



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

LORENNIA CRISTINA GALVÃO DA SILVA

MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DA ZONA COSTEIRA
BRASILEIRA: Do Amapá ao Delta do Parnaíba

Altamira – Pa

2023

LORENNNA CRISTINA GALVÃO DA SILVA

**MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DA ZONA COSTEIRA
BRASILEIRA: Do Amapá ao Delta do Parnaíba**

Dissertação de mestrado apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho

Altamira – Pa

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G182m Galvão da Silva, Lorena Cristina.
MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DA ZONA
COSTEIRA BRASILEIRA: DO AMAPÁ AO DELTA DO
PARNAÍBA / Lorena Cristina Galvão da Silva. — 2023.
53 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-Graduação
em Biodiversidade e Conservação, Altamira, 2023.

1. Poluição. 2. costa amazônica. 3. Amazônia. 4. resíduos
plásticos. 5. lixo marinho. I. Título.

CDD 363.739409162



LORENNA CRISTINA GALVÃO DA SILVA

MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DA ZONA COSTEIRA

BRASILEIRA: Do Amapá ao Delta do Parnaíba

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós- graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Data da defesa: ___/___/_____

Conceito:_____

ORIENTADOR

Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho – UFPA

BANCA EXAMINADORA

Membro Interno da Banca Examinadora- PPGBC
Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo

Membro Interno da Banca Examinadora - PPGB
Profa. Dra. Tatiana da Silva Pereira

Membro Externo da Banca Examinadora
Prof. Dr. Anderson T. Ferreira

Membro Interno da Banca Examinadora
Profa. Dra. Simone de Fátima P. Pereira

Membro Interno da Banca Examinadora
Profa. Dra. Maria de Lourdes Cavalcanti Barros

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal do Pará (UFPA) e o Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação.

Ao meu orientador prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho pelas oportunidades, orientações e principalmente paciência na realização desta pesquisa. Deixo aqui minha admiração e respeito.

A Coordenação de Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisa (FAPESPA) pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço a equipe do Centro de Estudos Avançados da Biodiversidade (CEABIO) e Laboratório de Oceanografia Biológica (LOB), ambos da Universidade Federal do Pará.

RESUMO

Os microplásticos são partículas plásticas com menos de 5 milímetros de diâmetro que são considerados uma preocupação emergente nos ecossistemas costeiros em todo o mundo. São encontrados em abundância em ambientes costeiros, incluindo praias, estuários e manguezais. Podem ser transportados e acumulados nesses diversos ambientes por diversos fatores. Embora os microplásticos (Mps) tenham recebido atenção em âmbito global, os estudos específicos sobre sua ocorrência e efeitos na costa Amazônica e delta do Parnaíba ainda são limitados. Esse estudo tem como objetivo avaliar a distribuição da forma, tamanho e abundância de microplásticos em águas superficiais costeiras ao longo das praias do litoral norte e parte do nordeste brasileiro durante um período de seca. A amostragem foi realizada em 32 pontos localizados desde a costa do Amapá até a costa do Piauí, através da captação da água superficial e filtração em uma rede de plâncton com malha de 68 μm . Os potenciais Mps foram filtrados, quantificados, medidos, classificados de acordo com tipo, forma e cor e analisados em microscopia óptica. Em todas as amostras de água foram detectados potenciais Mps, com total de 1904 partículas. A abundância de microplásticos variou entre 50 a 1730 partículas. m^{-3} ($576,3 \pm 68,4$). Em geral, as abundâncias foram baixas, com apenas quatro pontos amostrais com valores acima de 1.000 partículas. m^{-3} . Os Mps foram dominados por fragmentos (49%) e fibras (37,5%), com uma variação de tamanhos de 70 – 3050 μm (80%) para fragmentos e fibras variaram de 70 – 5000 μm (39%). As cores pretas e azuis apresentaram maior porcentagem em todas as amostras. As análises multivariadas demonstraram que a salinidade, associada à região geográfica, foram as variáveis responsáveis pelo padrão de distribuição dos tipos de microplásticos encontrados. Os resultados aqui descritos são os primeiros para as águas costeiras da região, com relevância para futuros estudos sobre microplásticos e para a gestão e mitigação de impactos causados por tais resíduos.

Palavras-chave: Poluição; costa amazônica; Amazônia; resíduos plásticos; lixo marinho.

ABSTRACT

The introduction of microplastics (Mps) in the coastal environment occurs mainly through rivers, urban drainage, and industrial effluents. These particles may also accumulate in coastal areas due to the waves and sea currents, resulting in higher concentrations in certain regions. Furthermore, Mps accumulation in beaches is common, where it may be transported deeper in the sediment. The composition and distribution of Mps on shallow waters throughout the Northern Brazilian coast (from Amapá to Piauí) is described for the first time. This study was made during a drought period between August and November of 2021, when 32 surface water samples were collected and filtered by a 68 μ m mesh. The samples were filtered, quantified, measured and classified accordingly with the type and color and analyzed with optical microscopy. The particles were present in all the 32 samples. A total of 1904 Mps has been found. The average Mps abundance was between 50 – 1,730 (576.3 \pm 68.4) particles/m³. Mps were dominated by fragments (49%) and fibers (37.5%), with size variations from 70 μ m – 3050 μ m for fragments. Fibers varied from 70 μ m to 5,000 μ m. Black and blue colors showed higher percentage in all samples. The multivariate analysis demonstrated that salinity, associated to the geographic region, were the main variables responsible for the Mps distribution. The results described here are the first obtained from the coastal waters of the region, which is relevant to future research on Mps and for the management and mitigation of the impacts caused by these wastes.

Keywords: Pollution; amazon coast, Amazon; plastic waste, sea waste.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO GERAL | 9 |
| 1.1 microplásticos | 9 |
| 1.2 Impactos e efeitos dos microplásticos | 10 |
| 1.3 Microplásticos na zona costeira | 11 |
| 1.4 Microplásticos na região amazônica e nordeste brasileiro | 12 |
| 2. OBJETIVO GERAL | 14 |
| 2.1 Objetivos específicos | 14 |
| 3. LITERATURA CITADA | 15 |
| 4. INTRODUÇÃO | 22 |
| 5. MATERIAL E MÉTODOS | 25 |
| 5.1 Área de Estudo | 25 |
| 5.2 Coleta das amostras | 26 |
| 5.3 Análises dos microplásticos | 27 |
| 5.3.1 Controle de contaminação | 27 |
| 5.3.2 Processamento de amostras e identificação dos microplásticos | 28 |
| 5.4 Análises estatísticas | 30 |
| 6. RESULTADOS | 31 |
| 6.1 Presença e abundância de microplásticos | 32 |

| | |
|--|-----------|
| 6.2 Caracterização dos microplásticos | 33 |
| 6.3 Estatística multivariada e distribuição espacial | 34 |
| 7. DISCUSSÃO..... | 24 |
| CONCLUSÃO..... | 43 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 44 |
| APÊNDICE | 56 |

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Microplásticos

O grande número de microplásticos (Mps) encontrados nos oceanos na última década tem emitido um alerta para a alta produção de plástico nas indústrias e o seu descarte indevido no meio ambiente (Rosa et al., 2021). Após serem despejados no ambiente, estes Mps sofrem processos ambientais, como acumulação, degradação ao longo prazo e dispersão, sob diferentes condições ambientais que podem ser físicas, químicas e biológicas (Prata et al., 2020; Enders et al., 2015; Wang et al., 2016). Suas quantidades são crescentes devidos, principalmente, à degradação potencial de uma única peça de plástico em milhões de micropartículas (Law & Thompson, 2014).

Os Mps se originam de duas formas sendo divididos em duas categorias: primários e secundários, dependendo da sua fonte de origem (Law, 2017). Os Mps primários são aqueles produzidos com propósitos industriais e comerciais, que se encontram principalmente em produtos como roupas sintéticas, cosméticos (ex: esfoliantes e creme dental) e matéria-prima para produzir todo tipo de objeto de plástico (Ivar do Sul, 2014; Moore, 2008). Por outro lado, os Mps secundários são resultados de plásticos maiores oriundos do lixo humano, como materiais de pesca, descartáveis e embalagens de uso único, que sofreram degradação, intemperismo e envelhecimento devido a exposição ambiental (Ivar do Sul, 2014; Moore, 2008). A degradação pode ser classificada de acordo com o agente causador, como a fotodegradação (ação de luz), biodegradação (microrganismos) e hidrólises (reação com água), enquanto o intemperismo depende das condições ambientais em que as partículas se encontram (Andrady, 2011). Sendo assim, as fontes de Mps secundários são diversas e numerosas no ambiente (Horton et al., 2017).

Os Mps se distribuem amplamente entre os cinco principais compartimentos oceânicos: superfície do oceano, coluna de água, fundo do mar, costa e biota, podendo ainda ser encontrados na interface atmosfera/oceano, dependendo da densidade, do tamanho e forma das partículas, da localização das fontes e transporte através das correntes e ondas oceânicas (GESAMP, 2019).

Estudos realizados, afirmam que os Mps contaminam águas continentais (Estahbanati & Fahrenfeld, 2016; Rodrigues et al., 2018), os sedimentos (Abidli et al., 2018; Prata et al., 2020), o solo (Watteau et al., 2018) e o ar (Abbasi et al., 2019). Mps que são mais densos que a água do mar afundam e se acumulam no sedimento, e os menos densos flutuam na superfície do mar, podendo interferir no processo de fotossíntese e crescimento do fitoplâncton, o principal produtor desses meios. Isto porque a presença de grandes quantidades de Mps na superfície do oceano pode afetar a transmissão de luz, tendo influências na eficiência do processo, reduzindo a produtividade primária marinha e perturbando a captura de carbono (Ma et al., 2020) Porém, mesmo Mps de baixa densidade acabam afundando quando sua superfície é tomada por “biofilmes” de microrganismos levando a uma possível sedimentação das partículas plásticas (Cole et al., 2011; UNEP, 2019).

Mps comumente contêm aditivos químicos que são adicionados durante a fabricação de produtos plásticos (Tickner, 1999). Nesse contexto, um único produto de plástico pode conter centenas de produtos químicos (Zimmermann et al., 2019), já que ao envelhecer, o plástico aumenta a capacidade de absorver poluentes hidrofóbicos, tais como, Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) (Belo et al., 2021).

Os Mps são uma fonte de contaminação química devido sua capacidade de sorver e transportar poluente químicos em sua superfície. Sendo assim, preocupam pela sua potencial toxicidade e associação com compostos orgânicos persistentes, bioacumulativos e tóxicos (metais, PAHs, PCBs e DDT, entre outros) (Crawford & Quinn, 2017; Frias et al., 2010; Wang et al., 2020b). Podendo servir ainda como vetores para a propagação de bactérias patogênicas e espécies invasoras (Arias-Andres et al., 2019; Kirstein et al., 2016).

1.2 Impactos e efeitos dos microplásticos


Os Mps podem produzir efeitos negativos em animais e humanos (Prata et al., 2020). Os Mps estão biodisponíveis para uma ampla variedade de organismos de diferentes níveis tróficos através da ingestão, impactos na alimentação, reprodução e desenvolvimento de várias espécies, incluindo o homem (Thompson et al., 2009; Botterell et al., 2019; Goswami et al., 2020; Akhbarizadeh et al., 2019; Miller et al., 2020; Zhu et al., 2020). Sua ingestão pode ocasionar riscos físicos aos organismos aquáticos, como obstrução do trato digestivo,

falsa sensação de saciedade e alterações hormonais, colocando em risco as taxas de reprodução e crescimento (Pereira, 2014). Além disso, os Mps podem servir como potencial vetor de exposição e transferência de outros poluentes encontrados em meio aquático, como metais pesados (Guan et al, 2020; Selvam, 2020) e antibióticos (Atugoda, 2020). Os Mps, podem afetar a saúde humana, pelo fato de serem encontrados em diferentes alimentos, como mariscos e peixes (Stolte et al., 2015; Akhbarizadeh et al., 2019; Barboza et al., 2020; Carbery et al., 2018), e também na água da torneira, em cervejas e no sal marinho (Kosuth et al., 2018). Os efeitos dos Mps na saúde humana ainda são poucos conhecidos. Alguns estudos demonstram que os Mps podem causar estresse oxidativo, lesões inflamatórias e o aumento do risco de neoplasias (Dong et al., 2020; Prata et al., 2020; Wang et al., 2020). Recentemente, foi encontrado ainda Mps no sangue humano (Leslie et al., 2022) e em tecidos de órgãos (Rolsky et al., 2020).

1.3 Microplásticos na zona costeira

A zona costeira é reconhecida por apresentar usos múltiplos dos espaços e dos recursos naturais, com variadas formas de ocupação e desenvolvimento das diversas atividades humanas (Mello et al., 2013). No entanto, os ambientes da zona costeira caracterizam-se pela sua complexidade e por sofrerem influências diversas de natureza antrópica, climática, fluvial, biológica, oceanográfica, entre outras (Silva et al., 2008).

Além do turismo, as principais fontes econômicas estão situadas na região costeira ou próximas, representadas pela pesca comercial e de subsistência (Castello et al., 2013). Contudo, o aumento desenfreado das ações antrópicas (habitação, indústria, turismo e lazer) vem modificando gradualmente esses ecossistemas costeiros, poluindo e contaminando esses ambientes (Ranieri & El-Robrini, 2015). Essas mudanças podem ser causadas pelo descarte inadequado de efluentes domésticos, despejo de resíduos sólidos e das atividades industriais e agrícolas (Costa et al., 2017) sendo distribuídos por todos os compartimentos do ecossistema, alterando a sua funcionalidade e prejudicando a qualidade da água e os organismos que nele sobrevivem (Gregory, 2009).

 Os Mps foram identificados em ambientes costeiros no início dos anos 1970, quando fragmentos e pellets foram observados flutuando na superfície entre as algas no mar de

Sargaço (Carpenter & Smith, 1972). A partir de então as pesquisas sobre o tema tem aumentado. A ocorrência de Mps em áreas costeiras é uma grande preocupação devido ao aumento da entrada de resíduos plásticos através das redes de drenagem das bacias hidrográficas, de fontes terrestres e marítimas (Karthik et al., 2018). Mps que fluem através de bacias hidrográficas podem ser depositados ao longo das margens dos rios, praias, manguezais e cidades costeiras, e essas áreas podem ser mais vulneráveis a poluição e deposição de plástico (Leite et al., 2014). As praias estuarinas, são ambientes propícios a acumulação de Mps, quando intensificado pela ocupação urbana ao redor das praias, atividades industriais ou portuárias (Turra et al. 2014).

As partículas de plásticos mais comuns em águas costeiras são do tipo fibra, com quatro fontes principais de poluição: pesca, turismo, ocupação humana e esgoto sem tratamento, que pode estar contaminado por fibras da lavagem de roupas (e.g. Browne et al., 2011). A presença dessas partículas no ambiente gera preocupação, uma vez que podem facilmente interagir com a biota local e ocorrer a contaminação desta por Mps (Garcia et al., 2020).

Estudos em ecossistemas costeiros são fundamentais para identificar as fontes de poluição de Mps para o meio ambiente, porque esses ecossistemas são receptores direto de resíduos urbanos, industriais e agrícolas (Jambeck et al., 2015; Rochman, 2018; Meijer et al., 2021), além de fornecer estimativas precisas da quantidade de Mps (e.g. Queiroz et al., 2022).

1.4 Microplásticos na região amazônica e nordeste brasileiro

A região Norte representa aproximadamente 7,4% do total de resíduos gerado no Brasil, com cerca de 6 milhões de toneladas/ano e 328 kg/hab./ano, porém o índice de cobertura de coleta dos resíduos é inferior à média nacional, aproximadamente 20% dos resíduos gerados não são alcançados pelos serviços de coleta regular nos municípios. Apenas 35,6% dos resíduos gerados na região recebem disposição final adequada, além do que, essa disposição ocorre de forma desproporcional, pois dos 450 municípios, apenas 96 acondicionam os resíduos de forma correta (SNIS, 2020; ABRELPE, 2021).

Os municípios apresentam a menor taxa de serviço de esgotamento sanitário com 16,2% do total, além de contar com a maior parte do atendimento a esse serviço paralisado em

comparação ao restante do país (PNSB, 2017). Na região Amazônica, apenas 2,3% da população possui acesso a serviços adequados de tratamento de esgoto (Braga et al., 2011). Com a falta de gestão de águas residuais e saneamento, o rio Amazonas além de transportar grandes quantidades de sedimentos e nutrientes, também transporta detritos plásticos, sendo considerado o segundo rio mais poluidor do mundo em termos de plásticos (Giarrizzo et al., 2019), assim servindo como fonte de Mps para sistemas costeiros adjacentes (Martinelli Filho & Monteiro, 2019).

