo projeto BASEMAN (Gago et al., 2019).

A amostragem foi coletada na foz do rio, no ponto apresentado na Figura 1, durante a estação chuvosa, no dia 26 de abril de 2022 e a maré era de quadratura. A coleta foi feita na coordenada geográfica 3°46'31.08"S 38°26'12.588"W, às 11:00 do dia, durante a maré enchente com uma rede de plâncton de 120 µm que foi mantida flutuando nos primeiros 15 cm superficiais.

Os arrastos foram feitos contra a corrente a uma velocidade constante de cerca de 1 m/s durante 1 minuto. Foi coletado um total de 3 réplicas do mesmo ponto,

colhidas seguidamente. Um fluxômetro mecânico de modelo *General Oceanic* (Lunus – série L0313) estava acoplado à rede para medição do volume de água filtrado na amostragem. O volume de água filtrado foi calculado por meio da Equação 1:

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

Onde:

V = volume filtrado, em m³

a = área da boca da rede $\pi \times r^2$, em m² (na Equação 1, o valor de “a” é dividido por 2, já que apenas a metade da área da boca da rede ficava submersa em água)

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

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

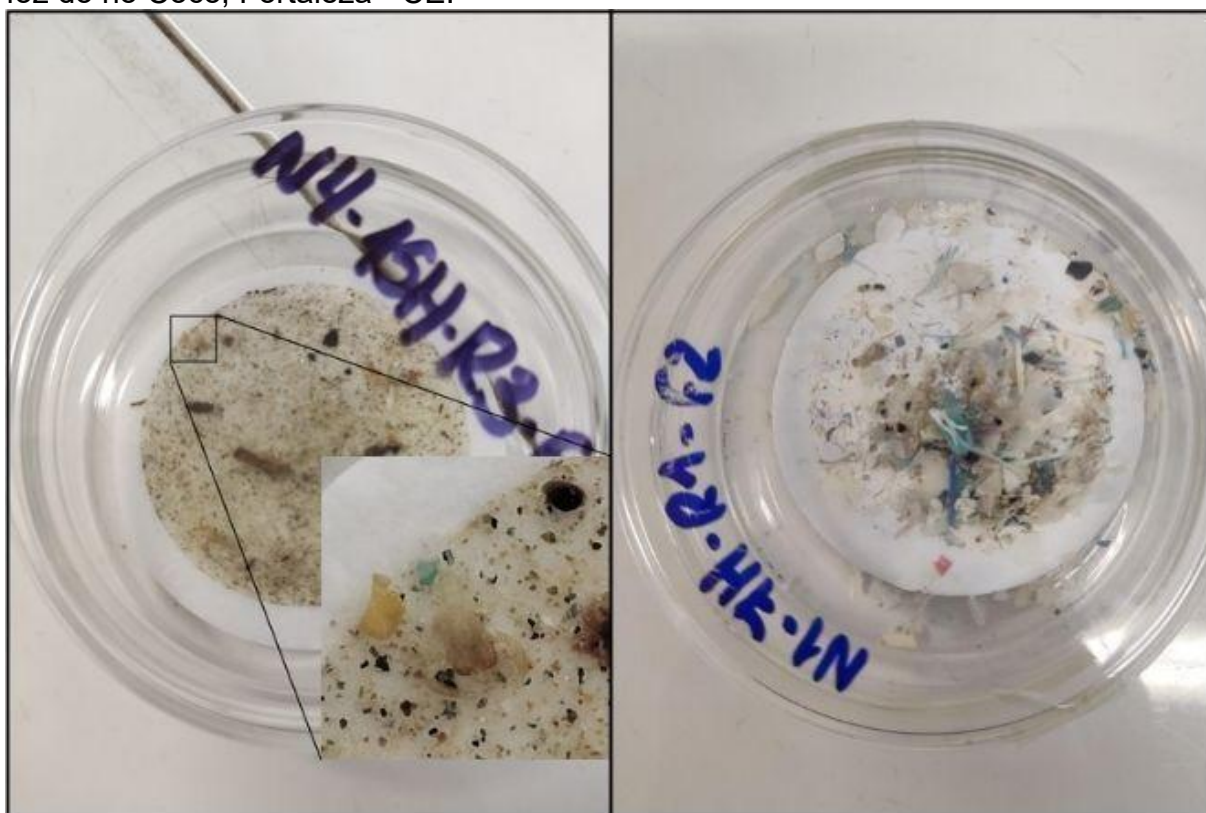
Após o arrasto ser finalizado a rede de plâncton foi lavada com água do estuário pré-filtrada em peneira de 63 µm, e a água com os microplásticos foi coletada no copo da rede, que foi lavado com água destilada pré-filtrada, e foi transferida para frascos de vidro lavados previamente em laboratório. Os frascos com as amostras foram guardados em caixa térmica de isopor em temperatura ambiente e foram previamente identificados. Em seguida foram levados para o Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL) no Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), onde foram armazenados em um refrigerador a temperatura de -20° C até posterior análise laboratorial.

2.3 Análises laboratoriais

A amostra foi retirada do congelador e deixada para descongelar em temperatura ambiente por 24 horas. Após descongelada, a amostra foi filtrada em peneiras inox de 5,6mm e 63 µm sobrepostas. Após isso, a amostra retida na peneira de 63 µm foi lavada com água destilada filtrada e foi transferida para um béquer, onde foi adicionada a uma solução digestora de Hidróxido de potássio (10%), em proporção 1:3 (v/v), com o objetivo de remover a matéria orgânica, mantida em uma estufa a 40°C por 72 horas. Para separação dos MPs por diferença de densidade, a amostra foi retirada da estufa e passou por uma nova filtragem em peneira de 63 µm, e

misturada com a solução de separação por densidade à base de cloreto de zinco (ZnCl_2) com densidade de $1,6 \text{ g/cm}^3$, em proporção 1:3 (v/v), com o objetivo de suspender os MPs. Passado um dia da solução com a amostra em funis de separação, o sobrenadante foi filtrado em filtro de fibra de vidro com porosidade de $0,7 \mu\text{m}$, enquanto que o material sedimentado foi descartado. Os filtros contendo o material da amostra foram então colocados em placas de petri, para posterior análise (Figura 2).

Figura 2 - Placas de Petri com os filtros contendo a amostra de MPs encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.



Fonte: elaborada pelo autor.

