



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

LUCIALICE REIS DOS SANTOS SANTANA

**MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO URBANIZADO DA
MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA: ANÁLISE DA
CONTAMINAÇÃO EM PEIXES DE INTERESSE COMERCIAL, ÁGUA E
SEDIMENTO NO RIO ANIL**

SÃO LUÍS, MA

2025

LUCIALICE REIS DOS SANTOS SANTANA

MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO URBANIZADO DA
MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA: ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO
EM PEIXES DE INTERESSE COMERCIAL, ÁGUA E SEDIMENTO NO
RIO ANIL

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em CIÊNCIA &
TECNOLOGIA AMBIENTAL da
Universidade Federal do Maranhão como
requisito à obtenção do título de
MESTRE.

Orientador: Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim
Coorientador(a): Profa. Dra. Lisana Furtado Cavalcanti Lima
Linha de pesquisa: Recursos Naturais

SÃO LUÍS, MA
2025

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Reis dos Santos Santana, Lucialice.

MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO URBANIZADO DA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA: ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO EM PEIXES DE INTERESSE COMERCIAL, ÁGUA E SEDIMENTO NO RIO ANIL / Lucialice Reis dos Santos Santana. - 2025.

47 f.

Coorientador(a) 1: Lisana Furtado Cavalcanti Lima.

Orientador(a): Marco Valério Jansen Cutrim.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental/ccet, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2025.

1. Bioacumulação. 2. Estuário Antropizado. 3. Poluição Plástica. I. Furtado Cavalcanti Lima, Lisana. II. Jansen Cutrim, Marco Valério. III. Título.

LUCIALICE REIS DOS SANTOS SANTANA

MICROPLÁSTICOS EM UM ESTUÁRIO URBANIZADO DA
MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA: ANÁLISE DA CONTAMINAÇÃO
EM PEIXES DE INTERESSE COMERCIAL, ÁGUA E SEDIMENTO NO
RIO ANIL

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em CIÊNCIA &
TECNOLOGIA AMBIENTAL da
Universidade Federal do Maranhão como
requisito à obtenção do título de
MESTRE.

Aprovado em 24/02/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim – Orientador/UFMA

Prof. Dr. Ricardo Luvizotto Santos - UFMA

Prof. Dra. Ana Karoline Duarte dos Santos Sá - IFMA

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, à Deus por me conceder paz interior, tranquilidade e energia necessária para superar os desafios e alcançar esta etapa em minha jornada.

À minha família, às minhas amadas irmãs Luciluzi, Iolanda, Geovana e Isadora e ao meu irmão Orlando. Aos meus sobrinhos, Nícollas, Valentina e Aurora. A minha madrinha Rosilene. Tia Magnólia, seu exemplo de garra e determinação me inspirou a seguir em frente. Aos meus pais, José Orlando e Antônia, minha eterna gratidão. O amor e a fé que sempre depositaram em mim foram o alicerce de cada passo.

Ao meu esposo, Diego, meu porto seguro e meu maior incentivador, sua compreensão e companheirismo foram essenciais para que eu pudesse trilhar este caminho com determinação e confiança.

Aos pais do meu esposo, João Batista e Iranilde, por cada palavra de conforto e cada gesto de carinho. À minha cunhada, Jehnyphen Samira, pelo carinho.

Ao meu orientador Prof. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim, pela confiança, paciência, sabedoria e orientação e por me inspirar a buscar o melhor sempre. À minha coorientador Prof. Dra. Lisana Cavalcanti, pelas valiosas dicas, sua visão inovadora e seu entusiasmo foram contagiantes. À banca, Prof. Dr. Ricardo Luvizotto e Prof. Dra. Ana Karoline Sá, pelas valiosas contribuições em minha pesquisa. Sou grata por aprender com todos vocês.

Aos meus colegas do mestrado e Laboratório de Ficologia (LabFic), Bruna, Quedyane, Dandan e Mateus, obrigada pelo apoio durante os experimentos e por cada troca de ideias.

Agradeço à Universidade Federal do Maranhão (UFMA), pela oportunidade de realização desta pesquisa. Agradeço também à Fapema, pelo apoio financeiro.

Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta dissertação e na minha formação.

RESUMO

A proximidade dos estuários com centros urbanizados facilita que um intenso fluxo de resíduos plásticos seja lançado para essas áreas, resultando em impactos adversos nos ecossistemas locais. Quando disposto no ambiente, o plástico deteriora-se em uma variedade de fragmentos, chamados de microplásticos (MP), os quais se dispersam por todos os compartimentos ambientais da região. Nesse sentido, investigou-se a incidência da contaminação por MP em amostras de sedimento ($n = 8$), água ($n = 18$) e amostras do trato gastrointestinal, músculo e brânquias de cinco espécies de peixes de importância comercial coletados no Estuário do rio Anil ($n = 22$). A abundância de MP foi maior no sedimento (1.500 ± 493 itens/Kg) que em água ($142 \pm 20,2$ itens/L). Verificou-se a presença de MP em todas as espécies de peixes. MP por grama (g) de tecido variou significativamente entre as espécies estudadas. Observou-se que o *Sardinella brasiliensis* apresentou maior nível de contaminação nas brânquias ($12,5 \pm 8,79$ MP g⁻¹) e no músculo ($8,80 \pm 10,1$ MP g⁻¹). *Mugil curema* e *Genyatremus luteus* exibiram maior concentração média no TG $8,08 \pm 2,92$ MP g⁻¹ e $9,79 \pm 7,21$ MP g⁻¹, respectivamente. Os fragmentos vermelhos foram o tipo mais comum de MP em todas as espécies e o tamanho dominante dos MP entre 1 µm e 500 µm. Os resultados evidenciam que a poluição por MP se reflete no acúmulo desses materiais nos componentes bióticos (peixes) e abióticos (sedimentos e água) da área de estudo, reforçando a necessidade de investigações adicionais sobre MP em estuários da Margem Equatorial.

PALAVRAS-CHAVE: Bioacumulação; estuário antropizado; poluição plástica

ABSTRACT

The proximity of estuaries to urban centers facilitates the release of an intense flow of plastic waste into these areas, resulting in adverse impacts on local ecosystems. When disposed of in the environment, plastic deteriorates into a variety of fragments, called microplastics (MP), which are dispersed throughout all environmental compartments in the region. In this sense, the incidence of contamination by MPs in samples of sediment (n = 8), water (n = 18) and samples of the gastrointestinal tract, muscle and gills of five species of commercially important fish collected in the Anil River Estuary (n = 22) was investigated. The abundance of MP was greater in sediment (1500 ± 493 items/kg) than in water (142 ± 20.2 items/L). The presence of MP was verified in all fish species. MP per gram (g) of tissue varied significantly among the species studied. It was observed that *Sardinella brasiliensis* presented a higher level of contamination in the gills (12.5 ± 8.79 MP g⁻¹) and in the muscle (8.80 ± 10.1 MP g⁻¹). *Mugil curema* and *Genyatremus luteus* exhibited a higher mean concentration in the TG 8.08 ± 2.92 MP g⁻¹ and 9.79 ± 7.21 MP g⁻¹, respectively. Red fragments were the most common type of MPs in all species and the dominant size of MPs was between 1 µm and 500 µm. The results show that MP pollution is reflected in the accumulation of these materials in the biotic (fish) and abiotic (sediment and water) components of the study area, reinforcing the need for additional investigations on MP in estuaries of the Equatorial Margin.

KEYWORD: Bioaccumulation; anthropized estuary; plastic pollution

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização da área de estudo, Estuário do rio Anil, Maranhão, Brasil. Em destaque as áreas de coleta..... 15
- Figura 2** – Espécies do estudo (a) jiquiri, (b) pescada-branca (c) sardinha (d) tainha (e) peixe-pedra..... 16
- Figura 3** - Variações espaciais das abundâncias de MP em (a) amostras de água e sedimentos do estuário do rio Anil. Porcentagem de tipos de MP (b) na água e sedimento. 21
- Figura 4** - Porcentagem de abundância de cor de MP no sedimento e na água, por área..... 22
- Figura 5** – Imagens dos MP extraídos das amostras de água, sedimento e organismos. (a) fibra azul, (b) fragmento azul, (c) fragmento azul, (d) fragmento translúcido, (e) fibra vermelha, (f) fragmento vermelho, (g) filme branco, (h) fragmento azul, (i) filme preto, (j) fragmento preto, (l) fragmento vermelho, (m) fragmento..... 23
- Figura 6** – Abundância de MP de diferentes espécies comerciais no estuário do rio Anil (a); tipos (b), distribuição de cor (c) e distribuição de tamanho (d)..... 24
- Figura 7** – Abundância de MP por tecido (g) em diferentes espécies de peixes: (a) brânquias, (b) músculo e (c) trato gastrointestinal (TG) 26
- Figura 8** – Fotografia de resíduos plásticos ao longo do ERA..... 30

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	9
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	11
2.1 Microplásticos como contaminantes ambientais.....	11
2.2 Microplásticos em ambientes estuarinos	12
3. OBJETIVOS.....	13
3.1 Geral	13
3.2 Específicos.....	13
4. MATERIAL E MÉTODOS	13
4.1 Área de estudo	13
4.2 Espécies do estudo	16
4.3 Coleta de amostras de água, sedimentos e biota	17
4.4 Controle de qualidade	19
4.5 Preparação e digestão das amostras de água e sedimento	19
4.6 Processamento da biota.....	20
4.7 Caracterização e Quantificação	20
4.8 Análise de dados.....	21
5. RESULTADOS	21
5.1 Abundância e distribuição de microplásticos na água e sedimento	21
5.2 Tipologia dos microplásticos na água e sedimento	23
5.3 Abundância, características e tipos de MP extraídos de espécies de peixes	25
5.4 MP nos tecidos das diferentes espécies de peixes	26
6. DISCUSSÃO.....	29
6.1 Microplásticos em estuário antropizado	29

6.2 Contaminação por MP em peixes comerciais capturados no ERA	33
7. CONCLUSÃO	36
8. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO	37
8.1 Importância Social.....	37
8.2 Importância Econômica.....	37
8.3 Importância Ambiental.....	38
REFERÊNCIAS	39
ANEXOS.....	47
Anexo A - Autorização para atividades com finalidade científica - SisBio ...	47

1. INTRODUÇÃO

O ambiente aquático tem sofrido com os altos índices de poluição plástica oriundas da utilização em larga escala de materiais sintéticos, principalmente de uso único e descartável. Os corpos de água urbanizados, com grandes quantidades de atividades antrópicas, como os estuários, atuam como um caminho para a entrada de macrolásticos nos oceanos (TRAMOY et al., 2020). O aumento ininterrupto do consumo de plástico e o descarte inadequado vem agravando os efeitos negativos na biota e, conseqüentemente, na cadeia alimentar, tornando-se uma das principais preocupações ambientais na atualidade.

Efeitos deletérios da ingestão acidental de plásticos pela biota são ocasionados tanto pelas macropartículas como por micropartículas sintéticas. Estas, são definidas na literatura como microlásticos (MP), com dimensão entre 1 µm e 5 mm (MASURA et al., 2015) que de acordo com sua origem podem ser categorizadas em primários, aqueles fabricados em pequena dimensão, e em secundários, resultantes da fragmentação de plásticos de maiores dimensões por processo químico, físico ou biológico (BESSA et al., 2018; OLIVATTO et al., 2018; TSUKADA et al., 2021).

No ambiente aquático, os MP de baixa densidade podem ser geralmente encontrados na superfície da água devido à sua alta flutuação, ao passo que os de alta densidade são mais prováveis em maiores profundidades (WU et al., 2022). Os MP mais comumente encontrados em organismos marinhos como peixes, bivalves e crustáceos são de origem secundária, que geralmente se apresentam nas formas de fragmentos, fibras e filmes (MONTAGNER et al., 2021). Esses MP estão mais propensos aos mecanismos de sorção de contaminantes químicos a partir da água (AMELIA et al., 2021; TOURINHO et al., 2019; WANG et al., 2020). Além disso, a degradação dessas partículas pode favorecer a liberação de aditivos químicos, como estabilizantes, corantes, plastificantes e outros (DU; MA; XING, 2022; LIU et al., 2021; TANAKA et al., 2020).

No estudo de Zhang et al. (2021), os pesquisadores relataram a presença de partículas plásticas nas brânquias e vísceras de quatro espécies de caranguejos em três importantes polos pesqueiros (baía de Bainhou, Lvsi e estuário do rio Yangtzé) na China, com uma detecção em 89,34% das espécies analisadas. Além disso,

fragmentos, fibras e esferas de MP foram detectados em mexilhões ao longo de áreas costeiras da China (LI et al., 2016). Estudos no mar de Bangladesh também apontaram a presença de partículas plásticas no trato intestinal de camarões, com a predominância de 58 % de filamentos (HOSSAIN et al., 2020).

