



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**ELIZÂNGELA ALVES DOS SANTOS**

**CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DE  
UM ESTUÁRIO ANTROPIZADO**

**Recife – PE,  
Maio de 2021**

**ELIZÂNGELA ALVES DOS SANTOS**

**CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS DE  
UM ESTUÁRIO ANTROPIZADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PPGE/UFRPE), como requisito obrigatório para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Linha de pesquisa: Monitoramento de Ecossistemas e Saúde Ambiental

ORIENTADORA: Profa. Dra. Jacqueline Santos Silva Cavalcanti

CO-ORIENTADORA: Profa. Dra. Ana Carla Asfora El-Deir

**Recife – PE,  
Maio de 2021**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

S237c

Santos, Elizangela Alves dos  
Caracterização dos Resíduos Plásticos em Águas Superficiais de um Estuário Antropizado / Elizangela Alves dos Santos. - 2021.  
77 f. : il.

Orientadora: Dra Jacqueline Santos Silva Cavalcanti.  
Coorientadora: Dra Ana Carla Asfora El El-Deir.  
Inclui referências e anexo(s).

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Recife, 2021.

1. Microplásticos. 2. Degradação plástica. 3. Resíduos Sólidos. 4. Fibras. 5. Estuário urbanizado. I. Cavalcanti, Dra Jacqueline Santos Silva, orient. II. El-Deir, Dra Ana Carla Asfora El, coorient. III. Título

CDD 574.5

---

**ELIZÂNGELA ALVES DOS SANTOS**

**CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS EM ÁGUAS  
SUPERFICIAIS DE UM ESTUÁRIO ANTROPIZADO**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Ecologia.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti (Orientadora e Presidente da Banca)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria Christina Barbosa de Araújo (Titular externo)  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

---

Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior (Titular interno)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

*Dedico esta dissertação:*

*Aos meus pais Elizaldo Alves (In memoriam) e Josefa Rita pelo amor dedicado e ensinamentos, e ao amigo Felipe Antônio, pelo carinho e atenção de sempre,*

*Meu muito obrigada!*

*Portanto, quer comais, quer bebais ou façais  
coisa qualquer, fazei tudo para a glória de Deus.*

*I Coríntios 11:31*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me capacitado e me guiado por esta longa trajetória, renovando minhas forças a cada amanhecer, me auxiliando a ultrapassar todos os obstáculos ao longo do curso.

Aos meus pais por tudo o que fizeram por mim, por serem as maiores referências em minha vida, e sempre me incentivarem a estudar. À minha família por todo amor, carinho, dedicação e apoio durante toda a minha vida pessoal e acadêmica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, inclusive pela prorrogação no período de pandemia da Covid-19, e pelo apoio financeiro para realização deste projeto (verba PROAP).

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, instituição que me acolheu se tornando minha segunda casa. Ao curso de Pós-Graduação em Ecologia e ao Departamento de Biologia, incluindo professores e funcionários. Ao Laboratório de Oceanografia e Poluição de Ambientes Aquáticos (LOPAQ) e ao Laboratório de Ecologia de Peixes (LEP).

À minha orientadora, Profa. Dra. Jacqueline Cavalcanti, pela formação científica e intelectual, incentivos e orientação, paciência e atenção durante o desenvolvimento desta pesquisa. Muito obrigada por acreditar em mim. À minha co-orientadora, Profa. Dra. Ana Carla El-Deir, por gentilmente me ensinar tantas coisas valiosas.

Agradeço aos meus colegas de turma do mestrado 2019.1 (Dane, Luana, Raiane, Tici, Will e Thiago), por ser a melhor turma, uma família que a UFRPE me deu, obrigada por todo o apoio, conversas e risadas.

Sou grata aos amigos que sempre estiveram comigo e embora distantes sempre se fizeram presente em minha vida. Obrigada pelo incentivo e por compreender minha ausência enquanto eu me dedicava a esse projeto. Minha eterna gratidão a todos que tem colaborado para a realização deste sonho.