A identificação visual dos MPs foi feita em estereomicroscópio modelo Leica S8 APO. Com o auxílio do programa LasEZ (*Leica Application Suite*) e da câmera Leica (EC3) os microplásticos encontrados na foz do rio Cocó foram identificados, fotografados e registrados e caracterizados quanto a sua forma, tamanho e cor. As formas foram divididas em fibra, fragmento, borracha, filme e espuma. Os tamanhos foram divididos nas faixas: 0,120 mm a 0,300 mm; 0,300 mm a 0,500 mm; 0,500 mm a 1 mm; 1 mm a 2 mm; 2 mm a 5 mm. As cores foram classificadas em amarelo, azul, branco, multicolor, preto, transparente, verde, vermelho. A quantificação e

classificação dos microplásticos foi feita baseada nos conceitos e informações de classificação de MPs propostas por Gago et al. (2019) e Rochman et al. (2019). A abundância foi calculada pela razão do número de itens de MP encontrados pelo volume de água filtrada na coleta em m³.

Durante todas as etapas, desde a coleta até as separações e análise de MPs, foram usadas medidas de controle de contaminação da amostra. Foi utilizado jaleco 100% algodão e luvas de nitrilo nas etapas laboratoriais para evitar contaminação por fibras sintéticas. As superfícies utilizadas foram higienizadas com etanol 70% e todas as soluções e água destilada utilizadas eram pré-filtradas em filtro de fibra de vidro de porosidade 0,7 µm.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Abundância de microplásticos

Um total de 2041 potenciais itens microplásticos foram encontrados nas três réplicas de amostragem de água superficial da foz do rio Cocó. A abundância de MPs variou de 5,95 a 12,42 itens/m³, com média de $8,98 \pm 3,26$ itens/m³. A Tabela 1 apresenta o número de itens identificados, o volume de água filtrado e a abundância de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó.

Tabela 1 – Número de itens identificados, volume de água filtrado e abundância de microplásticos encontrada na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE, em cada réplica e na média.

Réplica	Nº de itens	Volume de água filtrado (m ³)	Abundância (itens / m ³)
Réplica 01	383	64,34	5,95
Réplica 02	993	79,98	12,42
Réplica 03	665	77,79	8,56
Média			8,98
Desvio padrão			3,26

Fonte: elaborada pelo autor.

Diversos pesquisadores avaliaram a abundância de microplásticos na foz de rios tropicais durante o período chuvoso (Gupta et al., 2021; Lestary et al., 2020; Lima; Costa; Barletta, 2014; Suteja et al., 2021). Na Tabela 2, a abundância de MPs no estuário do rio Cocó é comparada com a abundância de alguns desses estuários de outros lugares do mundo.

Tabela 2 - Comparação da abundância de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó durante o período chuvoso, com a abundância encontrada em estuários de outros lugares do mundo.

Estuário	Método de amostragem	Abertura da malha	Ponto analisado	Período	Abundância no ponto (itens/m³)	Forma predominante	Referência
Rio Cocó, Brasil	Rede de plâncton	120 µm	Foz do rio	Chuvoso	8,98 ± 3,26	Fibras (49%)	Este estudo
Estuário de Goa, Índia	Rede de plâncton	300 µm	4 pontos	Chuvoso	0,10 ± 0,03	Fragmentos (38,06%)	(Gupta et al., 2021)
Rio Goiana, Brasil	Rede de plâncton	300 µm	Baixo estuário	Chuvoso tardio	0,19	Plástico macio (41%)	(Lima; Costa; Barletta, 2014)
Baía de Banoa, Indonésia	Rede de plâncton	300 µm	8 pontos	Chuvoso	0,61	Fragmentos (73,19%), espuma (17,02%)	(Suteja et al., 2021)
Rio Velar, Índia	Rede de plâncton	330 µm	10 pontos	Não definido	1,15 ± 0,01 a 5,14 ± 0,04	Fibras (79,29%), fragmentos (13,61%)	(Nithin; Sundaramanikan; Sathish, 2022)
Rio Kelang, Malásia	Garrafas de vidro 1 L	-	15 pontos	Não definido	2,47 ± 1,19	Fibras (85%), fragmentos (12%)	(Zaki et al., 2021)
Rio Yangtzé, China	Bombas submersas de 100 L	330 µm	1 ponto	Chuvoso	15,60 a 121,10	Não específica	(Wei et al., 2023)
Rio Subaraia, Indonésia	Rede de plâncton	333 µm	Ponto mais à foz	Chuvoso	18,81	Filmes (45,8 – 92,9%)	(Lestari et al., 2020)

Fonte: elaborada pelo autor.

A partir da Tabela 2, é possível observar que a média de abundância no estuário do rio Cocó ($8,98 \pm 3,26$ itens/m³) é maior que a abundância encontrada em quase todos os estuários comparados, chegando a superar alguns em até uma ordem de grandeza. Por exemplo, nosso resultado é cerca de 40 vezes maior que o resultado encontrado no rio Goiana, também no Nordeste do Brasil (Lima; Costa; Barletta, 2014). Por outro lado, nosso resultado foi menor que dois dos estudos comparados: o estuário do rio Subaraia, Indonésia (18,81 itens/m³), e o estuário do rio Yangtzé, China (15,60 a 121,10 itens/m³) (Lestary et al., 2020; Wei et al., 2023). A concentração elevada no estuário do rio Yangtzé (60,3 itens/m³ em média no chuvoso) pode ter explicação no instrumento utilizado (Wei et al., 2023). Além disso, as particularidades de cada estuário têm grande influência na abundância dos MPs locais, como a geomorfologia do estuário, profundidade e amplitude de marés (Lima; Costa; Barletta, 2014; Malli et al., 2022), além da influência pelo nível de poluição do local de coleta (Suteja et al., 2021).

Alves (2024), analisando a variação de MPs do estuário do rio Cocó durante o ciclo diário de marés, encontrou uma abundância de 32,5 itens/m³ no meio da maré enchente durante o período chuvoso, o triplo do valor observado no presente estudo. Essa diferença pode ser explicada devido à autora ter feito suas análises durante a maré de sizígia (Alves, 2024), período em que a amplitude de maré no rio Cocó varia em média 3 m, diferente da maré de quadratura, cuja variação é em média 1 m (Pereira et al., 2015). Ademais, durante a maré de sizígia, a abundância de MPs é maior na coluna d'água se comparado com a maré de quadratura, que têm mais chances de aprisionar os MPs em seus sedimentos (Malli et al., 2022). Um estudo específico comparando a variação da abundância de MPs no rio Cocó entre marés mensais se faz necessário para confirmar esse questionamento.