A ingestão de micropartículas plásticas em peixes nativos do Brasil foi relatada por Cossato et al. (2011) que apontou a presença de MP em três espécies de bagres de importância comercial no estuário de Goiana, em Pernambuco. No estudo, foram analisados os conteúdos estomacais de 181 peixes e verificado que os fragmentos de nylon eram predominantes. Amorim; Ramos; Nogueira Júnior (2020) também relataram a presença de detritos plásticos no trato gastrointestinal de corvina-brasileira, *Estelífera brasiliensis* (Schultz, 1945), em praias adjacentes ao estuário do rio Paraíba, PB.

De forma similar a esses estudos, a contaminação por MP representa uma preocupação crescente para ecossistemas estuarinos de relevância socioeconômica, como o Estuário do Rio Anil (ERA), localizado na Margem Equatorial Brasileira. Esta região abriga diversas espécies de peixes que sustentam a atividade pesqueira artesanal. O ERA possui uma alta densidade populacional, caracterizado pela ocupação desordenada das margens do rio, e precariedade da infraestrutura sanitária (CRUZ; QUEIROZ RIBEIRO; PEREIRA, 2020). A deficiência nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto contribui significativamente para o lançamento de resíduos plásticos e outros poluentes diretamente no estuário.

Essa conjuntura intensifica a exposição das espécies de peixes ao MP, aumentando os riscos de ingestão, bioacumulação e efeitos tóxicos. Tendo em vista que a combinação entre os fatores sanitários do entorno do ERA e a vulnerabilidade do ecossistema estuarino evidencia um cenário preocupante para saúde ambiental e a segurança alimentar dos recursos pesqueiros, este trabalho propõe obter informações sobre a ingestão de MP por espécies de peixes de importância comercial capturados no ERA.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Microplásticos como contaminantes ambientais

A ingestão acidental de MP pela biota aquática representa uma grande preocupação, sendo que seus potenciais riscos aos organismos vivos e ao homem precisam de estudos mais aprofundados. As dimensões de MP, por vezes se confundem com a de muitos organismos planctônicos e, conseqüentemente, acabam sendo ingeridos acidentalmente por organismos marinhos, como os peixes. Quanto menor são os MP, mais nocivos eles são ao ambiente e seus efeitos para as cadeias tróficas mais imprevisíveis. Por esse motivo, esses contaminantes emergentes (RICHARDSON; KIMURA, 2016) tem despertado o interesse em pesquisas em todo o mundo, sobretudo em ambientes estuarinos.

Na China, três estudos de MP foram feitos em estuários urbanizados. Zhang et al. (2023) registraram uma abundância de MP em águas superficiais ao longo das áreas estuarinas ocidentais da província de Guangdong, que variou de 800 a 42.800 itens/m³. Yan et al. (2019) relataram uma concentração de 8.902 itens/m³ no estuário do rio das Pérolas e 19.860 itens/m³ para seção urbana ao longo de Guangzhou. Um estudo sobre microplásticos em peixes comerciais, nas áreas estuarinas de Guangdong (ZHANG et al., 2020), mostrou que peixes que habitam essas regiões estão consumindo quantidades significativas de MP com abundância média de 5,4 itens/indivíduo encontrados em peixes na área estudada.

Khalid et al. (2018) abordaram a contaminação por MP em uma região costeira (Kuala Neres) e uma zona portuária (Kanan Port), ambos na costa leste da Malásia, de frente para o Mar da China Meridional. O estudo indicou vários tipos comuns de MP, incluindo poliestireno (PS), polietileno (PE), poliamida (PA) e polivinil cloreto (PVC), em locais selecionados que representam a presença de atividades antrópicas como a pesca e a comercialização do pescado. Rose e Webber (2019) caracterizaram os MP nas águas superficiais do porto de Kingston (Jamaica), no qual o tipo fragmento foi o mais abundante com concentrações variando de 0 a 5,73 itens/m³.

A ingestão de MP por peixes tem sido associada a implicações adversas à saúde desses organismos. No experimento conduzido por Zhang et al et al. (2021), a exposição da espécie adulto *Oryzias melastigma* a diferentes tamanhos de MP de poliestireno (PS) na concentração de 10 mg/L por 60 dias, demonstraram que MP de menor tamanho (2 a 10 µm) induziu o desenvolvimento de lesões hepáticas e

acúmulos de lipídios no organismo dos peixes expostos. A capacidade de MP de menores dimensões transferir-se para a corrente sanguínea representa um fator crítico que contribui para a interação com diversos tecidos e órgãos do organismo.

A bioacumulação de MP em tecidos branquiais de peixes tem sido documentada na literatura. Jaafar et al. (2021) relataram uma ocorrência relativamente alta de MP retidos nas brânquias de peixes marinhos comerciais da Malásia. Em comparação com os MP encontrados no trato gastrointestinal, a análise nas brânquias revelou a presença de MP com dimensões superiores e em maior abundância, correspondendo a 53% do total de MP extraído das espécies analisadas. Outros estudos têm relatado que os MP acumulados nas brânquias podem ser adsorvidos pelos filamentos desses tecidos e endocitados nas células, com subsequente translocação para o sistema circulatório (BARBOZA et al., 2020; KIM; YU; CHOI, 2021).

2.2 Microplásticos em ambientes estuarinos

A urbanização dos estuários tornou-os áreas suscetíveis à poluição plástica (HITCHCOCK; MITROVIC, 2019), sendo que estudos demonstram que a extensão de poluição por MP é maior em áreas mais antropizadas (DE CARVALHO et al., 2021). Os estuários desempenham papel de sumidouros temporários, retendo MP antes que estes sejam eventualmente descarregados nos oceanos (MALLI et al., 2022; WU et al., 2020). A distribuição de MP nesses ambientes é um processo complexo e depende de uma série de características intrínsecas como o gradiente de salinidade, a turbulência e outros fatores ambientais externos como ventos fortes e chuvas intensas (LEADS et al., 2023; WU et al., 2020; LIMA; COSTA; BARLETTA, 2014). A mistura de água doce e salgada cria gradientes de salinidade que podem interferir na densidade e flutuação dos MP nos estuários, influenciando sua sedimentação. Estes, por sua vez, se agregam a sedimentos suspensos e se depositam nas camadas profundas dos estuários. A diminuição da turbulência das águas também contribui para o aumento da deposição de MP nos sedimentos (LEADS et al., 2023).

Os estuários são ambientes vitais para alimentação e abrigo de várias espécies marinhas e costeiras, especialmente a ictiofauna. Essas áreas fornecem recursos alimentares essenciais para o crescimento e desenvolvimento desses organismos (LIMA; COSTA; BARLETTA, 2015). A tainha (*Mugil curema Valenciennes*), por exemplo,

utiliza os estuários durante parte do seu ciclo de vida, alimentando-se de algas e detritos orgânicos dos sedimentos (MARCENIUK et al., 2021). O comportamento alimentar dessa espécie a expõe não apenas aos MP na coluna d'água, mas também aos acumulados nos sedimentos, resultando a uma via de contaminação potencialmente mais concentrada.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

Determinar a presença de MP nas águas superficiais, sedimento e tecidos de espécies de peixes de importância comercial capturados no ERA.

3.2 Específicos

1. Quantificar e comparar MP em três tecidos (brânquias, trato gastrointestinal e músculo) de cinco espécies de peixes capturados no ERA;
2. Determinar a concentração de MP, na coluna d'água e sedimentos em três áreas ao longo do ERA;
3. Determinar e caracterizar os MP (< 5 mm) isolados com base na forma, tamanho e cor.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O município de São Luís está localizado na Ilha do Maranhão, assentada no Golfo do Maranhão, uma região que abriga grande riqueza hídrica. Essa área funciona como um divisor natural de águas estuarinas devido a convergência das águas do Oceano Atlântico Sul com as águas continentais dos rios Itapecuru e Munim, que formam a baía de São José a leste, e dos rios Mearim e Pindaré, que formam a baía de São Marcos a oeste, juntamente com as microbacias da região litorânea (SOUZA FILHO, 2005; MASULLO, 2016).

A baía de São Marcos abrange uma área de aproximadamente 3.000 km², situado em uma região conhecida como Costa de Manguezais de Macro maré da Amazônia (SANTOS, 2018; SOUZA FILHO, 2005), que abriga diversos ambientes

interligados como estuários, igarapés (canais de maré), manguezais, ilhas e áreas alagadas (SOARES, 2015). Essa baía é um ecossistema de grande importância por oferecer inúmeros benefícios ecossistêmicos. A salinidade variável e as altas concentrações de nutrientes permitem a permanência de diversas espécies como aves, mamíferos e peixes de valor comercial (SEREJO, 2018). Destaca-se também a existência das atividades portuárias consolidadas e áreas bastante urbanizadas em seu entorno.

O Estuário do Rio Anil (ERA) deságua na baía de São Marcos e apresenta um regime hidrodinâmico marcado pela forte influência das marés semidiurnas, com duas baixa-mares e duas preamares por dia, tendo como cobertura do seu entorno o manguezal. A bacia hidrográfica do ERA, conta com 40,77 km² e encontra-se integralmente inserida no perímetro urbano de São Luís, abrigando uma população estimada em 266.933 habitantes (IBGE, 2017). Caracterizada pela intensa antropização, a bacia sofre os impactos de atividades como descarte inadequado de efluentes domésticos e industriais, deposição de resíduos sólidos e deficiências no sistema de drenagem urbana (ANA, 2019; RIBEIRO; CRUZ; PEREIRA, 2020). A presença de indústrias, incluindo as de borracha, plástico e eletrônicos, agrava a situação, contribuindo para a emissão de poluentes na região (ANA, 2019a). A elevada densidade populacional, em torno de 27% da população de São Luís, intensifica a problemática, com diversos pontos de descarte clandestino de resíduos sólidos próximo às margens do ERA (LIMA, 2013).

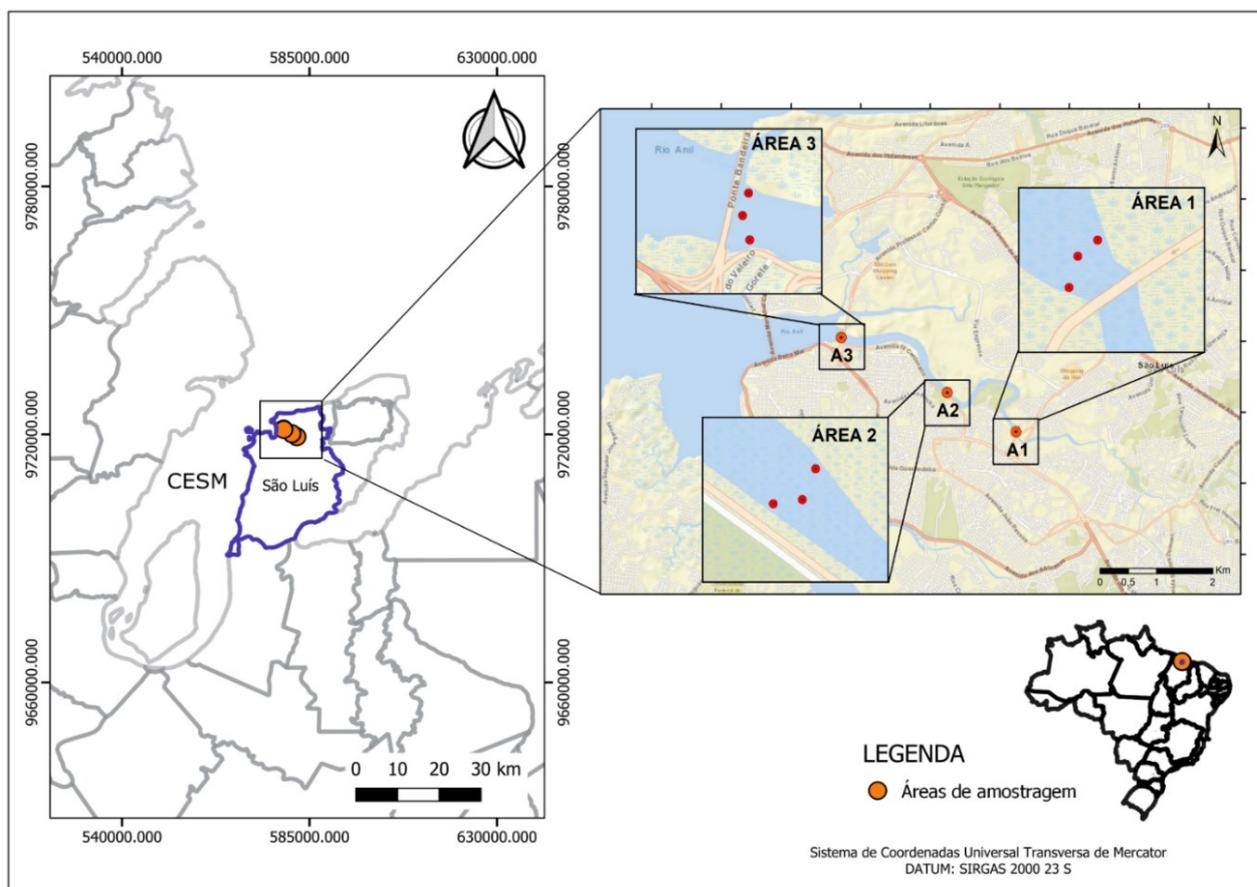
A área A1 está situada no bairro Ivar Saldanha, especificamente sob a ponte Governador Newton Belo, e faz divisa com os bairros Vila Palmeira e Ipase, totalizando uma população de 20.687 habitantes. A área A2 localiza-se no bairro Fé em Deus, adjacente aos bairros Recanto do Vinhais e Alemanha, com uma população de 14.088 habitantes, e encontra-se próxima ao Hospital Sarah. A área A3, por sua vez, está inserida no bairro Camboa, com uma população de 4.275 habitantes (INCID, 2017). Segundo os dados do INCID (2017), o esgoto desses bairros é destinado principalmente à rede geral de esgoto, com uma cobertura que varia entre 63% a 88%. A outra parcela do esgoto é tratado de forma precária, sendo direcionado para fossas rudimentares, fossas sépticas, valas ou lançados diretamente no rio. O esgoto tratado desses bairros, juntamente com outros da cidade, são atendidas por um sistema de

esgotamento sanitário que inclui quatro Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), das quais três estão localizadas no ERA.