As fontes terrestres como o turismo, atividades recreativas, comércio, portos e a pesca local pode ser fonte de plásticos de origem terrestre. A pesca que é a principal atividade comercial e de subsistência da costa amazônica brasileira (Castello et al., 2013) é uma possível fonte de Mps na região (Martinelli-Filho & Monteiro, 2019).

A costa amazônica também contém uma extensa vegetação de mangue que pode atuar como um sumidouro para os Mps (John et al., 2022), que são transportados por ondas e correntes (Deng et al., 2022). Esses ambientes são bastante complexos, além de serem importantes para o desenvolvimento econômico da região, especialmente aquele relacionado à pesca e à aquicultura (Sousa et al., 2013).

A pesca é uma das atividades mais tradicionais e importantes da região. O peixe representa a principal fonte de proteína na alimentação das populações locais, contribuindo como parte da renda familiar, através da comercialização do pescado nos mercados locais, ou da exportação para outras regiões do Brasil ou mesmo para o exterior, a pesca apresenta uma elevada importância sociocultural e econômica para as populações locais (Isaac & Barthem, 1995; Isaac, 2006). Além disso, o Maranhão é reconhecido como um dos estados mais importantes para a pesca artesanal nas regiões norte e nordeste do Brasil (Almeida & Isaac, 2015).

No cenário atual, alguns estudos já reportaram a poluição de Mps na região Amazônica em águas superficiais, sedimentos e na biota de diversos ambientes do ecossistema amazônico, incluindo praias (Martinelli Filho & Monteiro, 2019; Lucas-Solis et al., 2021), sedimentos (Gerolin et al., 2020;), balneários (Sant'Anna et al., 2022), ingestão acidental por peixes (Andrade et al., 2019; Pegado et al., 2018; Ribeiro-Brasil et al., 2020; Pegado et al., 2021), anêmonas (Morais et al., 2020) e recentemente em águas superficiais na plataforma continental amazônica (Queiroz et al., 2022).

Na região do litoral nordeste estudos sobre os Mps são focados no Ceará, Pernambuco e Bahia, divididos em superfície da água (Nolasco et al., 2022), águas subsuperficiais da plataforma (Garcia et al., 2020), moluscos (Bruzaca et al., 2022), peixes (Justino et al., 2021; Justino & Frédou, 2020; Dantas et al., 2020), zooplâncton (Lima et al., 2014) e areia de praia (Maynard et al., 2021). Na região do delta do Parnaíba ainda carece de estudos sobre os Mps, mas em Garcia et al. (2020) foi analisado amostras ao longo da costa do Ceará ao delta do Parnaíba, identificando fibras e filamentos como os tipos de Mps mais abundantes.

Apesar do aumento da pesquisa sobre Mps ao longo das costas subtropicais e temperadas do sudoeste do Oceano Atlântico, estudos sobre Mps na zona costeira amazônica e delta do Parnaíba ainda são escassos. Por estes motivos, mais estudos sobre a contaminação são necessários com o intuito de fornecer informações sobre a distribuição e concentração de Mps nesta costa tropical (Garcia et al., 2020; Queiroz et al., 2022).

Neste estudo, foram avaliados os tipos de Mps, suas ocorrências, distribuição e quantidade em águas costeiras do litoral Norte e parte do Nordeste, do Amapá ao Piauí, durante um período seco (amostras coletadas entre agosto a novembro de 2021). Desta forma, foram obtidos dados inéditos exclusivos para a área de estudo, que poderão auxiliar na preservação, nos conhecimentos sobre a contaminação e seus possíveis impactos nesses ambientes aquáticos.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a ocorrência, distribuição e abundância de potenciais microplásticos (Mps) em águas superficiais ao longo da costa brasileira do Amapá até o delta do Parnaíba, durante o período de seca (agosto a setembro) do ano de 2021.

2.1 Objetivos específicos

- Estimar a abundância e distribuição das partículas presentes em amostras de água costeiras de três categorias de salinidade (salina, salobra e água doce);
- Classificar as partículas plásticas quanto ao tamanho, cor e forma;
- Verificar se a abundância e características das partículas variam espacialmente entre os pontos de amostragem;

- Verificar a influência de **variáveis ambientais** e espaciais sobre a distribuição dos microplásticos.

3. LITERATURA CITADA

ABBASI, S., KESHAVARZI, B., MOORE, F., TURNER, A., KELLY, F. J., DOMINGUEZ, A. O., & JAAFARZADEH, N. (2019). **Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran**, *Environmental Pollution*, **244**, 153–164.

ABIDLI, S., ANTUNES, J. C., FERREIRA, J. L., LAHBIB, Y., SOBRAL, P., & EL MENIF, N. T. Microplastics in sediments from the littoral zone of the north Tunisian coast (Mediterranean Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **205**, 1–9, 2018.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo: Abrelpe, 2021

AKHBARIZADEH, R.; MOORE, F.; KESHAVARZI, B. Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health? *Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment*, **36** (11), 1696–1708, 2019.

ARIAS-ANDRES, M.; ROJAS-JIMENEZ, K.; GROSSART, H. P. Collateral effects of microplastic pollution on aquatic microorganisms: An ecological perspective. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, **112**, 234–240, 2019.

BELO, I. C. B. Microplásticos, seus Impactos no Ambiente e Maneiras Biodegradáveis de Substituição. *Revista Internacional de Ciências*, **11** (2), 214-228, 2021.

BOTTERELL, Z. L., BEAUMONT, N., DORRINGTON, T., STEINKE, M., THOMPSON, R. C., & LINDEQUE, P. K. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, **245** (2019), 98–110, 2019.

BRAGA, B., VARELLA, P., GONÇALVES, H. Transboundary water management of the Amazon basin. *International Journal of Water Resources Development*. **27**, 477-496, 2011.

CARBERRY, M., O'CONNOR, W., & PALANISAMI, T. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health The resilience of marine bivalves to anthropogenic change View project An understanding of biomineralisation pathways is key to predict clima. *Environment International*, 1–22, 2018.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. L. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science*, **175** (4027), 1240–1241, 1972.

- CASTELLO, L., MCGRATH, D. G., ARANTES, C. C., & ALMEIDA, O. T. Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. **Marine Policy**, 38, 557–565, 2013.
- COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., GALLOWAY, T.S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**. 62 (12), 2588–2597, 2011.
- COSTA, C. R., DA COSTA, M. F., BARLETTA, M., & ALVES, L. H. B. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. **Environmental monitoring and assessment**, 189 (12), 628, 2017.
- CRAWFORD, C. B.; QUINN, B. The interactions of microplastics and chemical pollutants. **Microplastic Pollutants**, 131–157, 2017.
- DING, J., LI, J., SUN, C., JIANG, F., HE, C., ZHANG, M., DING, N. X. An examination of the occurrence and potential risks of microplastics across various shellfish. **Science of the Total Environment**, 739, 139887, 2020.
- DONG, C. D., CHEN, C. W., CHEN, Y. C., CHEN, H. H., LEE, J. S., & LIN, C. H. Polystyrene microplastic particles: In vitro pulmonary toxicity assessment. **Journal of Hazardous Materials**, 385, 121-575, 2020.
- ENDERS, K., LENZ, R., STEDMON, C. A., & NIELSEN, T. G. Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10 \mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. **Marine Pollution Bulletin**, 100 (1), 70–81, 2015.
- ESTAHBANATI, S.; FAHRENFELD, N. L. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. **Chemosphere**, 162, 277–284, 2016.
- FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, 60 (11), 1988–1992, 2010.
- GARCIA, T. M., CAMPOS, C. C., MOTA, E. M. T., SANTOS, N. M. O., DE SANTANA CAMPELO, R. P., PRADO, L. C. G., ... & DE OLIVEIRA SOARES, M. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, 150, July, 110-705, 2020.
- GESAMP. GESAMP 2019 Guidelines for the monitoring & assessment of plastic litter in the ocean Reports & Studies. 99, February, 2019.
- GIARRIZZO, T., ANDRADE, M. C., SCHMID, K., WINEMILLER, K. O., FERREIRA, M., PEGADO, T., ... & FEARNSTIDE, P. M. Amazonia: the new frontier for plastic pollution. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 17 (6), 309–310, 2019.
- GOSWAMI, P.; VINITHKUMAR, N. V.; DHARANI, G. First evidence of microplastics bioaccumulation by marine organisms in the Port Blair Bay, Andaman Islands. **Marine Pollution Bulletin**, 155, January, 111-163, 2020.

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

HORTON, A. A., WALTON, A., SPURGEON, D. J., LAHIVE, E., & SVENDSEN, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science Of The Total Environment*, 586, 127-141, 2017.

ISAAC-NAHUM, V. J. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros do litoral amazônico: um desafio para o futuro. *Ciência & Cultura*, São Paulo, 58 (3), 33-36, 2006.

IVAR DO SUL, J. A. Contaminação ambiental por microplásticos em Fernando de Noronha , Abrolhos e Trindade. 75, 2014.

JAMBECK, J.R., GEYER, R., WILCOX, C., SIEGLER, T.R., PERRYMAN, M., ANDRADY, A., NARAYAN, R., LAW, K.L. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. 347 (6223), 768-771, 2015.

JUSTINO, A. K., LENOBLE, V., PELAGE, L., FERREIRA, G. V., PASSARONE, R., FRÉDOU, T., & FRÉDOU, F. L. Microplastic contamination in tropical fishes: An assessment of different feeding habits. *Regional Studies in Marine Science*, 45, 101-857, 2021.

JUSTINO, A. K. S.; FRÉDOU, F.L. Contaminação trófica por microplásticos e mercúrio na ictiofauna do nordeste do Brasil. *Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – FUNBIO*, p. 19, 2020.

KARTHIK, R., ROBIN, R. S., PURVAJA, R., GANGULY, D., ANANDAVELU, I., RAGHURAMAN, R. & RAMESH, R. Microplastics along the beaches of southeast coast of India. *Science of the Total Environment*, 645, 1388–1399, 2018.

KIRSTEIN, I. V., KIRMIZI, S., WIC HELS, A., GARIN-FERNANDEZ, A., ERLER, R., LÖDER, M., & GERDTS, G. Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research*, 120, 1–8, 2016.

KOSUTH, M.; MASON, S. A.; WATTENBERG, E. V. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS ONE*, 13 (4), 1–18, 2018.

LAW, K. L., & THOMPSON, R. C. Microplastics in the seas. *Science*, 345 (6193), 144– 145, 2014.

LAW, K. L. Plastics in the Marine Environment. *Annual Review of Marine Science*, 9 (1), 205–229, 2017.

LEBRETON, L. C. M.; ZWET, J. van der, Damsteeg. **J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J**, 1-10, 2017.

LEITE, A. S., SANTOS, L. L., COSTA, Y., & HATJE, V. Influence of proximity to an urban

center in the pattern of contamination by marine debris. **Marine Pollution Bulletin**, 81 (1), 242–247, 2014.

LESLIE, H. A., VAN VELZEN, M. J., BRANDSMA, S. H., VETHAAK, A. D., GARCIA-VALLEJO, J. J., & LAMOREE, M. H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, 163, March, 107-199, 2022.

LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental Research**, 132, 146–155, 2014.

LUCAS-SOLIS, O., MOULATLET, G. M., GUAMANGALLO, J., YACELGA, N., VILLEGAS, L., GALARZA, E., ... & CAPPARELLI, M. V. 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**, 2021.

MARTINELLI FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. P. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, 145, May, 219–223, 2019.

MAYNARD, I. F. N., BORTOLUZZI, P. C., NASCIMENTO, L. M., MADI, R. R., CAVALCANTI, E. B., LIMA, Á. S., ... & MARQUES, M. N. Analysis of the occurrence of microplastics in beach sand on the Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, 771, 2021.

MEIJER, L. J., VAN EMMERIK, T., VAN DER ENT, R., SCHMIDT, C., & LEBRETON, L. More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. **Science Advances**, 7 (18), 2021.

MELLO, K. Dinâmica da expansão urbana na zona costeira brasileira: O caso do município de São Vicente, São Paulo, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, 13(4), 539-551, 2013

MOORE, C. J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. **Environmental Research**, 108 (2), 131–139, 2008.

MORAIS, L. M. S., SARTI, F., CHELAZZI, D., CINCINELLI, A., GIARRIZZO, T., & MARTINELLI FILHO, J. E. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. **Environmental Pollution**, 265, 114-817, 2020.

NOLASCO, M. E., LEMOS, V. A., LÓPEZ, G., SOARES, S. A., FEITOSA, J. P., ARAÚJO, B. S. & CAVALCANTE, R. M. Morphology, Chemical Characterization and Sources of Microplastics in a Coastal City in the Equatorial Zone with Diverse Anthropogenic Activities (Fortaleza city, Brazil). **Journal of Polymers and the Environment**, 2022.

PEGADO, T., BRABO, L., SCHMID, K., SARTI, F., GAVA, T. T., NUNES, J. & GIARRIZZO, T. Ingestion of microplastics by *Hypanus guttatus* stingrays in the Western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). **Marine Pollution Bulletin**, 162, June, 111-799, 2021.

PEGADO, T. DE S. E. S. et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 133, June, 814–821, 2018.

PEREIRA, L. C. C., DIAS, J. A., DO CARMO, J. A., & POLETTE, M. (2009). Prefácio: A Zona Costeira Amazônica Brasileira. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, 9 (2), 3–7, 2009.

PRATA, J. C. et al. Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. **Science of the Total Environment**, 702, 134–455, 2020.

DOS SANTOS QUEIROZ, A. F., DA CONCEIÇÃO, A. S., CHELAZZI, D., ROLLNIC, M., CINCINELLI, A., GIARRIZZO, T., & MARTINELLI FILHO, J. E. First assessment of microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon Continental Shelf. **Science of the Total Environment**, 839, March, 156–259, 2022.

RANIERI, L. A.; EL-ROBRINI, M. Oceanographic Condition, Use and Occupation of the Salinópolis Coastline (Corvina-Atalaia Sector), Northeastern of Pará, Brazil. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 16 (2), 133–146, 2016.

RIBEIRO-BRASIL, D. R. G. et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, 266, 2020.

ROCHMAN, C. M. Microplastics research — from sink to source in freshwater systems. **Science**, 360 (6384), 28–29, 2018.

RODRIGUES, M. O., ABRANTES, N., GONÇALVES, F. J. M., NOGUEIRA, H., MARQUES, J. C., & GONÇALVES, A. M. M. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science of the Total Environment**, 633, p. 1549–1559, 2018.

SANT'ANNA, B.; OLIVEIRA, L. G.; HATTORI, G. Y. Microplastic contamination in bathhouses in the middle Amazon region, Itacoatiara, Brazil. 1–18, 2022.

SILVA, T. C. D., CARVALHO, M. B. M. D., GADELHA, C. L. M., & SILVA JÚNIOR, W. R. D. Diagnóstico e Hierarquização de Problemas de Drenagem Urbana da Zona Costeira Sul do Estado da Paraíba Engenharia Sanitária Ambiental, 13 (2), 144–152, 2008.

SNIS. (2020). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos. 2019. Brasília.

STOLTE, A., FORSTER, S., GERDTS, G., & SCHUBERT, H. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. **Marine Pollution Bulletin**, 99 (1–2), 216–229, 2015.

SUL, I. DO; COSTA. Plastic pollution risks in an estuarine conservation unit. **Journal of Coastal Research**, 65 (65), 48–53, [s.d.].

SUN, J., DAI, X., WANG, Q., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., NI, B.J. Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal. **Water Research**. 152, 21–37, 2019.

THOMPSON, R.C., MOORE, C.J., VOM SAAL, F.S., SWAN, S.H. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Phil. Trans. R. Soc. B* 364 (1526), 2153–2166, 2009.

TICKNER, JOEL et al. The use of di-2-ethylhexyl phthalate in PVC medical devices: exposure, toxicity, and alternatives. **Lowell Center for Sustainable Production**, University of Massachusetts, Lowell, 72, 1999.

TURRA A., MANZANO A. B., DIAS R. J. S., MAHIQUES M. M., BARBOSA L., BALTHAZARSILVA D., MOREIRA F. T. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, 4 (4435), 1-7, 2014.

WANG, J., TAN, Z., PENG, J., QIU, Q., & LI, M. The behaviors of microplastics in the marine environment. **Marine Environmental Research**, 113, 7–17, 2016.

