



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**LUANA CATHERINE GOMES PRADO**

**TAMANHO DE REDE FAZ A DIFERENÇA?**  
**DENSIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL RASO (RIO**  
**PIRANJI, CEARÁ, BRASIL)**

**FORTALEZA**

**2021**

LUANA CATHERINE GOMES PRADO

TAMANHO DE REDE FAZ A DIFERENÇA?  
DENSIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL RASO (RIO  
PIRANJI, CEARÁ, BRASIL)

Monografia apresentada ao curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares.

Coorientadora: Dra. Tatiane Martins Garcia.

FORTALEZA

2021

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

---

- P917t Prado, Luana Catherine Gomes.  
Tamanho de rede faz a diferença? : densidade de microplásticos em um estuário tropical raso (Rio Piranji, Ceará, Brasil) / Luana Catherine Gomes Prado. – 2021.  
38 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Curso de Ciências Biológicas, Fortaleza, 2021.  
Orientação: Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares.  
Coorientação: Profa. Dra. Tatiane Martins Garcia.
1. Partículas plásticas. 2. Ambiente estuarino. 3. Redes de plâncton. I. Título.

CDD 570

---

LUANA CATHERINE GOMES PRADO

TAMANHO DE REDE FAZ A DIFERENÇA?  
DENSIDADE DE MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL RASO (RIO  
PIRANJI, CEARÁ, BRASIL)

Monografia apresentada ao curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Soares (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Profa. Dra. Helena Matthews Cascon  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Profa. Dra. Emanuelle Fontenele Rabelo  
Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

À minha mãe Ester, por toda inspiração, amor  
e incentivo.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a minha família por todo apoio, amor e incentivo nessa caminhada. Agradeço a minha mãe Ester por todo cuidado, dedicação e sabedoria. Agradeço a minha irmã Valéria e meus irmãos Leonardo e Laerte pela presença, auxílio e inspiração. Agradeço a minha avó Rita, pelo cuidado e pelas conversas, não vejo a hora de dar um abraço apertado. Agradeço a Israel por ser essa pessoa querida e engraçada. Obrigada a vocês por tanto.

Agradeço ao Prof. Marcelo por ter me acolhido tão bem no Laboratório de Plâncton, pela orientação e pela inspiração. Agradeço imensamente a Tatiane pelo acolhimento, orientação, paciência e por incentivar a busca contínua pelo conhecimento. Sou muito grata desde o dia que conheci o laboratório e entrei para conversar com vocês.

Agradeço a todos do Laboratório de Plâncton pela convivência leve e por ser um local de tanta troca (sinto saudades). Agradeço em especial ao Pedro Arruda, Carol, Mariana, Gabriel, Nathália e Lívia pelas conversas e convivência nas bancadas. Agradeço também ao Augusto e a Thifany pelas conversas e compartilhamentos no grupo de estudos de microplásticos.

Agradeço a Profa. Iracema pela confiança e oportunidade de monitoria, ainda no início da minha caminhada na graduação. Agradeço a todos do Laboratório Zoobentos, em especial o Wilson pela orientação da bolsa concedida pela PRAE/UFC, pela paciência e aprendizados. Agradeço também por terem concedido acesso para que eu pudesse usar o equipamento necessário para registrar os microplásticos deste trabalho.

Agradeço imensamente ao Instituto Verdeliz, que foi e é tão importante, pela convivência, reflexões, lutas e ações conjuntas. Agradeço especialmente ao Gabriel (Bibi) e Alice por terem me apresentado a ong e ampliado meu olhar para a conservação da nossa cidade ainda em 2017. Agradeço também a Malu, Andreia, Kali, Ruama, Débora, Talita e Liana. Vocês são incríveis!

Agradeço ao Programa de Educação Tutorial (PET-Biologia UFC) por todo aprendizado e vivências que tive. Agradeço a Profa. Erika por ser um exemplo de pessoa e

profissional. Obrigada por todas as conversas, apoio e sabedoria. Agradeço a todos os petianos que caminharam comigo desde a minha chegada, cada petiano com seu jeitinho somou e marcou aqui. Espero ainda dar um abraço em cada um.

Quero agradecer especialmente ao Caio, pela amizade e companheirismo em tantos momentos ao longo desses anos. Sou muito grata por ter te conhecido e por partilhar essa caminhada que é a vida, dos momentos tranquilos aos momentos caóticos. Agradeço à Bárbara, pela amizade, companhia e reflexões. Ficou marcado o amor pelo mar desde os tempos de Recife vivo e nos momentos Chris & Greg. Agradeço também ao Squad que já foi tragédia e outros nomes. Obrigada a vocês por tanto. Agradeço a Vanessa pelas partilhas reflexivas e momentos de humor e piadas. Agradeço a Ddza pelo jeitinho de ser e de contar as histórias. Agradeço a Ariane por ser a companhia mochileira nas viagens e nas conversas filosóficas. Agradeço a Sofia pelo gosto musical compartilhado e pelas palavras de apoio. Agradeço a Victória por tantos momentos leves e reflexivos compartilhados. Agradeço a Bea, minha companhia de espanhol e parceira de estudos. Agradeço a Vitória pelos convites de ida à praia e pelas conversas partilhadas. Agradeço às amigadas da biologia por quem tenho um carinho e saudade de conviver: Pauly, Tatyane, Luis, Rebeka, Alana, Alice, Ryan, Maiara e os demais Malaquias.

Seguindo o estilo do Snoop Dogg, quero também agradecer a mim por acreditar em mim, pelo esforço e dedicação. Eu quero agradecer a mim por não desistir e por me permitir ser eu mesma em todos os momentos apesar dos desafios. Sou grata também à prática milenar de yoga que está presente na minha vida desde 2016. É o que mantém e me dá força nos dias mais difíceis. Agradeço também aos que me guiaram nessa prática: Neixiu, Ana Cláudia, Yvanna e Igor.

Agradeço também a todos os professores da biologia que contribuíram para a minha formação. Agradeço a Universidade Federal do Ceará, o Departamento de Biologia e o Labomar que me proporcionaram tantas vivências e foram minha segunda casa. Agradeço a PRAE/UFC, ao MEC e ao CNPQ pela bolsa concedida ao longo da minha graduação. E por fim, agradeço a todos que fizeram parte dessa minha caminhada na graduação e que não estão aqui citados.

“Meu estado de espírito sintetiza estes dois sentimentos e os supera: sou pessimista na análise, mas otimista na ação.”

Antônio Gramsci



## RESUMO

Os plásticos estão entre os materiais mais comuns em produção, consumo e descarte inadequado na atual sociedade. Uma vez no ambiente, passa por vários processos físicos, químicos e biológicos, fragmentando em partes menores denominadas microplásticos (MPs). Para os estuários, o conhecimento científico sobre a presença e a densidade de MPs tem crescido, embora ainda seja escasso para estuários tropicais brasileiros. As metodologias com o uso de redes de plâncton variam, sem a consolidação de quais tamanhos de redes são mais eficientes na amostragem de MPs. O objetivo deste trabalho é comparar a densidade de microplásticos coletados com as redes de 65, 120, 200, 300 e 500  $\mu\text{m}$  em um estuário tropical raso (rio Piranji, Ceará, Brasil), bem como caracterizar os MPs nos critérios de formato e de cor. Foram realizadas coletas na região do estuário durante o ano de 2015. A amostragem foi realizada durante a maré vazante com arrastos horizontais subsuperficiais feitos a bordo de uma embarcação. Em laboratório, a triagem de MPs foi realizada através de um estereoscópio. As amostras foram fracionadas na capela de fluxo laminar, com uso de béquer, peneira de malha filtrante e placas de petri. As análises estatísticas foram realizadas usando o programa STATISTICA 7. As amostras de cada abertura de malha foram usadas como réplicas para a realização do teste não paramétrico Kruskal-Wallis. A abundância relativa foi calculada nas porcentagens dos MPs totais amostrados de cada abertura de malha. A densidade total de MP coletada com a rede de 65  $\mu\text{m}$  foi maior e significativamente diferente das demais redes (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ). As redes de 120, 200 e 300  $\mu\text{m}$  apresentaram densidades estatisticamente semelhantes (Kruskal-wallis,  $p > 0,05$ ), enquanto a rede de 500  $\mu\text{m}$  apresentou os menores valores de MP total. Os MPs coletados foram caracterizados nos formatos de fibra (cores laranja, preta e azul), de fragmento (cores cinza, preto, branco, azul e amarelo) e de partículas de tinta (cores amarelo, azul, laranja e branco). A densidade de MPs coletados para o estuário tropical variaram conforme a abertura de malha usada, sendo as redes menores mais eficazes comparadas às maiores. O fragmento cinza, a partícula de tinta laranja e a partícula de tinta azul apresentaram maior abundância relativa em todas as aberturas de malha. Estudos posteriores com análise e identificação química auxiliarão em um melhor entendimento dos microplásticos presentes nesse ambiente estuarino.

**Palavras-chave:** Partículas plásticas. Ambiente estuarino. Redes de plâncton.

## ABSTRACT

Plastics are among the most common materials in production, consumption and inadequate disposal in current society. Once in the environment, it goes through various physical, chemical and biological processes, fragmenting into smaller parts called microplastics (MPs). For estuaries, scientific knowledge about the presence and density of MPs has grown, although it is still scarce for Brazilian tropical estuaries. Methodologies using plankton nets vary, without the consolidation on which net sizes are more efficient in sampling MPs. This work aims to compare the density of microplastics collected with 65, 120, 200, 300 and 500  $\mu\text{m}$  nets in a shallow tropical estuary (Rio Piranji, Ceará, Brazil), as well as to characterize the MPs in terms of shape and color. Collections were carried out in the estuary region during the year 2015. Sampling was carried out during the ebb tide with subsurface horizontal hauls made on board a vessel. In the laboratory, the screening of MPs was performed using a stereoscope. The samples were fractionated in a laminar flow hood, using a beaker, a filter mesh sieve and petri dishes. Statistical analyzes were performed using the STATISTICA 7 program. Samples from each mesh size were used as replicates to perform the non-parametric Kruskal-Wallis test. Relative abundance was calculated as percentages of total MPs sampled from each mesh size. The total density of MP collected with the 65  $\mu\text{m}$  net showed higher density and was significantly different from the other nets (Kruskal-wallis,  $p < 0.05$ ). The 120, 200 and 300  $\mu\text{m}$  nets had statistically similar densities (Kruskal-wallis,  $p > 0.05$ ), while the 500  $\mu\text{m}$  net had the lowest total MP values. The collected MPs were characterized in fiber (orange, black and blue), fragment (gray, black, white, blue and yellow) and paint particle (yellow, blue, orange and white colors) formats. The density of MPs collected for the tropical estuary varied according to the mesh size used, with smaller nets being more effective compared to larger ones. The gray fragment, the orange paint particle and the blue paint particle showed the highest relative abundance in all mesh sizes. Further studies with chemical analysis and identification will help to better understand the microplastics present in this estuarine environment.