### Lista de Figuras Artigo I

<b>Figura 1</b> : : Distribuição geográfica dos 60 artigos selecionados para esta revisão; microplásticos (MP) e ictioplâncton (Ictio) em estuários; microplásticos e ictioplâncton em ambiente controlado; Abundância de microplásticos em estuários.....	1312
<b>Figura 2:</b> Percentual de microplásticos encontrados com frequência em estuários antropizados, segundo os artigos utilizados nesta revisão. ....	21

### Lista de Figuras Artigo II

<b>Figura 1:</b> Mapa de localização da área de estudo. Estuário do Rio Capibaribe - P1, P2, P3 corresponde a região superior; P4, P5, P6: região média; P7, P8, P9: região inferior. ....	3736
<b>Figura 2:</b> Distribuição da média anual das chuvas no estuário do rio Capibaribe referente as estações IS: Início da seca (setembro-novembro); FS: Final da seca (dezembro-fevereiro); IC: Início da chuvosa (março-maio); FC: Final da chuvosa (junho-agosto), para os anos de 2018 e 2019. ....	40
<b>Figura 3:</b> Exemplos de resíduos plásticos do estuário do Capibaribe. (a, d, g) apresentam estágio de degradação (1) recente; (b, e, h) estágio de degradação (2) intermediário; e (c, f, i) estágio de degradação (3) avançado. ....	42
<b>Figura 4:</b> Abundância dos macroplásticos nas regiões do estuário do Rio Capibaribe em ambas estações. SUP: Região superior; MED: Região média; INF: Região inferior.....	43
<b>Figura 5:</b> Diagramas de ordenação não-métrica multidimensional (A) dos estágios de degradação dos itens plásticos entre as regiões do estuário; (B) das abundâncias de itens plásticos (copo descartável, BOOP, tampas, sacola plástica, isopor, recipientes, sandálias, fragmentos rígidos e fragmentos maleáveis) entre as regiões do estuário. SUP: Região superior do estuário; MED: Região média do estuário; INF: Região Inferior do estuário.....	43
<b>Figura 6:</b> Abundância dos mesoplásticos no estuário do Rio Capibaribe em ambos períodos pluviométricos. Regiões do estuário SUP: Região superior; MED: Região média; INF: Região inferior. ....	44
<b>Figura 7:</b> Abundância de microplásticos nas três regiões do estuário do Rio Capibaribe durante as estações. SUP: Região superior; MED: Região do média; INF: Região inferior..	47
<b>Figura 8:</b> Abundância de larvas de peixe nas regiões do estuário do Rio Capibaribe nas estações início e final da seca, início e final da chuvosa. SUP: Região superior; MED: Região média; INF: Região inferior. Both: Bothidae; Eletpis: Eleotris pisonis; Gobii: Gobiidae; Megatla: Megalops atlanticus; Perci: Perciformes; Tetra: Tetraodontidae. ....	48
<b>Figura 8:</b> análise de correspondência canônica relacionando a abundância dos macro e microplásticos e ictioplâncton com as variáveis ambientais no estuário do rio Capibaribe. Eixo 1: Ictioplâncton; GOBII (Gobiidae), ELETPIIS (Eleotris pisonis), TETRA (Tetraodontidae), MEGATLA (Megalops atlanticus), BOTH (Bothidae), PERCI (Perciformes). Eixo 2: Variáveis ambientais. TMAC (Total de macroplástico); TMP (Total de microplástico); Preci (Precipitação), Ntu (turbidez), Mg.Ldo (oxigênio dissolvido), Temp (temperatura), pH (potencial hidrogeniônico), ppt (salinidade) G.Ltds (sólidos totais dissolvidos), Ms.cm (condutividade).....	49



### Lista de Tabelas Artigo I

<b>Tabela 1.</b> Estudos realizados em condições experimentais que ofertam microplástico à diferentes espécies de ictioplâncton. ....	3116
<b>Tabela 1.</b> Correlação entre a interação de microplásticos e o Ictioplâncton relatada em estudos que avaliaram ambiente natural estuarino .....	19