WANG, Q., BAI, J., NING, B., FAN, L., SUN, T., FANG, Y., & GAO, Z. Effects of bisphenol A and nanoscale and microscale polystyrene plastic exposure on particle uptake and toxicity in human Caco-2 cells. **Chemosphere**, 254, 126-788, 2020a.

WANG, T., WANG, L., CHEN, Q., KALOGERAKIS, N., JI, R., & MA, Y. Interactions between microplastics and organic pollutants: Effects on toxicity, bioaccumulation, degradation, and transport. **Science of the Total Environment**, 748, 142-427, 2020b.

WATTEAU, F., DIGNAC, M. F., BOUCHARD, A., REVALLIER, A., & HOUOT, S. (2018). Microplastic Detection in Soil Amended With Municipal Solid Waste Composts as Revealed by Transmission Electronic Microscopy and Pyrolysis/GC/MS. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, 2, December, 2018.

Este capítulo está formatado nas normas da revista *Marine Pollution Bulletin* (Qualis CAPES A1, fator de impacto 2022: 5,8), disponível em:
<https://www.elsevier.com/journals/marine-pollution-bulletin/0025-326X/guide-for-authors>

ARTIGO

Primeira estimativa da distribuição e abundância de microplásticos de águas superficiais da costa Norte do Brasil ao Delta do Parnaíba.

A baseline on the distribution and abundance of microplastics from surface waters of the North Brazilian Coast to the Parnaíba Delta.

1 **Title: A baseline on the distribution and abundance of microplastics from surface waters**
2 **of the North Brazilian Coast to the Parnaíba Delta.**

3 Lorena Cristina Galvão da Silva ^a, Anderson Tagino S. Ferreira ^b, Niklaus Ursus Wetter ^c,
4 José Eduardo Martinelli Filho ^a *

5 ^a Laboratório de Oceanografia Biológica and Centro de Estudos Avançados da
6 Biodiversidade, Universidade Federal do Pará, Av. Augusto Corrêa s/n, Guamá, Belém, PA
7 66075-110, Brazil *martinelli@ufpa.br

8 ^b Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. Praça do Oceanográfico, cidade
9 universitária, São Paulo, SP 05508-120, Brazil.

10 ^c Centro de Lasers e Aplicações, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Avenida
11 Professor Lineu Prestes, 2242, Cidade Universitária, São Paulo, SP 05508-000, Brazil

12

13 **4. INTRODUÇÃO**

14 Atualmente, a preservação dos ambientes aquáticos, especialmente das regiões
15 costeiras, é uma das principais preocupações mundiais. Cerca de 60% das grandes cidades
16 mundiais localizam-se nas regiões costeiras e, por sua vez, próximas de sistemas estuarinos e
17 ambientes praias, onde desempenham diversas atividades, tanto de caráter econômico quanto
18 social e de lazer (Miranda et al., 2002). Como consequência, as zonas costeiras têm sido
19 afetadas por uma variedade de pressões antropogênicas (Bebianno et al., 2015), recebendo
20 direta e indiretamente efluentes domésticos e industriais despejados de forma incorreta e
21 desordenada. Entre as pressões exercidas, um dos impactos humanos que constitui grande
22 ameaça para a vida marinha é a poluição ocasionada por detritos plásticos (Derraik, 2002).

23 Em todo o mundo, o uso de plástico está crescendo significativamente ano a ano, com
24 números atuais mostrando uma produção de plásticos estimada em 367 milhões de toneladas
25 métricas em 2020 (Tiseo, 2022). Na atualidade, é estimado que 60% de todos os plásticos já
26 produzidos no mundo encontram-se acumulados e dispersos no meio ambiente (Geyer et al.,
27 2017). Segundo dados do Banco Mundial, em 2018, o Brasil se tornou o 4º maior produtor de
28 lixo plástico do mundo com 11,3 milhões de toneladas por ano, das quais apenas 1,28% é
29 reciclado corretamente (Kaza et al., 2018; Wit et al., 2019). Portanto, se a demanda mundial
30 de plástico não mudar, para o ano de 2030, espera-se que a poluição plástica seja o dobro (Wit

31 et al., 2019). Na atualidade, a poluição plástica é uma das maiores preocupações e ameaças
32 para o meio ambiente, sendo considerada uma nova forma de contaminante emergente devido
33 aos riscos múltiplos que eles apresentam (Avio et al., 2017).

34 O plástico é um material polimérico feito de monômeros de resina sintética com
35 aditivos químicos, muito utilizados na vida cotidiana devido as suas propriedades (Liao et al.,
36 2008). Eles estão entre os materiais mais versáteis já criados, pois apresentam características
37 como resistência, flexibilidade, leveza, durabilidade e baixo custo de produção (Fu & Wang,
38 2019). Os principais tipos de plásticos comercializados são: cloreto de polivinila (PVC),
39 poliamida (PA), polietileno (PE), poliestireno (PS), poliestireno expandido (EPS, também
40 conhecido como isopor) e polipropileno (PP). Nesse contexto, a principal característica que
41 torna esse material atraente para a indústria é a sua durabilidade e resistência, porém, ao
42 mesmo tempo, é também a causa de problemas ambientais já que é extremamente resistente à
43 degradação quando entram no meio ambiente (Ramírez, 2018).

44 O plástico como fonte de poluição já é um problema grave a ser enfrentado
45 globalmente por todas as nações. Em acréscimo, existem outras consequências
46 socioambientais que são invisíveis aos olhos dos seres humanos: os microplásticos (Lopes et
47 al., 2015). Os microplásticos (Mps), são materiais plásticos que sofreram uma contínua
48 degradação e fragmentação do ambiente, essas micropartículas podem chegar em tamanhos
49 que variam de 5 mm a 1 μ m (GESAMP, 2019). Podem ser classificadas de acordo com os
50 seus tamanhos ou quanto aos seus tipos, em: pellets, fragmentos, fibras, filme, microesferas,
51 espumas/isopor (Frias et al., 2018; GESAMP, 2019).

52 Por serem partículas que podem chegar a tamanhos extremamente pequenos e
53 facilmente carregados pela água e pelo vento, os Mps apresentam um grande potencial de
54 dispersão no ambiente terrestre e aquático. Estudos recentes evidenciaram a ocorrência dessas
55 micropartículas tanto em águas como em sedimentos, não somente de regiões de grande
56 densidade populacional, mas também em áreas remotas, tais como nos polos, lagos de regiões
57 montanhosas e até em zonas do oceano profundo (Bergmann et al., 2017; Carvalho & Baptista
58 Neto 2016; Cincinelli et al., 2017; Free et al., 2014; Munari et al., 2017; Van Cauwenberghe
59 et al., 2013; Martinelli Filho & Monteiro, 2019).

60 Os Mps podem adentrar no meio ambiente terrestre e aquático via ar atmosférico,
61 escoamento superficial após a ocorrência de chuva (Dris et al., 2016) e efluentes de águas
62 residuais ou estações de tratamento de esgoto (Mason et al, 2016). A sua distribuição é

63 influenciada principalmente pela distância da fonte poluidora, sendo que a proximidade com
64 áreas de elevada densidade populacional e baixo acesso a infraestruturas de saneamento
65 básico podem favorecer sua abundância (Li et al., 2018; Olivatto et al., 2018).

66 Em ambientes aquáticos podem representar ameaça para a biota, devido ao seu
67 tamanho reduzido, disponibilidade e toxicidade (Ma et al., 2020). Notou-se que a principal via
68 de interação dos Mps com os organismos ocorre por meio da ingestão direta ou indireta de
69 detritos dispersos na água ou acumulado em presas previamente contaminadas, podendo,
70 assim, impactar toda a cadeia alimentar, resultando em uma série de danos morfofisiológicos
71 e reprodutivos a estes animais (Galloway et al., 2017; Wang et al., 2020b; Bai et al., 2021;
72 Barboza et al., 2020; Sun et al., 2017).

73 O estudo sobre a poluição microplástica em ecossistemas aquáticos tem aumentado no
74 Brasil, desde 2015, principalmente com ênfase na biota, plâncton, água superficiais,
75 sedimentos de ambientes marinhos e interação com poluentes (Castro et al., 2018). Pesquisas
76 sobre a ocorrência, distribuição e análise química dessas partículas têm ocorrido mais
77 intensamente na região costeira do Sul e Sudeste do país. Com base no exposto, há a
78 necessidade de mais estudos sobre Mps que permitam ampliar o entendimento sobre a
79 caracterização morfológica e química dos Mps, suas possíveis fontes, tendências e
80 abundâncias, bem como os efeitos nos organismos, a transferência trófica nas teias
81 alimentares aquáticas e a padronização de metodologias para aperfeiçoar os resultados de
82 estudos realizados no Brasil e no mundo (Castro et al., 2018).

83 Apesar de o Brasil ser um dos países com maior extensão costeira do mundo e com um
84 litoral que percorre regiões com diferentes condições ambientais e sociais, o país ainda não
85 apresenta um panorama robusto acerca da ocorrência e distribuição de microplásticos. Os
86 estudos em ecossistemas amazônicos focam em águas superficiais (Queiroz et al., 2022),
87 sedimentos (Martinelli Filho & Monteiro, 2019; Gerolin et al., 2020), ambiente de água doce
88 (Rico et al., 2023; Sant'Anna et al., 2022) e na biota (Andrade et al., 2019; Pegado et al.,
89 2018; Ribeiro-Brasil et al., 2020; Pegado et al., 2021; Morais et al., 2020). Nesse contexto,
90 conhecer a quantidade de Mps na zona costeira é fundamental para entender seus impactos.
91 Sendo assim, existe uma necessidade de expansão de trabalhos a respeito dessa temática,
92 especialmente descentralizando das regiões de maior densidade populacional (Sudeste e Sul
93 do país) para o Norte e Nordeste brasileiro.

94 Desta forma, o projeto visa obter resultados inéditos e exclusivos sobre a ocorrência,
95 distribuição e abundância de Mps para a área de estudo, que poderão auxiliar na preservação,
96 nos conhecimentos sobre a contaminação e seus possíveis impactos nesses ambientes
97 aquáticos

98

99 **5. MATERIAL E MÉTODOS**

100

101 **5.1 Área de Estudo**

102

103 A zona costeira Amazônica e o delta do Parnaíba (Fig. 1) são duas regiões costeiras,
104 localizadas no norte e nordeste do Brasil, conhecidas por sua rica biodiversidade e
105 importância ecológica. A zona costeira amazônica Brasileira (que abrange os estados de
106 Amapá, Pará e Maranhão) se estende desde o rio Oiapoque no Amapá (5°N, 51°W), até a ilha
107 de São Marcos no Maranhão (2°S, 44°W). O clima é quente e úmido, com temperatura média
108 anual de 27,5 a 29,5 °C e pluviosidade média de cerca de 2.500 mm. Ocorrem na região
109 macromarés semidiurnas com amplitudes de 5,2 m e eventualmente superiores. As correntes
110 de maré apresentam velocidades de 0,1 a 1,65 ms⁻¹ (Muehe, 2018).

111 Diversos ambientes com características próprias estão localizados na região como
112 planícies de lama, manguezais e canais de marés, que se destacam a meio de outras regiões
113 costeiras do país (Rodrigues & Junior, 2021). Nessa região são encontradas praias extensas,
114 planícies de marés, pântanos salinos e doces, floresta de várzea, florestas tropicais, lagoas,
115 lagoas, ilhas, rias, deltas, dunas, manchas de marismas, restinga e manguezais que são
116 abundantes e desempenham um papel fundamental na manutenção da biodiversidade local,
117 servindo como berçário para diversas espécies marinhas e como refúgio para aves migratórias
118 (Souza-Filho et al., 2009; Pereira et al., 2009).

119 Na área de estudo se encontra a maior área de manguezais contínua do mundo, com
120 uma área de 7.423,60 km² (Nascimento Junior et al., 2013). Os manguezais do Amapá, Pará e
121 Maranhão constituem 56,6% dos manguezais brasileiros (Souza-Filho et al., 2009). Ao longo
122 da costa, pode-se encontrar 23 estuários e 30 bacias de drenagem, que cobrem uma área de
123 330.000 km (Nascimento Junior et al., 2013). A mistura de água doce, proveniente do
124 continente, com a água salgada do oceano gera uma grande variabilidade da salinidade e
125 instabilidade dos fatores ambientais dos estuários (Silva et al., 2000).

126 O delta do Parnaíba é um dos únicos deltas em mar aberto das Américas, com uma
127 extensão de 2.700 km² e está localizado na divisa dos estados do Maranhão e Piauí, no
128 nordeste do Brasil. É formado pelo rio Parnaíba, que desagua no oceano Atlântico (Kjerfve &
129 Lacerda, 1993). É uma área dinâmica, com alta biodiversidade e endemismo. É neste
130 ambiente natural que se encontra a Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, uma
131 das maiores unidades de conservação do Brasil (Mattos & Irving, 2003). O clima da região,
132 segundo Koppen (1948), é classificado do tipo tropical quente e úmido. A região do delta do
133 Parnaíba possui uma vegetação de restingas, manguezais, mata ciliar de várzeas e dunas
134 (ICMBIO, 2020).

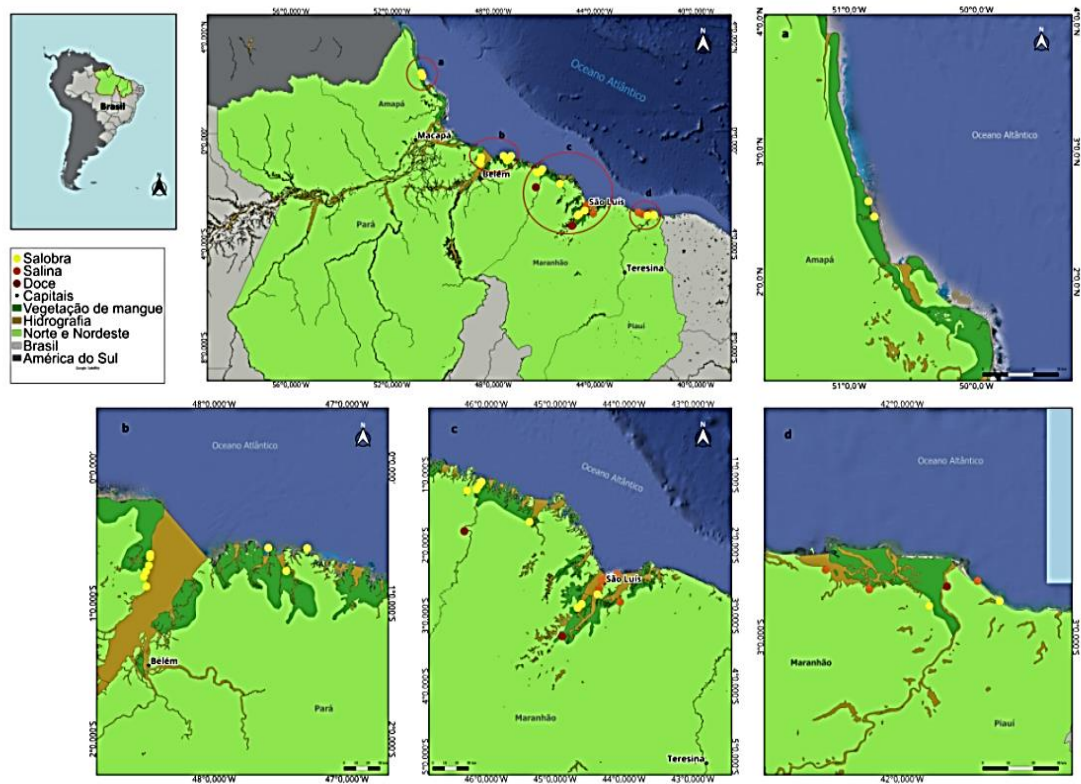
135

136 **5.2 Coleta das amostras**

137

138 As amostras foram coletadas em 32 pontos localizados desde a costa do Amapá até a
139 costa do Piauí (Figura 1), sempre durante o período da vazante, nos meses de agosto a
140 novembro de 2021. Os locais dos pontos foram divididos em: Amapá, ilha do Marajó, litoral
141 salgado paraense, litoral maranhense e dentro da área de proteção ambiental do delta do
142 Parnaíba, em ambientes aquáticos costeiros.