O volume de chuva que uma área estuarina recebe é determinante no aumento da quantidade de MPs na coluna d'água de estuários (Malli et al., 2022). Isso acontece porque, geralmente, os MPs acumulados no continente são carregados para os corpos d'água através do escoamento superficial (Barletta et al., 2019; Yan et al., 2021). A chuva também remobiliza MPs aprisionados em estruturas urbanas e coberturas vegetais, sendo o clima o principal determinante da variação regional de MPs (Gorman et al., 2020). Desta forma, o aumento da poluição plástica em rios e ambientes estuarinos, carregados pela alta precipitação, são uma grande ameaça para os estuários (Bermudez et al., 2021).

Sistemas sedimentares estuarinos entre marés podem atuar como um sumidouro para contaminantes arrastados e adsorvidos (Anderson et al., 2018; Lima; Costa; Barletta, 2014; Zaki et al., 2021). Apesar de muitos MPs serem menos densos que a água do mar, e se concentrarem na superfície (Anderson et al., 2018; Lestari et al., 2018), um alto tempo de residência pode fazer com que as partículas de MPs sejam agregadas com outros MPs (agregação homogênea) ou com partículas de outros materiais presentes na água (agregação heterogênea) ou até mesmo serem absorvidas na superfície de grandes sedimentos, aumentando sua densidade e causando um assentamento de MPs suspensos na água (Yan et al., 2021). Porém, mesmo com esse possível assentamento dos MPs, durante a estação chuvosa grandes quantidades de descarga de água e o rápido fluxo podem induzir a ressuspensão de MPs depositados no sedimento, aumentando sua quantidade na coluna d'água (Malli et al., 2022; Yan et al., 2021).

A alta concentração de MPs em rios está fortemente relacionada com a densidade populacional (Kataoka et al., 2018; Yonkos et al., 2014). As densidades populacionais são comumente mais altas próximo ao estuário causando uma elevada pressão nesse ambiente, que é primário para urbanização e desenvolvimento industrial (Barletta et al., 2019). Essa pressão leva ao estuário receber inúmeros contaminantes de uma variedade de fontes locais e a montante, como esgoto tratado e não tratado, escoamento urbano e efluentes de indústria e pesca (Anderson et al., 2018; Barletta et al., 2019). Zaki et al (2021) encontraram uma maior abundância de MPs em seu estudo em pontos de amostragem próximos a áreas residenciais, industriais e portuárias, evidenciando a contribuição da atividade antrópica para o aumento da poluição por MPs. Eles sugeriram que a elevada abundância de MPs é predominantemente influenciada por atividades humanas e descarte de resíduos domésticos.

O estuário do rio Cocó é marcado por um crescente adensamento urbano com inúmeros prédios residenciais e comerciais em seu entorno (Freires et al., 2014; Sobrinho, 2008). Fortaleza é a capital brasileira com maior densidade demográfica, com 7 mil habitantes por km³ (IBGE, 2022). Várias áreas da planície de inundação do rio Cocó sofreram intervenção, e foram aterradas para a construção de prédios comerciais, condomínios, áreas de lazer e conjuntos habitacionais, inclusive em áreas de risco ambiental (Freires et al., 2014; Zanella et al., 2009). Todas essas intervenções geradas pela população e pelo governo levam a uma série de impactos no estuário,

como ocupação desordenada, descarte inadequado de resíduos sólidos ao longo do rio, desmatamento, eliminação da mata ciliar, aterramento da área de várzea e lançamento de esgotos clandestinos (ARCADIS, 2020; Freires et al., 2014; Sobrinho, 2008).

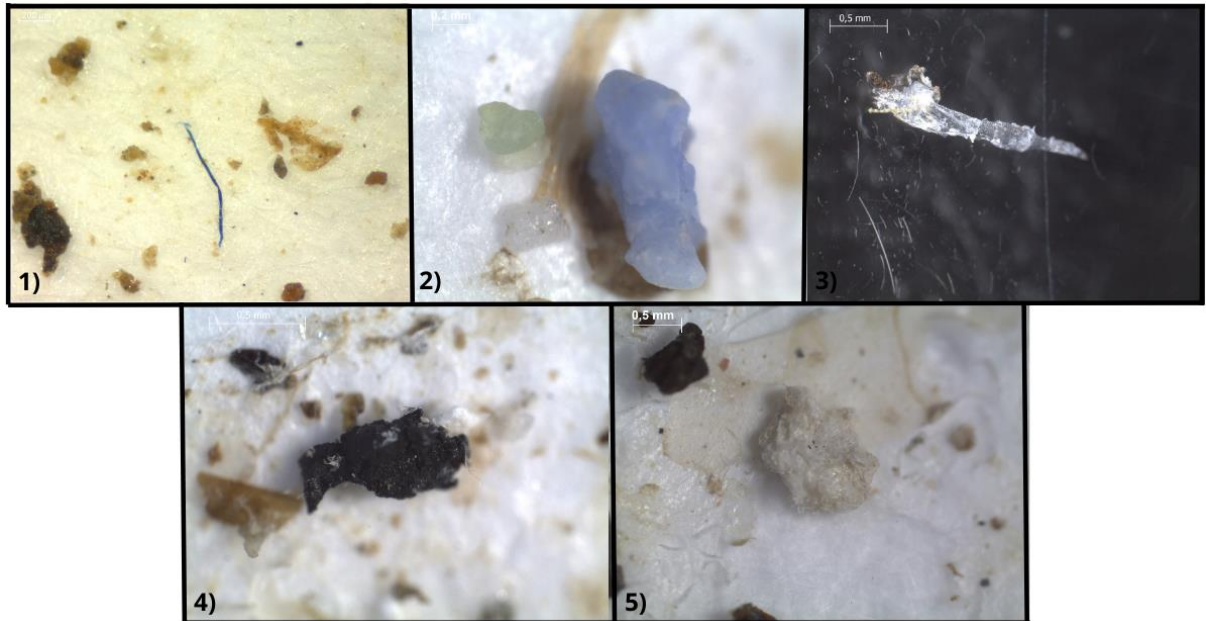
Há uma irregularidade na distribuição de chuvas de Fortaleza, que provoca eventos de cheia (Santos, 2006), além disso, a falta de infraestrutura e planejamento urbano, junto com a impermeabilização do solo, faz com que a cidade sofra com inundações periódicas e com o baixo curso do rio Cocó sendo muito afetado (Zanella et al., 2009). Garcez Júnior et al (2020) identificaram 105 eventos pluviométricos intensos (acima de 60 mm) ao longo da série histórica de 1987 a 2017, com quase todos os anos apresentando a ocorrência desses eventos, que causam uma série de problemas relacionados à inundação, sobretudo nas habitações irregulares que ocupam a área de várzea do rio Cocó (Freires et al., 2014).