A análise da distribuição espacial dessas áreas amostrais revela um contraste entre a margem direita e esquerda, onde a preservação do manguezal se destaca e a margem esquerda, fortemente marcada pela urbanização. Na margem direita, encontram-se duas importantes estações de tratamento de esgoto. A ETE-Vinhais que atende 48 bairros (ANA, 2019b) e seu ponto de descarte de efluentes tratados localiza-se a 1.300 metros a montante da Área A2. A ETE Jaracati possui vazão nominal de 200 L/s (ANA, 2019b) e o ponto de descarte está situado a 500 metros a jusante da Área A3.

Na margem esquerda, a área é marcada por processos de aterro mecânico ao longo do curso do rio, acompanhados de intensa urbanização, incluindo conjuntos habitacionais urbanos, assentamentos informais e outras construções como a ETE Anil, com capacidade para tratar 162 L/s e atender 12 bairros (CAEMA, 2023), possui um ponto de descarga localizado a menos de 300 metros a jusante da Área A1.

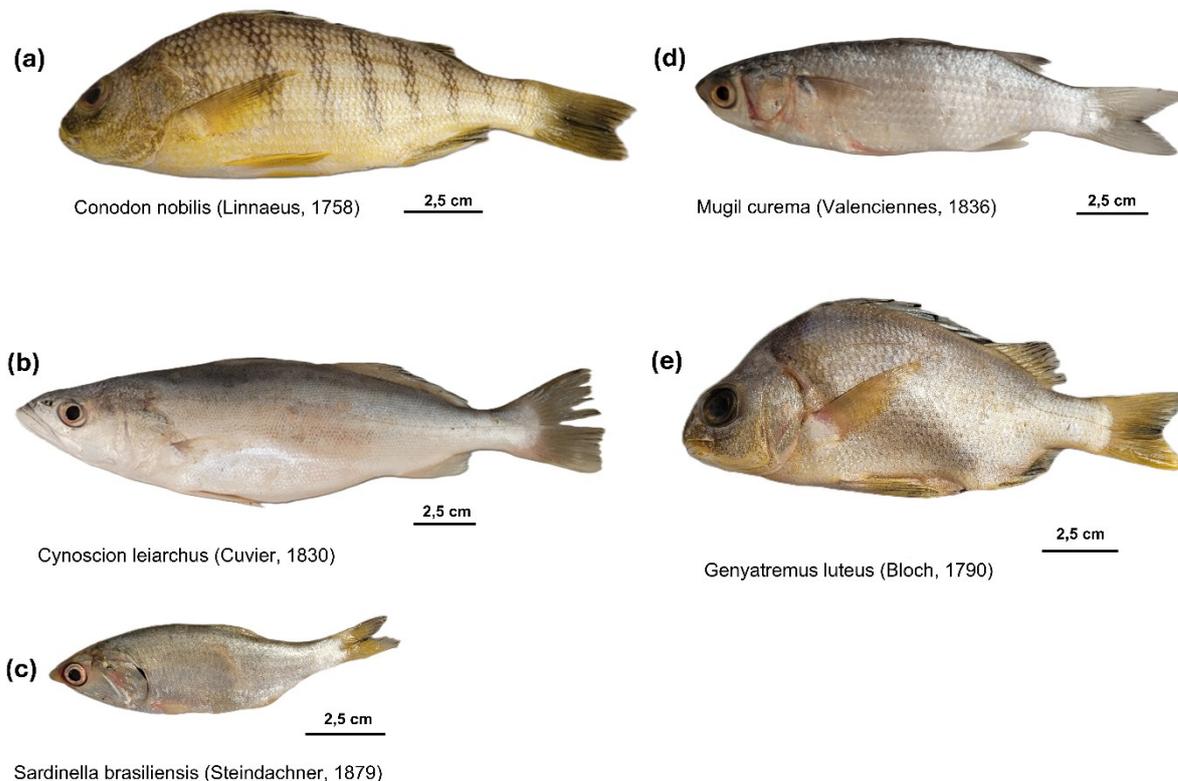
Figura 1. Localização da área de estudo, Estuário do Rio Anil, Maranhão, Brasil. Em destaque as áreas de coleta.



4.2 Espécies do estudo

Segundo as recomendações de Bessa et al. (2019) os critérios adotados para a escolha das espécies de peixes levaram em consideração a ocorrência natural e abundância, a ampla distribuição geográfica, além da relevância ecológica e socioeconômica. Nesse sentido, foram escolhidos como objeto de análise as espécies *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830), *Genyatremus luteus* (Bloch, 1790), *Mugil curema* (Valenciennes, 1836), *Sardinella brasiliensis*, *Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758) (figura 2).

Figura 2. Espécies do estudo (a) jiquiri, (b) pescada-branca (c) sardinha (d) tainha (e) peixe-pedra.



4.3 Coleta de amostras de água, sedimentos e biota

Amostras de água e sedimentos foram coletados em três áreas ao longo do estuário do rio Anil em setembro de 2023. Água superficial e a 2 metros abaixo da superfície com auxílio de garrafa de van Dorn (de aço inoxidável). Amostras foram coletadas em duplicata nas margens esquerda, direita (à jusante do rio) e no centro (Tabela 1), as quais foram armazenadas em frascos de vidro de 500 ml e transportadas para laboratório de Ficologia (LABFIC) da Universidade Federal do Maranhão (UFMA). A temperatura (°C), salinidade, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) foram medidos *in situ* usando uma sonda multiparamétrica (Hanna HI9864).

Tabela 1. Localização geográfica das áreas e pontos de coleta das amostras de água e sedimento, a jusante do rio Anil.

Áreas	Coordenadas		Referência	Bairro
	Longitude	Latitude		
A1	581957	9719436	Direita	Ivar Saldanha
	581958	9719423	Centro	
	581958	9719398	Esquerda	
A2	580778	9720163	Direita	Fé em Deus
	580762	9720133	Centro	
	580741	9720141	Esquerda	
A3	578787	9706966	Direita	Camboa
	578781	9721239	Centro	
	578818	9721160	Esquerda	

Pelo menos quatro espécimes de cada espécie (Tabela 2) foram obtidos de pescadores artesanais da região do ERA, estabelecidos no Igarapé Vinhais em agosto de 2023. Os exemplares foram colocados em sacos plásticos e mantidos em gelo em uma caixa térmica e transportados ao Labfic.

Sedimentos foram coletados em duplicata nas margens esquerda e direita (Tabela 1) com uso de uma espátula de silicone e na região central do rio com auxílio de uma draga van Veen. As amostras foram transferidas para sacos plástico armazenadas em caixa térmica e transportadas para o laboratório.

Tabela 2. Amostras de organismos do ERA.

Nome científico	Nome popular	Guilda Trófica	Nº de Amostras
<i>Conodon nobilis</i>	Jiquiri	Carnívoro	4
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Pescada branca	Carnívoro	4
<i>Genyatremus luteus</i>	Peixe-pedra	Carnívoro	4
<i>Mugil curema</i>	Tainha	Detritívoro	5
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sardinha	Planctívoro	5

4.4 Controle de qualidade

Para reduzir o risco de contaminação nas amostras, todos os reagentes utilizados (KOH 10%, H₂O₂ 35% e solução de NaCl de 1,3 g .cm⁻³) incluindo a água deionizada e destilada foram filtrados em filtros de fibra de vidro. A manipulação de reagentes e filtragem das amostras foi feita dentro de uma capela (Ref. 3740 Nalgon). Os recipientes e equipamentos para manipulação das amostras foram limpos com água deionizada antes de serem utilizados.

4.5 Preparação e digestão das amostras de água e sedimento

As amostras de água foram submetidas à centrifugação (Excelsa[®], 206 - R) por 5 minutos com 200 rpm de rotação para sedimentação de diatomáceas do gênero *Coscinodiscus* presente em grande quantidade em todas as amostras de água coletadas. Segundo Azevedo-Cutrim, (2008) essas diatomáceas são muito frequentes no Golfão Maranhense e seu diâmetro varia de 1 a 3 milímetros. Suas células silicosas se aglutinam em colônias, formando estruturas maiores interferindo nas análises dos MP presentes nos filtros. Após essa etapa, o sobrenadante passou por um sistema de bomba a vácuo e filtros de fibra de vidro Whatman GF/C com 1,2 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro, e em seguida transferidos para placas de Petri os quais foram secos em temperatura ambiente (cerca de 30° C).

A extração dos MP das amostras de sedimento foi adaptada da metodologia proposta por MASURA et al. (2015). Duzentos gramas de sedimentos foram pesados em balança analítica (Shimadzu, BL3200H) e colocados em estufa para secagem a 60° C por 48 horas. Do sedimento seco, duas frações de 50 g foram utilizadas para a extração de MP. Cada fração foi transferida a um cone de Imhoff e adicionado 200 ml de solução saturada de NaCl, com densidade de 1,3 g.cm⁻³. Após 24 h, o sobrenadante foi coletado e transferido para um béquer. Cada amostra passou por três ciclos consecutivos de extração de sobrenadante de solução salina, sendo adicionado apenas 100 ml de solução saturada nas duas últimas adições. Após a extração do sobrenadante (três vezes), totalizando um volume de 400 ml, adicionou-se 100 ml de H₂O₂ a 30%, mantidos em temperatura ambiente por 24 h. A solução digerida foi submetida a filtragem, conforme descrito para as amostras de água.

4.6 Processamento da biota

Após a identificação, cada espécime teve registrado os dados de peso e comprimento total utilizando um paquímetro Vernier. Cada exemplar foi seccionado ventralmente, com tesoura, bisturi e pinça, para a retirada do trato gastrointestinal, brânquias e músculo, os quais foram pesados separadamente. Cada tecido foi acondicionado em frascos identificados e armazenados em freezer à temperatura de - 10° C até posterior análise.

Para a extração dos MP, adotou-se o método de degradação segundo a metodologia de Dehaut et al. (2016). Para isso, cada amostra de material foi transferida para frascos de vidro de 250 ml e adicionado solução de hidróxido de potássio (KOH) à 10 %, com no mínimo três vezes o volume/peso do tecido, os quais foram mantidos em estufa a 60° C por 24 horas. Estudos recentes mostraram que o KOH possui boa eficiência na digestão de material de organismos marinhos sem descaracterizar microplásticos, além de apresentar melhor custo-benefício comparado a outros métodos (GIMILIANI, 2021; KARAMI et al., 2017; BESSA et al., 2018; BESSA et al., 2019; SILVA, 2020). Após o período de incubação, as amostras degradadas foram filtradas conforme descrito para amostras anteriores.

4.7 Caracterização e Quantificação

A quantificação e qualificação dos MP foi feita visualmente no LABFIC conforme critério proposto por Bessa et al. (2019). Um microscópio Zeiss, com câmera integrada (AxioCam ICc 1) foi utilizado. As categorias de MP foram determinadas com base em seu tipo, cor e tamanho, conforme tabela 3.

Tabela 3. Classificação para caracterização dos MP identificados na água, sedimento e biota.