143 Os corpos de água foram classificados com a definição da resolução CONAMA n°
144 357, de 17 de março de 2005, para classificar os pontos de coleta em água doce, salobra ou
145 salina de acordo com a salinidade e pH. A coleta das amostras na superfície da água ocorreu
146 com auxílio de um balde de alumínio, sendo que 100 L de água foram coletados e filtrados
147 através de uma rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha, previamente limpa. Foram
148 determinadas em campo as variáveis físico-químicas como, temperatura (°C), salinidade e pH
149 (Tabela 1). O material foi transferido imediatamente para recipientes de vidro e preservados
150 em solução de formaldeído previamente filtrado em concentração final de 2%. Cada amostra
151 foi devidamente etiquetada, e armazenada em local sem exposição de luz direta.



153 Fig. 1 – Localização da área de estudo e pontos de amostragem de microplásticos ao longo da costa Amazônica
 154 ao Delta do Parnaíba durante agosto e novembro de 2021

155

156 5.3 Análises dos microplásticos

157

158 Os procedimentos de análise dos Mps incluíram a digestão da matéria orgânica,
 159 separação de densidade, filtragem das amostras, classificação, quantificação das partículas e
 160 controle da contaminação ambiental. Todos os equipamentos e materiais utilizados foram
 161 esterilizados com álcool a 70% previamente filtrado e limpos com água ultrapura em forma
 162 triplicada e manipulados com luva de nitrilo (e.g. Prata et al., 2019).

163

164 5.3.1 Controle de contaminação

165

166 Algumas fontes de contaminação podem ocorrer durante a coleta de amostras em
 167 campo, assim, para cada dia de coleta, foi realizado um controle ambiental (branco), que
 168 consistiu na coleta de uma amostra referente a possível contaminação durante o momento da

169 coleta, para fornecer informações sobre a presença e fontes de contaminação (Prata et al.
170 2020). As amostras de controle ambiental foram processadas e analisadas e a quantidade de
171 Mps foi descontada dos totais descritos nas amostras de água.

172 Em laboratório, medidas foram tomadas durante a amostragem para reduzir a
173 contaminação por partículas e fibras. Foram utilizados equipamentos de vidro e alumínio, uso
174 de jaleco 100% algodão, a limpeza das superfícies será feita com etanol 70% ou com água de
175 osmose reversa, a lavagem dos equipamentos com água ultrapura será realizada sempre antes
176 e depois de cada utilização (Corcoran et al., 2020). As amostras foram manuseadas em sala
177 limpa, com pouca circulação de ar e acesso limitado (Prata et al., 2021). Para proteger as
178 amostras da contaminação do ar, as amostra devem ser sempre coberta com papel alumínio ou
179 mantidas em recipientes fechados/tampados (Prata et al., 2019a, 2021). Uma still-air box foi
180 utilizada para redução da contaminação (Wesch et al., 2017), assim como a cobertura das
181 amostras durante a filtração, digestão e identificação visual (Torre et al., 2016).

182 .

183

184 **5.3.2 Processamento de amostras e identificação dos microplásticos**

185

186 *Amostras de água*

187

188 As amostras de água foram digeridas adicionando-se uma solução de peróxido de
189 hidrogênio (H₂O₂), adaptado de Frias et al. (2019). Após a digestão, ocorreu o processo de
190 filtragem em uma still-air box para evitar possíveis fontes de contaminação conforme Queiroz
191 et al. (2022). O material é retido e armazenado em uma placa de petri de vidro, depois é
192 encaminhado para o dessecador de vidro com sílica-gel, onde a amostra filtrada permanece
193 por 24h para evaporar a umidade e assim preservar o material filtrado por mais tempo. As
194 partículas plásticas identificadas foram contadas, classificadas e medidas no seu maior
195 diâmetro.

196

197 *Amostras de sedimentos*

198

199 Em algumas amostras optou-se a metodologia de separação por densidade, devido à
200 quantidade de sedimentos arenosos encontrados nas amostras de água, decantados no fundo

201 do frasco. Ou seja, uma pequena quantidade de sedimentos que estava em suspensão na
202 coluna de água foi conseqüentemente coletada pela rede de plâncton e decantou nos frascos
203 após a coleta. Para evitar uma possível subestimativa de Mps retidos no sedimento, o mesmo
204 foi processado e analisado. A extração dos Mps foi de acordo com Zhao et al., (2018) e
205 Besley (2017), com algumas modificações.

206 Em laboratório, as amostras foram pesadas e transferidas para estufa a 45 C°, até
207 atingirem peso constante. Após a secagem, alíquotas de 20g (ou volume total **se** menos de
208 20g) de sedimento foram digeridos com peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (Besley, 2017). Em
209 seguida, um método de flotação com o uso de solução de Cloreto de Sódio (NaCl) foi
210 aplicado repetidas vezes e a solução sobrenadante foi transferida para outro frasco de vidro
211 (Besley, 2017; Zhao et al., 2018).

212 O sobrenadante foi filtrado e o material retido foi armazenado em uma placa de petri
213 de vidro, depois é encaminhado para o dessecador de vidro com sílica-gel, onde a amostra
214 filtrada permanece por 24h para evaporar toda umidade da membrana, e assim preservar o
215 material filtrado por mais tempo. Por fim, os filtros serão analisados, classificados em forma e
216 cor seguindo a literatura (GESAMP,2019), com o auxílio de microscópio óptico. As
217 potenciais partículas de Mps serão contadas e mensuradas quanto sua maior dimensão
218 (comprimento).

219

220 ***Espectrometria (Micro-RAMAN)***

221

222 Para caracterizar as partículas dos polímeros plásticos, foi utilizada a técnica de
223 espectroscopia Raman. Foram selecionadas 12 amostras para serem enviadas para o Instituto
224 de Pesquisas Energéticas e Nucleares de São Paulo (IPEN), que estão sendo analisadas para
225 identificação da composição polimérica dos microplásticos.

226 A medição dos espectros Raman das amostras é feita utilizando o equipamento
227 labRAM HR Evolution (HORIBA) através de lasers de diferentes comprimentos de onda
228 (473, 532, 633 e 785 nm) e uma objetiva de 50x long range (NA=0,55), que, devido à sua
229 grande distância de trabalho, permite focalizar as amostras que podem conter ressaltos
230 grandes.

231 Utiliza-se um filtro, que identifica e remove automaticamente eventuais *spikes* (picos
232 estreitos no espectro causados por raios cósmicos que incidem no detector durante a medição)

233 por meio da comparação entre os espectros das diferentes acumulações. Após a coleção do
234 espectro bruto, subtrai-se o espectro do substrato sobre o qual estão os microplásticos, que
235 também acaba sendo coletado junto com o sinal da amostra. Subtrai-se ainda dos espectros
236 uma linha de base e aplica-se filtro de remoção de ruído para a obtenção dos espectros finais.
237 Os compostos dos espectros são identificados e comparados aos espectros com a base de
238 dados da Willey e são considerados os resultados com alto índice de similaridade.

239 Observando-se as dificuldades presentes nas coletas de dados destas amostras com
240 composição inicialmente desconhecida, foi criado um protocolo para a realização deste tipo
241 de análise, que permite avançar mais rapidamente para os parâmetros que podem tem mais
242 relevância para a obtenção dos espectros, fazendo-se em seguida os ajustes finais para a
243 melhora da qualidade do espectro. Além dos espectros das amostras, serão coletadas imagens
244 dos microplásticos no microscópio do sistema Raman que, juntamente com os espectros,
245 comporão o banco de dados.

246

247 **5.4 Análises estatísticas**

248

249 Os dados dos Mps (abundância) foram testados quanto à normalidade e
250 homogeneidade por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Os dados
251 para cada tipo de Mps também foram apresentados como média seguida do erro padrão,
252 valores mínimos e máximos.

253 Uma análise multivariada de variância permutacional (PEMANOVA) foi utilizada
254 para testar diferenças na composição de partículas entre os níveis de salinidade (três níveis
255 fixos: água doce, estuarina e marinha), estado (três níveis fixos: Amapá, Pará e Maranhão) e
256 regiões hidrográficas (dois níveis fixos: região Amazônica mais Tocantins-Araguaia e região
257 Nordeste do Atlântico) (Anderson et al., 2008). As abundâncias dos diferentes tipos de
258 microplásticos (fibras, fragmentos, espumas, filmes e microesferas) foram consideradas como
259 variáveis independentes para a análise. A significância estatística foi testada utilizando 9.999
260 permutações dos resíduos com um modelo reduzido (de acordo com Freedman e Lane, 1983)
261 e as somas de quadrados do tipo III (parcial) (e.g. Anderson et al., 2008). A PEMANOVA foi
262 executada em uma matriz de similaridade euclidiana, calculada a partir dos dados de
263 composição de partículas transformados em $\log_{10}(x + 1)$.

264 A análise de componentes principais (ACP) foi empregada para visualizar a
265 contribuição relativa dos fatores ambientais quanto à distribuição espacial da abundância dos
266 tipos de microplásticos. As variáveis ambientais (temperatura, salinidade, pH) foram
267 utilizadas como variáveis suplementares e normalizadas. A distância euclidiana foi utilizada
268 para a execução desta análise através da matriz de covariância (Clarke e Gorley, 2001).

269 A análise canônica de correspondência (ACC) também foi escolhida para explorar as
270 relações entre duas matrizes de dados: uma matriz de dados de abundância dos tipos de
271 microplásticos e uma matriz de dados ambientais (salinidade, temperatura, pH,) e categóricos
272 (região hidrográfica e estado). A ACC permite examinar como as variáveis ambientais
273 influenciam a distribuição dos tipos de MPs e identifica os principais fatores que moldam essa
274 distribuição. Para tal, foi realizada a transformação dos dados utilizando a distância
275 Euclidiana. A significância estatística foi testada por meio de testes de permutação baseados
276 nas somas de quadrados tipo III. Os resultados foram visualizados em gráficos de ordenação
277 (gráfico *biplot*), para interpretar a relação entre as variáveis dependentes e independentes.
278 Todas as análises estatísticas foram realizadas nos programas computacionais PAST v3.11
279 (Hammer et al., 2001) e PRIMER v7 (Clarke e Gorley, 2015).

280

281 **6. RESULTADOS**

282

283 **6.1 Variáveis ambientais**

284

285 As amostras foram classificadas em água doce, salobra e salina, com três amostras de
286 água doce (duas para o estado do Maranhão e uma para o Piauí), oito para água salina (sete
287 para o Maranhão e uma para o Piauí) e 21 salobra (13 para o Pará, cinco para o Maranhão,
288 duas para o Amapá e apenas uma para o Piauí). A salinidade variou entre 0 para o rio Gurupi
289 no Pará e 42 em Tutoia no Maranhão. A classificação de salinidade mais frequente foi do tipo
290 salobra para a bacia hidrográfica do Atlântico Nordeste Ocidental e do Parnaíba.

291 A temperatura variou entre 27 na praia da Raposa e 33,1 no rio Tutoia, ambos
292 localizadas no Maranhão, com uma média e desvio padrão de $29,2 \pm 1,22$. Para o pH o valor
293 máximo foi de 8,35 para a praia de Goiabal, Amapá e o valor mínimo foi de 7,2 em Água
294 doce, Maranhão, com média e desvio padrão de $7,88 \pm 0,3$.

295 Os pontos foram divididos em dois grupos de bacias hidrográficas, sendo Amazonas +
296 Tocantins-Araguaia e Atlântico Nordeste Ocidental + Parnaíba, oito amostras foram coletadas
297 no Amazonas + Tocantins-Araguaia e 24 em Atlântico Nordeste Ocidental + Parnaíba. A
298 bacia do Atlântico Nordeste Ocidental foi a bacia onde foi coletada o maior número de
299 amostras e também é onde está localizado o estado do Maranhão, que teve o maior número de
300 partículas encontradas, com 922 Mps, seguido pelo Pará com 630 partículas.

301

302 **6.2 Presença e abundância de Mps**

303

304 Os potenciais Mps foram observados em todos os pontos de coleta (n=32), com um
305 total de 1,904 itens. As abundâncias de Mps variou entre 50 e 1730 partículas.m⁻³, com uma
306 média e erro-padrão de 576,3 ± 68,4 partículas.m⁻³. Em relação as regiões hidrográficas, a
307 região Atlântico Nordeste Ocidental + Parnaíba apresentou a maior amplitude, com valores
308 entre 50 e 1730 (597,5 ± 85,2) partículas.m⁻³ e ligeiramente superiores aos valores descritos
309 para as amostras coletadas na região hidrográfica Tocantins-Araguaia + Amazonas (130 a
310 940; 512,5 ± 102,7 partículas.m⁻³).

311 Para o Amapá foram analisadas duas amostras e a abundância variou entre 900 e 940
312 partículas.m⁻³. Para o estado do Pará foram analisadas 13 amostras e a abundância de Mps
313 variou entre 80 partículas.m⁻³ para a praia Jabutitiva e 1730 partículas.m⁻³ para a praia do
314 Maracanã, com a média e erro padrão de 476,9 ± 115,9 partículas. m⁻³.

315 Para o Maranhão, a abundância de 630 ± 83,4 partículas.m⁻³ foi encontrada em 14
316 pontos sendo que o valor mínimo foi de 210 e máximo de 1190 partículas.m⁻³ nas praias da
317 Raposa e Calhau, respectivamente. Para o estado do Piauí, foram analisados três pontos
318 amostrais, a abundância foi de 50 partículas.m⁻³ para a praia de Luís Corrêa, 250 partículas.m⁻³
319 na praia de Pedra do Sal e 1280 em partículas.m⁻³ no rio Parnaíba, município de Tatus.

320 Em relação aos tipos de microplásticos, a fibras ocorreram em quase todas as amostras
321 com exceção apenas de um ponto amostral (praia da Pedra do Sal, PI). Os fragmentos
322 apresentaram o mesmo padrão, estando ausentes apenas na praia de Luís Correa (PI). Já os
323 filmes estiveram presentes em 75% das amostras, enquanto espumas e microesferas
324 ocorreram em 34,4 e 31,3%, respectivamente. Por fim, emaranhados de fibras estiveram
325 presentes em 12,5% das amostras. Os Mps mais abundantes foram os fragmentos (284 ± 44,1
326 partículas.m⁻³), seguidos por fibras (215,9 ± 32,3 partículas.m⁻³). Em menores quantidades,

327 foram detectados os filmes ($49,7 \pm 12,1$ partículas.m⁻³), espumas ($13,1 \pm 4,4$ partículas.m⁻³) e
328 microesferas ($10,9 \pm 4,9$ partículas.m⁻³).

329

330 **6.3 Caracterização dos Mps**

331

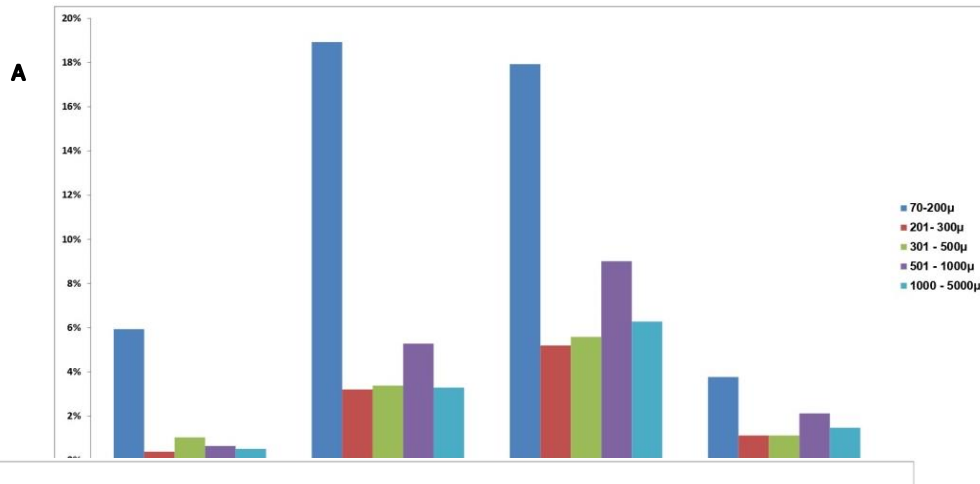
332 Foram identificadas partículas de diferentes categorias como fibras, fragmentos,
333 filmes, espumas e microesferas de diferentes cores e tamanhos (Figura 2). Não foram
334 encontrados pellets. As formas predominantes nas amostras foram fragmentos (49%) e fibras
335 (37,5%), com menor quantidade de filmes (8,6%), espumas (2,3%) e microesferas (1,9%). Os
336 emaranhados de fibras representaram ainda 0,7% do total de partículas.