**Keywords:** Plastic particles. Estuarine environment. Plankton nets.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização geográfica do estuário do rio Piranji (CE, Brasil) e dos pontos de coleta (P1 a P3 na figura à direita) amostrados neste trabalho.....	17
Figura 2 - Série histórica de precipitação média (mm) para a região do estuário do rio Piranji (Ceará, Brasil).....	18
Figura 3 - Densidade total de microplástico (MP/m <sup>3</sup> ) coletados com cinco redes de tamanho de abertura de malhas diferentes, em um estuário tropical raso (Piranji, CE, Brasil).....	22
Figura 4 - Densidade dos grupos de microplásticos (fibra, fragmento e partícula de tinta) coletados com cinco redes de tamanho de abertura de malhas diferentes, em um estuário tropical raso (Piranji, CE, Brasil).....	23
Figura 5 - Microplásticos encontrados nas amostras do estuário do rio Piranji (CE, Brasil), caracterizados segundo os critérios de formato e de cor, sendo (A) fibra laranja, (B) fibra preta e (C- D) fibra azul.....	24
Figura 6 - Microplásticos encontrados nas amostras do estuário do rio Piranji (CE, Brasil), caracterizados segundo os critérios de formato e de cor, sendo (A) fragmento cinza, (B) fragmento preto, (C- D) fragmento branco, (E) fragmento azul e (F) fragmento amarelo.....	25
Figura 7 - Microplásticos encontrados nas amostras do estuário do rio Piranji (CE, Brasil), caracterizados segundo os critérios de formato e de cor, sendo (A) partícula de tinta amarela, (B) partícula de tinta azul, (C) partícula de tinta laranja e (D) partícula de tinta branca.....	26
Figura 8 - Abundância relativa (%) de microplástico classificado segundo os critérios de formato e coloração, coletados no estuário do rio Piranji (CE, Brasil) com as redes de tamanho de abertura de malhas diferentes (65, 120, 200, 300 e 500 µm).....	27

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 Geral.....	16
2.2 Específicos.....	16
3 HIPÓTESE.....	16
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
4.1 Área de estudo.....	17
4.2 Procedimento de campo e amostragem.....	19
4.3 Procedimento em laboratório.....	19
4.4 Análise de Dados.....	20
5 RESULTADOS.....	22
6 DISCUSSÃO.....	28
7 CONCLUSÃO.....	31
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32

## 1 INTRODUÇÃO

Os plásticos estão entre os materiais mais comuns em produção, consumo e descarte inadequado na atual sociedade. Eles são constituídos de polímeros sintéticos e fabricados em larga escala, sendo um material versátil devido às suas características de forte plasticidade, isolamento térmico, resistência à corrosão e baixo custo (ANDRADY; NEAL, 2009). Por conta destas características, os plásticos são presentes nas atividades humanas comerciais, domésticas e recreativas, desde o uso na produção de alimentos, roupas, partes de utensílios e embalagens plásticas, até equipamentos e material de construção (SHEN et al., 2020; ARTHUR et al., 2011).

Em decorrência da produção contínua de plásticos, incluindo os tipos de uso único; da gestão de resíduos ineficiente (SINGH; DEVI, 2019); e por serem materiais sintéticos difíceis de se decompor naturalmente (KARMAKAR, 2020), o acúmulo no meio ambiente tem sido uma preocupação global. E, uma vez no ambiente, o plástico é exposto a diferentes processos físicos, químicos e biológicos, causando sua fragmentação em partes menores denominadas microplásticos (ANDRADY, 2011). Os microplásticos (MPs) são definidos como qualquer partícula sólida sintética ou com matriz polimérica, de formato regular ou irregular e com tamanho que varia de 1  $\mu\text{m}$  a 5 mm, cuja origem pode ser primária ou secundária e insolúveis em água (FRIAS; NASH, 2019; COLE et al., 2011; ARTHUR et al., 2009; THOMPSON et al., 2004).

Em relação a origem primária, a classificação refere-se aos plásticos fabricados em tamanhos microscópicos (COLE et al., 2011), sendo utilizados em subprodutos na produção industrial no formato de grânulos de resinas e microesferas (EPA, 1992), como também estão presentes em linhas de produtos cosméticos esfoliantes (FENDALL; SEWELL, 2009; ZITKO; HANLON, 1991). Já a origem secundária, está relacionada aos MPs oriundos do processo de fragmentação de plásticos maiores (COLE et al., 2011; THOMPSON et al., 2004), sendo a fragmentação proveniente de processos de degradação abiótica e biótica envolvendo reações químicas, físicas e biológicas no meio ambiente (ZHANG et al., 2021). Nesse sentido, são considerados os processos químicos como degradação e adsorção; os

processos físicos como migração, sedimentação e acumulação; e os processos biológicos que envolvem a ingestão dos MPs e biodegradação (WANG et al., 2016).

Os MPs são onipresentes e já são encontrados em diversos tamanhos e formatos em ambientes muito além das áreas de densidade populacional humana (BARNES et al., 2009). Estes fragmentos são relatados nos mais diversos ecossistemas, desde os ambientes terrestres (RILLIG; LEHMANN, 2020), os ambientes dulcícolas (LI; LIU; CHEN, 2018; LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020) e os ambientes marinhos, costeiros e estuarinos (ANDRADY, 2011; DÍAZ-MENDOZA et al., 2020; ZHANG et al., 2019). Já é reconhecido que o microplástico circula também na atmosfera para além dos oceanos, sendo os oceanos uma parte do ciclo global do plástico (ROCHMAN; HOELLEIN, 2020).

Em estuários, ecossistema de transição entre águas dulcícolas e águas marinhas (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004), o processo de entrada de microplásticos ocorre essencialmente devido às práticas de descarte impróprio (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019). As principais fontes de MPs no mar são os rios (LEBRETON et al., 2017; AKDOGAN; GUVEN, 2019; MEIJER et al., 2021), sejam pelos assentamentos urbanos, atividades industriais, pesqueiras e agrícolas próximos as bacias hidrográficas ou pelas vias relativas aos efluentes de estações de tratamento de águas residuais e ao escoamento superficial de águas pluviais (GRBIĆ et al., 2020; RAMÍREZ-ÁLVAREZ et al., 2019; KOUTNIK et al., 2021). Devido à importância do ambiente estuarino para a humanidade, a presença de microplásticos em estuários é fortemente influenciada pelas atividades antrópicas e também está relacionada ao escoamento superficial das águas pluviais (HITCHCOCK; MITROVIC, 2019; HITCHCOCK, 2020).

É válido ressaltar que a hidrodinâmica estuarina permite um gradiente de variáveis abióticas na extensão do estuário devido às movimentações das massas de água doce e marinha (BARLETTA; LIMA; COSTA, 2019). Isso possibilita ao estuário uma alta produtividade biológica, sendo berçário, abrigo e zona de alimentação ou mesmo rota de migração de várias espécies nos mais variados estágios de vida (MCLUSKY; ELLIOTT, 2004; DAY JR et al., 2012). Essa característica ecológica única amplifica as preocupações socioambientais no que se refere às interações entre microplásticos e a biota aquática devido à ingestão acidental de microplásticos (SILVA-CAVALCANTI et al., 2017), que em sua maioria

adsorvem poluentes e podem obstruir o trato digestivo de animais menores (JOVANOVIĆ, 2017). Com a bioacumulação e a transferência trófica de microplásticos nas cadeias alimentares, estes fragmentos afetam desde animais menores até maiores, como os seres humanos (CARBERY; O'CONNOR; PALANISAMI, 2018; YIN et al., 2021). A formação de biofilmes com as partículas plásticas promove maior probabilidade de ingestão de MPs por serem atrativos a organismos que selecionam presas por meio de quimiorreceptores olfativos e gustativos (CARBERY; O'CONNOR; PALANISAMI, 2018).

O conhecimento científico sobre a presença e a densidade de MPs em ambientes estuarinos tem crescido (AKDOGAN; GUVEN, 2019), mas ainda são escassos os estudos para a América do Sul e em estuários tropicais brasileiros (LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020; KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020). Sendo assim, é imprescindível ampliar o conhecimento sobre regiões pouco conhecidas e de dinâmica única como a Costa Semiárida do Brasil, já que o microplástico está presente nessa região e é ingerido pela biota (DANTAS et al., 2020; GARCIA et al., 2020). Essa região equatorial é conhecida pela sazonalidade climática, sendo afetada por períodos de estiagem prolongada e baixa precipitação concentrada em poucos meses do ano (SOARES et al., 2021); tais características devem afetar a disponibilidade de MPs nos seus estuários tropicais rasos de modo ainda desconhecido. Estudos visando a quantificação e a identificação dos principais tipos de MPs no ambiente estuarino fornecerão subsídios para soluções mitigadoras para uma problemática exponencial e de difícil solução.

Apesar de ser um tema relativamente recente e de interesse mundial, diversos estudos são realizados a cada ano, no entanto, as metodologias são variadas quando se refere às amostragens de MPs no sedimento, na biota e na coluna de água (STOCK et al., 2019). Para a amostragem na coluna de água, há uma variação de uso nos tamanhos de redes de plâncton, sendo muito utilizada as redes de 100 (GAGO et al., 2018) e de 300  $\mu\text{m}$  (HIDALGO-RUZ et al., 2012; KLEIN et al., 2017). Contudo, não é consolidado o conhecimento de quais tamanhos de redes são mais eficientes na amostragem de MPs (LINDEQUE et al., 2020). Para a região da Costa Semiárida do Brasil, a abertura de malha de 120 $\mu\text{m}$  obteve maior densidade média de MPs comparada a rede de 300 $\mu\text{m}$ , sendo portanto, mais eficaz (GARCIA et al., 2020). Para o estuário tropical, a hipótese é de que as redes de

menor abertura de malha são mais eficazes em coletar maior densidade de microplásticos (MPs) em relação às redes de maior abertura de malha.

Desta forma, este trabalho teve como objetivo comparar a densidade de microplásticos coletados com as redes de 65, 120, 200, 300 e 500  $\mu\text{m}$  em um estuário tropical raso (rio Piranji, Ceará, Brasil), num ano de seca extrema (2015), além de caracterizar os microplásticos encontrados nos critérios de formato e de cor, segundo os autores Hartmann et al. (2019) e Hidalgo-Ruz et al. (2012).



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Comparar a densidade de microplásticos com distintas redes em um estuário tropical raso (rio Piranji, Ceará, Brasil), durante o ano de 2015.

### **2.2 Específicos**

- Quantificar os microplásticos nas redes de plâncton de 65, 120, 200, 300 e 500 $\mu$ m através de uma análise bimestral.
- Caracterizar os microplásticos encontrados nos critérios de formato e de cor.