3.2 Caracterização dos microplásticos

3.2.1 Formas

Uma investigação da caracterização dos MPs quanto a sua forma é fundamental para estimar possíveis fontes e também podem guiar decisões sobre mitigação (Bermudéz et al., 2021; Rochman et al., 2019). A Figura 3 ilustra os diferentes tipos de MPs observados na foz do rio Cocó.

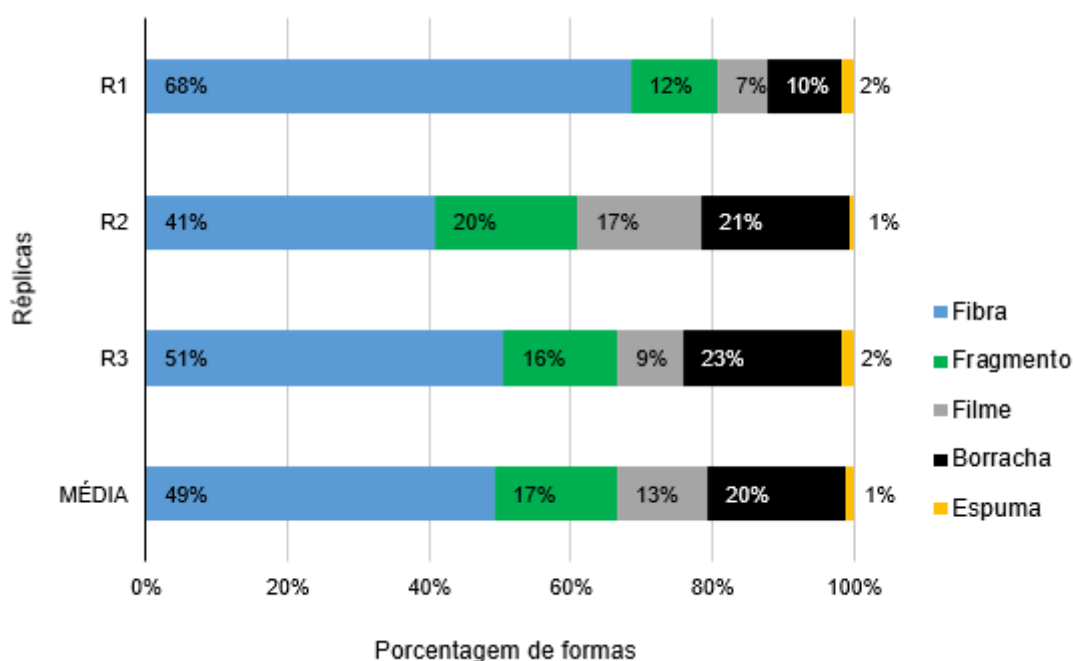
Figura 3 – Formas de microplástico encontradas na foz do rio Cocó, Fortaleza, CE. Caracterização feita por meio de estereomicroscópio: A) Fibra azul; B) Fragmentos azul, verde e branco; C) Filme transparente; D) Borracha preta; E) Espuma branca.



Fonte: elaborada pelo autor.

Conforme demonstrado na Figura 4, as formas mais encontradas no presente estudo foram as fibras, correspondendo a 49% da média de itens coletados. Em seguida, tem-se as borrachas (20%) e fragmentos (17%) e filmes (13%). As espumas (1%) foram menos frequentes. Resultados semelhantes foram observados nas águas do rio Kelang, Malásia (85%) e do rio Velar, Índia (79,29%) (Nithin; Sundaramanikan; Sathish, 2022; Zaki et al., 2021), conforme representado na Tabela 02.

Figura 4 – Porcentagem das formas de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó Fortaleza - CE.



Fonte: elaborada pelo autor.

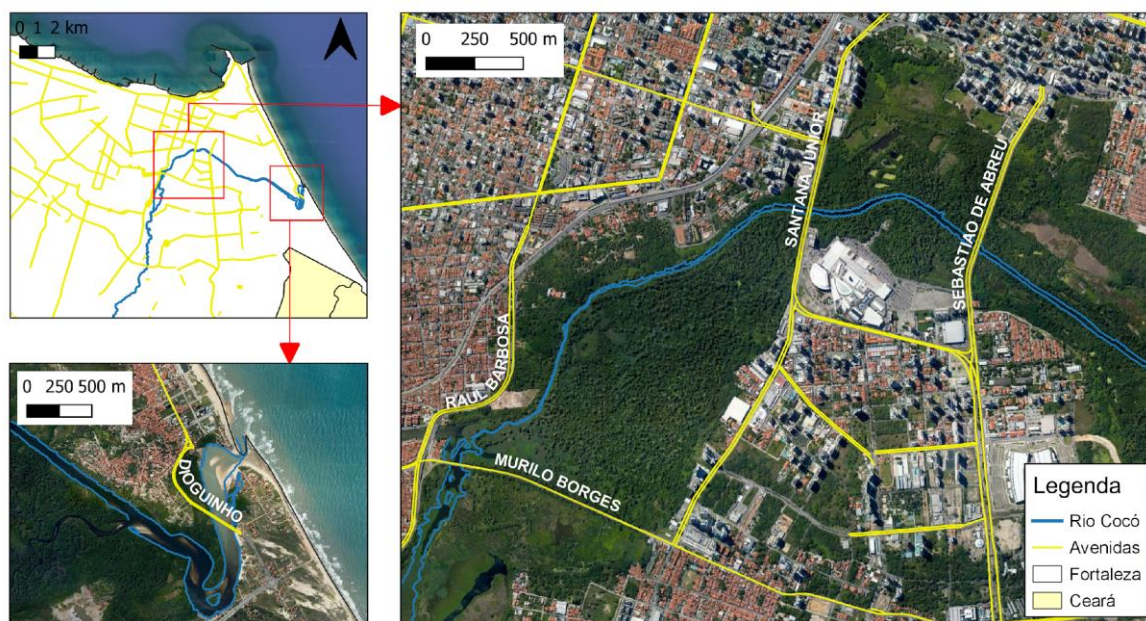
A predominância de fibras no estuário do rio Cocó pode estar associada a despejos decorrentes da lavagem de roupas com tecido sintético, comumente presente nos efluentes domésticos despejados em rios (McEachern et al., 2019; Zaki et al., 2021). O rio Cocó recebe forte incremento de esgotos clandestinos e também tratados, decorrente de imóveis, prédios, conjuntos habitacionais e ocupações irregulares, sobretudo a partir da avenida Presidente Costa e Silva, onde passa a ter maior concentração populacional (Freires et al., 2014). Esses lançamentos clandestinos de esgoto também são observados em seus afluentes, como no riacho Coaçu, que deságua no Cocó já bem próximo à sua foz (ARCADIS, 2020; Freires et al., 2014). Estudos de qualidade de água feitos no rio também demonstraram uma alta concentração de coliformes termotolerantes, que se mostraram maiores nos pontos a montante e a jusante de um aterro desativado, localizado no bairro Jangurussu às margens do rio Cocó, fortalecendo a evidência de lançamento de esgoto não tratado (ARCADIS, 2020).