337 As cinco faixas de tamanho neste estudo foram: 70-200, 201-300, 301-500, 501-1000
338 e 1001-5000 µm. Os fragmentos variaram de 70 a 3050 µm, com maior proporção nos
339 tamanhos de 70-200 µm (80%), seguidas por 201-300 µm (11%), 301-500 µm (5%), 501-
340 1000 µm (3%) e 1000-5000 µm (1%). Em relação as cores, a maioria dos fragmentos foram
341 pretos (44%), azuis (19%), vermelhos (7%) e verdes (6%), com menor proporção (inferior a
342 5%) em outras cores (19%).

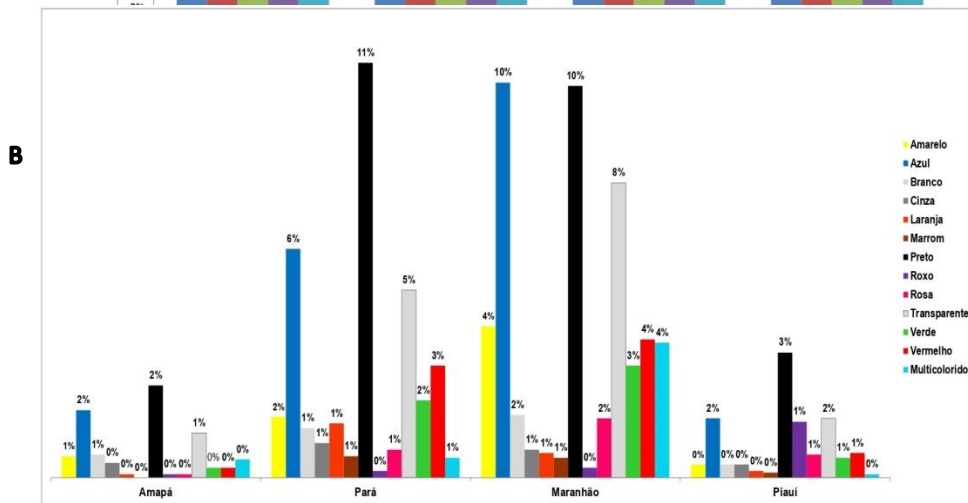
343 As fibras variaram de 70 a 7170 µm, com predominância dos tamanhos 501-1000 µm
344 (39%), 1000-5000 µm (30%), 301-500 µm (19%), as menores proporções foram dos
345 tamanhos 201-300 µm (6%) e 70-200 µm (6%). Apenas cinco fibras possuíam comprimento
346 superior a 5 mm, atingindo a faixa dos mesoplásticos. As cores predominantes das fibras
347 foram transparente (32%), azul (22%), preto (15%) e vermelho (10%), além de 14% para as
348 demais cores. Cerca de 61% dos filmes, 100% das espuma e 97% das microesferas variaram
349 de 70 a 1500 µm, com predominância das cores transparentes (23%) e preto (28%) para
350 filmes, branco (100%) para espumas e branco (78%) e preto (11%) para microesferas.

351 Em relação aos estados investigados, o Maranhão apresentou a maior proporção de
352 fragmentos, com 507 itens (22% do total), e a maior proporção de fibras (20% do total). Para
353 o estado do Pará a proporção de fragmentos foi de 18% e para as fibras foi de 11%.

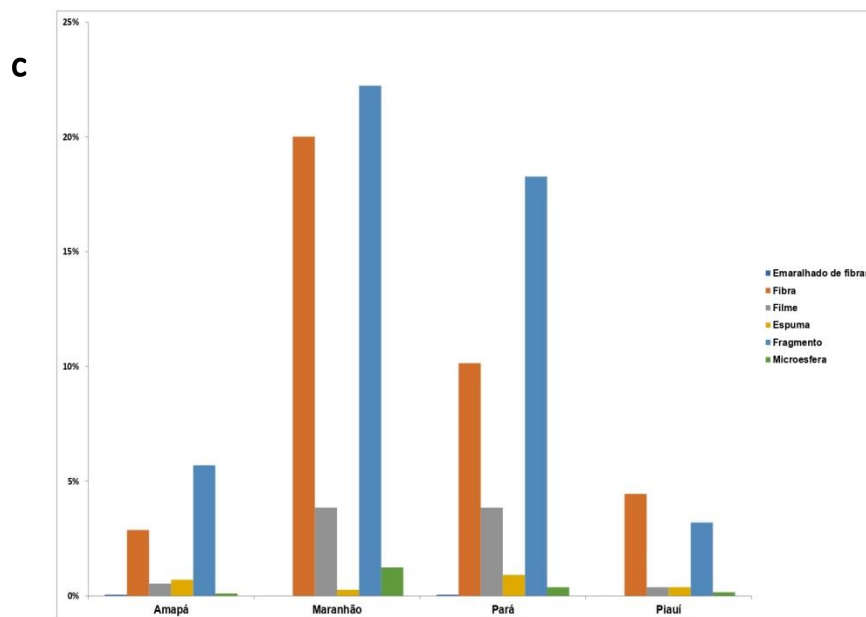
354



355



356



357

358

Fig. 2 - Caracterização dos microplásticos nas regiões estudadas. (A) faixas de tamanhos dos microplásticos; (B) cores das partículas; (C) categorias de formas dos microplásticos.

359

360

361 **6.4 Estatística multivariada e distribuição espacial**

362

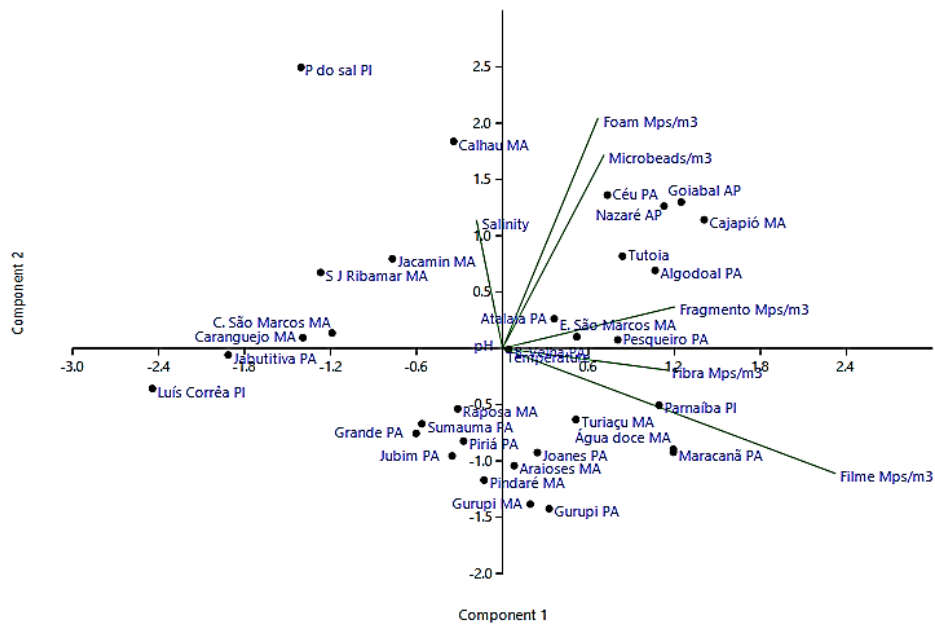
363 Os testes de PERMANOVA *one-way* para verificar a diferença entre os estados
364 (Amapá, Pará, Maranhão e Piauí), entre as regiões hidrográficas (Amazonas + Tocantins-
365 Araguaia e Atlântico Nordeste Ocidental + Parnaíba) e salinidade (água doce, salobra e
366 marinha) resultaram todos na ausência de significância (apêndice I). Os resultados para as
367 interações entre as regiões hidrográficas e salinidade e entre as regiões hidrográficas e os
368 estados não foram significativas através da PERMANOVA *multi-way* (apêndice I). Porém, a
369 interação entre os estados e salinidade foi significativa ($p = 0,0313$), sendo o fator estado
370 responsável pela variabilidade ($p = 0,0297$). Isso pode ser explicado porque sete dos oito
371 pontos amostrais classificados como água salina foram coletados no estado do Maranhão.

372 A soma dos dois primeiros eixos da análise de componentes principais foram
373 responsáveis por 61,4% da variância, explicando a contribuição relativa de variáveis
374 ambientais para a distribuição espacial dos tipos de microplásticos. A salinidade foi a variável
375 ambiental mais associada ao primeiro eixo, com os pontos amostrais com maiores valores de
376 salinidades associados ao quadrante superior esquerdo do gráfico (Figura 3). A temperatura e
377 as quantidades dos tipos mais abundantes de microplásticos (filmes, fibras e fragmentos), por
378 sua vez, estiveram mais associados ao eixo 2, onde a associação entre os pontos amostrais
379 reuniu diversos pontos de categorias diferentes de salinidade (Figura 3).

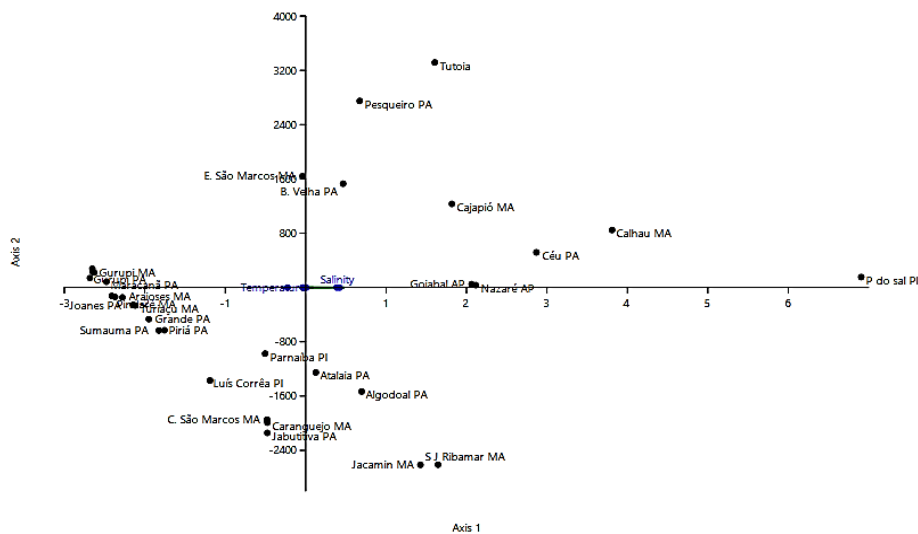
380 De maneira complementar, a análise canônica de correspondência resultou em um
381 agrupamento de amostras próximas ao eixo 1 e relacionadas com a variável salinidade (Figura
382 6). O teste à posteriori de permutação de Monte Carlo resultou em significância para o eixo 1
383 em relação à ordenação dos pontos amostrais. Apesar da baixa explicação representada pelo
384 eixo 1 (eigenvalue = 0,02926) ela foi significativa ($p = 0,032$). O mesmo padrão ocorreu
385 com o eixo 2 (associado à temperatura), mas com uma explicação ainda mais baixa
386 (eigenvalue = 3,75e-8, $p < 0,001$). A temperatura, portanto, não explicou a variabilidade da
387 distribuição das abundâncias dos tipos de microplásticos.

388 Em relação aos *scores* (ver apêndice, tabela 5), para o eixo 1, nota-se que o valor
389 negativo para o pH sugere que valores menores de pH estejam associados a valores maiores
390 no eixo 1, o mesmo padrão ocorrendo com a quantidade de filmes. Em contrapartida, o valor
391 positivo de *score* encontrado para a quantidade de espumas e microesferas indicam uma

392 associação positiva com valores mais altos ao longo do eixo 1. O valor de zero em relação a
 393 quantidade de fibras e o baixo valor para fragmentos indica que a variabilidade da abundância
 394 dessas partículas não possuiu influência ao longo do eixo 1 (Figura 4). Para o eixo 2 da ACC,
 395 destaca-se o *score* positivo para a salinidade e para a temperatura. Porém, o valor para
 396 salinidade é muito maior, sugerindo uma associação positiva com valores maiores ao longo do
 397 eixo 2, enquanto para temperatura, tal associação é fraca



398
 399 Figura 3: Análise de componentes principais realizada através da matriz de co-variância, utilizando
 400 variáveis ambientais e a abundância de tipos de microplásticos
 401



402
 403 Figura 4: Análise Canônica de Correspondência (ACC) para a abundância de tipos de microplásticos e
 404 variáveis ambientais

405
 406 **7. DISCUSSÃO**

407
 408 **7.1 Presença e abundância dos Mps**

409
 410 A partir deste estudo, foi possível verificar níveis de poluição por microplásticos em
 411 águas superficiais e costeiras ao longo da costa amazônica ao Delta do Parnaíba. Todas as
 412 amostras analisadas continham potenciais Mps com distribuição diferenciada, sendo que a
 413 maior abundância foi observada no estado do Maranhão (Atlântico Nordeste Ocidental) e os
 414 menores valores foram observados nos estados do Amapá (região hidrográfica do Amazonas)
 415 e Piauí (região hidrográfica do Parnaíba).

416 A abundância dos possíveis Mps na superfície da água variou com base na localização
 417 dos pontos de amostragem. O local que apresentou maior abundância foi a praia de Maracanã,
 418 no Pará, com 1730 partículas m^{-3} e a menor abundância foi na praia de Luís Corrêa, no Piauí,
 419 com 50 partículas m^{-3} .

420 De acordo com Hu et al. (2004), a pluma do rio Amazonas pode se estender por mais
 421 de mil quilômetros a partir da foz do rio, com níveis de salinidade variando entre menos de 32

422 a 35. Durante a estação seca (agosto a dezembro), a pluma alcança sua maior extensão,
423 chegando até o centro do Atlântico Equatorial, conforme observado por Moller et al. (2010).
424 A presença e a intensidade da pluma amazônica podem estar relacionadas à maior abundância
425 de Mps em estações de amostragem localizadas principalmente no estado do Amapá de março
426 a junho, e também nas regiões do Pará e Maranhão de junho a outubro, como documentado
427 neste estudo entre agosto e novembro. No entanto, para confirmar o papel da pluma do rio
428 Amazonas na distribuição de Mps, é necessário um desenho de amostragem mais apropriado,
429 como sugerido por Queiroz et al. (2022). Apesar de a pluma estuarina alcançar longas
430 distâncias, ela encontra-se junto à zona costeira durante a maior parte do ano (Moller et al.,
431 2010) e pode interferir na dinâmica e distribuição dos Mps em amplas regiões da costa Norte
432 do Brasil.

433 As abundâncias de Mps estimadas neste estudo estão acima das encontradas na costa
434 do Atlântico em Marrocos (Haddout et al., 2021), águas costeiras da Indonésia (Ningsih et al.,
435 2022) e da Coreia do Sul (Know et al., 2020). A maioria desses estudos usaram tamanhos de
436 malha acima de 120 μm . Normalmente malhas com abertura de 300 – 355 μm são as mais
437 utilizadas para coletar Mps nas águas superficiais, no entanto, estudos apontam que quando
438 utilizada uma abertura de malha menor, podem ocorrer grandes variações na quantidade de
439 Mps coletados (Lindeque et al., 2020).

440 A abundância aqui descrita está abaixo das relatadas em alguns estudos em águas de
441 superfície localizadas na Amazônia (Queiroz et al., 2022; Rico et al., 2023), em demais
442 regiões do Brasil (Bertoldi et al., 2021; Trindade et al., 2023) e Colômbia (Garcés-Ordóñez et
443 al., 2021), mas esses estudos usaram aberturas de malhas menores, variando entre 48 e 64 μm .
444 A grande variabilidade na estimativa das abundâncias de Mps deve-se à falta de padronização
445 metodológica, embora os valores aqui descritos estejam dentro da faixa observada por poucos
446 estudos em áreas adjacentes (Queiroz et al., 2022; Rico et al., 2023; Santos et al. *submitted*)
447 (Tabela 1).