Parâmetro	Categoria
Tipo	Fragmento Fibra Filme
Tamanho	1 – 100 µm 100 – 500 µm 500 – 1.000 µm 1.000 – 5.000 µm

Cor	Amarelo Azul Branco Preto Translúcido Vermelho
------------	---

4.8 Análise de dados

A análise dos dados foi feita no software estatístico JAMOV versão 2.5.4 e Microsoft Excel 2016. Os dados foram testados quanto à normalidade usando o teste de Shapiro-Wilk. Diferenças significativas entre a concentração de MP na água, no sedimento e em peixes foram conduzidas usando o teste Kruskal-Wallis e ANOVA.

A concentração de MP foi expressa utilizando-se tanto o desvio padrão em torno da média (média \pm DP), quanto mediana e intervalo interquartil. Os níveis de significância foram considerados em 0,05.

5. RESULTADOS

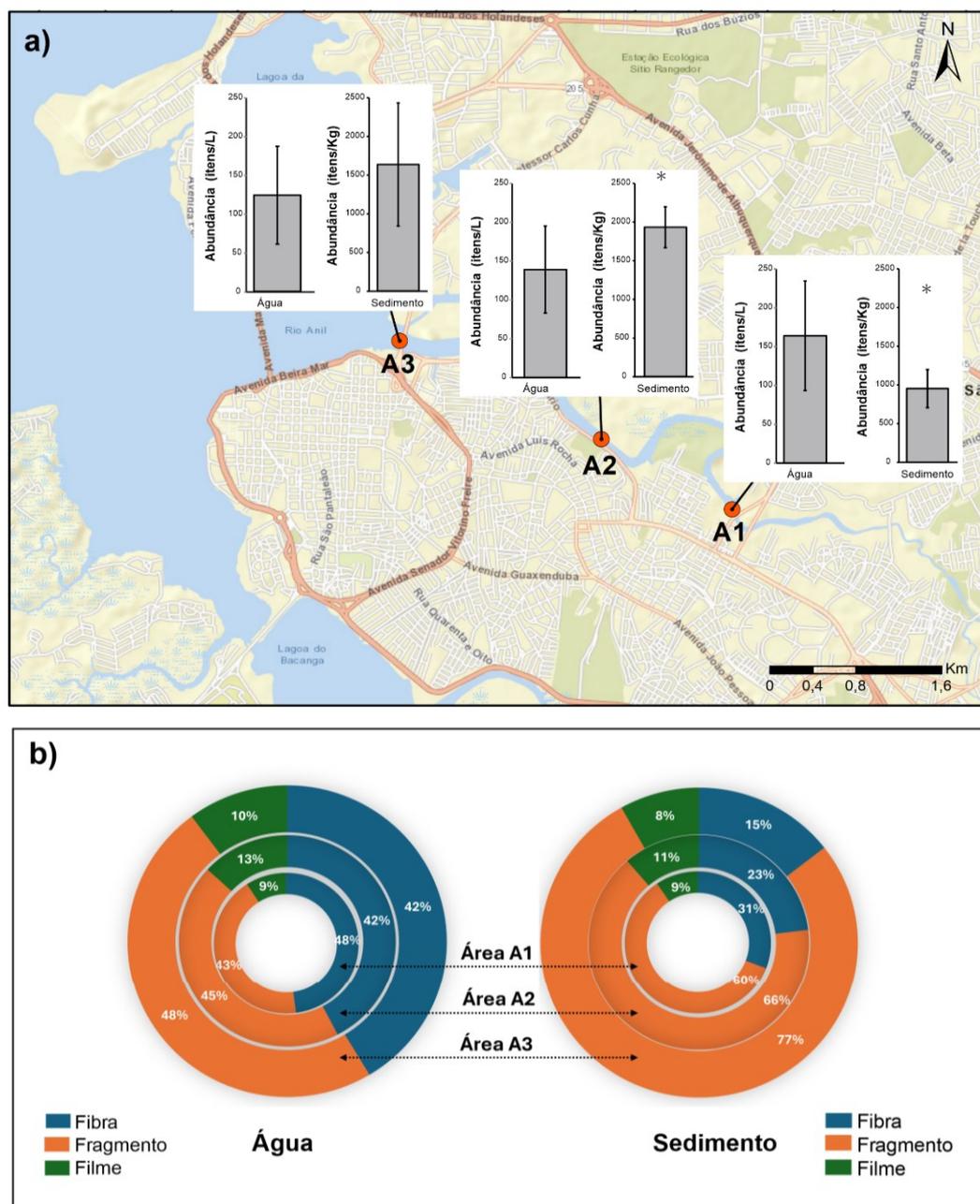
5.1 Abundância e distribuição de microplásticos na água e sedimento

Em um total de 18 amostras de água com suas respectivas réplicas, foram detectados 1.283 MP. As amostras das áreas A1, A2 e A3 apresentaram concentração média de $164,0 \pm 70,5$ itens/L, $139,0 \pm 55,9$ itens/L e $124,0 \pm 63,0$ itens/L, respectivamente (Figura 3-a). Não houve diferença significativa entre os pontos amostrais ($p > 0,05$). Para verificar a relação de abundância de MP na coluna d'água foi aplicado o teste de Shapiro Wilk para verificar os padrões de normalidade que atenderam ao valor de $p > 0,05$. Dessa forma, aplicou-se a Análise de Variância (ANOVA) que mostrou não haver diferença significativa na abundância de MP entre a superfície e fundo nas amostras coletadas. Os mesmos testes foram aplicados para verificação da relação entre margem e abundância, que também apontaram que não houve diferença estatística ($p > 0,05$) entre as margens direita, centro e esquerda.

Com base no peso, a abundância média de MP nos sedimentos foi maior na área A2 (1.910 ± 262 itens/kg), apresentando distribuição não normal ($p < 0,05$). As áreas A1 (953 ± 262 itens/kg) e A3 (1.637 ± 262 itens/kg) apresentaram padrão normal de distribuição. O teste de Kruskal Wallis foi aplicado e verificou-se diferença

significativa nas concentrações por área. O teste de comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner confirmou que existe diferença ($p < 0,05$) nas concentrações de MP nos sedimentos entre A1 e A2 (Figura 3a). A abundância média de MP nos sedimentos considerando a variabilidade espacial foram as seguintes: 1.570 ± 895 itens/kg no centro, 1.283 ± 546 e 1.533 ± 641 itens/kg na zona de borda direita e esquerda do ERA, respectivamente.

Figura 3. Variações espaciais das abundâncias de MP em (a) amostras de água e sedimentos do estuário do rio Anil. Porcentagem de tipos de MP (b) na água e sedimento. O asterisco (*) indica diferenças significativas nas abundâncias de MP.

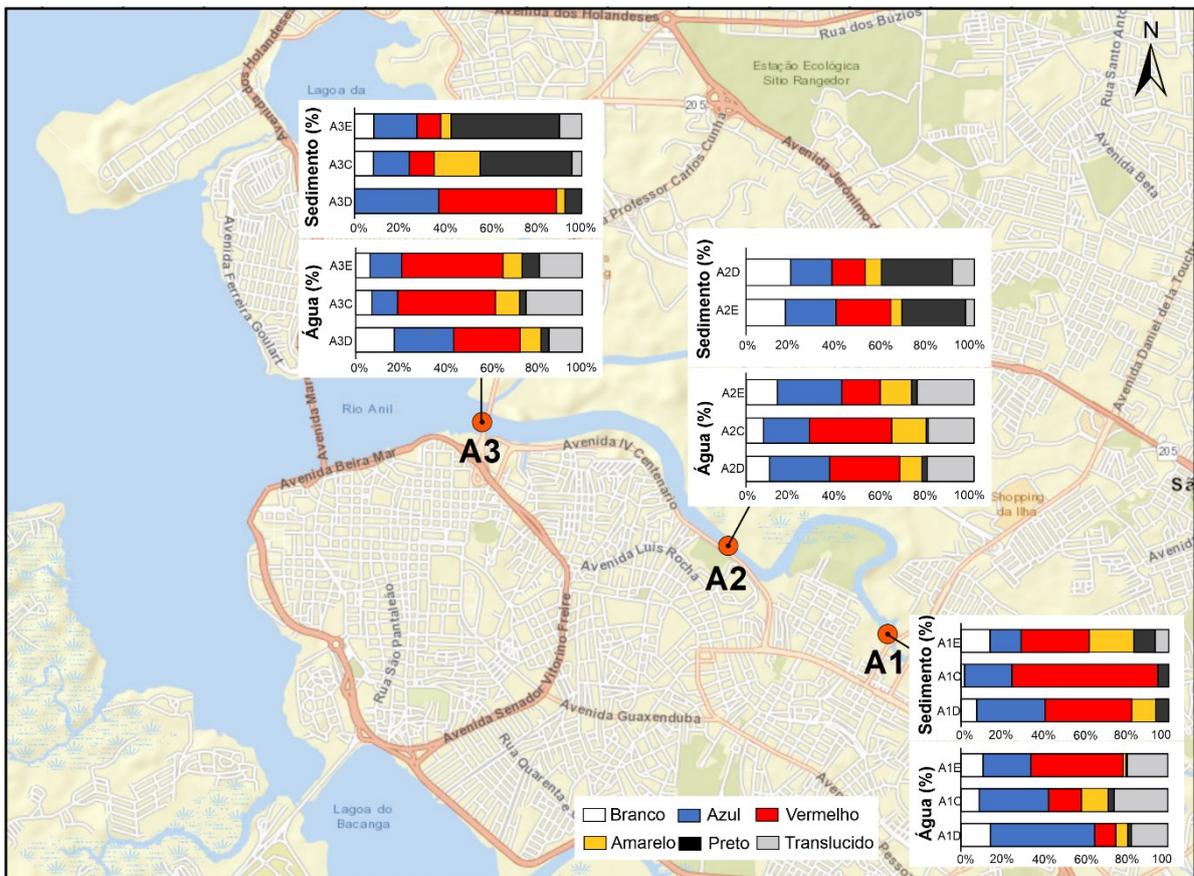


5.2 Tipologia dos microplásticos na água e sedimento

O fragmento foi o tipo de MP predominante nas amostras de água (A2: 45% e A3: 48%), exceto em P1; e em todas as amostras de sedimentos (A1: 60%, A2: 66% e A3: 77%), figura 3 (b). O segundo tipo mais comum foram as fibras, para a água (A2: 42%, A3: 42%) exceto em A1 no qual foram as mais frequentes; e sedimentos (A1: 31%, A2: 23%, A3: 15%). O tipo filme foi o menos frequente nos pontos amostrados, sendo que não foram identificados MP do tipo *pellets*.

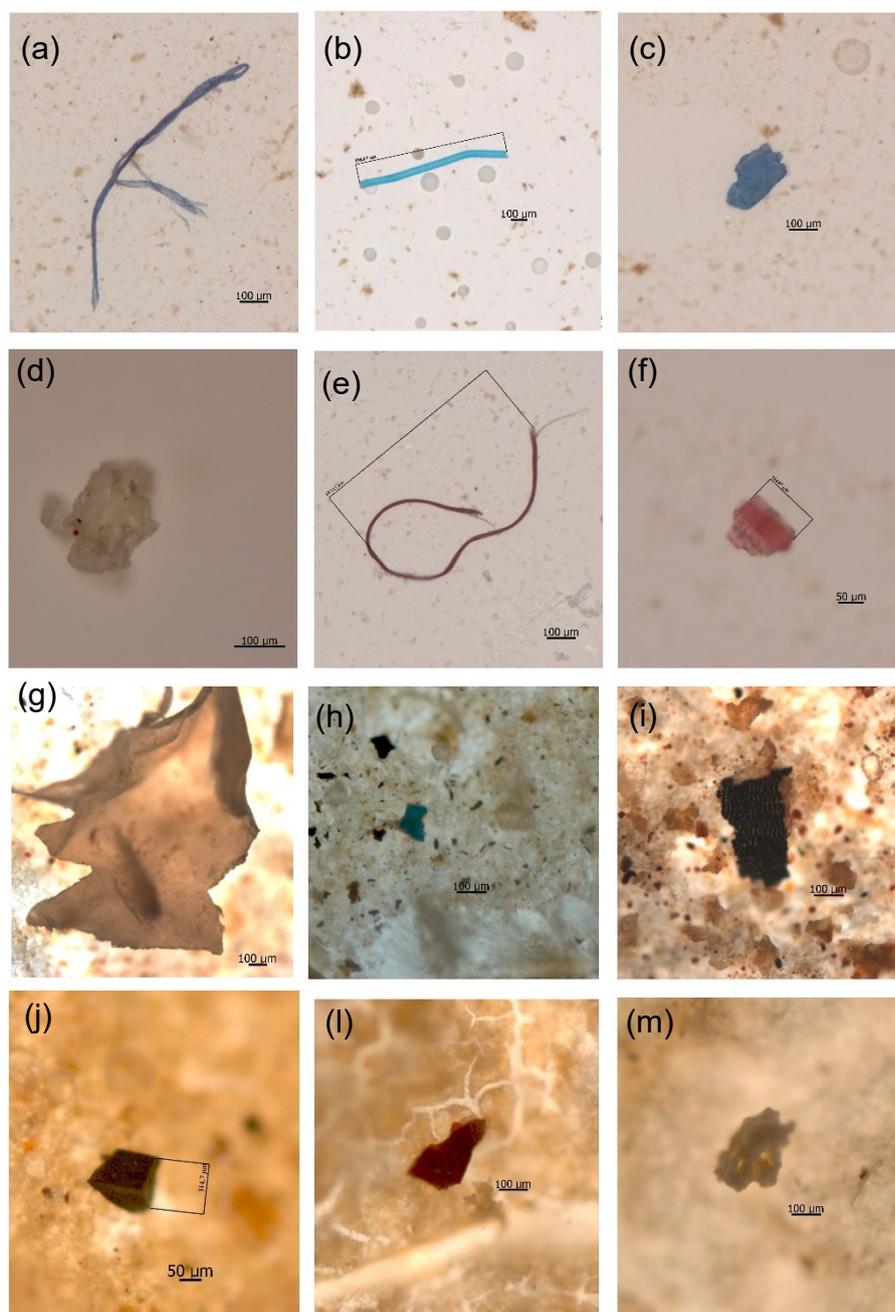
Com relação à coloração dos MP, foram identificadas partículas de diferentes colorações, incluindo vermelho, azul, translúcido, amarelo, preto e branco. Nas amostras de água predominaram as cores vermelho, azul e translúcido, respectivamente. Nas amostras de sedimento prevalecem as cores preto, azul e vermelho, conforme figura 4.