### Lista de Tabelas Artigo II

<b>Tabela 1.</b> Critérios utilizados para compor a escala física de degradação de resíduos plásticos no estuário do Capibaribe. Fonte: Siqueira et al. (2017).....	38
<b>Tabela 2.</b> Valores médios das variáveis ambientais analisadas durante as estações: IS e IF (início e final da seca), IC e FC (início e final da chuvosa), nas três regiões amostradas no canal principal do estuário do rio Capibaribe (Região Superior: SUP, média: MED; inferior :INF). .....	42
<b>Tabela 3.</b> Ictioplâncton encontrado no estuário do rio Capibaribe, durante as estações início e final da seca e início e final da chuvosa .....	47

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS ARTIGO I.....</b>	<b>v</b>
<b>LISTA DE FIGURAS ARTIGO II.....</b>	<b>v</b>
<b>LISTA DE TABELAS ARTIGO I.....</b>	<b>vi</b>
<b>LISTA DE TABELAS ARTIGO II.....</b>	<b>vi</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>viii</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>x</b>
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>2. HIPÓTESE.....</b>	<b>7</b>
<b>3. OBJETIVOS.....</b>	<b>7</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>4</b>
<b>3.1 ARTIGO CIENTÍFICO I.....</b>	<b>8</b>
Resumo.....	8
1.Introdução.....	10
2. Metodologia.....	11
3. Microplásticos vrs ictioplâncton: distribuição espacial da bibliografia especializada .....	12
4. Considerações finais .....	25
Referências .....	25
<b>3.2 ARTIGO CIENTÍFICO II .....</b>	<b>32</b>
Resumo.....	32
Introdução.....	34
Resultados.....	40
Discussão.....	49
Conclusão.....	55
Referências .....	57

## Resumo

A poluição por plásticos resulta em uma preocupação global, devido à presença constante desses poluentes em ambientes aquáticos e seus efeitos adversos à biota. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a ocorrência, distribuição e estágio de degradação de resíduos plásticos nas águas superficiais do estuário do Rio Capibaribe, localizado na cidade do Recife, Pernambuco (Brasil). Foi quantificada a abundância de resíduos plásticos presentes ao longo desse estuário considerando a distribuição i) espacial (estuário superior, médio e inferior) e ii) temporal, atendendo ao regime pluviométrico local, estações: início da seca (setembro-novembro), final da seca (dezembro-fevereiro), início da chuva (março-maio) e final chuva (junho-agosto). As amostras foram coletadas mediante arrastos horizontais superficiais, utilizando uma rede com malha de 500  $\mu\text{m}$  no sentido montante a jusante. Os plásticos retidos foram contados, medidos, identificados e classificados de acordo com o tamanho, tipo e cor. Foram identificados os estágios de degradação física dos resíduos plásticos de diferentes tamanhos até o nível de microplástico (MP = <5 mm). Para categoria microplástica foram utilizadas as partículas retidas no copo da rede. As larvas de peixe coletadas foram fixadas em solução formalina a 4% tamponado, neutralizada com carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) e conservadas em álcool a 70% em recipientes de 500 mL. Os microplásticos e as larvas de peixes foram analisados com auxílio de pinça e lupa estereoscópica (Zeiss, Stemi 2000 C), fotografados e medidos com o auxílio de uma câmera digital microscópica de software Belview. Foi observada diferença significativa ( $p = 0.011$ ) quando considerada a quantidade de resíduos plásticos (480 itens) e o estágio de degradação ao longo das diferentes estações do ano, com a estação final da chuva apresentando maior abundância (54,1%) do total de resíduos plásticos encontrados. Considerando o estágio de degradação dos macro e mesoplásticos, o estado avançado (3) foi o mais frequente (90% em relação aos demais). Microplásticos foram encontrados ao longo do estuário do Capibaribe, com uma concentração de 19,71 part./m<sup>3</sup>, com tamanho médio de 2,2 mm  $\pm$  1,01. Sendo os fragmentos moles o tipo mais abundante (69%), com predomínio da cor transparente (29%). A maioria dos microplásticos apresentam condição física muito degradada (78,9%) com alteração de cor, aspectos de intemperismo, e incrustações. Ao todo foram identificadas 106 larvas de peixes, com uma abundância de 1,5 indivíduos/m<sup>3</sup>, sendo as larvas pertencentes a ordem Gobiiformes as mais frequentes no estuário do Capibaribe. Durante todo o monitoramento realizado os resíduos plásticos foram encontrados em todas as regiões do estuário, assim como o número de microplástico superou o número de larvas de peixes, atingindo uma proporção aproximada de 1,0 larva de peixe: 13,5 microplásticos. Esses