448

449 Tabela 1: Abundancia de Microplásticos (Mps) em águas superficiais da Amazônia. *: Valores de
450 mínimo máximo para cada bacia.

| Autores | Min | Max | Média |
|-------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--|
| Queiroz et al., 2022 | 1500 (chuvosa); 323 (seca) | 12,967 (chuvosa); 5733 (seca) | 3593 \pm 2264 ítems·m ⁻³ |

| | | | |
|------------------------------------|-----------------------|------------------------------|---|
| Rico et al., 2023 | 5 Mps/m ³ | 74,550 Mps/m ³ | 8 - 39 (Amazonas), 11 - 39 (Tapajós), 5 - 152 (Negro), 50 - 126 (Tocantins) * |
| Santos et al., <i>submitted</i> | 65 Mps/m ³ | 1719 Mps/m ³ | 1708,1 ± 249,3 (chuvoso), 1429,9 ± 305,6 (seco) |
| Este estudo | 50 Mps/m ³ | 1730 Mps/m ³ | 576,3 ± 68,4 Mps/m ³ |

451

452 As praias onde foram feitas as coletas das amostras, são praias distintas uma das
453 outras, algumas são urbanizadas, não urbanizadas, turísticas e portuárias. O ambiente de praia
454 é considerado dinâmico (Turra et al., 2014), o que justifica alta variabilidade da abundância
455 de Mps. Além disso, as amostras coletadas foram na zona de surf, uma área bastante
456 turbulenta, que também pode ter sido um fator que levou ao transporte e ressuspensão de Mps
457 e de pequenos grãos do sedimento para as amostras de água nesse estudo.

458 Os cinco pontos amostrais com a maior quantidade de Mps encontrados foram em
459 praias turísticas ou próximas a centros urbanos: praia do Maracanã no estado do Pará com
460 1730 partículas.m⁻³, rio Parnaíba na altura do município de Tatu no estado do Piauí, Água
461 doce e Tutoia no estado do Maranhão, e a praia de Goiabal no estado do Amapá com 940 Mps
462 m⁻³.

463 Os locais situados no estado do Piauí e os municípios de Água doce, Tutóia e Araisos
464 no Maranhão estão dentro de uma área de preservação ambiental (APA), que pode ser
465 responsável pela menor abundância média de Mps. No entanto, a ocorrência de Mps foi
466 notável mesmo neste ambiente preservado.

467

468 **7.2 Características dos Mps**

469

470 Os tipos de Mps mais abundantes na superfície da água na área de estudo foram
471 fragmentos (49%) e fibras (37%), resultado similar foi observado em Caparelli et al. (2021),
472 Digka et al. (2018) e em Hosseini et al. (2020). Os fragmentos também foram os tipos de Mps

473 mais comuns encontrados na época de seca na PCA (Queiroz et al., 2022). Já em Santos et al.
474 (2023, *submitted*) as fibras foram os tipos de Mps mais abundantes identificados na baía do
475 Guajará.

476 A abundância dos fragmentos vem da degradação de produtos plásticos, como as
477 embalagens e sacolas plásticas que são um dos problemas de gerenciamento de resíduos
478 urbanos. Outro fator pode ser o descarte de plástico associado a atividades turísticas (Andrady
479 et al., 2017). Por outro lado, as fibras geralmente podem ter origem de linhas ou redes de
480 pescas (Browne et al., 2011), já que a pesca é uma atividade importante na região (Sousa et
481 al., 2013), também pode ser associada a águas residuais não tratadas que são lançadas
482 diretamente em águas costeiras e estuários (Haddout et al., 2021). A descrição da forma e
483 tipos de Mps é essencial, pois informa se a partícula é de origem primária ou secundária
484 (GESAMP, 2019). Nesse estudo, a maioria dos Mps encontrados são de origem secundária, o
485 que indica que as partículas são provenientes da degradação de plásticos lançados ao mar, ou
486 carreado para a zona costeiro através das bacias de drenagem. Os fragmentos têm alta
487 fluutuabilidade e baixa densidade e podem ser mais abundantes do que as fibras em águas
488 superficiais (Capparelli et al., 2021).

489 Fragmentos e fibras têm sido reportados em tratos digestivos de peixes (Pegado et al.,
490 2018, 2021) e anêmonas (Morais et al., 2020) para a Amazônia costeira, e em amostras
491 ambientais de praia e sedimentos (Martinelli Filho & Monteiro, 2019; Gerolin et al., 2020).
492 Para a região do nordeste também foram encontrados em moluscos (Bruzaca et al., 2022),
493 peixes (Justino et al., 2021; Justino & Frédou, 2020; Dantas et al., 2020), zooplâncton (Lima
494 et al., 2014) e na areia de praia (Maynard et al., 2021).

495 Das cinco categorias de tamanho, as partículas entre 70 – 200 μm (46%) e 501 – 1000
496 μm (24%) foram as mais abundantes, somando 70% do total de amostras. Os tamanhos entre
497 70 – 200 μm foram comuns para fragmentos e 501 – 1000 μm para fibras. Estudos com
498 tamanhos similares foram encontrados por Morais et al. (2020) com a maioria das partículas
499 plásticas maiores que 200 μm , em Queiroz et al. (2022) que revelou que 47% das partículas
500 identificadas eram menores que 300 μm e 19% eram menores que 120 μm . Mps nessa faixa
501 de tamanho são ingeridos acidentalmente por mariscos (Ding et al., 2020), zooplâncton (Sun
502 et al., 2017) e camarões de água doce, inclusive na Amazônia (Guimarães et al., 2023).

503 Foram identificadas 13 cores distintas para os Mps, que exibiram uma variação em

504 todos os locais de amostragem, incluindo, preto (27%), azul (20%) e transparente (15%) em
505 maiores quantidades, e marrom, roxo, cinza, laranja e rosa em menores quantidades (9%). A
506 cor preta se destacou entre os fragmentos com 497 partículas (44%), enquanto a cor
507 transparente predominou entre as fibras com 295 partículas (32%). Nossos dados de cores
508 concordam com outros estudos, nas águas superficiais costeiras do Equador (Capparelli et al.,
509 2021) e nas águas costeiras do Caribe e Pacífico colombiano (Garcés-Ordóñez et al., 2021).

510 A grande abundância de fragmentos pretos deve-se, provavelmente, ao uso de práticas
511 agrícolas, uso de embalagens, sacolas plásticas, efluentes de águas residuais que podem estar
512 relacionadas com as ocupações ao entorno da costa ou podem estar sob processo de
513 degradação/intemperismo (Michael, 2017; Kelly et al., 2019).

514 Os dados de cores são importantes na caracterização dos Mps, pois eles são associados
515 aos riscos envolvendo a biota aquática, alguns estudos em ambientes aquáticos amazônicos
516 apresentaram a ingestão de Mps por peixes de diversos hábitos alimentares (Andrade et al.,
517 2019; Pegado et al., 2018; Ribeiro-Brasil et al., 2020). Por consequência, a contaminação na
518 água apresenta um risco para o recurso pesqueiro, já que o pescado é a base alimentar de
519 muitas comunidades ribeirinhas da região (Isaac & Barthem, 1995; Isaac, 2006).

520

521 **7.3 Padrões de distribuição e relações com variáveis ambientais**

522

523 O padrão de distribuição do Mps no ambiente marinho pode ser diretamente
524 influenciado por ações antrópicas, principalmente em regiões que apresentam essas atividades
525 (Barnes, 2009). Maiores densidades de Mps foram encontradas em estações próximas a locais
526 urbanizados, como alguns municípios (Turiaçu, Tatus, Água doce e Tutoia – Maranhão),
527 proximidade com portos (Praia do Maracanã – Pará), áreas de pesca e em grandes estuários
528 como do rio Parnaíba.

529 Os pontos amostrais próximos de foz de rios também apresentaram valores
530 relativamente altos de Mps (maior que 800 partículas.m³), provavelmente porque recebem
531 partículas de toda a bacia de drenagem. Dessa forma, a foz do rio Amazonas é uma possível
532 fonte de Mps para o Amapá e áreas adjacentes, devido as atividades econômicas, cidades
533 ribeirinhas, e falta de tratamento adequado de esgoto e resíduos sólidos.

534 Para a plataforma continental adjacente, Queiroz et al. (2022) encontraram
535 abundâncias menores no período de seca, assim como Santos et al. (2023, *submitted*) para a
536 baía do Marajó. A coleta das amostras ocorreu sempre durante a vazante, na estação de seca
537 para a região no ano de 2021, o que pode explicar a pequena quantidade de Mps na área de
538 estudo.

539 Além disso, a área de estudo é constituída por uma grande extensão de manguezais
540 entre os estuários, que sofrem constantes influências dos rios e mares, que influenciam na
541 salinidade do ambiente. Nos estuários, a dispersão dos Mps depende da estrutura salina (ou
542 seja, na interface estuarina de água doce – salgada), dos fluxos dos rios, da turbulência e da
543 atividade microbiótica (Defontaine et al., 2020; Gupta et al., 2021; Simon-Sánchez et al.,
544 2019). Além disso, a flutuabilidade dos MPs pode ser afetada pela água salina (Barletta et al.,
545 2019; Lima et al., 2014; Pinheiro et al., 2021).

546 As análises multivariadas demonstraram que a salinidade, associada à região
547 geográfica, foi a principal variável responsável pelo padrão de distribuição dos tipos de
548 microplásticos encontrados, com maiores proporções de espumas e microesferas em amostras
549 com águas de maior salinidade.

550 Os Mps compostos de polímeros mais densos que a água tende a afundar, como as
551 espumas (GESAMP, 2019), mas quando a salinidade é mais alta, essas partículas acabam
552 flutuando. Dessa maneira, Mps constituídos por polímeros de baixa densidade relativa em
553 águas marinhas costumam ficar presos na superfície. Entretanto, partículas compostas por
554 polímeros de densidade relativa superior à água do mar são encontradas na superfície,
555 possivelmente devido a fatores físicos como a baixa profundidade dos ambientes coletados, a
556 turbulência, correntes e marés (Queiroz et al., 2022).

557 As variáveis oceanográficas (velocidade e intensidade de correntes e marés,
558 turbulência e vazão) devem explicar parte da variabilidade da abundância dos tipos de
559 microplásticos descritos neste estudo. Isso porque cerca de 40% da variabilidade obtida pela
560 ACP não foi explicada pelas variáveis ambientais que foram incluídas (temperatura,
561 salinidade, pH). Ainda, variáveis espaciais como a presença de fontes de Mps próximos aos
562 pontos amostrais como portos, praias turísticas, cidades e efluentes não tratados também
563 poderiam aumentar o poder de explicação das análises multivariadas.

564 O norte do país tem várias cidades próximas aos rios, como as populosas metrópoles
565 litorâneas como Belém e São Luís e muitas comunidades ribeirinhas, muitas dessas cidades
566 não possuem saneamento básico (90% das cidades), fazendo com que os resíduos sólidos
567 sejam despejados diretamente nos rios (ANA, 2012a). Assim, a distribuição de Mps nessa
568 região sugere que as bacias hidrográficas são fontes potenciais de Mps para o ambiente
569 marinho (Andrady, 2011; Lebreton et al., 2017; Castro et al., 2018). No geral, as descargas de
570 cidades, estuários e lançamento de esgoto sem tratamento podem ser fontes significativas de
571 Mps para os ecossistemas costeiros (Sun et al., 2019; Zhang e Chen, 2020; Bertoldi et al.,
572 2021).

573

574 **CONCLUSÃO**

575

576 Em conclusão, o presente estudo trouxe avanços significativos no entendimento da
577 presença e características dos microplásticos (Mps) nas águas superficiais costeiras ao longo
578 da costa Norte e Nordeste do Brasil. Todas as amostras de água apresentaram a presença de
579 potenciais Mps, demonstrando a poluição por Mps em ampla faixa costeira. A predominância
580 dos fragmentos e fibras como principais formas de Mps revela a complexidade do problema
581 da poluição plástica em ambientes costeiros, derivada provavelmente de fontes continentais,
582 uma vez que a maioria das partículas é, provavelmente, de origem secundária.

583 Essa avaliação inicial dos tipos e abundância de Mps nas águas costeiras é um passo
584 importante para a compreensão de uma área pouco estudada, e os resultados aqui obtidos
585 podem ser fundamentais para o desenvolvimento de estratégias voltadas a redução da entrada
586 de Mps nos oceanos. Este estudo possibilita análises comparativas futuras sobre possíveis
587 aumentos ou reduções de densidade e tipo de Mps nessa região tropical.

588

589 **FINANCIAMENTO**

590

591 Este projeto recebeu financiamento através de acordo cooperativo com o Gulf and
592 Caribbean Fisheries Institute, com o projeto intitulado “Microplastics at the Amazon coast:
593 state of art and new perspectives”).

594

595 **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

596

597 ANDERSON, M. J., GORLEY, R. N., AND CLARKE, K. R. 2008. PERMANOVA + for
598 PRIMER: guide to Software and Statistical Methods. Plymouth: PRIMER-E, 274

599 ANDRADE, M. C., WINEMILLER, K. O., BARBOSA, P. S., FORTUNATI, A.,
600 CHELAZZI, D., CINCINELLI, A., & GIARRIZZO, T. First account of plastic pollution
601 impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other
602 serrasalmids with diverse feeding habits. **Environmental Pollution**, 244, 766–773, 2019.

603 ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, 62
604 (8), 1596–1605, 2011.

605 ASTA, M. P., CALLEJA, M. L., PÉREZ-LÓPEZ, R., & AUQUÉ, L. F. Major
606 hydrogeochemical processes in an acid mine drainage affected estuary. **Marine Pollution**
607 **Bulletin**, 91(1), 295-305, 2015.

608 AVIO, C. G.; GORBI, S.; REGOLI, F. Plastics and microplastics in the oceans: from
609 emerging pollutants to emerged threat. **Marine Environmental Research**, Ancona, 128, 2–
610 11, 2017.

611 BAI, ZHUOAN; WANG, NAN; WANG, MINGHUA. Effects of microplastics on marine
612 copepods. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 217, 112-243, 2021.

613 BARBOZA, L. G. A., CUNHA, S. C., MONTEIRO, C., FERNANDES, J. O., &
614 GUILHERMINO, L. Bisphenol A and its analogs in muscle and liver of fish from the North
615 East Atlantic Ocean in relation to microplastic contamination. Exposure and risk to human
616 consumers. **Journal of Hazardous Materials**, 393, December, 122-419, 2020.

617 BARLETTA, M., LIMA, A.R.A., COSTA, M.F. Distribution, sources and consequences of
618 nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in south american estuaries.
619 **Science Total Environment** 651, 1199–1218, 2019.

620 BEBIANNO, M. J., PEREIRA, C. G., REY, F., CRAVO, A., DUARTE, D., D'ERRICO, G.,
621 REGOLI, F. Integrated approach to assess ecosystem health in harbor areas. **Science of The**
622 **Total Environment**, 514, 92-107, 2015.

623 BERGMANN, M., WIRZBERGER, V., KRUMPEN, T., LORENZ, C., PRIMPKE, S.,
624 TEKMAN, M. B., & GERDTS, G. High quantities of microplastic in Arctic deep-sea
625 sediments from the HAUSGARTEN observatory. **Environmental Science & Technology**,
626 51(19), 11000-11010, 2017.

627 BERTOLDI, C., LARA, L.Z., MIZUSHIMA, F.A.DE L., MARTINS, F.C.G., BATTISTI,
628 M.A., HINRICHS, R., FERNANDES, A.N. First evidence of microplastic contamination in
629 the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science Total Environment**, 759, 143-
630 503, 2021.

631 BROWNE, M. A., CRUMP, P., NIVEN, S. J., TEUTEN, E., TONKIN, A., GALLOWAY, T.,
632 & THOMPSON, R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and
633 sinks. **Environmental Science and Technology**, 45 (21), 9175–9179, 2011.