Figura 4. Porcentagem de abundância de cor de MP no sedimento e na água, por área.



Partículas microplásticas de fragmentos, fibras e filmes identificadas em amostras de água e sedimento do ERA estão representadas na figura 5. Os fragmentos vermelho e preto foram altamente representados em sedimentos, figura 5 (f) e (l), as fibras azuis foram mais abundantes na água, figura 5 (a) e (b).

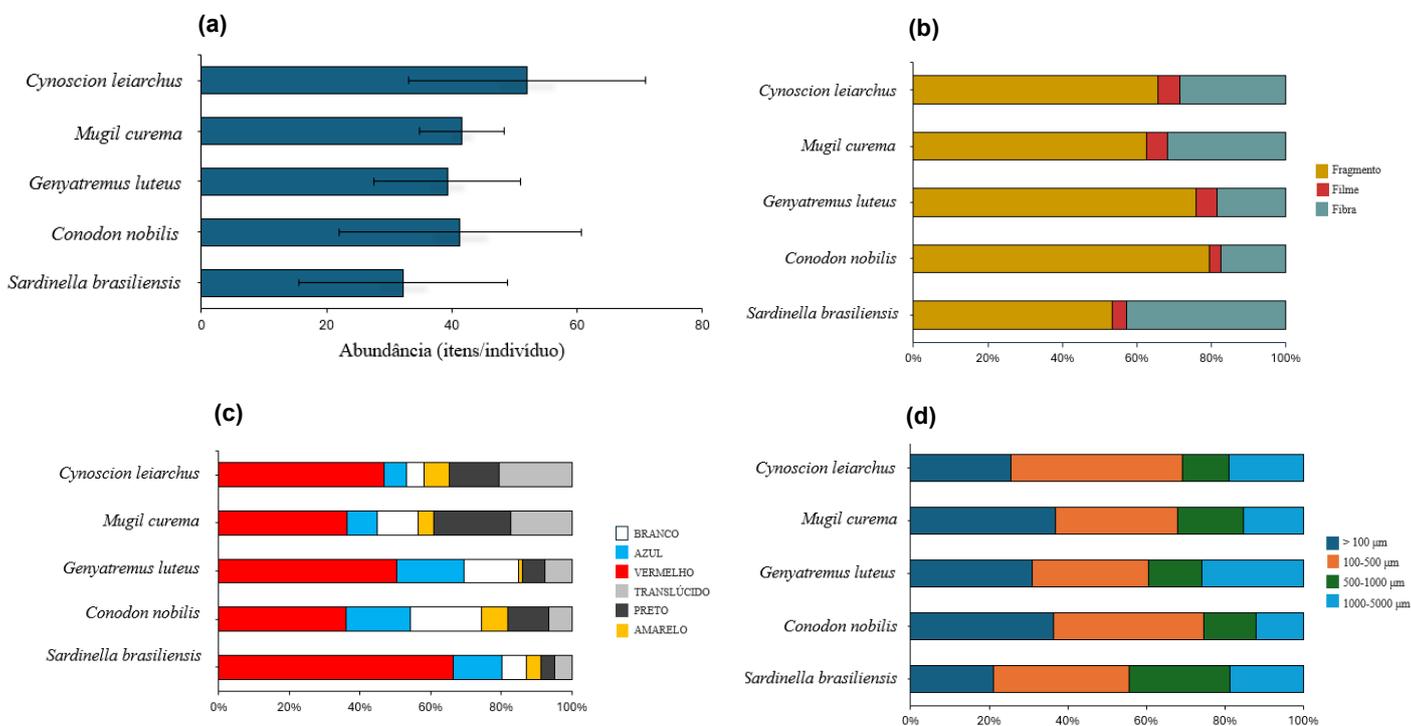
Figura 5. Imagens dos MP extraídos das amostras de água, sedimento e organismos. (a) fibra azul, (b) fragmento azul, (c) fragmento azul, (d) fragmento translúcido, (e) fibra vermelha, (f) fragmento vermelho, (g) filme branco, (h) fragmento azul, (i) filme preto, (j) fragmento preto, (l) fragmento vermelho, (m) fragmento



5.3 Abundância, características e tipos de MP extraídos de espécies de peixes

Um total de 22 espécimes de cinco espécies de peixes foram analisados, e MP foram detectados em todos os indivíduos. A abundância de MP em *C. leiarchus* variou de 35 a 80 itens/indivíduo, com valor médio de $52,0 \pm 19,8$ itens/indivíduo; a abundância de MP variou de 29 a 56 itens/indivíduo em *G. luteus*, com valor médio de $39,3 \pm 11,7$ itens/indivíduo; a abundância de MP em *C. nobilis* variou de 28 a 70 itens/indivíduo, com valor médio de $41,3 \pm 19,4$ itens/indivíduo; a abundância de MP em *M. curema* variou de 32 a 51 itens/indivíduo, com valor médio de $41,6 \pm 6,73$ itens/indivíduo; e a abundância de MP em *S. janeiro* variou de 14 a 48 itens/indivíduo, com valor médio de $30,2 \pm 12,9$ itens/indivíduo (Fig. 6a). O teste de Kruskal-Wallis mostrou que a quantidade de MP totais entre as espécies de peixes não foi significativamente diferente ($p > 0,05$).

Figura 6. Abundância de MP de diferentes espécies comerciais no estuário do rio Anil (a); tipos (b), distribuição de cor (c) e distribuição de tamanho (d).



A distribuição de tamanhos de MP entre as espécies de peixe analisadas foi semelhante. *M. curema* e *G. luteus* apresentaram uma prevalência de 37 e 31% de

25

MP menores que 100 μm , respectivamente. Da mesma forma, *C. leiarchus*, *C. nobilis* e *S. brasiliensis* apresentaram quantidades de MP na faixa entre 100 e 500 μm , com percentuais de 44, 38 e 35%, respectivamente (Fig. 6d). Os fragmentos foram a tipologia de MP mais representativa entre as espécies (Fig. 6b). Quanto à coloração, os MP vermelhos apresentaram os maiores percentuais entre as espécies (Fig. 6c).

A Tabela 4 apresenta os resultados da abundância de MP nas espécies dos peixes estudadas, bem como o número de espécimes, peso médio e comprimento médio.

Tabela 4. Dados biométricos dos peixes estudados e abundância de microplásticos nos peixes do ERA. Valores médios aritméticos (\pm DP) para peso do peixe, comprimento e abundância.

	Peso (g)	Comprimento (cm)	Abundância (itens/organismo)
<i>Conodon nobilis</i>	89,9 \pm 7,52	18,90 \pm 0,250	41,3 \pm 19,4
<i>Cynoscion leiarchus</i>	167,0 \pm 45,9	23,50 \pm 2,38	52,0 \pm 19,8
<i>Genyatremus luteus</i>	92,8 \pm 13,1	17,80 \pm 0,866	39,3 \pm 11,7
<i>Mugil curema</i>	48,5 \pm 10,1	16,50 \pm 1,40	41,6 \pm 6,73
<i>Sardinella brasiliensis</i>	15,7 \pm 2,28	11,80 \pm 0,303	32,2 \pm 16,6

5.4 MP nos tecidos das diferentes espécies de peixes

O teste de Kruskal-Wallis mostrou diferenças estatisticamente significativas na concentração de MP entre os tecidos: trato gastrointestinal (KW: $p = 0,018$), brânquias (KW: $p = 0,0103$) e músculo (KW: $p = 0,005$).

Dentre as espécies avaliadas, a *S. brasiliensis* apresentou a maior concentração média de MP nas brânquias (12,5 \pm 8,79 MP/g) e no músculo (8,80 \pm 10,1 MP/g), conforme ilustrado na Figura 7 e detalhado na Tabela 5. A *M. curema* e *G. luteus* exibiram concentração média no TG de 8,08 \pm 2,92 MP/g e 9,79 \pm 7,21 MP/g, respectivamente. Os valores da mediana foi de 8,58 para *M. curema* e 6,85 para *G. luteus*. As espécies *C. leiarchus* apresentou menor concentração de MP no músculo (0,667 \pm 0,349 MP/g) e no TG (1,40 \pm 0,476 MP/g) comparado às outras espécies.

Figura 7. Abundância de MP por tecido (g) em diferentes espécies de peixes: (a) brânquias, (b) músculo e (c) trato gastrointestinal (TG).

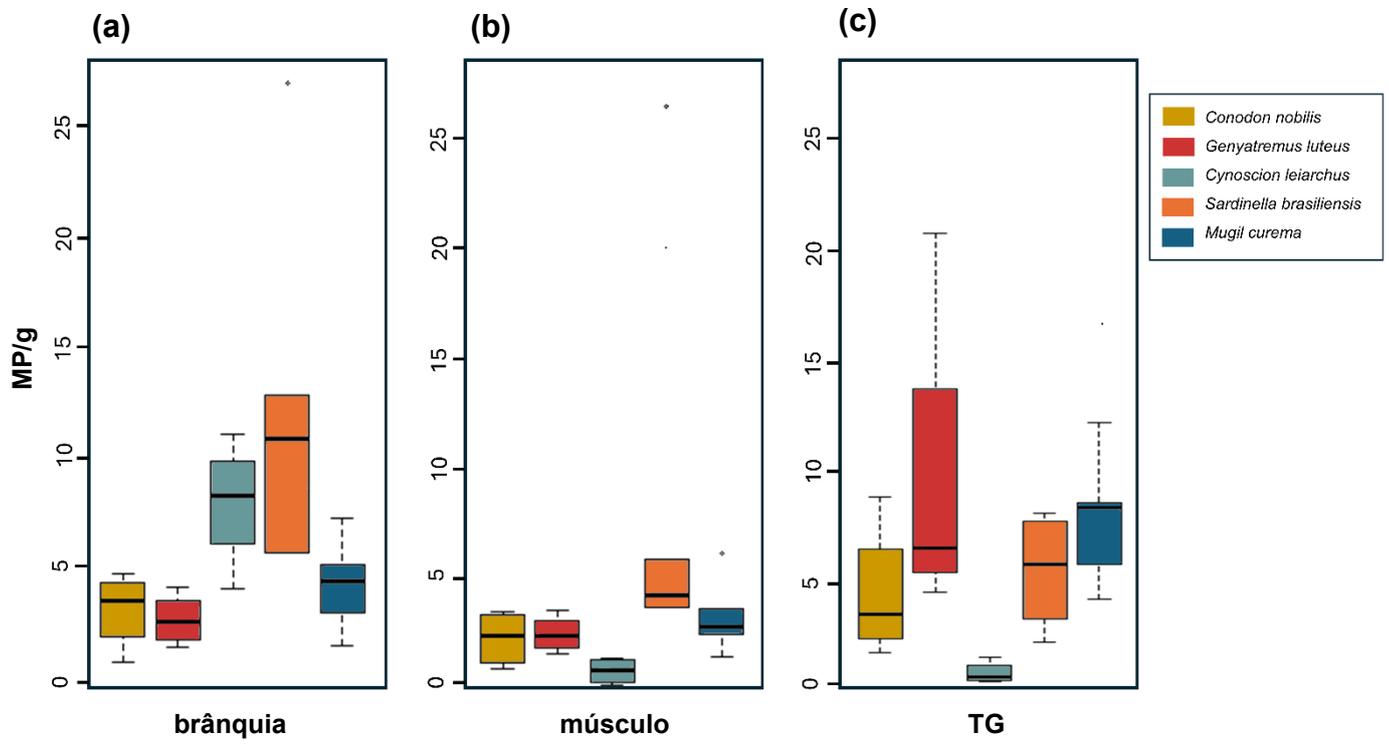


Tabela 5. Média aritmética (\pm DP), mediana e intervalos interquartis (IQR, 1º quartil – 3º quartil) para MP por peso de tecidos.