## **3 HIPÓTESE**

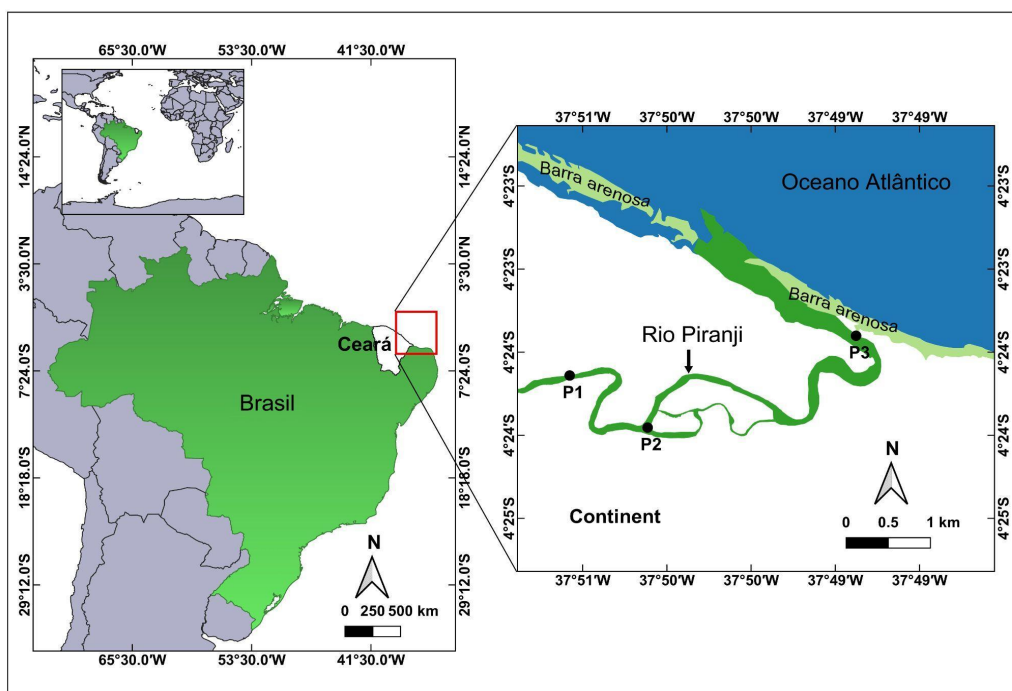
As redes de menor abertura de malha são mais eficazes em coletar maior densidade de microplásticos (MPs) em relação às redes de maior abertura de malha.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada no estuário do rio Piranji, litoral leste do estado do Ceará (04°23'59" S, 37°49'18" W), entre os municípios de Beberibe e Fortim (Figura 1). A bacia hidrográfica do Rio Piranji está situada entre as bacias do Choró e do Jaguaribe, tornando-se perene próximo ao litoral devido à influência das marés (VIDAL; BECKER, 2006). O estuário do Piranji tem aproximadamente 20 km de comprimento e sua profundidade média é de aproximadamente 3 metros, sendo definido como um estuário curto e raso (BARROSO et al., 2018).

Figura 1 - Localização geográfica do estuário do rio Piranji (CE, Brasil) e dos pontos de coleta (P1 a P3 na figura à direita) amostrados neste trabalho.



Fonte: Diana Bezerra

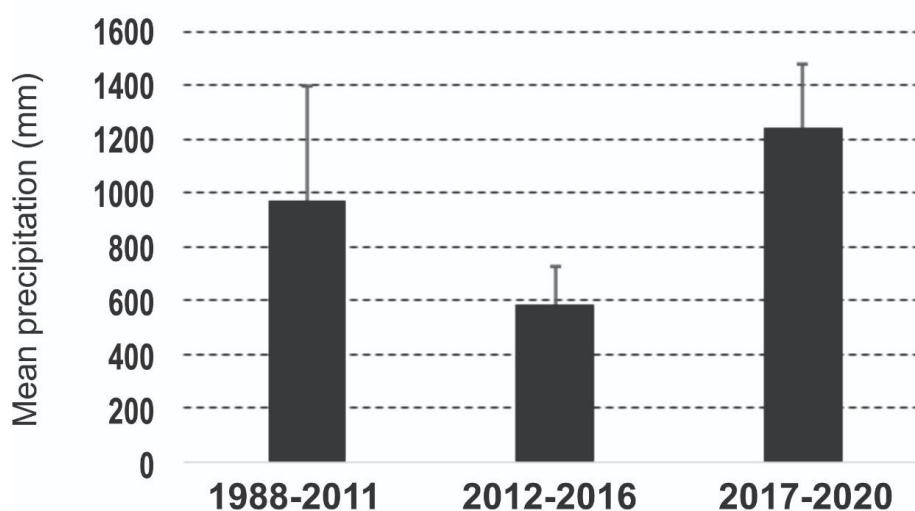
O estuário estudado está situado na Costa Semiárida do Brasil, sendo caracterizado por um clima tropical quente, com índices pluviométricos anuais irregulares (IPECE, 2007) e com duas estações bem definidas: período de chuva e período de estiagem. O mecanismo produtor de chuva mais importante na região é a Zona de Convergência

Intertropical (ZCIT), que atua entre fevereiro e maio (ZANELLA, 2014). Desse modo, a estação chuvosa se estende no período de janeiro a junho, com pico entre fevereiro e maio, enquanto a estação seca se prolonga nos meses seguintes de julho a dezembro (CAMPOS; STUDART, 2003).

De forma geral, o estuário possui influência intensa da oscilação das marés, apresentando um regime de hipersalinidade. A vazão média do estuário estimada com base na bacia de drenagem é aproximadamente 15 m<sup>3</sup>/s durante o período de chuva e < 1m<sup>3</sup>/s durante o período de estiagem (MOLISANI; CRUZ; MAIA, 2006). Outras características marcantes do ambiente, são a alta taxa de evaporação, pela localização em uma região semiárida com precipitação irregular, e a presença de barragens ao longo da bacia hidrográfica (SCHETTINI; VALLE-LEVINSON; TRUCCOLO, 2017). Além disso, a atividade antrópica associada à atividade de carcinicultura e antigas salinas vem alterando a região do baixo estuário do rio Piranji a nível ecológico e hidráulico-sedimentológico (IPECE, 2007).

A média de chuvas para a área de estudo (< 1.200 mm/ano) durante o ano de amostragem em 2015 se manteve abaixo do esperado (Figura 2), com influência do fenômeno El Niño, que intensificou e estendeu o período de estiagem que iniciou em 2010 (FUNCEME, 2015; UVO; BERNDTSSON, 1996; MARENGO et al., 2017).

Figura 2- Série histórica de precipitação média (mm) para a região do estuário do rio Piranji (Ceará, Brasil).



Fonte: FUNCEME (2021).

## 4.2 Procedimento de campo e amostragem

Ao longo do ano de 2015, coletas na região do estuário do rio Piranji foram realizadas, em três pontos distintos (P1: 04°24'5,49" S; 37°50'57,8" W; P2: 04°24'25,8" S; 37°50'27,8" W; P3: 04°23'50" S; 37°49'07,6"). Sendo P1 a montante do rio, próximo a uma rodovia estadual, a um assentamento e a um pequeno porto voltado a atividades pesqueiras; P2 um ponto intermediário e próximo a fazendas de carcinicultura; P3 o ponto mais próximo da foz e próximo a fazendas de carcinicultura (Figura 1).

A amostragem foi realizada durante a maré vazante sobre as condições de sizígia. Arrastos horizontais subsuperficiais foram feitos a bordo de uma embarcação com redes de plâncton com abertura de malha de 65, 120, 200, 300 e de 500  $\mu\text{m}$ , com a boca de 30 cm de diâmetro e acoplada com um fluxômetro *General Oceanic* para obtenção do volume filtrado seguindo a fórmula  $V = (R_f - R_i) \times c \times a$ , onde a constante é igual a 0,3 e a área de boca da rede é  $\pi \times r^2$ . Foram realizadas 30 amostragens em cada ponto ao todo e as amostras foram coletadas bimestralmente nos meses de fevereiro, abril, junho, agosto, outubro e dezembro do ano 2015, totalizando 90 amostras originalmente. Contudo, duas amostras foram perdidas em campo devido ao rompimento da rede de 65  $\mu\text{m}$  nos pontos P1 e P2 no mês de fevereiro, finalizando em 88 amostras totais.

Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em solução de formaldeído 4% tamponada com tetraborato de sódio (0,5 g/L) e tombadas na Coleção de Plâncton Profa. Mariana Ferreira de Menezes, pertencente ao Laboratório de Plâncton do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), da Universidade Federal do Ceará (UFC).

## 4.3 Procedimento em laboratório

Em laboratório, a triagem de microplásticos das amostras foi realizada através de um estereoscópio. Cada amostra foi fracionada na capela de fluxo laminar de acordo com a quantidade de material particulado, com uso de béquer, peneira de malha filtrante e placas de petri. As triagens foram realizadas em todo material das amostras com placas de petri de vidro quadriculada, pinça e agulha. Além disso, foi utilizado jaleco de algodão e os equipamentos reutilizáveis foram higienizados com etanol e com água antes do uso.

Após a triagem os microplásticos foram mantidos em eppendorf de 2 mL. Os microplásticos foram visualmente caracterizados com base no formato e na cor, segundo Hartmann et al. (2019) e Hidalgo-Ruz et al. (2012). A caracterização é uma etapa necessária para delimitar fontes de MPs potenciais, bem como a contaminação passível de ocorrer durante a preparação da amostra (HARTMANN et al., 2019). São descritos para o critério de formato: esfera, fibra, fragmento ou partícula irregular, partícula de isopor e partícula de tinta (de revestimento), sendo incluída recentemente devido a sua composição de polímeros sintéticos. Como há uma variedade de descrições para o critério de cor, uma paleta de cores (Colorzilla, Google®) foi checada, a fim de garantir maior objetividade. Para classificação visual foram também utilizadas as informações de Norén (2007) para reconhecimento de partículas sintéticas, a partir da avaliação da uniformidade da partícula, coloração homogênea e curvatura tridimensional. A forma e a cor de todas as partículas plásticas foram registradas.

Os microplásticos foram separados em eppendorfs de acordo com o ponto, a data da amostra e o tamanho de rede utilizada. As medidas digitais para os microplásticos foram feitas com o auxílio de um estereoscópio trinocular Leica® S8 APO e software Las Ez, que capta as imagens com uma escala milimétrica de zoom no micrômetro e converte os pixels da imagem em milímetros.