- 634 BARNES, D.K.A., GALGANI, F., THOMPSON, R.C., BARLAZ, M. Accumulation and
635 fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the**
636 **Royal Society B: Biological Sciences**, 364, 1985–1998, 2009.
- 637 BRUZACA D. N.A., ANNE K.S. JUSTINO, GÉSSICA C.P. MOTA, GELCIRENE A.
638 COSTA, FLÁVIA LUCENA-FRÉDOU, ALFREDO O. GÁLVEZ. Occurrence of
639 microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa* captured in Pernambuco, Northeast
640 Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 179, 2022.
- 641 CAPPARELLI, M. V., MOLINERO, J., MOULATLET, G. M., BARRADO, M., PRADO-
642 ALCÍVAR, S., CABRERA, M., CIPRIANI-AVILA, I. Microplastics in rivers and coastal
643 waters of the province of Esmeraldas, Ecuador. **Marine Pollution Bulletin**, 173, 113067,
644 2021.
- 645 CARVALHO D. G. & BAPTISTA NETO J. A. Microplastic Pollution of the Beaches of
646 Guanabara Bay. Southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, 128, 10-17, 2016.
- 647 CASTRO, R. O. Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. **Ocean &**
648 **Coastal Management**, 165 (1), 385-400, 2018.
- 649 CINCINELLI, A. Microplastic in the surface waters of the Ross Sea (Antarctica): occurrence,
650 distribution and characterization by FTIR. **Chemosphere**, 175, 391-400, 2017.
- 651 CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. PRIMER v5. User manual/tutorial. PRIMER-E,
652 Plymouth, 2001.
- 653 CORCORAN, P. L., BELONTZ, S. L., RYAN, K., & WALZAK, M. J. (2019). Factors
654 Controlling the Distribution of Microplastic Particles in Benthic Sediment of the Thames
655 River, Canada. **Environmental Science and Technology**, 54 (2), 818–825, 2020.
- 656 DANTAS, N. C., DUARTE, O. S., FERREIRA, W. C., AYALA, A. P., REZENDE, C. F., &
657 FEITOSA, C. V. (2020). Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of
658 microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. **Marine Pollution**
659 **Bulletin**, 153, October 2019, p. 110-959, 2020.
- 660 DEFONTAINE, S., SOUS, D., TESAN, J., MONPERRUS, M., LENOBLE, V., &
661 LANCELEUR, L. Microplastics in a salt-wedge estuary: Vertical structure and tidal
662 dynamics. **Marine Pollution Bulletin**, 160, 111-688, 2020.
- 663
- 664 DENG, H., FU, Q., ZHANG, Y., LI, D., HE, J., FENG, D. GE, C. Bacterial communities on
665 polyethylene microplastics in mangrove ecosystems as a function of exposure sites:
666 Compositions and ecological functions. **Journal of Environmental Chemical**
667 **Engineering**, 10(3), 107924, 2022.
- 668 DERRAIK, J. G. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review.
669 **Marine Pollution Bulletin**, 44(9), 842-852.
- 670 DIGKA, N., TSANGARIS, C., TORRE, M., ANASTASOPOULOU, A., & ZERI, C.
671 Microplastics in mussels and fish from the Northern Ionian Sea. **Marine Pollution**

- 672 **Bulletin**, 135, 30-40, 2018.
- 673 DOS ANJOS GUIMARÃES, G., DE MORAES, B.R., ANDO, R.A. Microplastic
674 contamination in the freshwater shrimp *Macrobrachium amazonicum* in Itacoatiara,
675 Amazonas, Brazil. **Environ Monit Assess**, 195, 434, 2023.
- 676 DOS SANTOS QUEIROZ, A. F., DA CONCEIÇÃO, A. S., CHELAZZI, D., ROLLNIC, M.,
677 CINCINELLI, A., GIARRIZZO, T., & MARTINELLI FILHO, J. E. First assessment of
678 microplastic and artificial microfiber contamination in surface waters of the Amazon
679 Continental Shelf. **Science of the Total Environment**, 839, March, 156-259, 2022.
- 680 DOS SANTOS TRINDADE, L., GLOAGUEN, T. V., BENEVIDES, T. D. S. F.,
681 VALENTIM, A. C. S., BOMFIM, M. R., & SANTOS, J. A. G. Microplastics in surface
682 waters of tropical estuaries around a densely populated Brazilian bay. **Environmental**
683 **Pollution**, 323, 121224, 2023.
- 684 DRIS, R., GASPERI, J., SAAD, M., MIRANDE, C., TASSIN, B. Synthetic fibers in
685 atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? **Marine Pollution**
686 **Bulletin** 104, 290–293, 2016.
- 687 FREE, C. M., JENSEN O. P., MASON S. A., ERIKSEN M., WILLIAMSON N. J.,
688 BOLDGIV B. Highlevels of Microplastic Pollution in a Large, Remote, Mountain Lake.
689 **Marine Pollution Bulletin**, 85,156-163, 2014.
- 690 FREEDMAN, D., LANE, D. A nonstochastic interpretation of reported significance levels.
691 **Journal of Business & Economic Statistics**, 1, 292-298, 1983.
- 692
- 693 FRIAS, A. FILGUEIRAS, J. GAGO, M.L. PEDROTTI, G. SUARIA, V. TIRELLI, J.
694 ANDRADE, R. NASH, I. O'CONNOR, C. LOPES, M. CAETANO, J. RAIMUNDO, O.
695 CARRETERO, L. VINAS, J. ANTUNES, F. BESSA, P. SOBRAL, A. GORUPPI, S.
696 ALIANI, G. GERDTS. Standardised Protocol for Monitoring Microplastics in Seawater, **JPI-**
697 **Oceans BASEMAN Project**, 2019.
698
- 699 FRIAS J., PAGTER E., NASH R., O'CONNOR I., CARRETERO O., FILGUEIRAS A.,
700 VIÑAS L., GAGO J., ANTUNES J., BESSA F., SOBRAL P., GORUPPI A., TIRELLI V.,
701 PEDROTTI M. L., SUARIA G., ALIANI S., LOPES C., RAIMUNDO J., CAETANO M.,
702 PALAZZO L., LUCIA G. A., CAMEDDA A., MUNIATEGUI S., GRUEIRO G.,
703 FERNANDEZ V., ANDRADE J., DRIS R., LAFORSCH C., SCHOLZ-BÖTTCHER B. M.,
704 GERDTS G. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. **JPI-Oceans**
705 **BASEMAN Project**, 2018.
- 706 FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics
707 from two beaches of the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, 60 (11), 1988–1992,
708 2010
- 709 FU, Z.; WANG, J. Current practices and future perspectives of microplastic pollution in
710 freshwater ecosystems in China. **Science of the Total Environment**, 691, 697–712, 2019.

- 711 GALLOWAY, TAMARA S.; COLE, MATTHEW; LEWIS, CERI. Interactions of
712 microplastic debris throughout the marine ecosystem. **Nature ecology & evolution**, 1(5),
713 0116, 2017.
- 714 GARCÉS-ORDÓÑEZ, O., ESPINOSA, L. F., COSTA MUNIZ, M., SALLES PEREIRA, L.
715 B., & MEIGIKOS DOS ANJOS, R. Abundance, distribution, and characteristics of
716 microplastics in coastal surface waters of the Colombian Caribbean and
717 Pacific. **Environmental Science and Pollution Research**, 28, 43431-43442, 2021.
- 718 GEROLIN, C. R., PUPIM, F. N., SAWAKUCHI, A. O., GROHMANN, C. H., LABUTO, G.,
719 & SEMENSATTO, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of the**
720 **Total Environment**, 749, 141-604, 2020.
- 721 GESAMP. GESAMP 2019 Guidelines for the monitoring & assessment of plastic litter in the
722 ocean Reports & Studies. 99, 2019.
- 723 GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made
724 [Producción, uso y destino de todos los plásticos jamás fabricados]. **Science Advances**, 3 (7),
725 e1700782, 2017.
- 726 GUPTA, P., SAHA, M., RATHORE, C., SUNEEL, V., RAY, D., NAIK, A. & DAGA, K.
727 Spatial and seasonal variation of microplastics and possible sources in the estuarine system
728 from central west coast of India. **Environmental Pollution**, 288, 117665, 2021.
- 729 HADDOUT, S., GIMILIANI, G. T., PRIYA, K. L., HOGUANE, A. M., CASILA, J. C. C., &
730 LJUBENKOV, I. Microplastics in surface waters and sediments in the sebu estuary and
731 Atlantic Coast, Morocco. **Analytical Letters**, 55(2), 256-268, 2022.
- 732 HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software
733 package for education and data analysis. *Paleontologia electronica* 4 (1), 9, 2001.
- 734 HOSSEINI, R., SAYADI, M. H., AAZAMI, J., & SAVABIEASFEHANI, M. Accumulation
735 and distribution of microplastics in the sediment and coastal water samples of Chabahar Bay
736 in the Oman Sea, Iran. **Marine pollution bulletin**, 160, 111682, 2020.
- 737 HU, C., MONTGOMERY, E. T., SCHMITT, R. W., & MULLER-KARGER, F. E. The
738 dispersal of the Amazon and Orinoco River water in the tropical Atlantic and Caribbean Sea:
739 Observation from space and S-PALACE floats. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies**
740 **in Oceanography**, 51(10-11), 1151-1171, 2004.
- 741 ICMBIO. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba. p. 76, 2020.
- 742 ISAAC-NAHUM, V. J. Exploração e manejo dos recursos pesqueiros do litoral amazônico:
743 um desafio para o futuro. **Ciência & Cultura**, São Paulo, 58 (3), 33-36, 2006.
- 744 ISAAC, V. J.; BARTHEM, R. B. Os recursos pesqueiros da Amazônia Brasileira. **Boletim do**
745 **Museu Paraense Emílio Goeldi**. Série Antropologia, Belém, 11 (2), 295-339, 1995.

- 746 JOHN, J., NANDHINI, A. R., VELAYUDHAPERUMAL CHELLAM, P., & SILLANPÄÄ,
747 M. Microplastics in mangroves and coral reef ecosystems: a review. **Environmental**
748 **Chemistry Letters**, 1-20, 2022.
- 749 JUSTINO, A. K., LENOBLE, V., PELAGE, L., FERREIRA, G. V., PASSARONE, R.,
750 FRÉDOU, T., & FRÉDOU, F. L. Microplastic contamination in tropical fishes: An
751 assessment of different feeding habits. **Regional Studies in Marine Science**, 45, 101-857,
752 2021.
- 753 JUSTINO, A. K. S.; FRÉDOU, F.L. Contaminação trófica por microplásticos e mercúrio na
754 ictiofauna do nordeste do Brasil. **Fundo Brasileiro para a Biodiversidade – FUNBIO**, p.
755 19, 2020.
756
- 757 KAZA, S., YAO, L., BHADA-TATA, P., & VAN WOERDEN, F. What a waste 2.0: a global
758 snapshot of solid waste management to 2050. **World Bank Publications**, 2018.
- 759 KELLY, M. R., LANT, N. J., KURR, M., & BURGESS, J. G. Importance of water-volume
760 on the release of microplastic fibers from laundry. **Environmental science & technology**,
761 53(20), 11735-11744, 2019.
- 762 KWON, O. Y., KANG, J. H., HONG, S. H., & SHIM, W. J. Spatial distribution of
763 microplastic in the surface waters along the coast of Korea. **Marine Pollution Bulletin**, 155,
764 110729, 2020.
- 765 LI, J., LIU, H., PAUL CHEN, J. Microplastics in freshwater systems: A review on
766 occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**.
767 137, 362–374, 2018.
- 768 LI, Y., ZHANG, Y., CHEN, G., XU, K., GONG, H., HUANG, K., & WANG, J.
769 Microplastics in surface waters and sediments from Guangdong Coastal Areas, South
770 China. **Sustainability**, 13 (5), 2691, 2021.
- 771 LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics
772 within the plankton of a tropical estuary. **Environmental Research**, 132, 146–155, 2014.
- 773 LISBOA LOPES, Y. K., NEU, V., FEITOSA FELIZZOLA, J., GIRARD MENDES
774 TEIXEIRA, L. C., & AGUIAR DE SOUZA COSTA, C. E. Variabilidade hidrogeoquímica
775 em águas do Estuário Amazônico. **Ambiência**, 13(2), 2017.
- 776 LOPES, K. S. R., SANTOS, G. P., DE LIMA, J. E. A., & HOLZ, J. P. Estudo sobre a
777 poluição plástica e análise de micropartículas na água tratada de Porto Alegre/RS. **Revista**
778 **Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis. 9, 570-587, 2020.
- 779 LUANA F. O. SANTOS, RAQUELINE C. P. MONTEIRO, VINICIUS T. KÜTTER,
780 LEONARDO M. S. MORAIS, ABILIO SOARES-GOMES, DAVID CHELAZZI, VANIA
781 NEU, TOMMAZO GIARRIZZO AND JOSÉ E. MARTINELLI FILHO. Microplastics and
782 microfibers in the Guajará Bay, Amazon delta: potential sources and variability. **Marine**
783 **Pollution Bulletin**, *submitted*.
784

- 785 MOLLERI, G. S., NOVO, E. M. D. M., & KAMPEL, M. Space-time variability of the
786 Amazon River plume based on satellite ocean color. **Continental Shelf Research**, 30(3-4),
787 342-352, 2010.
- 788 MORAIS, L. M. S., SARTI, F., CHELAZZI, D., CINCINELLI, A., GIARRIZZO, T., &
789 MARTINELLI FILHO, J. E. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential
790 biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. **Environmental**
791 **Pollution**, 265, 114-817, 2020.
- 792 M, R, C, RODRIGUES & O, M, DA S. J. Revista Brasileira de Geografia Física. **Revista**
793 **Brasileira de Geografia Física**, 6, 1275–1291, 2011.
- 794 MA, H., PU, S., LIU, S., BAI, Y., MANDAL, S., & XING, B. Microplastics in aquatic
795 environments: Toxicity to trigger ecological consequences. **Environmental Pollution**, 261,
796 114089, 2020.
- 797 MARTINELLI FILHO, J. E.; MONTEIRO, R. C. P. Widespread microplastics distribution at
798 an Amazon macrotidal sandy beach. **Marine Pollution Bulletin**, 145, May, 219–223, 2019.
- 799 MASON, S.A., GARNEAU, D., SUTTON, R., CHU, Y., EHMANN, K., BARNES, J., FINK,
800 P., PAPA ZISSIMOS, D.; ROGERS, D.L. 2016. Microplastic pollution is widely detected in
801 US municipal wastewater treatment plant effluent. **Environmental Pollution**, [S.L.], 218,
802 1045-1054, 2016.
- 803 MATTOS, F. F.; IRVING, M. A. Delta do Parnaíba nos rumos do ecoturismo : um olhar a
804 partir da comunidade local. **Caderno Virtual de Turismo**, 3, 13, 2003
- 805 MAYNARD, I. F. N., BORTOLUZZI, P. C., NASCIMENTO, L. M., MADI, R. R.,
806 CAVALCANTI, E. B., LIMA, Á. S., ... & MARQUES, M. N. Analysis of the occurrence of
807 microplastics in beach sand on the Brazilian coast. **Science of the Total Environment**, 771,
808 2021
- 809 MICHAEL, A. H. Horticulture Plastics. **In A Guide to the Manufacture, Performance, and**
810 **Potential of Plastics in Agriculture**, 129-143, 2017.
- 811 MUEHE, D. Panorama da erosão costeira no Brasil. **Ministério do Meio Ambiente**,
812 November, 761, 2018.
- 813 MUNARI C., INFANTINI V., SCOPONI M., RASTELLI E., CORINALDESI C., MISTRI
814 M. Microplastics in the Sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea. Antarctica). **Marine**
815 **Pollution Bulletin**, 122,161-165, 2017.
- 816 NASCIMENTO JR, W. R., SOUZA-FILHO, P. W. M., PROISY, C., LUCAS, R. M., &
817 ROSENQVIST, A. Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt
818 using object-based classification of multisensor satellite imagery. **Estuarine, Coastal and**
819 **Shelf Science**, 117, 83-93, 2013.
- 820 NINGSIH, W., YAQIN, K., & RAHIM, S. W. Microplastic Contamination in Coastal Waters
821 of South Larompong, Luwu, South Sulawesi, Indonesia. *Akuatikisile: Jurnal Akuakultur*,
822 *Pesisir dan Pulau-Pulau Kecil*, 6 (2), 101-108, 2022.
- 823 NUNES, Y. B. S. Composição e abundância de resíduos sólidos em praias urbanas da região

- 824 metropolitana da ilha de São Luís–MA. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, 11(1)
825 1-12, 2018.
- 826 PEGADO, T., BRABO, L., SCHMID, K., SARTI, F., GAVA, T. T., NUNES, J. &
827 GIARRIZZO, T. Ingestion of microplastics by *Hypanus guttatus* stingrays in the Western
828 Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). **Marine Pollution Bulletin**, 162, June, 111-799,
829 2021.
- 830 PEGADO, T. DE S. E. S. et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the
831 Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, 133, June, 814–821, 2018.
- 832 PENELOPE K. LINDEQUE, MATTHEW COLE, RACHEL L. COPPOCK, CERI N.
833 LEWIS, RACHAEL Z. MILLER, ANDREW J.R. WATTS, ALICE WILSON-MCNEAL,
834 STEPHANIE L. WRIGHT, TAMARA S. GALLOWAY. Are we underestimating
835 microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture
836 with nets of different mesh-size. **Environmental Pollution**, 265 (A), 114721, 2020.
- 837
- 838 PEREIRA, L. C. C., DIAS, J. A., DO CARMO, J. A., & POLETTE, M. (2009). Prefácio: A
839 Zona Costeira Amazônica Brasileira. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, 9 (2), 3–7,
840 2009.
- 841 PINHEIRO, L. M., BRITZ, L. M., AGOSTINI, V. O., PÉREZ-PARADA, A., GARCÍA-
842 RODRÍGUEZ, F., GALLOWAY, T. S., & PINHO, G. L. Salt marshes as the final watershed
843 fate for meso-and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil. **Science of
844 The Total Environment**, 838, 156077, 2022.
- 845 PRATA, J. C. et al. Methods for sampling and detection of microplastics in water and
846 sediment: A critical review. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, 110, 150–159, 2019a.
- 847 PRATA, J. C., REIS, V., MATOS, J. T., DA COSTA, J. P., DUARTE, A. C., & ROCHA-
848 SANTOS, T. (2019). A new approach for routine quantification of microplastics using Nile
849 Red and automated software (MP-VAT). **Science of the Total Environment**, 690, 1277–
850 1283, 2019b.
- 851 PRATA, J. C., REIS, V., DA COSTA, J. P., MOUNEYRAC, C., DUARTE, A. C., &
852 ROCHA-SANTOS, T. Contamination issues as a challenge in quality control and quality
853 assurance in microplastics analytics. **Journal of Hazardous Materials**, 403, August, 2021
- 854 OLIVATTO, G.P., MARTINS, M.C.T., MONTAGNER, C.C., HENRY, T.B., CARREIRA,
855 R.S., 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro,
856 Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 139, 157–162.
- 857 RAMÍREZ, J. E. S. Plásticos y microplásticos en agua, un problema mundial que afecta
858 nuestros sistemas acuáticos. **Ingeniería y Región**, 19, 1-1, 2018.
- 859 RIBEIRO-BRASIL, D. R. G. et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the
860 Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, 266, 2020.