Espécies	Tecido (MP/g)	Média \pm DP	Mediana	IQR
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Brânquia	7,95 \pm 2,92	8,30	7,07 – 9,18
<i>Genyatremus luteus</i>		2,61 \pm 1,18	2,50	1,92 – 3,20
<i>Mugil curema</i>		4,22 \pm 2,22	4,38	2,92 – 5,12
<i>Sardinella brasiliensis</i>		12,5 \pm 8,79	10,9	5,71 – 12,9
<i>Conodon nobilis</i>		3,08 \pm 1,77	3,46	2,41 – 4,13
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Músculo	0,677 \pm 0,634	0,710	0,21 – 1,18
<i>Genyatremus luteus</i>		2,39 \pm 0,851	2,29	1,95 – 2,74
<i>Mugil curema</i>		3,22 \pm 1,81	2,70	2,38 – 3,55
<i>Sardinella brasiliensis</i>		8,80 \pm 10,1	4,17	3,64 – 5,83
<i>Conodon nobilis</i>		2,18 \pm 1,32	2,28	1,95 – 2,74
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Trato gastrointestinal	1,40 \pm 0,476	1,25	1,10 – 1,55
<i>Genyatremus luteus</i>		9,79 \pm 7,21	6,85	6,23 -10,40
<i>Mugil curema</i>		8,08 \pm 2,92	8,58	6,13 – 8,80
<i>Sardinella brasiliensis</i>		5,79 \pm 2,48	6,11	3,75 – 8,00
<i>Conodon nobilis</i>		4,84 \pm 2,96	3,98	3,17 – 5,64

6. DISCUSSÃO

6.1 Microplásticos em estuário antropizado

As concentrações médias por MP das amostras do rio Anil, encontram-se em uma faixa semelhante a outros ambientes costeiros, tanto em águas superficiais quanto em sedimentos, com níveis de médio a alto grau de antropização. Uma abundância semelhante a este trabalho foi encontrada nas águas da baía de Chabahar, no Irã (104 ± 23 a 328 ± 23 itens/L), relacionando as altas concentrações de MP à proximidade com zonas urbanas, comerciais e de atividades pesqueiras (HOSSEINI et al., 2020). Vale ressaltar que o estuário do rio Anil está exposto a uma variedade de fontes pontuais e difusas devido estar inserido numa área extremamente urbanizada com influência de esgoto doméstico, desenvolvimento de atividades industriais, influências das atividades portuárias e atividades pesqueiras. Uma abundância menor de MP foi observada em outros estudos como na baía de Daya (1,8 a 13,87 itens/L) na China (LIU et al., 2023) e Baía de Tampa ($0,94 \pm 0,52$ itens/L) na Flórida, EUA (MCEACHERN et al., 2019). No contexto marinho, locais onde ocorrem a convergência de correntes oceânicas, como zonas litorâneas e leitões oceânico tendem a ser ambientes deposicionais para MP (ZHANG, 2017). Embora as médias de concentração de MP entre os locais de amostragem na água não tenham apresentado diferença estatística, observa-se uma tendência de aumento da concentração à medida que se aproxima à montante. Ressalta-se que, entre as amostras de água analisadas, A1 exibiu o maior nível de contaminação por MP do tipo fibra (Fig. 3-a) de coloração azul (Fig. 3-c).

A água estuarina em A1 tem um tempo de residência maior em comparação com os outros pontos do estudo (VASCONCELOS et al., 2018). Comparando diversos trabalhos, verifica-se que a abundância de MP em ambientes fechados ou semi-fechados como lagoas artificiais e naturais, tanques de aquicultura apresentam quantidades de MP muito superiores à ambientes abertos e com maior renovação das águas (LIU et al., 2021; SALIKOVA et al., 2024). Lam et al. (2020) indicam que os rios transportam os MP para os oceanos, enquanto os estuários funcionam como uma zona de transição, onde parte fica retido nos sedimentos.

Amelia et al. (2021) pontuam que as fibras microplásticas são o tipo mais detectado em amostras de água, relacionando-as às contribuições urbanas através da liberação por descarga de esgotos domésticos com alto índice de fibras oriundas de materiais têxteis. Em Melbourne e no Porto de Western, na Austrália, a abundância de MP foi maior perto de cidades costeiras do que em áreas menos densamente povoadas do interior (SU et al., 2020), onde as fibras foram a forma mais comum, correspondendo a 89,1% das amostras de água.

A análise da abundância de MP nas margens e coluna d'água não apresentaram diferenças significativas. A margem esquerda do estuário é altamente urbanizada, com acúmulos de resíduos plásticos em diversos pontos (fig. 8). Já na margem direita predomina a vegetação mangue. As características hidrodinâmicas da área como correntezas, maré, e interações biológicas, as quais podem promover maior taxa de mistura (SU et al., 2020; TRAMOY et al., 2020; LEDIEU et al., 2022) podem explicar o fato de não ter havido diferença significativa na abundância de MP entre os pontos amostrais.

Figura 8. Fotografia de resíduos plásticos ao longo do ERA.



Uma vez introduzidos no ambiente aquático, os MP podem ser dispersados por longas distâncias e, eventualmente, depositar-se nos sedimentos. Uma grande concentração de MP foi encontrada em amostras de sedimentos do ERA (fig. 3a), o que pode ser atribuído à grande quantidade de lixo plástico descartado inadequadamente nas margens do estuário. Essa abundância equipara-se aos achados de Dodson et al. (2020), com valores entre 596 itens/kg a 2.224 itens/kg em amostras de sedimentos da baía de Chesapeake e região estuarina de Albemarle-Pamlico Sound, em Virgínia e Carolina do Norte, USA.

As áreas A1 e A2 apresentaram variações espaciais as quais podem ser atribuídas a fatores distintos que atuam em cada área, como a declividade e a

orientação do terreno, que influenciam o acúmulo de MP. Estudos sugerem que a quantidade de MP tende a diminuir em áreas próximas ao ponto de deságue devido à dispersão em zonas de alta energia (DÍAZ-JARAMILLO; ISLAS; GONZALEZ, 2021). No entanto, A2 exibe uma abundância de MP significativamente superior à A1. Uma hipótese é que a sinuosidade do canal em A2 reduz a intensidade das correntes, criando zonas de baixa velocidade que favorecem o assentamento de MP no fundo do estuário em vez de seu transporte. Outra fonte potencial de MP pode ser atribuída aos pontos de descarte dos efluentes tratados das ETE's Vinhais e Jaracati.

A diminuição da velocidade do fluxo de água pode também contribuir para o processo de bioincrustação (ZHANG, 2017). MP com densidade inferior à da água tendem a flutuar e com o tempo, organismos começam a aderir à superfície, formando uma camada de biofilme (KAISER; KOWALSKI; WANIEK, 2017). Esses organismos excretam substâncias adesivas que facilitam a fixação de outros organismos, como algas, fungos e pequenos invertebrados (WU et al., 2020). Essa bioincrustação pode alterar a flutuação dos MP, levando-os a afundar. Consequentemente, ao afundarem podem ser incorporados à dieta de organismos maiores, como peixes e outros animais marinhos, que os ingerem durante a alimentação ou os confundem com alimento, entrando assim em níveis mais elevados da cadeia alimentar.

Outro fator associado à sedimentação é a forma que os MP possuem. Nesse estudo, a tipologia predominante em todas as amostras de sedimentos foram os fragmentos. Wu et al. (2020) pontuam que os fragmentos possuem maior área de superfície comparado às outras formas, e essa característica contribui para a aderência de organismos em relação à outras formas.

A coloração dos MP pode fornecer informações sobre sua origem e estágios de degradação, uma vez que a exposição à luz solar e outros fatores ambientais podem alterar suas cores ao longo do tempo (ZHAO et al., 2022). Essa característica pode ser utilizada como um indicador do tempo de exposição do material no ambiente e do grau de degradação. A análise da cor dos MP nos sedimentos do ERA evidenciou um gradiente espacial de distribuição, com variações na coloração das partículas identificadas. A Área 1, à montante, apresentou elevada concentração de MP vermelhos, possivelmente associados à liberação de partículas de tintas e pigmentos provenientes das atividades portuárias locais. À medida que se distancia da zona

estuarina, observou-se uma diminuição gradual dos MP vermelhos e um concomitante aumento da proporção de MP pretos, predominantes na Área 3. A presença de um pequeno porto pesqueiro e de uma estação de tratamento de esgoto nas proximidades da área de estudo pode ter influenciado a distribuição dos MP vermelhos. A predominância de MP pretos nas áreas mais distantes sugere uma possível contribuição de fontes externas, como o desgaste de pneus, que podem ser transportados pelas correntes marinhas.

6.2 Contaminação por MP em peixes comerciais capturados no ERA

Peixes de cinco espécies (*G. luteus*, *M. curema*, *S. brasiliensis*, *C. nobilis* e *C. leiarchus*), coletados no ERA foram analisados com relação à presença de MP em diferentes tecidos. Verificou-se um número relativamente alto de MP comparado a outros estudos em águas estuarinas urbanas, como por exemplo o estudo realizado para duas espécies de peixes demersais (*Dicentrarchus labrax* e *Platichthys flesus*) e um peixe bentopelágico (*Diplodus vulgaris*) no estuário do Mondego em Portugal, com valores de MP entre $0,18 \pm 0,55$ e $3,14 \pm 3,25$ itens/organismo (BESSA et al., 2018). No entanto, é importante salientar que este estudo recupera MP de três tecidos dos peixes (músculo, brânquias e trato gastrointestinal), enquanto alguns estudos concentram-se apenas no trato digestivo.

Contrariando a tendência observada em outros estudos, que indicam as fibras como o tipo predominante de MP (LOPES et al., 2023; HOSSEINPOUR et al., 2021; PARKER et al., 2020), os resultados das análises neste estudo mostraram que os fragmentos vermelhos foram mais abundantes nas espécies investigadas. Esse achado está em consenso com as observações feitas nas amostras de água e sedimentos.

Em consonância com os resultados deste estudo, a pesquisa de Carvalho (2024), conduzida no estreito dos Coqueiros (Baía de São Marcos), também constatou a contaminação por MP no trato gastrointestinal de 100% dos espécimes analisados (*M. curema*, *Cynoscion acoupa* e *Sciades herzbergii*). De forma notável, o estudo revelou que a *M. curema* apresentou o maior grau de contaminação dentre as espécies investigadas, corroborando a tendência observada neste trabalho, na qual a *M. curema* também se destacou pela alta contaminação de MP no TG. Nunes et al.

(2021) examinaram um total de 120 organismos de quatro espécies de peixes comerciais mojarra brasileira (*Eugerres brasilianus*) e tainhas (*Mugil curema*, *Mugil curvidens* e *Mugil liza*). O estudo foi feito em Porto Seguro na Bahia, no qual *Mugil* spp. apresentaram uma taxa de contaminação de 41,7% de MP entre seus indivíduos.

M. curema exibe uma adaptabilidade alimentar ao longo de seu ciclo de vida. Na fase juvenil, os indivíduos adotam um regime alimentar filtrando organismos planctônicos da coluna d'água (SILVA NETO, 2012). Na transição para a fase adulta, a dieta diversifica, sendo influenciada pela disponibilidade de recursos alimentares passando a abranger espécies de pequeno porte e microorganismos associados a partículas de sedimento (MARCENIUK et al., 2021). Dessa forma, os MP podem ser assimilados através de organismos menores contaminados ou durante a alimentação no substrato. Estudos em outras águas estuarinas urbanas mostraram concentrações notavelmente inferiores de MP quando comparado aos achados desta pesquisa. Um exemplo é o estudo feito por Vendel et al. (2017) nos estuários da Paraíba e Mamanguape, na Paraíba, Brasil. Este estudo identificou uma abundância média de 0,01 MP/peixe e 0,00 MP/peixe para a espécie de *M. curema*, para os estuários da Paraíba e Mamanguape, respectivamente. Parker et al. (2020) enfatiza que a ausência de padronização metodológica pode levar a subestimação dos valores de MP, dificultando comparações panorâmicas da contaminação na espécie.