#### **4.4 Análise de Dados**

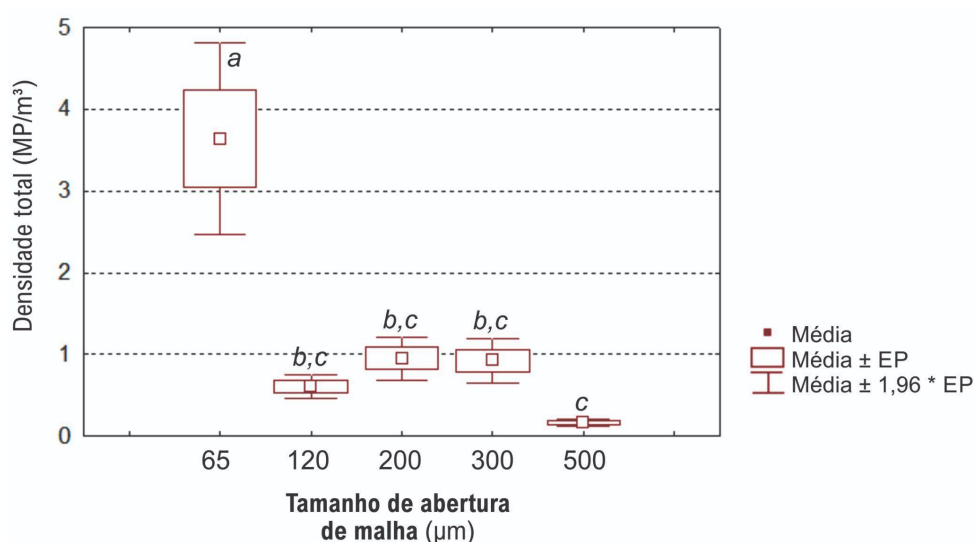
A densidade de microplásticos (MPs) foi calculada como o número de partículas por metro cúbico de água, usando a seguinte fórmula:  $a = n^{\circ} \text{ de MP} / \text{volume de água filtrada}$ . Na fórmula,  $a$  é a densidade (MP/m<sup>3</sup>). O volume de água filtrada pela rede e fluxômetro foi calculado por meio da fórmula:  $V = A \times N \times C$ , no qual:  $V$  = volume de água filtrada (m<sup>3</sup>);  $A$  = área da boca da rede (m<sup>2</sup>);  $N$  = número de rotações durante o arrasto (rot.);  $C$  = fator de aferição após calibração do aparelho em metros por rotações (0,3). As análises estatísticas foram realizadas usando o programa STATISTICA 7. Apesar de não ser um objetivo direto do nosso estudo, foi verificado se as estações de chuva e de estiagem tiveram alguma influência nas densidades de microplásticos de cada rede através do teste não-paramétrico Mann-Whitney. Como o resultado não apontou influência da precipitação ( $p > 0,05$ ) provavelmente devido à seca extrema (2015), todas amostras de cada rede foram utilizadas

como réplica para a realização do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, que buscou avaliar a diferença entre a densidade de microplásticos nas redes de plâncton (65, 120, 200 , 300 e de 500  $\mu\text{m}$ ). O box-plot foi feito no programa STATISTICA 7 considerando o cálculo do erro padrão e da média para cada abertura de malha. Para a abundância relativa, foi calculado as porcentagens de cores e de formatos em relação aos MPs totais amostrados de cada abertura de malha.

## 5 RESULTADOS

A densidade total de microplástico ( $\text{MP}/\text{m}^3$ ) variou de acordo com o tamanho de abertura de malha utilizado (Figura 3). A densidade total de MP coletada com a rede de 65  $\mu\text{m}$  apresentou maior densidade e foi significativamente diferente das demais redes (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ). As redes de 120, 200 e 300  $\mu\text{m}$  apresentaram densidades estatisticamente semelhantes (Kruskal-wallis,  $p > 0,05$ ), enquanto a rede de 500  $\mu\text{m}$  apresentou os menores valores de MP total e foi significativamente diferente das demais redes (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ).

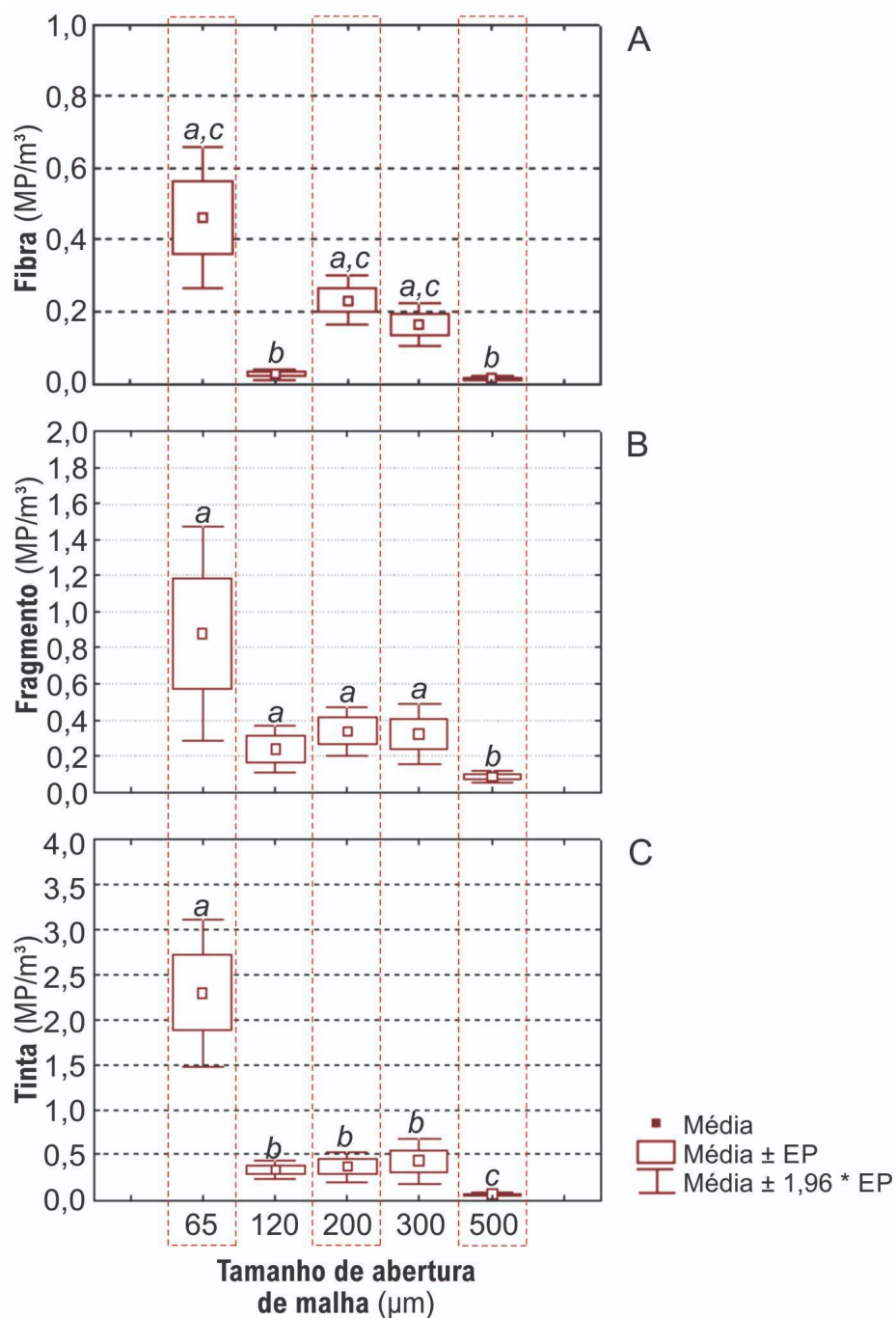
Figura 3 - Densidade total de microplástico ( $\text{MP}/\text{m}^3$ ) coletados com cinco redes de tamanho de abertura de malhas diferentes, em um estuário tropical raso (Piranji, CE, Brasil).



Fonte: Tatiane Garcia

Os MPs foram classificados em três grupos: fibras, fragmentos e partículas de tinta, conforme descrito na metodologia. A densidade total de cada grupo ( $\text{MP}/\text{m}^3$ ) variou conforme o tamanho de abertura de malha utilizado (Figura 4). A rede de 65  $\mu\text{m}$  apresentou a maior densidade de fibras, com valor estatisticamente semelhante às redes de 200 e 300  $\mu\text{m}$  (Kruskal-wallis,  $p > 0,05$ ). As redes de 120 e 500  $\mu\text{m}$  apresentaram os menores valores de fibras, sendo estatisticamente diferente (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ) das outras redes (Figura 4A).

Figura 4 - Densidade dos grupos de microplásticos (fibra, fragmento e partícula de tinta) coletados com cinco redes de tamanho de abertura de malhas diferentes, em um estuário tropical raso (Piranji, CE, Brasil).



Fonte: Tatiane Garcia

A densidade para fragmento coletado com a rede de 65 µm apresentou maior variação de densidade e foi estatisticamente semelhante às redes de 120, 200 e 300 µm (Kruskal-wallis,  $p > 0,05$ ), enquanto a rede de 500 µm apresentou menores valores de



fragmento coletado (Figura 4B) e foi significativamente diferente das demais redes (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ). A partícula de tinta coletada com a rede de 65  $\mu\text{m}$  apresentou maior densidade e foi significativamente diferente (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ) das demais redes. As redes de 120, 200 e 300  $\mu\text{m}$  apresentaram densidades estatisticamente semelhantes (Kruskal-wallis,  $p > 0,05$ ). Já a rede de 500  $\mu\text{m}$  apresentou os menores valores de densidade de partícula de tinta e foi significativamente diferente (Kruskal-wallis,  $p < 0,05$ ) das demais redes (Figura 4C).

Em relação aos critérios de caracterização, os microplásticos coletados no formato de fibra foram classificados nas cores laranja, preta e azul (Figura 5), enquanto os microplásticos classificados como fragmento foram caracterizados nas cores cinza, preto, branco, azul e amarelo (Figura 6). Os microplásticos classificados como partícula de tinta foram caracterizados nas cores amarelo, azul, laranja e branco (Figura 7).

Figura 5 - Microplásticos encontrados nas amostras do estuário do rio Piranji (CE, Brasil), caracterizados segundo os critérios de formato e de cor, sendo (A) fibra laranja, (B) fibra preta e (C- D) fibra azul.