Fragmentos são MPs secundários, provavelmente derivados da decomposição de plásticos maiores (McEachern et al., 2019). Os detritos plásticos provenientes de fontes terrestres continuam a fragmentar-se em MP, no estuário

(Barletta et al., 2019). Essa constante fragmentação de itens plásticos, decorrentes do ambiente dinâmico, tornam o MP pequeno o suficiente para causar dano à biota de diferentes maneiras (Lima et al., 2014). Os MPs ainda podem ser perigosos para peixes em suas fases iniciais de vida, pois sua ingestão pode induzir a um bloqueio intestinal, limitando a ingestão de alimentos, ou expondo os organismos à contaminação devido à capacidade dos MPs de adsorver poluentes (Rodrigues et al., 2019). O descarte inadequado de resíduos sólidos domésticos e também industriais é observado ao longo de todo o percurso do rio Cocó, inclusive na própria área de manguezal (Sobrinho, 2008), o escoamento desses resíduos pela chuva (Freitas et al., 2016) pode ser uma fonte determinante do volume de fragmentos microplásticos encontrado na amostra.

O desgaste de pneus automotivos nas estradas resulta em fragmentos de borracha, que são lixiviadas das estradas e rodovias para galerias pluviais ou diretamente para os rios (Chen et al., 2022; Rochman et al., 2019). Algumas avenidas bastante movimentadas foram construídas cruzando o rio Cocó transversalmente (Figura 5), como a Sebastião de Abreu, Engenheiro Santana Júnior, Murilo Borges e a Ponte da Sabiaguaba (Freires et al., 2014), esta última localizada bem próximo do ponto de coleta. Essas avenidas podem ser possíveis fontes de MP na forma de borracha para o estuário do rio Cocó. Estudos da qualidade de água feitas no rio pela SEMACE, indicaram uma alta concentração de substâncias solúveis em hexano nos pontos próximo à Avenida Sebastião de Abreu e na Avenida Murilo Borges, e atribuiu a causa aos óleos e graxas trazidos pelo escoamento superficial da pista para o rio (ARCADIS, 2020), o que fortalece essa hipótese. Somado a isso, após a Avenida Murilo Borges, o rio passa a receber as águas do riacho Tauape, um riacho de fluxo canalizado que drena uma área altamente urbanizada da cidade, com muitos postos de combustível, oficinas mecânicas e lava-jatos que contribuem para uma carga de poluentes que pode conter borracha (Freires et al., 2014; Sobrinho, 2008).

Figura 5 – Avenidas que cruzam o rio Cocó em seu estuário (Fortaleza - CE).



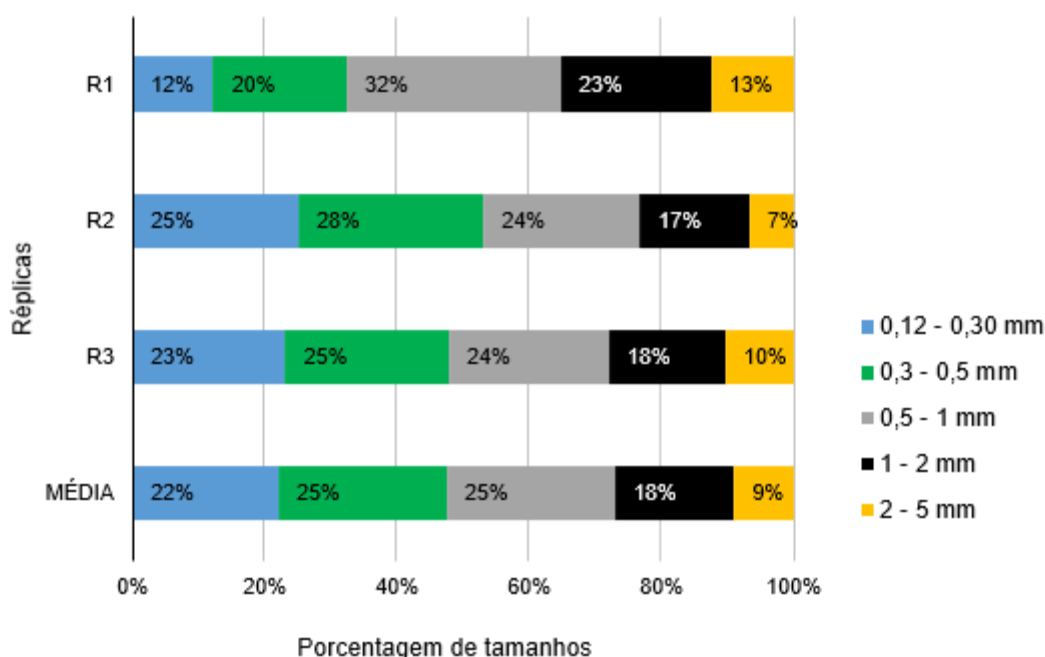
Fonte: elaborada pelo autor.

Por fim, MPs em forma de filme e espuma tiveram a proporção de 13% e 1% respectivamente (Figura 4). Bermudéz et al (2021) associou a predominância do tipo filme (70,1%) em seu estudo no estuário Guadalquivir (Espanha) à derivação de sacolas plásticas e embalagens flexíveis e relacionou com atividades urbanas intensas. As fontes de MP na forma de espuma são principalmente de poliestireno expandido, como isolamento ou embalagem de alimentos (Rochman et al., 2019).

3.2.2 Tamanhos

A proporção de MPs encontrados em cada faixa de tamanho pode ser observado na Figura 6, e fica evidente que a maior parte dos MPs encontrados têm faixa de tamanho entre 0,3 mm e 0,5 mm (25%) e entre 0,5mm e 1mm (25%). MPs de tamanho entre 1 e 5 mm representaram, no total, apenas 27% da média de itens coletados no estudo.