Observou-se que a média de MP detectados no TG de *M. curema* e *G. luteus* assemelham-se, o que pode ser atribuído à similaridade de seus nichos tróficos. A tipologia predominante em ambas as espécies foi a de fragmentos, com similaridade de cores, sendo o preto a coloração mais frequente em *M. curema*. A dieta de *M. curema*, baseada em algas e detritos orgânicos presentes no sedimento, pode ser um fator relevante na ingestão de fragmentos pretos, visto que essa coloração foi uma das mais identificadas em análises de sedimentos no ERA. A ingestão é a interação mais provável entre organismos marinhos e MP. O tamanho dos MP aumenta a probabilidade de serem ingeridos por uma ampla gama de organismos marinhos (BERGMANN; GUTOW; KLAGES, 2015). *G. luteus* é um predador ágil com sistema de captura de alimento baseado na perseguição. Sua dieta é baseada em algas, crustáceos, bivalves e equinodermos, considerado uma espécie oportunista, que se alimenta dos itens mais abundantes no ambiente (DE ALMEIDA; NUNES;

ALVES,2005). Essa adaptabilidade pode levá-lo a ingerir MP por diferentes circunstâncias: contaminação na cadeia alimentar, confusão com presas ou por ingerir seletivamente MP no lugar de alimento, especialmente quando estes são abundantes no ambiente.

Estudos demonstraram que a ingestão de MP por peixes não se limita à ingestão acidental durante a alimentação (LOPES et al., 2023; HOSSEINPOUR et al., 2021; DANIEL; ASHRAF; THOMAS, 2020; COLLARD et al., 2017), conforme evidenciado pela presença desses materiais no TG. Adicionalmente, o mecanismo de ventilação branquial, essencial para a respiração, pode reter MP presentes na água para a cavidade branquial, expondo os peixes a uma segunda via de contaminação.

S. brasiliensis é a espécie que mais assimilou MP pelo tecido branquial ($12,5 \pm 8,79$ MP/g), seguido da *C. leiarchus* ($7,95 \pm 2,92$ MP/g). Pesquisas indicam a contaminação de *S. brasiliensis* por MP, com ênfase predominantemente no trato digestivo, como exemplo o estudo conduzido por Barbosa (2020) que identificou a presença de MP em 70,8% dos espécimes analisados (n = 216).

Sendo um peixe filtrador, *S. brasiliensis* filtra plâncton e outras partículas minúsculas na coluna d'água (CERGOLE; DIAS-NETO, 2011). As brânquias, estruturas responsáveis pela retenção do plâncton para alimentação durante a filtração, também podem atuar como "filtros" para os MP, que ficam retidos nesses tecidos. A combinação da alimentação por filtração e da estrutura das brânquias torna a *S. brasiliensis* vulnerável ao acúmulo de MP nesses tecidos. Collard et al. (2017) compararam três espécies (*Sardina pilchardus*, *Clupea harengus* e *Engraulis encrasicolus*) para entender como o aparelho de filtração se relaciona com partículas antropogênicas (incluindo MP) ingeridas. No estudo, verificou que *S. pilchardus* eram mais expostas devido sua capacidade planctívora ser aumentada pelos diferentes dentículos cujas extremidades afiadas ajudam a reter alimentos. Lopes et al. (2023) verificaram que peixes filtradores ingerem água contendo organismos planctônicos e partículas de plástico, que entram pela boca e passam pelas brânquias, tanto as presas como os MP ficam presos nos rastros branquiais e então movidos para o esôfago. Para as demais espécies analisadas (*C. leiarchus*, *G. luteus*, *M. curema* e *C. nobilis*), cuja contaminação branquial por MP foi observada, a presença de destes pode ser atribuída à captura passiva durante o processo respiratório (ventilação),

sendo um processo não seletivo e transitório (Su et al., 2019), sugerindo que a abundância de MP nestes tecidos está intrinsecamente relacionada com influência da poluição ambiental do estuário.

A análise do músculo das espécies deste estudo revelou a presença de MP em todos as espécies com concentração mediana que variou de 0,71 MP/g a 4,17 MP/g. A translocação de MP para o tecido muscular ainda não é totalmente compreendida, contudo, estudos sugerem que as brânquias e o TG sejam as principais vias de acesso (ZEYTIN et al., 2020). Embora a presença de MP em brânquias e no TG seja amplamente documentada, estudos sobre MP em músculos são menos frequentes. Ao comparar os resultados deste estudo com pesquisas anteriores, como a de Lopes et al. (2023) em Portugal, que reportaram uma concentração mediana de 0,15 MP. g⁻¹ para o *Trachurus trachurus*, observou-se uma abundância superior de MP nos tecidos comestíveis das espécies avaliadas. O tipo fragmento foi o mais frequente nas amostras, tendo prevalência da coloração vermelha, conforme os MP encontrados nos outros tecidos e nas análises de água e sedimentos. MP com tamanhos variando de 1 a 5000 µm foram detectados. Silva (2020) propõe que lesões e perfurações sofridas pelas espécies possam desempenhar um papel nesse processo.

O presente estudo verificou que a quantidade de MP encontrados nos peixes não apresenta uma correlação direta com o peso ou o comprimento dos espécimes analisados. Adicionalmente, a guilda trófica à qual pertencem as espécies não se mostrou um fator determinante na acumulação de MP.

7. CONCLUSÃO

Neste estudo, a contaminação por MP no estuário do rio Anil evidencia um cenário preocupante, afetando tanto os componentes bióticos quanto abióticos do ERA. A contaminação foi mais intensa nos sedimentos (1500 ± 493 itens/Kg) em comparação com a água (142 ± 20,2 itens/L), o que corrobora os estuários atuarem como zonas de deposição desses poluentes. Essa maior concentração em sedimentos também pode ser atribuída ao acúmulo de resíduos plásticos nas margens do ERA.

Os MP foram verificados em todas as espécies de peixes analisadas, evidenciando a ampla exposição da ictiofauna a esse tipo de poluição. A abundância de MP por tecido (g) variou entre as espécies, sendo maior em *S. brasiliensis* e menor em *C. leiarchus*, sugerindo que os hábitos alimentares e comportamento das espécies pode estar relacionado a essa variação. A predominância de fragmentos vermelhos e o tamanho dominante entre 1 µm e 500 µm, tanto nos peixes quanto nas amostras de água e sedimento, sugerem uma fonte comum de contaminação.

Os resultados reforçam a necessidade de investigações adicionais sobre MP nas espécies de peixes que são capturados no ERA e comercializados, incluindo estudos sobre os efeitos toxicológicos dos MP nesses organismos.

8. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO

8.1 Importância Social

Esse estudo gera informações relevantes para o conhecimento e conscientização da população com relação a contaminação de MP no ERA. O conhecimento científico gerado fornece dados concretos que poderão ser utilizados na formulação de políticas públicas eficazes e estratégicas para a proteção do ecossistema local e dos recursos oriundos dele. Os resultados obtidos podem servir de referência para o desenvolvimento de pesquisas mais aprofundadas sobre o impacto dos MP nos peixes que são consumidos pela população e os efeitos desse consumo no organismo humano considerando a exposição crônica.

8.2 Importância Econômica

A poluição por MP nas espécies de peixes do ERA pode reduzir os estoques pesqueiros, gerando perdas para os pescadores artesanais da região que dependem dessa atividade como fonte de renda.

O estudo destaca a necessidade de pesquisas sobre os efeitos do consumo de peixes com MP. Os riscos potenciais à saúde humana podem gerar custos futuros com a incidência de doenças relacionadas à exposição aos MP, gerando custos para o sistema de saúde.

Assim, o conhecimento sobre os potenciais riscos dos MP pode contribuir também com o aumento da demanda por produtos e embalagens ecológicas que substituam os plásticos convencionais.

8.3 Importância Ambiental

O estudo revela a presença de MPs em diversos componentes interconectados do estuário do rio Anil, abrangendo desde os sedimentos, passando pela coluna d'água, até os tecidos de espécies de peixes que habitam estes ambientes e são comercializados. Esta análise dos MP nos compartimentos ambientais do ERA, fornece uma visão ampla da distribuição, movimento e acumulação dos MP ao longo do estuário. A identificação destes padrões de distribuição não apenas amplia significativamente a compreensão sobre a extensão, complexidade e severidade da poluição por MP, como também permite identificar as áreas críticas e pontos focais para o acúmulo destes contaminantes, possibilitando assim uma melhor compreensão da dinâmica destes poluentes no Estuário do rio Anil.

REFERÊNCIAS

AMELIA, T. S. M. et al. **Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans**. Progress in Earth and Planetary Science, v. 8, n. 1, p. 12, 22 jan. 2021.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Estudos hidrogeológicos da Ilha de São Luís, MA: subsídios para o uso sustentável dos recursos hídricos: resumo executivo/** Agência Nacional de Águas, Serviço Geológico do Brasil – CPRM, Brasília: ANA; CPRM, 2019a.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Estudos hidrogeológicos da Ilha de São Luís, MA: subsídios para o uso sustentável dos recursos hídricos: relatório final, volume II /** Agência Nacional de Águas, Serviço Geológico do Brasil – CPRM. Brasília: ANA; CPRM, 2019b.

AMORIM, A. L. A. DE; RAMOS, J. A. A.; NOGUEIRA JÚNIOR, M. **Ingestion of microplastic by ontogenetic phases of *Stellifer brasiliensis* (Perciformes, Sciaenidae) from the surf zone of tropical beaches**. Marine Pollution Bulletin, v. 158, p. 111214, set. 2020.

AZEVEDO - CUTRIM, A. C. G. DE. **Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no Golfão Maranhense - Brasil**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 31 jan. 2008.

BARBOZA, Luís Gabriel A. et al. **Microplastics in wild fish from North East Atlantic Ocean and its potential for causing neurotoxic effects, lipid oxidative damage, and human health risks associated with ingestion exposure**. Science of the Total Environment, v. 717, p. 134625, 2020.

BERGMANN, Melanie; GUTOW, Lars; KLAGES, Michael (org). **Marine anthropogenic litter**. Germany: Springer Nature, 2015. E-book (p. 447). ISBN 978-3-319-16510-3

BESSA, F. et al. **Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment**. Marine Pollution Bulletin, v. 128, p. 575–584, mar. 2018.

BESSA, F. et al. **Harmonized protocol for monitoring microplastics in biota**. JPI - Oceans BASEMAN Project, 2019.

CAEMA – Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão. **Relatório de Sustentabilidade 2023**. São Luís: CAEMA, 2023.

CARVALHO, A. DA S. **Avaliação da ictiofauna na região portuária de São Luís caracterização ecológica, pesqueira e contaminação por microplásticos**. Universidade Federal do Maranhão. São Luís, 19 abr. 2024.

CERGOLE, MC.; DIAS-NETO, J. **Plano de Gestão para o uso sustentável de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) no Brasil**. Brasília: IBAMA, 2011.

COLLARD, France et al. **Morphology of the filtration apparatus of three planktivorous fishes and relation with ingested anthropogenic particles**. Marine Pollution Bulletin, v. 116, n. 1-2, p. 182-191, 2017.

DANIEL, Damaris Benny; ASHRAF, P. Muhamed; THOMAS, Saly N. **Microplastics in the edible and inedible tissues of pelagic fishes sold for human consumption in Kerala, India**. Environmental Pollution, v. 266, p. 115365, 2020.

DE ALMEIDA, Zafira da Silva; NUNES, Jorge Luiz Silva; ALVES, Maria das Graças Ferreira Santiago. **Dieta alimentar de *Genyatremus luteus* (BLOCH, 1970) - (Teleostei, Perciformes: Haemulidae) na Baía de São José, Maranhão, Brasil**. Atlântica (Rio Grande), v. 27, n. 1, p. 39-47, 2005.

DE CARVALHO, A. R. et al. **Urbanization and hydrological conditions drive the spatial and temporal variability of microplastic pollution in the Garonne River**. Science of The Total Environment, v. 769, p. 144479, maio 2021.

DEHAUT, A. et al. **Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization**. Environmental Pollution, v. 215, p. 223-233, 2016.

DÍAZ-JARAMILLO, M.; ISLAS, M. S.; GONZALEZ, M. **Spatial distribution patterns and identification of microplastics on intertidal sediments from urban and semi-natural SW Atlantic estuaries**. Environmental Pollution, v. 273, p. 116398, mar. 2021.

DA CRUZ, Walefe Lopes; DE QUEIROZ RIBEIRO, Delony; PEREIRA, Ediléa Dutra. **Conflitos de Uso e ocupação em Áreas de Preservação Permanente na bacia do rio Anil - São Luís, MA**. REVISTA GEONORTE, v. 11, n. 37, p. 229-247, 2020.

DODSON, G. Z. et al. **Microplastic fragment and fiber contamination of beach sediments from selected sites in Virginia and North Carolina, USA.** Marine Pollution Bulletin, v. 151, p. 110869, fev. 2020.