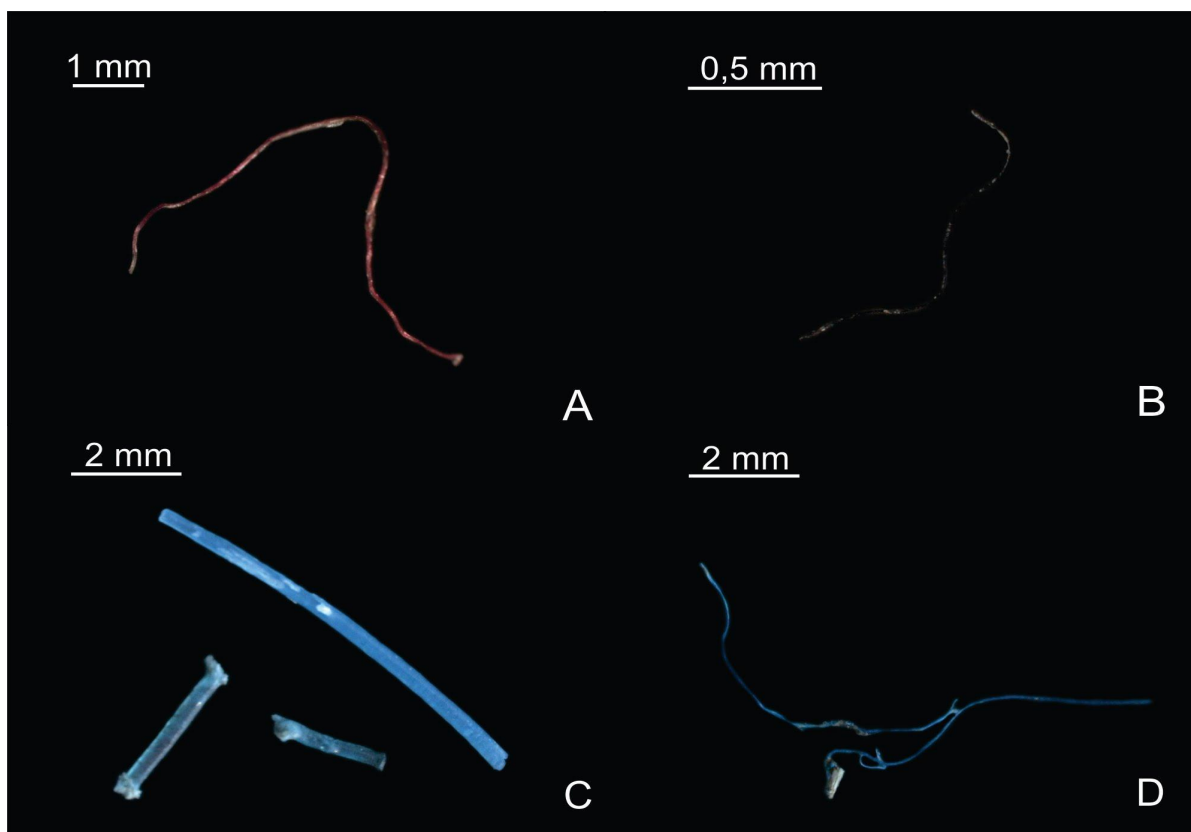
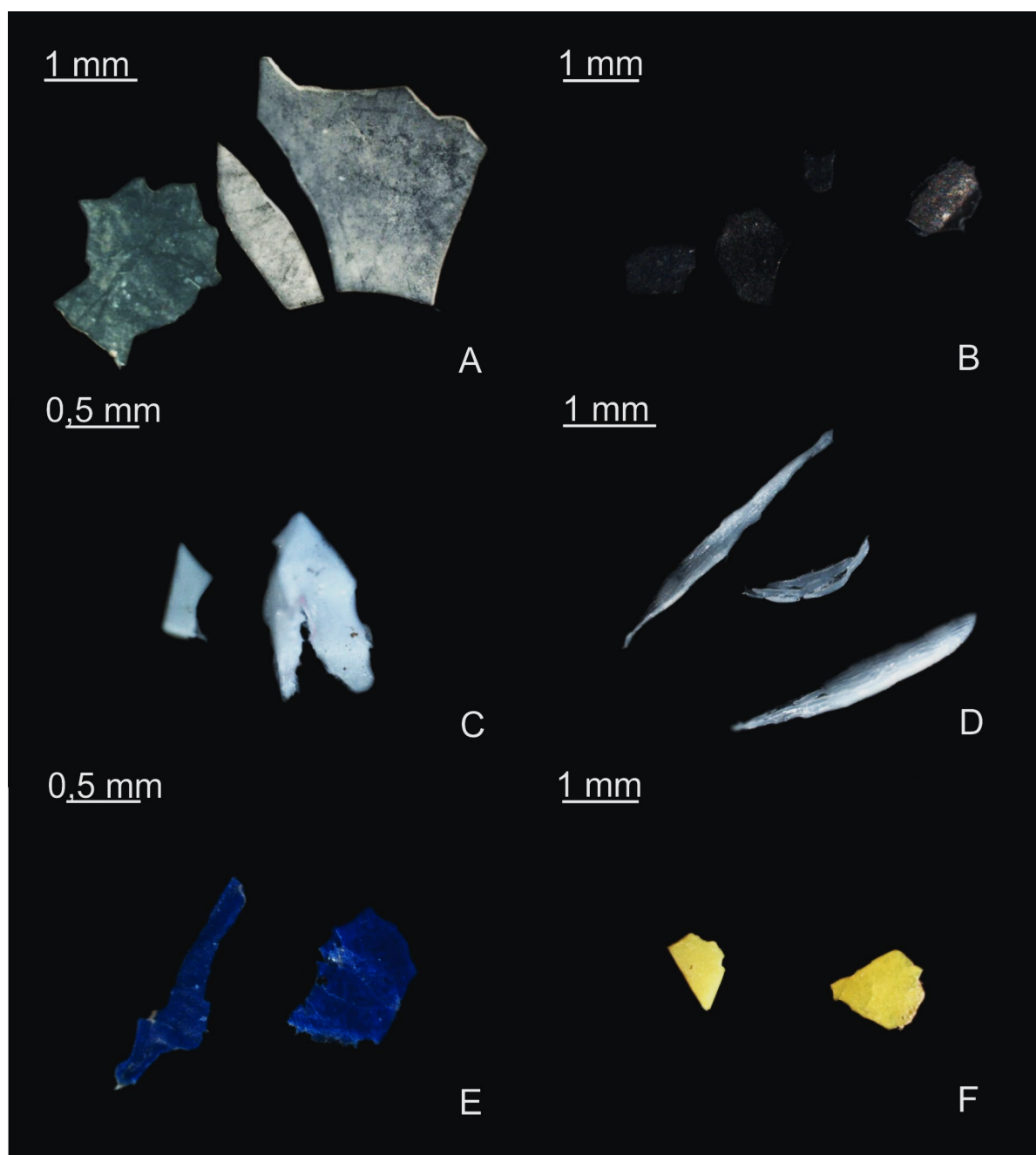
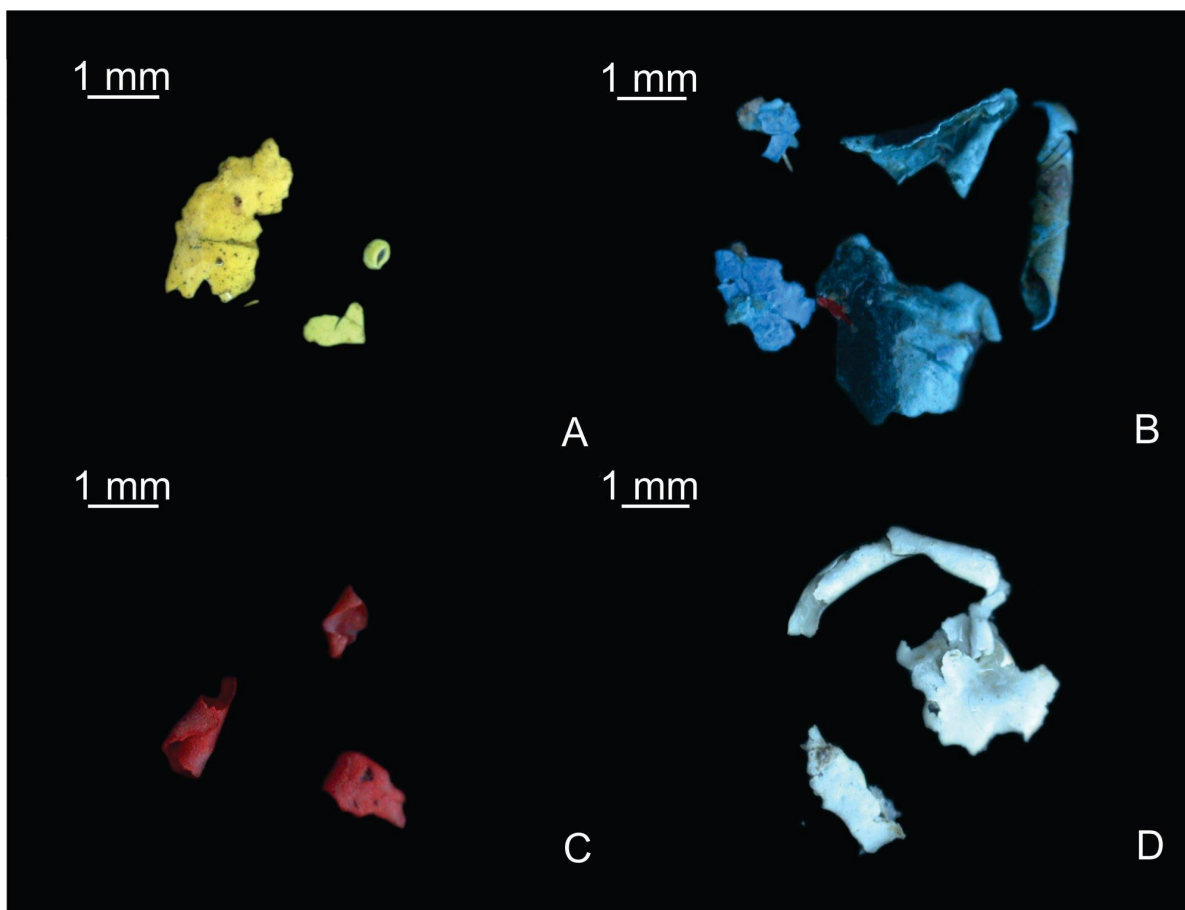


Figura 6 - Microplásticos encontrados nas amostras do estuário do rio Piranji (CE, Brasil), caracterizados segundo os critérios de formato e de cor, sendo (A) fragmento cinza, (B) fragmento preto, (C- D) fragmento branco, (E) fragmento azul e (F) fragmento amarelo.



Fonte: Autora.