Figura 6 – Porcentagem de tamanhos de microplásticos encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.



Fonte: elaborada pelo autor.

Se considerarmos a variação de MPs em nosso estudo em tamanho de 0,3 a 1 mm, vemos uma quantidade de 50% do total encontrado. Um resultado muito semelhante foi observado por Zaki et al (2021) no Rio Kelang, na Malásia, em que os MPs encontrados nessa faixa de tamanho (0,3 mm a 1 mm) foram de 46%.

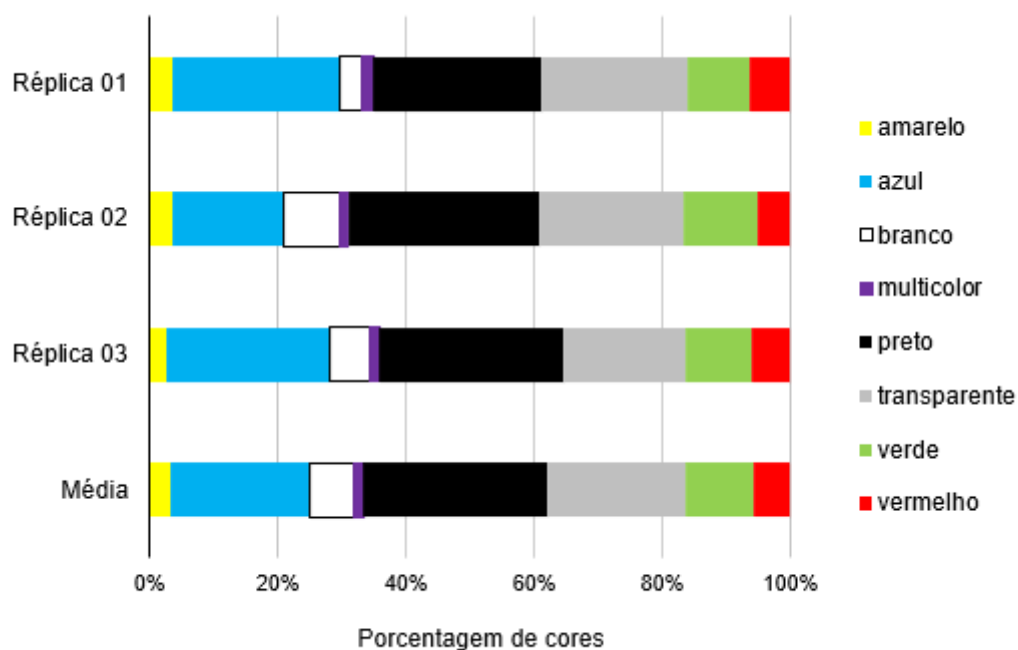
Os detritos plásticos no estuário continuam a fragmentar-se em MPs cada vez menores (Barletta et al., 2019), e quanto menor for o tamanho do MP, maior a possibilidade de ele ser ingerido por organismos e ser acumulado na cadeia alimentar (Cole et al., 2011). As fibras que são as formas mais frequentemente ingeridas (Pegado et al., 2019), por exemplo, podem se emaranhar no trato intestinal de organismos e assim ficarem retidas por um tempo mais longo e limitar sua ingestão de alimentos (Rochman et al., 2019; Rodrigues et al., 2019).

3.2.3 Cores

Para este estudo, os MPs foram divididos em 8 cores. A cor média predominante de MPs encontrados na amostra foi preta (29%), seguida da cor azul (22%) e transparente (21%) como ilustrado na Figura 7. Um resultado semelhante de

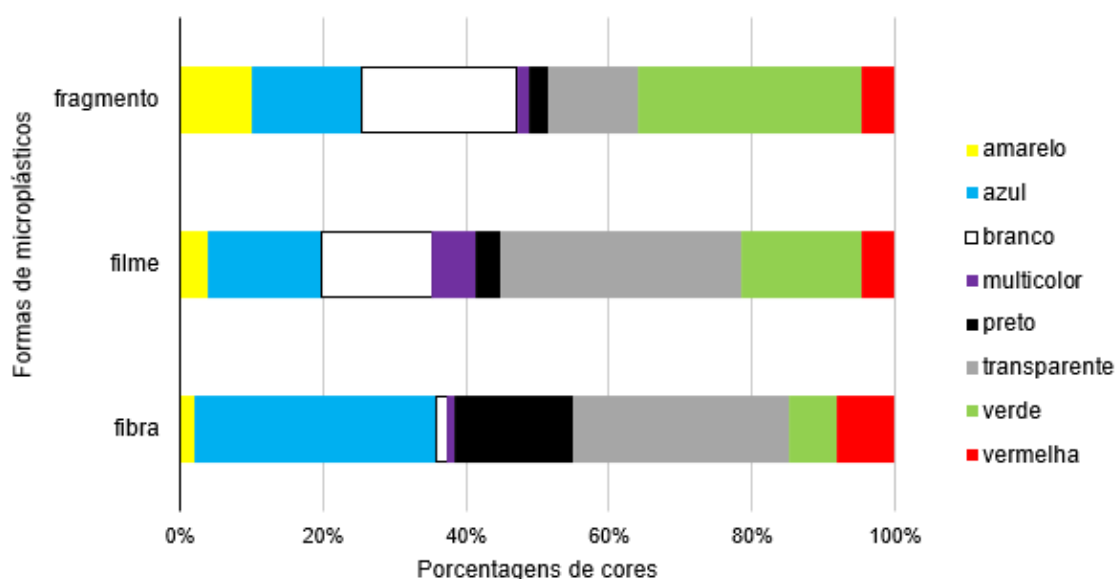
cores foi obtido por Gupta et al (2021), no estuário de Goa, na Índia, onde na estação chuvosa a cor preta foi predominante em 45% das amostras de água. Na Figura 8 podemos perceber que a cor predominantes nas três formas representadas não é preta, porém, a unanimidade da cor preta nas borrachas contribuiu para que essa seja a cor mais presente nos MPs do rio Cocó.

Figura 7 – Porcentagem de cores predominantes dos microplásticos encontrados na foz do rio Cocó, Fortaleza - CE.



Fonte: elaborada pelo autor.

Figura 8 – Porcentagem de cores com relação às formas de microplásticos na foz do rio Cocó, Fortaleza/CE.



Fonte: elaborada pelo autor.