DU, H.; MA, H.; XING, B. **Identification of naturally weathering microplastics and their interactions with ion dyes in aquatic environments.** Marine Pollution Bulletin, v. 174, p. 113186, jan. 2022.

GIMILIANI, G. T. **Caracterização de microplásticos em amostras marinhas e estuarinas.** São Paulo: Universidade de São Paulo, 15 jul. 2021.

HITCHCOCK, J. N.; MITROVIC, S. M. **Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact.** Environmental Pollution, v. 247, p. 457–466, abr. 2019.

HOSSAIN, M. S. et al. **Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal.** Chemosphere, v. 238, p. 124688, jan. 2020.

HOSSEINI, R. et al. **Accumulation and distribution of microplastics in the sediment and coastal water samples of Chabahar Bay in the Oman Sea, Iran.** Marine Pollution Bulletin, v. 160, p. 111682, nov. 2020.

HOSSEINPOUR, A. et al. **Occurrence, abundance and characteristics of microplastics in some commercial fish of northern coasts of the Persian Gulf.** Marine Pollution Bulletin, v. 171, p. 112693, out. 2021.

INCID - Instituto da Cidade, Pesquisa e Planejamento Urbano e Rural. **São Luís em dados PPA 2014 - 2017.** São Luís: INCID, 2017.

JAAFAR, Norhazwani et al. **Occurrence, distribution and characteristics of microplastics in gastrointestinal tract and gills of commercial marine fish from Malaysia.** Science of the Total Environment, v. 799, p. 149457, 2021.

KAISER, D.; KOWALSKI, N.; WANIEK, J. J. **Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics.** Environmental Research Letters, v. 12, n. 12, p. 124003, 1 dez. 2017.

KARAMI, A. et al. **A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish.** Science of The Total Environment, v. 578, p. 485–494, fev. 2017.

KHALIK, W. M. A. W. M. et al. **Microplastics analysis in Malaysian marine waters: A field study of Kuala Nerus and Kuantan.** Marine Pollution Bulletin, v. 135, p. 451–457, out. 2018.

KIM, Jun-Hwan; YU, Young-Bin; CHOI, Jae-Ho. **Toxic effects on bioaccumulation, hematological parameters, oxidative stress, immune responses and neurotoxicity in fish exposed to microplastics: A review.** Journal of Hazardous Materials, v. 413, p. 125423, 2021.

LAM, T. W. L. et al. **Spatial variation of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China.** Marine Pollution Bulletin, v. 158, p. 111383, set. 2020.

LEADS, R. R. et al. **Spatial and temporal variability of microplastic abundance in estuarine intertidal sediments: Implications for sampling frequency.** Science of The Total Environment, v. 859, p. 160308, fev. 2023.

LEDIEU, L. et al. **Macroplastic transfer dynamics in the Loire estuary: Similarities and specificities with macrotidal estuaries.** Marine Pollution Bulletin, v. 182, p. 114019, set. 2022.

LI, J. et al. **Microplastics in mussels along the coastal waters of China.** Environmental Pollution, v. 214, p. 177–184, jul. 2016.

LIMA, Dyego Bruno Sena et al. **Reciclagem e resíduos sólidos no município de São Luís, Maranhão: implicações no contexto saúde e ambiente.** 2013.

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

LIMA, André Ricardo Araújo; BARLETTA, Mário; COSTA, Mônica Ferreira. **Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 165, p. 213-225, 2015.

LIU, P. et al. **Microplastic Pollution and Its Potential Correlation with Environmental Factors in Daya Bay, South China Sea.** Journal of Marine Science and Engineering, v. 11, n. 7, p. 1465, 23 jul. 2023.

LIU, X. et al. **Plastic Additives in Ambient Fine Particulate Matter in the Pearl River Delta, China: High-Throughput Characterization and Health Implications.** Environmental Science & Technology, v. 55, n. 8, p. 4474–4482, 20 abr. 2021.

LOPES, C. et al. **Microplastic distribution in different tissues of small pelagic fish of the Northeast Atlantic Ocean.** Science of The Total Environment, v. 901, p. 166050, nov. 2023.

MALLI, A. et al. **Transport mechanisms and fate of microplastics in estuarine compartments: A review.** Marine Pollution Bulletin, v. 177, p. 113553, abr. 2022.

MASULLO, Yata Anderson Gonzaga. **Evolução do processo de urbanização e alterações ambientais na praia de São Marcos, São Luís-MA.** Revista Espaço e Geografia, v. 19, n. 2, p. 561: 595-561: 595, 2016.

MASURA, J. et al. **Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments.** NOAA Marine Debris Division Silver Spring, MD, 2015.

MARCENIUK, Alexandre Pires et al. **Peixes teleósteos da costa norte do Brasil.** Museu Paraense Emílio Goeldi, 2021.

MCEACHERN, K. et al. **Microplastics in Tampa Bay, Florida: Abundance and variability in estuarine waters and sediments.** Marine Pollution Bulletin, v. 148, p. 97–106, nov. 2019.

MONTAGNER, C. et al. **MICROPLÁSTICOS: OCORRÊNCIA AMBIENTAL E DESAFIOS ANALÍTICOS.** Química Nova, v. 44, n. 10, p. 1328-1352, 2021.

NUNES, Lucélia S. et al. **Intake of microplastics by commercial fish: a Bayesian approach.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 193, n. 7, p. 402, 2021.

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

PARKER, B. W. et al. **Microplastic and tire wear particle occurrence in fishes from an urban estuary: Influence of feeding characteristics on exposure risk.** Marine Pollution Bulletin, v. 160, p. 111539, nov. 2020.

POSSATTO, F. E. et al. **Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact.** Marine Pollution Bulletin, v. 62, n. 5, p. 1098–1102, maio 2011.

RIBEIRO, D. D. Q.; CRUZ, W. L. DA; PEREIRA, E. D. **Levantamento das características hidrodinâmicas dos aquíferos da bacia hidrográfica do Rio Anil, São Luís – MA.** Águas Subterrâneas, v. 34, n. 1, 26 jan. 2020.

RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. **Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues.** Analytical Chemistry, v. 88, n. 1, p. 546–582, 5 jan. 2016.

ROSE, D.; WEBBER, M. **Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour.** Science of The Total Environment, v. 664, p. 753–760, maio 2019.

SALIKOVA, N. S. et al. **Monitoring of Microplastics in Water and Sediment Samples of Lakes and Rivers of the Akmola Region (Kazakhstan).** Water, v. 16, n. 7, p. 1051, 5 abr. 2024.

SANTOS, E. D. V. **Caracterização do padrão de ondas superficiais de gravidade geradas pelo vento no complexo estuarino de São Marcos (MA).** Universidade Federal do Maranhão. São Luís, 10 ago. 2018.

SEREJO, J. H. F. **Desvendando as fontes de matéria orgânica para os sedimentos de uma área de manguezal sob a influência de macromaré: complexo estuarino de São Marcos, Maranhão, Brasil.** São Luís. Universidade Federal do Maranhão, 27 mar. 2018.

SILVA, A. C. A. DA. **Microplásticos em vários tecidos de espécies de peixes pelágicos com interesse comercial.** Universidade de Lisboa (Portugal) Lisboa, 2020.

SILVA NETO, Antônio Gomes da. **Food mullet *Mugil curema* (Perciformes: Mugilidae) and environmental characterization of the estuary of the Rio Paraiba do Norte.** 2012. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

SOARES, R. DE A. **Modelagem do transporte de ictioplâncton no complexo estuarino de São Marcos, Maranhão - Brasil.** São Luís. Universidade Estadual do Maranhão, dez. 2015.

SOUZA FILHO, P. W. M. **Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos.** Revista Brasileira de Geofísica, v. 23, n. 4, p. 427–435, dez. 2005.

SU, Lei et al. **The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area of east China.** Journal of hazardous materials, v. 365, p. 716-724, 2019.

SU, Lei. et al. **Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis.** Water Research, v. 168, p. 115140, jan. 2020.

TANAKA, K. et al. **Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii.** Marine Pollution Bulletin, v. 150, p. 110732, jan. 2020.

TOURINHO, P. S. et al. **Partitioning of chemical contaminants to microplastics: Sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation.** Environmental Pollution, v. 252, p. 1246–1256, set. 2019.

TRAMOY, R. et al. **Transfer dynamics of macroplastics in estuaries – New insights from the Seine estuary: Part 2. Short-term dynamics based on GPS-trackers.** Marine Pollution Bulletin, v. 160, p. 111566, nov. 2020.

TSUKADA, E. et al. **Beach morphodynamics and its relationship with the deposition of plastic particles: A preliminary study in southeastern Brazil.** Marine Pollution Bulletin, v. 172, p. 112809, nov. 2021.

VASCONCELOS, K. S. et al. **Projeto Baías do Brasil Baía de São Marcos, Maranhão.** Rio de Janeiro: COPPE, UFRJ, 2018.

VENDEL, A. L. et al. **Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures.** Marine Pollution Bulletin, v. 117, n. 1-2, p. 448-455, 2017.

WANG, F. et al. **Sorption Behavior and Mechanisms of Organic Contaminants to Nano and Microplastics.** Molecules, v. 25, n. 8, p. 1827, 16 abr. 2020.

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

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

YAN, M. et al. **Microplastic abundance, distribution and composition in the Pearl River along Guangzhou city and Pearl River estuary, China.** Chemosphere, v. 217, p. 879–886, fev. 2019.

ZHANG, C. et al. **Occurrence and distribution of microplastics in commercial fishes from estuarine areas of Guangdong, South China.** Chemosphere, v. 260, p. 127656, dez. 2020.

ZHAO, Xiaoli et al. **Color: an important but overlooked factor for plastic photoaging and microplastic formation.** Environmental Science & Technology, v. 56, n. 13, p. 9161-9163, 2022.

ZHANG, C. et al. **Investigation of Microplastics in Surface Water and Estuarine Mullet Mugil cephalus from 23 Estuary Areas, South China.** Sustainability, v. 15, n. 5, p. 4193, 25 fev. 2023.

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

ZHANG, T. et al. **Microplastics in different tissues of wild crabs at three important fishing grounds in China.** Chemosphere, v. 271, p. 129479, maio 2021.

ZHANG, Xu et al. **Size-dependent adverse effects of microplastics on intestinal microbiota and metabolic homeostasis in the marine medaka (Oryzias melastigma).** Environment International, v. 151, p. 106452, 2021.

ZEYTIN, Sinem et al. **Quantifying microplastic translocation from feed to the fillet in European sea bass Dicentrarchus labrax.** Marine Pollution Bulletin, v. 156, p. 111210, 2020.

ANEXOS

Anexo A - Autorização para atividades com finalidade científica – SisBio.



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 88270-1	Data da Emissão: 17/05/2023 15:51:30	Data da Revalidação*: 17/05/2024
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Lucialice Reis dos Santos Santana	CPF: 055.
Título do Projeto: Coleta de organismos marinhos para verificação da presença de microplásticos	
Nome da Instituição: Fundação Universidade Federal do Maranhão	CNPJ: 06.2

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
7	Coleta/transporte de amostras biológicas ex situ	Genyatremus luteus	-
8	Captura de animais silvestres in situ	Genyatremus luteus	-
9	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Cynoscion leiarchus	30
10	Captura de animais silvestres in situ	Cynoscion leiarchus	-
11	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Cynoscion leiarchus	-
12	Coleta/transporte de amostras biológicas ex situ	Cynoscion leiarchus	-
13	Coleta/transporte de amostras biológicas ex situ	Sardinella janeiro	-
14	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Sardinella janeiro	30
15	Captura de animais silvestres in situ	Sardinella janeiro	-
16	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Sardinella janeiro	-
17	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Mugil curema	-
18	Coleta/transporte de amostras biológicas ex situ	Mugil curema	-
19	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Mugil curema	30
20	Captura de animais silvestres in situ	Mugil curema	-
21	Coleta/transporte de amostras biológicas ex situ	Ucides cordatus	-
22	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Ucides cordatus	-
23	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Ucides cordatus	30
24	Captura de animais silvestres in situ	Ucides cordatus	-

A quantidade prevista só é obrigatória para atividades do tipo "Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ". Essa quantidade abrange uma porção territorial mínima, que pode ser uma Unidade de Conservação Federal ou um Município.

A quantidade significa: por espécie X localidade X ano.

Materiais e Métodos

#	Tipo de Método (Grupo taxonômico)	Materiais
1	Amostras biológicas (Invertebrados Aquáticos)	Outras amostras biológicas(indivíduo inteiro)
2	Amostras biológicas (Peixes)	Outras amostras biológicas(indivíduo inteiro)
3	Método de captura/coleta (Invertebrados Aquáticos)	Coleta manual, Captura manual
4	Método de captura/coleta (Peixes)	Espindel de fundo, Rede de emalhar (emalhe de deriva, de fundo, malhadeiras, caceio, feticheiras,tresmalhos e caçoira), Tarrafa

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).