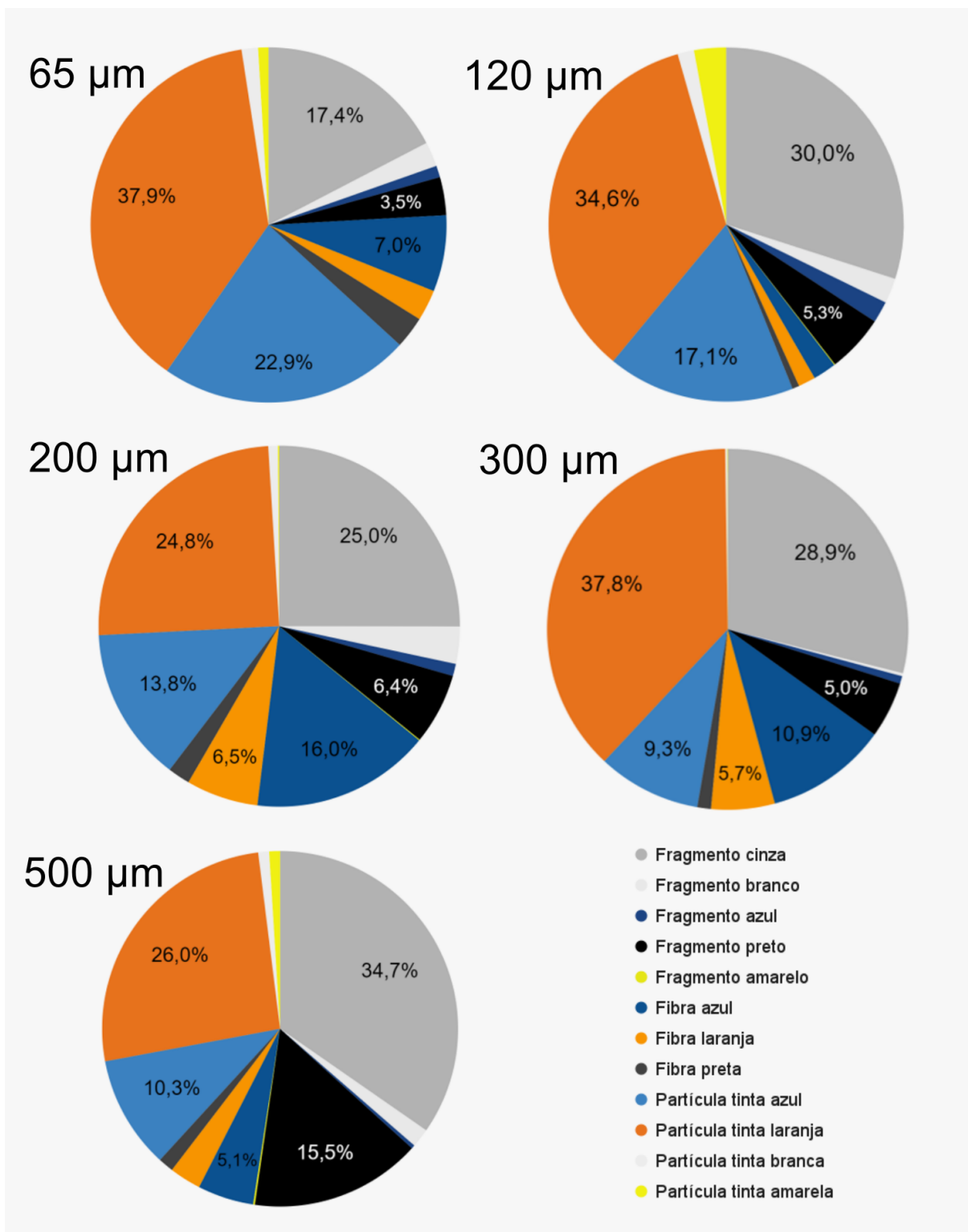
Figura 7 - Microplásticos encontrados nas amostras do estuário do rio Piranji (CE, Brasil), caracterizados segundo os critérios de formato e de cor, sendo (A) partícula de tinta amarela, (B) partícula de tinta azul, (C) partícula de tinta laranja e (D) partícula de tinta branca.



Fonte: Autora.

Em relação à abundância relativa, o fragmento cinza, a partícula de tinta laranja e a partícula de tinta azul foram os mais abundantes em todas as aberturas de malhas (Figura 8). As cores mais frequentes para as fibras foram laranja (>5%) e azul (>10%) para as redes de 200 e 300  $\mu\text{m}$  (Figura 8C e 8D). As cores mais frequentes para os microplásticos coletados foram cinza (<40%), azul (<25%), laranja (<40%) e preto (<16%). As colorações branco e amarelo foram menos frequentes dentre todas as cores (<5%).

Figura 8 - Abundância relativa (%) de microplástico classificado segundo os critérios de formato e coloração, coletados no estuário do rio Piranji (CE, Brasil) com as redes de tamanho de abertura de malhas diferentes (65, 120, 200, 300 e 500  $\mu\text{m}$ ).



Fonte: Autora.

## 6 DISCUSSÃO

A partir da análise das densidades de microplásticos (MPs) coletadas em diferentes aberturas de malhas, foi observado que a rede de 65  $\mu\text{m}$  foi a mais eficaz na amostragem de densidade de microplásticos no estuário tropical raso analisado. Enquanto as redes de 120, 200 e 300  $\mu\text{m}$  apresentaram semelhanças na densidade, a rede de 500  $\mu\text{m}$  mostrou uma baixa eficácia. Desse modo, os resultados obtidos comprovam a hipótese inicial da pesquisa, que indicou que uma malha de menor tamanho permite concentrações maiores de microplásticos em comparação com uma malha de maior tamanho em ambiente estuarino, assim como encontrado em ambiente marinho (GARCIA et al., 2020).

Os tamanhos de abertura de malha utilizados para amostragem de microplásticos variam entre 50  $\mu\text{m}$  e 3 mm (HIDALGO-RUZ et al., 2012; PRATA et al., 2018; COVERNTON et al., 2019), sendo a rede de 300  $\mu\text{m}$  comumente utilizada e recomendada para amostragem pela possibilidade de coletar maior volume amostral para concentração de MPs (MAI et al., 2018; GALGANI et al., 2013; LÖDER; GERDTS, 2015). Desta forma, microplásticos menores que 300  $\mu\text{m}$  não são contabilizados durante a amostragem, o que reforça a ideia de subestimação das concentrações de microplásticos no ambiente costeiro (CONKLE; VALLE; TURNER, 2017; LINDEQUE et al., 2020).

Além disso, essa faixa de tamanho menor é essencialmente importante de ser amostrada nos ambientes por ser um tamanho biodisponível para o zooplâncton (BOTTERELL et al., 2019), com alto potencial para bioacumular na base das cadeias alimentares, quando em altas concentrações (SETÄLÄ; LEMING-LEHTINEN; LEHTINIEMI, 2014), além dos efeitos ecotoxicológicos associados (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013; PHUONG et al., 2016; HORTON et al., 2017; BOTTERELL et al., 2019).

Contudo, a coleta de partículas plásticas menores exige mais trabalho e atenção aos detalhes metodológicos (CONKLE; VALLE; TURNER, 2017). Redes com aberturas de malha menores configuram maior risco de entupimento (LÖDER; GERDTS, 2015), principalmente em locais de alta produtividade como os estuários, onde a matéria orgânica congestionada o processo de filtragem da água, diminuindo conseqüentemente a eficiência da rede (LINDEQUE et al., 2020). Além disso, abertura de malhas menores requerem velocidades de arrasto mais lentas para manter a rede estável e o menor volume de amostra

pode exigir amostras adicionais para garantir uma representação precisa da concentração de microplástico em cada local de amostragem (LÖDER; GERDTS, 2015; RYAN et al. 2009).

Por isso, é importante considerar que o tamanho das partículas plásticas coletadas, assim como o volume filtrado, é uma consequência direta do tamanho da malha utilizada (LÖDER; GERDTS, 2015), sendo fundamental a avaliação da malha de rede mais adequada durante a amostragem de campo. As aberturas de malhas menores (<100 µm) e maiores (>200 µm) possuem suas respectivas vantagens e desvantagens, portanto, é interessante avaliar o local de amostragem e os objetivos do estudo. Quando possível, a amostragem deve combinar o uso de pelo menos duas aberturas de malhas diferentes, para uma estimativa mais precisa da concentração de MPs no ambiente (LINDEQUE et al., 2020; DRIS et al., 2015).

Em relação a caracterização dos MPs seguindo o critério de formato, foram essencialmente coletados fibras, fragmentos e partículas de tinta. A fibra é um formato frequentemente encontrado em amostras de ambientes aquáticos (GARCIA et al, 2020; LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020), sendo principalmente resultado da liberação de microfibras de roupas sintéticas em tratamento de águas residuais (NAPPER; THOMPSON, 2016) e liberação de microfibras em atividades de pesca (XUE et al., 2020).

O fragmento, também chamado de partícula irregular devido à abrangência de conformações (HARTMANN et al., 2019), é frequentemente encontrado em amostras de ambientes aquáticos assim como as fibras (KUTRALAM-MUNIASAMY et al., 2020; LI; BUSQUETS; CAMPOS, 2020). A partícula de tinta é considerada um caso especial, por ser um composto que possui uma mistura de componentes entre os quais estão presentes polímeros sintéticos, como o poliéster (HARTMANN et al., 2019). A partícula de tinta presente nos ambientes aquáticos é principalmente ligada a atividades de navegação e o consequente desgaste da pintura de superfície de barcos e navios (GAYLARDE; NETO; FONSECA, 2021), como os pesqueiros existentes na região (IPECE, 2007).

Em relação a caracterização dos MPs seguindo o critério de cor, as colorações mais presentes no estudo foram cinza, azul, laranja e preto, as quais são presentes em outros estudos da região tropical, principalmente as colorações no espectro de cor azul e vermelho, (Lima, Costa e Barletta, 2014; Garcia et al., 2020). Para além disso as colorações cinza e preto foram também prevalentes, com destaque para os MPs cinzas que possuíam transparência (MARTI et al., 2020). No método de triagem e de observação em estereoscópio, utilizado no presente estudo, há uma tendência de superestimar cores como azul e vermelho, em

comparação com outras colorações que não se destacam tão facilmente nas amostras (DRIS et al., 2015). A análise de coloração do microplástico pode fornecer importantes informações sobre a bioacumulação, já que a cor dos microplásticos pode contribuir potencialmente para a probabilidade de ingestão, quando semelhantes a itens de presa (WRIGHT, THOMPSON E GALLOWAY, 2013; ORY et al., 2017; SANTOS et al., 2016).

Além disso, no ambiente há o processo de foto-oxidação que induz mudanças nas propriedades físico-químicas e na cor dos polímeros plásticos (MARTI et al., 2020). Embora a caracterização de cor seja uma etapa necessária (LUSHER et al., 2020), é uma abordagem com limitação para definição dos MPs presentes (SILVA et al., 2018; WESCH et al., 2016; LENZ et al., 2015). Portanto, para estudos posteriores, é interessante aliar as análises espectroscópicas (SILVA et al., 2018; KÄPPLER et al., 2016), como as espectroscopias de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e Raman, devido à precisão dessas técnicas para confirmar a presença e o tipo de polímero das partículas plásticas coletadas no estuário tropical raso analisado.