- 861 RICO, A., Redondo-Hasselerharm, P. E., Vighi, M., Waichman, A. V., de Souza Nunes, G.
862 S., de Oliveira, R.. Large-scale monitoring and risk assessment of microplastics in the
863 Amazon River. **Water Research**, 232, 119707, 2023
- 864 RODRIGUES, M. O., ABRANTES, N., GONÇALVES, F. J. M., NOGUEIRA, H.,
865 MARQUES, J. C., & GONÇALVES, A. M. M. Spatial and temporal distribution of
866 microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). **Science**
867 **of the Total Environment**, 633, p. 1549–1559, 2018.
- 868 ROSA, LAURA TEIXEIRA DA et al. Contaminação ambiental por microplásticos e suas
869 implicações: investigando extração e identificação. **MoExp - Mostra de Ensino, Extensão e**
870 **Pesquisa do Campus Osório**, 1 (1), 2021
- 871 SANT'ANNA, B.; OLIVEIRA, L. G.; HATTORI, G. Y. Microplastic contamination in
872 bathhouses in the middle Amazon region, Itacoatiara, Brazil. 1–18, 2022.
- 873 SILVA, M.C. Estuário: critérios para uma classificação ambiental. **Revista Brasileira de**
874 **Recursos Hídricos**, 5, 25-35, 2000.
- 875 SIMON-SÁNCHEZ, L., GRELAUD, M., GARCIA-ORELLANA, J., & ZIVERI, P. River
876 Deltas as hotspots of microplastic accumulation: The case study of the Ebro River (NW
877 Mediterranean). **Science of the total environment**, 687, 1186-1196, 2019.
- 878
- 879 SOUSA, J.A.; CUNHA, K.N.; NUNES, Z.M.P. Influence of seasonal factors on the
880 quality of the water of a tidal creek on the Amazon Coast of Brazil. **Journal of**
881 **Coastal Research**, Special Issue, 65, 129–134, 2013.
- 882 SOUZA-FILHO, P. W. M. et al. The subsiding macrotidal barrier estuarine system of the
883 Eastern Amazon Coast, Northern Brazil. **Lecture Notes in Earth Sciences**, 107, 347–375,
884 2009.
- 885
- 886 STELMACK, Ê. O., VIEIRA, C. V., CREMER, M. J., & KROLL, C. Lixo marinho em
887 ambientes costeiros: o caso da praia grande na ilha de São Francisco do Sul/SC, Brasil.
888 **Geosul**, 33(66), 11-28, 2018.
- 889 SUN, X., LI, Q., ZHU, M., LIANG, J., ZHENG, S., & ZHAO, Y. Ingestion of microplastics
890 by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. **Marine pollution**
891 **bulletin**, 115 (1-2), 217-224, 2017.
- 892 TISEO, I (2021). Annual production of plastics worldwide from 1950 to 2020: (in million
893 metric tons). [https://www.statista.com/statistics/282732/global-productionof-plastics-since-](https://www.statista.com/statistics/282732/global-productionof-plastics-since-1950/)
894 [1950/](https://www.statista.com/statistics/282732/global-productionof-plastics-since-1950/) (acessado em 10 de Julho de 2023)
- 895 TORRE, M., DIGKA, N., ANASTASOPOULOU, A., TSANGARIS, C., & MYTILINEOU,
896 C. Anthropogenic microfibrils pollution in marine biota. A new and simple methodology to
897 minimize airborne contamination. **Marine Pollution Bulletin**, 113 (1–2), 55–61, 2016.
- 898 TURRA A., MANZANO A. B., DIAS R. J. S., MAHIQUES M. M., BARBOSA L.,
899 BALTHAZARSILVA D., MOREIRA F. T. Three-dimensional distribution of plastic pellets

900 in sandy beaches: shifting paradigms. **Scientific Reports**, 4 (4435), 1-7, 2014.

901 VAN C. L., VANREUSEL A., MEES J., JANSSEN C. R. Microplastic Pollution in Deep-Sea
902 Sediments. **Environmental Pollution**, 182,495-499, 2013.

903 WANG, T., WANG, L., CHEN, Q., KALOGERAKIS, N., JI, R., & MA, Y. Interactions
904 between microplastics and organic pollutants: Effects on toxicity, bioaccumulation,
905 degradation, and transport. **Science of the Total Environment**, 748, 142-427, 2020b.

906 WESCH, C., ELERT, A. M., WÖRNER, M., BRAUN, U., KLEIN, R., & PAULUS, M.
907 Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials
908 for verified data. **Scientific Reports**, 7 (1), 1–8, 2017.

909 WIT, W., HAMILTON, A., SCHEER, R., STAKES, T., & ALLAN, S. Solving plastic
910 pollution through accountability. **WWF—World Wide Fund For Nature**, Gland,
911 Switzerland, 2019.

912

913 ZHANG, Z., CHEN, Y. Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment
914 and their removal: a review. **Chem. Eng.** 382, 122955, 2020

915

916

917

918

APÊNDICE

919

920

921 **Tabela 1:** resultados dos testes de PERMANOVA one-way, para os fatores estados, regiões
922 hidrográficas e salinidade. Número de permutações: 9999.

| Fatores/Níveis | Soma dos quadrados | Soma dos quadrados (entre fatores) | F | <i>p</i> |
|-----------------------|--------------------|------------------------------------|--------|----------|
| Estados | 76,78 | 65,03 | 1,688 | 0,0687 |
| Regiões hidrográficas | 76,78 | 74,29 | 1,008 | 0,4107 |
| Salinidade | 76,78 | 72,61 | 0,8347 | 0,5767 |

923

924 **Tabela 2:** Teste entre os pares para os diferentes níveis de estado (Amapá, Pará e Maranhão)
925 e para os níveis de salinidade (água doce, salobra e marinha), complementando os resultados
926 dos testes de PERMANOVA one-way.

| Amapá | Pará | Maranhão | Piauí |
|-------|------|----------|-------|
|-------|------|----------|-------|

| | | | | |
|-----------|----------------------|----------------------|----------------------|--------|
| Amapá | - | <i>0,0105</i> | <i>0,0362</i> | 0,4021 |
| Pará | <i>0,0105</i> | - | 0,633 | 0,1591 |
| Maranhão | <i>0,0362</i> | 0,633 | - | 0,2058 |
| Piauí | 0,4021 | 0,1591 | 0,2058 | - |
| | Salobra | Água doce | Salina | |
| Salobra | - | 0,7666 | 0,4465 | |
| Água doce | 0,7666 | - | 0,3552 | |
| Salina | 0,4465 | 0,3552 | - | |

927

928 **Tabela 3:** resultados dos testes de PERMANOVA two-way, para interação entre os fatores:
 929 região hidrográfica x salinidade, estado x salinidade e estado x região hidrográfica. Valores
 930 significativos destacados em itálico e negrito. Número de permutações: 9999.

| Fatores/Níveis | Soma dos quadrados | Soma dos quadrados (entre fatores) | F | <i>p</i> |
|---------------------|--------------------|------------------------------------|---------|----------------------|
| Região hidrográfica | 2,3513 | 2,3513 | 0,4742 | 0,411 |
| Salinidade | 3,8367 | 1,9183 | 0,38688 | 0,6034 |
| Interação | -63,135 | -31,567 | -6,3664 | 0,4911 |
| Residual | 128,92 | 4,9585 | - | - |
| Estado | 11,339 | 3,7797 | 0,36979 | <i>0,0297</i> |
| Salinidade | 3,8367 | 1,9183 | 0,18768 | 0,3982 |
| Interação | -147,63 | -24,605 | -2,4072 | <i>0,0313</i> |
| Residual | 204,42 | 10,221 | - | - |
| Estado | 11,339 | 3,7797 | 0,66844 | 0,0586 |
| Região hidrográfica | 2,3513 | 2,3513 | 0,41582 | 0,3334 |
| Interação | -77,427 | -25,809 | -4,5643 | 0,3043 |
| Residual | 135,71 | 5,6546 | - | - |
| Total | 71,973 | - | - | - |

931

932 **Tabela 4:** Eigenvalues e porcentagem da variância explicada por cada eixo da Análise de
 933 Componentes Principais (ACP).

| PC | Eigenvalue | % variance | Eig 2.5% | Eig 97.5% |
|--------|------------|------------|----------|-----------|
| 1 | 0.824 | 31.794 | 20.9 | 47.7 |
| 809 | | | 86 | 41 |
| 2 | 0.766 | 29.564 | 0.01 | 45.0 |
| 947 | | | 2016 | 91 |
| 3 | 0.331 | 12.763 | 33.4 | 23.2 |
| 108 | | | 56 | 93 |
| 4 | 0.275 | 10.613 | 27.6 | 16.5 |
| 312 | | | 99 | 17 |
| 5 | 0.241 | 92.918 | 25.3 | 15.4 |
| 048 | | | 49 | 92 |
| 6 | 0.154 | 59.618 | 16.2 | 17.5 |
| 662 | | | 95 | 72 |
| 7 | 0.000 | 0.0085 | 0.00 | 0.01 |
| 222612 | | 811 | 27402 | 3102 |
| 8 | 9,34 | 0.0035 | 0.00 | 0.00 |
| E+00 | | 986 | 08737 | 5051 |

934

935 **Tabela 5:** contribuição de cada variável em relação a cada eixo da Análise de Componentes
936 Principais (ACP).

| | P | P | P | P | P | P | P | P | P | P | P |
|-----------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|---|---|---|
| | C 1 | C 2 | C 3 | C 4 | C 5 | C 6 | C 7 | C 8 | | | |
| Sali | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| nity | 0.06014 | .36293 | .20161 | .27159 | .45974 | .73409 | .001221 | .0001981 | | | |
| Te | 0 | 0 | 0 | - | - | 0 | 0 | - | | | |
| mperature | .006102 | .0008568 | .007905 | 0.00145 | 0.008369 | .002055 | .99553 | 0.093488 | | | |
| pH | - | 0 | 0 | - | 0 | - | 0 | 0 | | | |
| | 0.00203 | .0061062 | .001177 | 0.00502 | .0004119 | 0.00233 | .093491 | .99558 | | | |
| Fibr | 0 | - | 0 | 0 | - | - | - | - | | | |
| a Mps/m3 | .38058 | 0.061885 | .17429 | .84654 | 0.30402 | 0.10888 | 0.00423 | .0054898 | | | |
| Fil | 0 | - | - | - | - | 0 | - | 0 | | | |
| me Mps/m3 | .76867 | 0.35485 | 0.15031 | 0.2998 | 0.033836 | .4118 | 0.00442 | .0038043 | | | |
| Foa | 0 | 0 | - | 0 | - | - | 0 | - | | | |
| m Mps/m3 | .21998 | .65165 | 0.71484 | .056049 | 0.083885 | 0.07603 | .003033 | 0.002847 | | | |
| Fra | 0 | 0 | 0 | - | 0 | - | 0 | - | | | |
| gmento | .39686 | .11746 | .19896 | 0.02007 | .71811 | 0.52251 | .002782 | 0.002030 | | | |
| Mps/m3 | | | | 4 | | | 5 | 1 | | | |
| Mic | 0 | 0 | 0 | - | - | - | - | - | | | |
| robeds/m3 | .23401 | .54777 | .59644 | 0.34083 | 0.41506 | 0.02939 | 0.01096 | 0.004175 | | | |

937

938
939
940

Tabela 6: Valores dos *scores* para os eixos 1 e 2 da Análise Canônica de Correspondência (ACC) e valores de significância do teste de permutação para os *eigenvalues* de ambos os eixos da mesma análise.

| SCORES | Ei | | SCOR ES | Eix | |
|--------------------|----------|--------|------------|--------|-----------|
| | xo 1 | xo 2 | | o 1 | Eixo 2 |
| pH | - | -1 | S J | 0,2 | - |
| | 0,1628 | | Ribamar MA | 814 | 0,5055 |
| Fibra | 0 | - | Calhau | 0,6 | 0,16 |
| Mps/m ³ | | 0,0557 | MA | 516 | 4 |
| Filme | - | 1, | Raposa | - | - |
| Mps/m ³ | 1,3266 | 014 | MA | 0,4122 | 0,024 |
| Espumas | 2 | - | Araiose | - | - |
| Mps/m ³ | | 1,501 | s MA | 0,3673 | 0,0496 |
| Fragmento | 0, | - | Carang | - | - |
| Mps/m ³ | 0418 | 0,4977 | uejo MA | 0,0813 | 0,3855 |
| Microbead | 2, | 3, | Jacami | 0,2 | - |
| s/m ³ | 4581 | 0795 | n MA | 44 | 0,5056 |
| Goiabal | 0, | 0, | Cajapió | 0,3 | 0,23 |
| AP | 3528 | 0099 | MA | 11 | 86 |
| Nazaré AP | 0, | 0, | Turiação | - | - |
| | 3617 | 007 | MA | 0,3625 | 0,0512 |
| B. Velha | 0, | 0, | Jabutiti | - | - |
| PA | 0794 | 2963 | va PA | 0,0816 | 0,4147 |
| Céu PA | 0, | 0, | Gurupi | - | 0,04 |
| | 4907 | 1004 | PA | 0,4534 | 48 |
| Pesqueiro | 0, | 0, | Piriá | - | - |
| PA | 1149 | 5322 | PA | 0,3005 | 0,1217 |
| Joanes PA | - | - | Maraca | - | 0,01 |
| | 0,39 | 0,0281 | nã PA | 0,424 | 622 |
| Jubim PA | - | 0, | Atalaia | 0,0 | - |
| | 0,4589 | 0271 | PA | 216 | 0,2423 |
| Grande | - | - | Algado | 0,1 | - |
| PA | 0,3337 | 0,0901 | al PA | 19 | 0,2968 |
| Pindaré | - | - | Sumau | - | - |
| MA | 0,40516 | 0,027 | ma PA | 0,3124 | 0,1226 |
| Gurupi | - | 0, | Parnaíb | - | 0 |
| MA | 0,44947 | 0424 | a PI | 0,0864 | |
| Água doce | - | 0, | P do sal | 1,1 | 0,02 |
| MA | 0,45394 | 0538 | PI | 815 | 98 |
| Tutoia | 0, | 0, | Luís | - | - |
| | 274452 | 642 | Corrêa PI | 0,2034 | 0,2651 |
| E. São | - | 0, | Salinid | 0,4 | - |
| Marcos MA | 0,0068 | 3176 | ade | 697 | 0,0678 |
| C. São | - | - | Temper | 0,0 | 0,41 |
| Marcos MA | 0,08221 | 0,3768 | atura | 81 | 03 |
| Eixo | Ei | p | | | |
| | genvalue | | | | |

| | | |
|---|-------|-------|
| 1 | 0,0 | 0,0 |
| | 2926 | 32 |
| 2 | 3,7 | < |
| | 5E-08 | 0,001 |

941

942

943

944

945

946

947

948

949

950

951

952

953

954

955