A cor pode afetar a decisão do animal de ingerir ou não o MP (Rochman et al., 2019), sendo os MPs coloridos mais suscetíveis a serem ingeridos (Lestari et al., 2020). A coloração do plástico é decorrente de aditivos químicos, usados na sociedade moderna para aumentar a atratividade e longevidade dos materiais, porém, muitas dessas substâncias adicionadas ao plástico podem ser tóxicas (Cole *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2017). Somado a isto, sabe-se que os MP podem acumular produtos químicos do ambiente, como adsorção de alguns poluentes orgânicos persistentes (POPs), a depender das propriedades físicas e químicas do polímero (Rochman et al., 2019).

Lima et al (2014) observaram em seus estudos que a densidade total de MPs foi equivalente à metade da densidade total de larvas de peixes, e comparável à densidade de ovos de peixe. Toda essa disponibilidade, associada à coloração dos MPs, pode influenciar a ingestão de MPs pelos animais (Zhang et al., 2019). Os mesmos autores concluíram que a escuridão e a turbidez do estuário podem alterar a relação presa predador dos animais, afetando negativamente a capacidade dos organismos zooplancctônicos de ingerir presas naturais, podendo introduzir o MP através da cadeia alimentar.

4 CONCLUSÕES

O presente estudo caracterizou os microplásticos presentes na foz do rio Cocó, em Fortaleza, Ceará, durante o período chuvoso. A abundância média encontrada foi de $8,98 \pm 3,26$ itens/m³. A forma predominante foi a fibra (49% em média), seguida de borracha (20% em média) e fragmento (17% em média). Os tamanhos predominantes, foram aqueles na faixa de 0,3 mm a 0,5 mm e 0,5 mm a 1 mm, ambos com 25% em média, seguido de 0,12 mm a 0,3 mm (22% em média). A cor predominante foi preta (29% em média), seguida de azul (22% em média) e transparente (21% em média).

Portanto, pode-se concluir que as potenciais fontes de MPs para o rio Cocó são lançamento de esgoto, descarte incorreto de resíduos sólidos e o desgaste de pneus das avenidas e estradas, e que o rio Cocó é um grande contribuinte de MPs para o oceano Atlântico. Mps da forma de borracha tiveram uma quantidade significativa e os MPs encontrados possuem em sua maioria características secundárias. O alto grau de interferência antrópica no rio Cocó agrava os impactos causados pela chuva, que escoam os MPs para o leito do rio. Um estudo comparando a maré de quadratura com sizígia pode esclarecer a influência das marés mensais nos MPs do rio Cocó.

REFERÊNCIAS

- ALVES, Ravena Santiago. **O ciclo de maré influencia a dinâmica de microplásticos em um estuário do semi-areado brasileiro?**. 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/76290>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- ANDERSON, Zachary T. et al. A rapid method for assessing the accumulation of microplastics in the sea surface microlayer (SML) of estuarine systems. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 9428, 2018. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-27612-w>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- ANDRADY, Anthony L. Microplastics in the marine environment. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X11003055>. Acesso em: 10 jul. 2023.
- 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-demanejo-do-parque-estadual-do-coco/>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- BARLETTA, Mário; LIMA, André RA; COSTA, Monica F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total environment**, v. 651, p. 1199-1218, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718337264>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- BERMÚDEZ, María 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. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X21006561>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- BETTS, Kellyn. **Why small plastic particles may pose a big problem in the oceans**. 2008. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es802970v>. Acesso em: 10 jul. 2023.
- BROWNE, Mark A.; GALLOWAY, Tamara S.; THOMPSON, Richard C. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 9, p. 3404-3409, 2010. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es903784e>. Acesso em: 16 jun. 2024.
- CARPENTER, Edward J.; SMITH JR, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 1972. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.175.4027.1240>. Acesso em: 10 jul. 2023.

CHEN, Hui Ling *et al.* Relative contributions of different local sources to riverborne microplastic in a mixed landuse area within a tropical catchment. **Environmental Research**, v. 210, p. 112972, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935122002997>. Acesso em: 10 jul. 2023.

COLE, Matthew *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X11005133>. Acesso em: 10 jul. 2023.

DIOGENES, Luís Gustavo Gomes; NASCIMENTO, Adriana Pereira do; OLIVEIRA, Rosa Márcia Araújo de; OLIVEIRA, Gilcenara de; SILVA, Fernando José Araújo da. Achados recentes sobre a qualidade da água do rio cocó em um trecho urbano da cidade de Fortaleza – Ceará. In: **ENCONTRO NACIONAL DE ÁGUAS URBANAS-ENAU, XIII**, 19 e 20 out.2020, 100% online, Porto Alegre – RS. Anais[...], Porto Alegre-RS, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/59213>. Acesso em: 04 dez. 2023.

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. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/65045>. Acesso em: 04 dez. 2023.

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. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/312117000_Indicadores_dos_impactos_da_urbanizacao_no_leito_do_Estuario_do_Rio_Coco_-Fortaleza_Ceara. Acesso em: 16 jun. 2024.

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. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/30900>. Acesso em: 16 jun. 2024.

GAGO, Jesus *et al.* **Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater**. Deliverable 4.1. 2019. Disponível em: <https://repository.oceanbestpractices.org/handle/11329/1077>. Acesso em: 10 jul. 2023.

GARCES JUNIOR, A. R.; BRASILEIRO, F. M. G.; BARBOSA, L. N.; ZANELLA, M. E. Análise comparativa dos eventos pluviométricos intensos em Fortaleza/CE e São Luís/MA no período de 1987 a 2017. **Revista GeoUECE**, [S. l.], v. 9, n. 17, p. 70–86, 2020. Disponível em: <https://revistas.uece.br/index.php/GeoUECE/article/view/2011>. Acesso em: 16 jun. 2024.

GESAMP. **Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: A Global Assessment**. Journal Series GESAMP Reports and Studies, p. 1–90, 2015. Disponível em: <https://policycommons.net/artifacts/8240132/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment/9157059/>. Acesso em: 16 jun. 2024.

GORMAN, Daniel et al. Predicting the dispersal and accumulation of microplastic pellets within the estuarine and coastal waters of South-Eastern Brazil using integrated rainfall data and Lagrangian particle tracking models. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 559405, 2020. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2020.559405/full>. Acesso em: 16 jun. 2024.

GUPTA, Priyansha et al. Spatial and seasonal variation of microplastics and possible sources in the estuarine system from central west coast of India. **Environmental Pollution**, v. 288, p. 117665, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749121012471>. Acesso em: 16 jun. 2024.

IBGE, 2022. **População no último censo [2022]**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>. Acesso em: 16 jun. 2024.