## 7 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A densidade de microplásticos (MPs) coletados para o estuário tropical variaram conforme a abertura de malha usada, sendo as redes menores mais eficazes comparadas às maiores. Os microplásticos foram caracterizados nos formatos de fibra, fragmento e partícula de tinta, bem como nas colorações cinza, branco, azul, preto, amarelo e laranja. As cores mais frequentes para os MPs coletados foram cinza, azul, laranja e preto. O fragmento cinza, a partícula de tinta laranja e a partícula de tinta azul apresentaram maior abundância relativa em todas as aberturas de malha.

Estudos posteriores com análise e identificação química dos MPs auxiliarão em um melhor entendimento das características dos microplásticos presentes nesse ambiente estuarino, bem como poderá auxiliar a elucidar a origem dessas partículas. Outros estudos, como avaliar as concentrações de microplásticos entre os períodos de chuva e de estiagem em anos distintos, bem como avaliar a exportação e a permanência de MPs nos estuários tropicais, são importantes para ampliar o conhecimento desses contaminantes e o risco ecológico associado.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKDOGAN, Z.; GUVEN, B. Microplastics in the environment: a critical review of current understanding and identification of future research needs. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 254, p. 113011, 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113011.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p.1596-1605, 2011.Elsevier BV. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 364, n. 1526, p.1977-1984, 2009. DOI:10.1098/rstb.2008.0304
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. **Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris**. [S.l.], NOAA Technical Memorandum, p. 7-17, 2009. Disponível em: <https://marinedebris.noaa.gov/proceedings-international-research-workshop-microplastic-marine-debris> Acesso em: 27 jul 2021.
- ARTHUR, C.; BAKER, J. **Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Debris**. [S.l.], NOAA Technical Memorandum, p. 3-37, 2011. Disponível em: <https://marinedebris.noaa.gov/proceedings-second-research-workshop-microplastic-marine-debris> Acesso em: 27 jul 2021.
- BARLETTA, M.; LIMA, A. R.A.; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 651, p. 1199-1218, 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.276.
- BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.l.], v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009. The Royal Society. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205.
- BARROSO, H. S.; TAVARES, T. C. L.; SOARES, M. O.; GARCIA, T. M.; ROZENDO, B.; VIEIRA, A. S. C.; VIANA, P. B.; PONTES, T. M.; FERREIRA, T. J. T.; PEREIRA FILHO, J. Intra-annual variability of phytoplankton biomass and nutrients in a tropical estuary during a severe drought. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [S.l.], v. 213, p. 283-293, nov. 2018. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.ecss.2018.08.023.
- BOTTERELL, Z. L. R.; BEAUMONT, N.; DORRINGTON, T.; STEINKE, M.; THOMPSON, R. C.; LINDEQUE, P. K. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 245, p. 98-110, fev. 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.065.
- CAMPOS, J.N.B., STUDART, T.M.C. Climatologia - Diagnóstico Ambiental. In: Campos, A.A. (Org.) **A zona costeira do Ceará: diagnóstico para a gestão integrada**. Fortaleza, Aquasis, p. 51–54, 2003.

CARBERRY, M.; O'CONNOR, W.; PALANISAMI, T. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. **Environment International**, [S.l.], v. 115, p. 400-409, 2018. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envint.2018.03.007.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 62, n. 12, p. 2588-2597, 2011. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

CONKLE, J. L.; VALLE, C. D. B. del; TURNER, J. W. Are We Underestimating Microplastic Contamination in Aquatic Environments? **Environmental Management**, [S.l.], v. 61, n. 1, p. 1-8, 17 out. 2017. Springer Science and Business Media LLC. DOI: 10.1007/s00267-017-0947-8.

COVERNTON, G. A.; PEARCE, C. M.; GURNEY-SMITH, H. J.; CHASTAIN, S.G.; ROSS, P. S.; DOWER, J. F.; DUDAS, S. E. Size and shape matter: a preliminary analysis of microplastic sampling technique in seawater studies with implications for ecological risk assessment. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 667, p. 124-132, jun. 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.346.

DANTAS, N. C. F. M. ; DUARTE, O. S. ; FERREIRA, W. ; AYALA, P. A. ; Rezende, C. F. ; FEITOSA, C. V. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, p. 110959, 2020. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.110959.

DAY JR, J. W.; KEMP, W. M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; CRUMP, B. C. (Eds.). **Estuarine ecology**. [S.l.]: John Wiley & Sons.. 2012. 512 p. DOI:10.1002/9781118412787.

DÍAZ-MENDOZA, C.; MOUTHON-BELLO, J.; PÉREZ-HERRERA, N. L.; ESCOBAR-DÍAZ, S. M. Plastics and microplastics, effects on marine coastal areas: a review. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.l.], v. 27, n. 32, p. 39913-39922, 2020. Springer Science and Business Media LLC. DOI: 10.1007/s11356-020-10394-y.

DRIS, R.; GASPERI, J.; ROCHER, V.; SAAD, M.; RENAULT, N.; TASSIN, B. Microplastic contamination in an urban area: a case study in greater paris. **Environmental Chemistry**, [S.l.], v. 12, n. 5, p. 592, 2015. CSIRO Publishing. DOI: 10.1071/en14167.

EPA. Environmental Protection Agency. **Plastic Pellets in the Aquatic Environment: Sources and Recommendations**. Final Report. [S.l.], US EPA Oceans and Coastal Protection Division, p. 7- 108, 1992. Disponível em: <http://globalgarbage.org/13%20EPA%20Plastic%20Pellets.pdf> Acesso em: 29 jul 2021.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 58, n.8, p. 1225–1228, 2009. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.04.025

FRIAS, J.P.G.L.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 138, p. 145-147, 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.022.

FUNCEME - FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Série histórica de precipitação média**. Disponível em: [http://www.funceme.br/produtos/script/chuvas/Download\\_de\\_series\\_historicas/downloadHistoricos/postos/23.txt](http://www.funceme.br/produtos/script/chuvas/Download_de_series_historicas/downloadHistoricos/postos/23.txt). Acesso em 10 ago 2021.

GAGO, J.; FILGUEIRAS, A.; PEDROTTI, M. L.; CAETANO, M.; FARIAS, J.. **Standardised protocol for monitoring microplastics in sea water**. [S.l.]: JPI-Oceans BASEMAN project. 2018. 33 p. DOI: 10.25607/OBP-605.

GALGANI, F.; HANKE, G.; WERNER, S.; OOSTERBAAN, L.; NILSSON, P.; FLEET, D. **Guidance on monitoring of marine litter in European seas**. Luxembourg: Publications Office of the European Union... 2013. 128 p. DOI: 10.2788/99475.

GARCIA, T. M.; CAMPOS, C. C.; MOTA, E. M. T.; SANTOS, N. M. O.; CAMPELO, R. P. S.; PRADO, L. C. G.; MELO JUNIOR, M.; SOARES, M. O. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 150, p. 110705, jan. 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110705.

GAYLARDE, C. C.; BAPTISTA NETO, J. A.; FONSECA, E. M. Paint fragments as polluting microplastics: a brief review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 162, p. 111847, jan. 2021. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111847.

GRBIĆ, J.; HELM, P.; ATHEY, S.; ROCHMAN, C. M. Microplastics entering northwestern Lake Ontario are diverse and linked to urban sources. **Water Research**, [S.l.], v. 174, p. 115623, 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115623.

HARTMANN, N. B.; HÜFFER, T.; THOMPSON, R. C.; HASSELLÖV, M.; VERSCHOOR, A.; DAUGAARD, A. E.; RIST, S.; KARLSSON, T.; BRENNHOLT, N.; COLE, M. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 53, n. 3, p. 1039-1047, 4 jan. 2019. American Chemical Society (ACS). DOI: 10.1021/acs.est.8b05297.

HIDALGO-RUZ, V.; GUTOW, L.; THOMPSON, R. C.; THIEL, M. Microplastics in the Marine Environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2 mar. 2012. American Chemical Society (ACS). DOI: 10.1021/es2031505.

HITCHCOCK, J. N. Storm events as key moments of microplastic contamination in aquatic ecosystems. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 734, 139 p., set. 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139436.

HITCHCOCK, J. N.; MITROVIC, S. M. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 247, p. 457-466, abr. 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.01.069.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science Of The Total**

**Environment**, [S.l.], v. 586, p. 127-141, maio 2017. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.

IPECE. **Avaliação do uso potencial de áreas estuarinas a partir da identificação e caracterização do comportamento de variáveis hidro-climáticas, oceanográficas e ambientais**: Estudo de Caso: Rio Pirangi-Ce. Fortaleza, p. 2-219, 2007

JOVANOVIĆ, B. Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. **Integrated Environmental Assessment And Management**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 510-515, 2017. Wiley. DOI: 10.1002/ieam.1913.

KÄPPLER, A.; FISCHER, D.; OBERBECKMANN, S.; SCHERNEWSKI, G.; LABRENZ, M.; EICHHORN, K.-J.; VOIT, B. Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: ftir, raman or both?. **Analytical And Bioanalytical Chemistry**, [S.l.], v. 408, n. 29, p. 8377-8391, 8 out. 2016. Springer Science and Business Media LLC. DOI: 10.1007/s00216-016-9956-3.

KARMAKAR, G. P. Regeneration and Recovery of Plastics. **Reference Module in Materials Science and Materials Engineering**, [S.l.], 2020. Elsevier. DOI: 10.1016/b978-0-12-820352-1.00045-6.

KLEIN, S.; DIMZON, I. K.; EUBELER, J.; KNEPPER, T. P. Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. **The Handbook Of Environmental Chemistry**, [S.l.], p. 51-67, 20 jul. 2017. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-61615-5\_3.

KOUTNIK, V. S.; LEONARD, J.; ALKIDIM, S.; DEPRIMA, F. J.; RAVI, S.; HOEK, E.M.V.; MOHANTY, S. K. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: global analysis and framework for transport modeling. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116552, 2021. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116552.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G.; PÉREZ-GUEVARA, F.; ELIZALDE-MARTÍNEZ, I.; SHRUTI, V. C. Review of current trends, advances and analytical challenges for microplastics contamination in Latin America. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 267, p. 115463, 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115463.

LEBRETON, L.C.M.; VAN DER ZWET, J.; DAMSTEEG, J.W.; SLAT, B.; ANDRADY, A.; REISSER, J. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature communications**, v. 8, p. 15611, 2017. DOI: 10.1038/ncomms15611

LENZ, R.; ENDERS, K.; STEDMON, C. A.; MACKENZIE, D. M.A.; NIELSEN, T. G. A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 100, n. 1, p. 82-91, nov. 2015. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.026.

LI, C.; BUSQUETS, R.; CAMPOS, L. C. Assessment of microplastics in freshwater systems: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 707, p. 135578, 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135578.

- LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, [S.l.], v. 137, p. 362-374, 2018. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.056.
- LINDEQUE, P. K.; COLE, M.; COPPOCK, R. L.; LEWIS, C. N.; MILLER, R. Z.; WATTS, A. J.R.; WILSON-MCNEAL, A.; WRIGHT, S. L.; GALLOWAY, T. S. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 265, p. 114721, 2020. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114721.
- LIMA, A.R.A.; COSTA, M.F.; BARLETTA, M.. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental Research**, [S.l.], v. 132, p. 146-155, jul. 2014. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envres.2014.03.031.
- LÖDER, M. G. J.; GERDTS, G. Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. **Marine Anthropogenic Litter**, [S.l.], p. 201-227, 2015. Springer International Publishing. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3\_8.
- LUSHER, A. L.; MUNNO, K.; HERMABESSIERE, L.; CARR, S. Isolation and Extraction of Microplastics from Environmental Samples: an evaluation of practical approaches and recommendations for further harmonization. **Applied Spectroscopy**, [S.l.], v. 74, n. 9, p. 1049-1065, set. 2020. SAGE Publications. DOI: 10.1177/0003702820938993.
- MAI, L.; BAO, L.J.; SHI, L.; WONG, C. S.; ZENG, E. Y. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.l.], v. 25, n. 12, p. 11319-11332, 13 mar. 2018. Springer Science and Business Media LLC. DOI: 10.1007/s11356-018-1692-0.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C.S; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O.L.L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.l.], v. 90, n. 21, p. 1973-1985, ago. 2018. DOI: 10.1590/0001-3765201720170206.
- MARTI, E.; MARTIN, C.; GALLI, M.; ECHEVARRÍA, F.; DUARTE, C. M.; CÓZAR, A. The Colors of the Ocean Plastics. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 54, n. 11, p. 6594-6601, 11 maio 2020. American Chemical Society (ACS). DOI: 10.1021/acs.est.9b06400.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **The estuarine ecosystem**: ecology, threats and management. [S.l.]: OUP Oxford, p. 01-209, 2004. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780198525080.001.0001
- MEIJER, L. J. J.; VAN EMMERIK, T.; ENT, R. D.; SCHMIDT, C.; LEBRETON, L. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. **Science Advances**, [S.l.], v. 7, n. 18, p. 5803, abr. 2021. DOI:10.1126/sciadv.aaz5803.
- MOLISANI, M.M., CRUZ, A.L.V., MAIA, L.P. Estimation of the freshwater river discharge to estuaries in Ceará State. **Arquivos de Ciências do Mar**, [S.l.], n. 39, p. 53–60. 2006.

NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 112, n. 1-2, p. 39-45, nov. 2016. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.

NORÉN, F. **Small plastic particles in Coastal Swedish waters**. [S.l.], N-Research Report, 2007. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Fredrik-Noren/publication/284312290\\_Small\\_plastic\\_particles\\_in\\_Coastal\\_Swedish\\_waters/links/571203c608ae4ef74525ec38/Small-plastic-particles-in-Coastal-Swedish-waters.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Fredrik-Noren/publication/284312290_Small_plastic_particles_in_Coastal_Swedish_waters/links/571203c608ae4ef74525ec38/Small-plastic-particles-in-Coastal-Swedish-waters.pdf)>. Acesso em: 02 ago 2021.

ORY, N. C.; SOBRAL, P.; FERREIRA, J. L.; THIEL, M. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 586, p. 430-437, maio 2017. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.175.

PRATA, J. C.; COSTA, J. P.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 110, p. 150-159, jan. 2018. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.029.

PHUONG, N. N.; ZALOUK-VERGNOUX, A.; POIRIER, L.; KAMARI, A.; CHÂTEL, A.; MOUNEYRAC, C.; LAGARDE, F. Is there any consistency between the microplastics found in the field and those used in laboratory experiments? **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 211, p. 111-123, abr. 2016. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.12.035.

RAMÍREZ-ÁLVAREZ, N.; MENDOZA, L. M. R.; MACÍAS-ZAMORA, J. V.; OREGEL-VÁZQUEZ, L.; ALVAREZ-AGUILAR, A.; HERNÁNDEZ-GUZMÁN, F. A.; SÁNCHEZ-OSORIO, J. L.; MOORE, C. J.; SILVA-JIMÉNEZ, H.; NAVARRO-OLACHE, L. F. Microplastics: sources and distribution in surface waters and sediments of todos santos bay, Mexico. **Science Of The Total Environment**, [S.l.] v. 703, p. 134838. 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.134838.

RILLIG, M. C.; LEHMANN, A. Microplastic in terrestrial ecosystems. **Science**, [S.l.], v. 368, n. 6498, p. 1430-1431, 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: 10.1126/science.abb5979.

ROCHMAN, C. M.; HOELLEIN, T. The global odyssey of plastic pollution. **Science**, v.368, n. 6496, p.1184–1185. 2020. DOI:10.1126/science.abc4428

RYAN, P. G.; MOORE, C. J.; VAN FRANEKER, J. A.; MOLONEY, C. L. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.l.], v. 364, n. 1526, p. 1999-2012, 27 jul. 2009. The Royal Society. DOI: 10.1098/rstb.2008.0207.

SANTOS, R. G.; ANDRADES, R.; FARDIM, L. M.; MARTINS, A. S. Marine debris ingestion and Thayer's law – The importance of plastic color. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 214, p. 585-588, jul. 2016. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.04.024.

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. DOI:10.1016/j.rsma.2017.01.004

SETÄLÄ, O.; FLEMING-LEHTINEN, V.; LEHTINIEMI, M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 185, p. 77-83, fev. 2014. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.10.013.

SHEN, M.; HUANG, W.; CHEN, M.; SONG, B.; ZENG, G.; ZHANG, Y. (Micro)plastic crisis: un-ignorable contribution to global greenhouse gas emissions and climate change. *Journal Of Cleaner Production*, Elsevier BV, [s.l.], v. 254, p. 120138, 2020. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120138

SILVA, A. B.; BASTOS, A. S.; JUSTINO, C. I.L.; COSTA, J. P. da; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. A.P. Microplastics in the environment: challenges in analytical chemistry - a review. **Analytica Chimica Acta**, [S.l.], v. 1017, p. 1-19, ago. 2018. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.aca.2018.02.043.

SILVA-CAVALCANTI, J. S.; SILVA, J. D. B.; FRANÇA, E. J.; ARAÚJO, M. C. B.; GUSMÃO, F. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 221, p. 218-226, 2017. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.11.068.

SINGH, A. P.; DEVI, D. S. Microplastics and single use plastics: A curse of over consumerism. **International Journal of Advanced Scientific Research and Management**, [S.l.], v. 4, p. 384-388, 2019. Disponível em: <[http://ijasrm.com/wp-content/uploads/2019/04/IJASRM\\_V4S4\\_1405\\_384\\_388.pdf](http://ijasrm.com/wp-content/uploads/2019/04/IJASRM_V4S4_1405_384_388.pdf)>. Acesso em: 25 jul 2021.

SOARES, M.O.; CAMPOS, C.C.; CARNEIRO, P.B.M.; BARROSO, H.s.; MARINS, R.V.; TEIXEIRA, C.e.P.; MENEZES, M.O.B.; PINHEIRO, L.s.; VIANA, M.B.; FEITOSA, C.V. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. *Perspectives In Ecology And Conservation*, [S.l.], v. 19, n. 3, p. 267-278, jul. 2021. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.06.001.

STOCK, F.; KOCHLEUS, C.; BÄNSCH-BALTRUSCHAT, B.; BRENNHOLT, N.; REIFFERSCHIED, G. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – A review. **Trac Trends In Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 113, p. 84-92, 2019. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.trac.2019.01.014.

THOMPSON, R.C.; OLSEN, Y.; MITCHELL, R.P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S.J.; JOHN, A.W.G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, E. A. Lost at sea: Where is all the plastic? **Science**, v. 304, p. 838, 2004. DOI: 10.1126/science.1094559

UVO, C.; BERNDTSSON, R. Regionalization and spatial properties of Ceará State rainfall in northeast Brazil. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, [S.l.], v. 101, n. D2, p. 4221-4233, 1996. DOI:10.1029/95JD03235

VIDAL, R. M. B.; BECKER, H. Distribuição de Manganês, Ferro, Matéria Orgânica e Fosfato nos Sedimentos do Manguezal do Rio Piranji, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**,

Fortaleza, v. 39, 34-43 p. 2006. Disponível em:

<[http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/53936/1/2006\\_art\\_rmbvidal.pdf](http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/53936/1/2006_art_rmbvidal.pdf)>. Acesso em: 01 ago 2021.

WANG, J.; TAN, Z.; PENG, J.; QIU, Q.; LI, M. The behaviors of microplastics in the marine environment. **Marine Environmental Research**, [S.l.], v. 113, p. 7-17, 2016. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marenvres.2015.10.014.

WESCH, C.; BARTHEL, A.-K.; BRAUN, U.; KLEIN, R.; PAULUS, M. No microplastics in benthic eelpout (*Zoarces viviparus*): an urgent need for spectroscopic analyses in microplastic detection. **Environmental Research**, [S.l.], v. 148, p. 36-38, jul. 2016. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envres.2016.03.017.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. **Environmental Pollution**, [S.l.], v. 178, p. 483-492, jul. 2013. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.

XUE, B.; ZHANG, L.; LI, R.; WANG, Y.; GUO, J.; YU, K.; WANG, S. Underestimated Microplastic Pollution Derived from Fishery Activities and “Hidden” in Deep Sediment. **Environmental Science & Technology**, [S.l.], v. 54, n. 4, p. 2210-2217, 29 jan. 2020. American Chemical Society (ACS). DOI: 10.1021/acs.est.9b04850.

YIN, K.; WANG, Y.; ZHAO, H.; WANG, D.; GUO, M.; MU, M.; LIU, Y.; NIE, X.; LI, B.; LI, J. A comparative review of microplastics and nanoplastics: toxicity hazards on digestive, reproductive and nervous system. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 774, p. 145758, 2021. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145758.

ZANELLA, M. E. Considerações sobre o clima e os recursos hídricos do Semiárido Nordeste. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, [S.l.], v. 1, n. 36, p. 126-142, 2014. Disponível em: <<https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/3176%3E.Acesso>>. Acesso em: 03 ago 2021

ZHANG, J.; ZHANG, C.; DENG, Y.; WANG, R.; MA, E.; WANG, J.; BAI, J.; WU, J.; ZHOU, Y. Microplastics in the surface water of small-scale estuaries in Shanghai. **Marine Pollution Bulletin**, [S.l.], v. 149, p. 110569, 2019. Elsevier BV. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.110569.

ZHANG, K.; HAMIDIAN, A. H.; TUBIC, A.; ZHANG, Y.; FANG, J. K.H.; WU, C.; LAM, P. K.S. Understanding plastic degradation and microplastic formation in the environment: a review. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 2-14, 2021. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116554

ZITKO, V.; HANLON, M. Another source of pollution by plastics: Skin cleaners with plastic scrubbers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 22, n.1, p. 41-42, 1991. DOI: 10.1016/0025-326x(91)90444-w.