KATAOKA, Tomoya *et al.* Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. **Environmental pollution**, v. 244, p. 958-965, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118338028>. Acesso em: 12 nov. 2023.

LAHENS, Lisa *et al.* Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 661-671, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749117330579>. Acesso em: 10 jul. 2023.

LESTARI, Prieskarinda *et al.* Distribution of microplastics in Surabaya river, Indonesia. **Science of the Total Environment**, v. 726, p. 138560, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720320763>. Acesso em: 12 nov. 2023.

LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental research**, v. 132, p. 146-155, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935114000784>. Acesso em: 12 nov. 2023.

LUCAS-SOLIS, Oscar *et al.* Preliminary assessment of plastic litter and microplastic contamination in freshwater depositional areas: the case study of Puerto Misahualli, Ecuadorian Amazonia. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 107, p. 45-51, 2021. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-021-03138-2> Acesso em: 10 jul. 2023.

MALLI, Ali *et al.* Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review. **Marine pollution bulletin**, v. 177, p. 113553, 2022. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X22002351>. Acesso em: 16 jun. 2024.

MCEACHERN, Kinsley *et al.* Microplastics in Tampa Bay, Florida: abundance and variability in estuarine waters and sediments. **Marine pollution bulletin**, v. 148, p. 97-106, 2019. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X19306083>. Acesso em: 12 nov. 2023.

MONTAGNER, Cassiana C. *et al.* Microplásticos: Ocorrência Ambiental e Desafios Analíticos. **Química Nova**, v. 44, p. 1328-1352, 2021. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/qn/a/VJ58TBjHVqDZsvWLckcFbTQ/>. Acesso em: 10 jul. 2023.

NITHIN, Ajith; SUNDARAMANICKAM, Arumugam; SATHISH, Manupoori. Seasonal distribution of microplastics in the surface water and sediments of the Vellar estuary, Parangipettai, southeast coast of India. **Marine pollution bulletin**, v. 174, p. 113248, 2022. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X21012820>. Acesso em: 16 jun. 2024.

PEGADO, T. S. E. S., Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., & Giarrizzo, T. (2018). First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 814-821, 2018.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X18304326>. Acesso em: 12 nov. 2023.

PEREIRA, S. P. *et al.* Modeling of coastal water contamination in Fortaleza (Northeastern Brazil). **Water Science and Technology**, v. 72, n. 6, p. 928–936, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.292>. Acesso em: 16 jun. 2024.

ROCHMAN, Chelsea M. *et al.* Rethinking microplastics as a diverse contaminant suite. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 38, n. 4, p. 703-711, 2019.

Disponível em: <https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.4371>. Acesso em: 16 jun. 2024.

RODRIGUES, M. O. *et al.* Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of the total environment**, v. 633, p. 1549-1559, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718309926>. Acesso em: 10 jul. 2023.

RYAN, Peter G. *et al.* Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1999-2012, 2009. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rstb.2008.0207>. Acesso em: 01 dez. 2023.

SANTOS, Jader de Oliveira. **Vulnerabilidade Ambiental e Areas de Risco na Bacia Hidrografica do Rio Coco - Regiao Metropolitana**. 2006. Sem Numeração Dissertação (Mestrado Acadêmico ou Profissional em 2006) - Universidade Estadual do Ceará, , 2006. Disponível em: <https://siduece.uece.br/siduece/trabalhoAcademicoPublico.jsf?id=41965>. Acesso em: 16 jun. 2024.

SANTOS, Jader de Oliveira; SOUZA, Marcos José Nogueira de. Abordagem geoambiental aplicada à análise da vulnerabilidade e dos riscos em ambientes urbanos. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 215-232, 2014. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3371/337131734003.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2024.

SEMACE, **Parque Ecológico do Rio Cocó**. 08, dez. 2010. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/2010/12/08/paque-ecologico-do-rio-coco/>.

SOARES, Marcelo de Oliveira et al. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 267-278, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064421000523>. Acesso em: 16 jun. 2024.

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. Disponível em: <https://mpce.mp.br/wp-content/uploads/2016/01/Aspectos-Geoambientais-do-Mangue-do-Rio-Coc%C3%B3-um-estudo-de-caso.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2024.

SUTEJA, Yulianto et al. Spatial and temporal distribution of microplastic in surface water of tropical estuary: Case study in Benoa Bay, Bali, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, p. 111979, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X21000138>. Acesso em: 16 jun. 2024.

THOMPSON, Richard C. *et al.* Lost at sea: where is all the plastic?. **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004. Disponível em: <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1094559>. Acesso em: 10 jul. 2023.

THOMPSON, Richard C. *et al.* Our plastic age. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1973-1976, 2009.

Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rstb.2009.0054>.

Acesso em: 10 jul. 2023.

TUNDISI, J. G. TUNDISI, T. M. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VAN EMMERIK, Tim; SCHWARZ, Anna. Plastic debris in rivers. **Wiley**

Interdisciplinary Reviews: Water, v. 7, n. 1, p. e1398, 2020. Disponível em:

<https://wires.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/wat2.1398>. Acesso em: 10 jul.

2023.

WANG, Wenfeng *et al.* Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1369-1374, 2017. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896971632143X>. Acesso em: 01 dez. 2023.

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**, p. 106005, 2023. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106005>. Acesso em: 16 jun. 2024.

YAN, Mengqi *et al.* Behavior of microplastics in inland waters: aggregation, settlement, and transport. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, p. 1-10, 2021. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s00128-020-03087-2>. Acesso em: 16 jun. 2024.

YONKOS, Lance T. *et al.* Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. **Environmental science & technology**, v. 48, n. 24, p. 14195-14202, 2014. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es5036317>. Acesso em:

12 nov. 2023.

ZAKI, Muhammad Rozaimi Mohd *et al.* Occurrence, abundance, and distribution of microplastics pollution: an evidence in surface tropical water of Klang River estuary, Malaysia. **Environmental Geochemistry and Health**, p. 1-16, 2021. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-021-00872-8>. Acesso em: 12 nov. 2023.

ZANELLA, Maria Elisa; SALES, Marta Celina Linhares; ABREU, Nair Julia Andrade. Análise das precipitações diárias intensas e impactos gerados em Fortaleza, CE.

GEOUSP Espaço e Tempo (Online), v. 13, n. 1, p. 53-68, 2009. Disponível em:

<https://www.revistas.usp.br/geousp/article/view/74112>. Acesso em: 16 jun. 2024.

ZHANG, Shaoliang *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. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016599361830520X>. Acesso em: 16 jun. 2024.