resultados são preocupantes, salientando que quanto maior a disponibilidade de microplásticos no ambiente, maior a probabilidade de sua ingestão pelos peixes e, portanto, aumentar possíveis impactos nessas comunidades.

Palavras chaves: Degradação plástica; Larvas de peixe; Microplásticos; Plásticos.

## Abstract

Plastic pollution is a global concern due to the constant presence of these pollutants in aquatic environments and their adverse effects on biota. This work aims to evaluate the occurrence, distribution and degradation stage of plastic waste in surface waters of the Capibaribe River estuary, located in the city of Recife, Pernambuco (Brazil). The abundance of plastic waste present along this estuary was quantified considering the i) spatial (upper, middle and lower estuary) and ii) temporal distribution, taking into account the local rainfall, seasons: beginning of drought (September-November), end of drought (December-February), beginning of rain (March-May) and final rain (June-August). The samples were collected by superficial horizontal hauling, using a net with a 500  $\mu\text{m}$  mesh from upstream to downstream. Retained plastics were counted, measured, identified and classified according to size, type and color. The stages of physical degradation of plastic waste of different sizes up to the microplastic level (MP =  $<5$  mm) were identified. For the microplastic category, the particles retained in the net cup were used. The fish larvae collected were fixed in a 4% buffered formalin solution, neutralized with calcium carbonate ( $\text{CaCO}_3$ ) and preserved in 70% alcohol in 500 mL containers. Microplastics and fish larvae were analyzed using tweezers and a stereoscopic magnifying glass (Zeiss, Stemi 2000 C), photographed and measured with the aid of a digital microscopic camera using Belview software. A significant difference ( $p = 0.011$ ) was observed when considering the amount of plastic waste (480 items) and the stage of degradation over the different seasons of the year, with the final rainy season showing greater abundance (54.1%) of the total of plastic waste found. Considering the degradation stage of macro and mesoplastics, the advanced stage (3) was the most frequent (90% compared to the others). Microplastics were found along the Capibaribe estuary, with a concentration of 19.71 part./m<sup>3</sup>, with an average size of  $2.2 \text{ mm} \pm 1.01$ . Soft fragments were the most abundant type (69%), with a predominance of the transparent color (29%). Most microplastics have a very degraded physical condition (78.9%) with color change, weathering aspects, and incrustations. In all, 106 fish larvae were identified, with an abundance of 1.5 individuals/m<sup>3</sup>, with the larvae belonging to the order Gobiiformes being the most frequent in the Capibaribe estuary. During all the monitoring carried out, plastic residues were found in all regions of the estuary, as well as the number of microplastics exceeded the number of fish larvae, reaching an approximate ratio of 1.0 fish larva: 13.5 microplastics. These results are worrying, noting that the greater the availability of microplastics in the environment, the greater the probability of their ingestion by fish and, therefore, increase possible impacts on these communities.

Keywords: Plastic degradation; Fish larvae; Microplastics; Plastics; Fibers

## INTRODUÇÃO GERAL

Os estuários consistem em um corpo de água costeiro semifechado que proporciona ligações entre a região continental e o oceano, onde a hidrodinâmica e sua morfologia controlam os fluxos de sedimentos, nutrientes e poluentes (SCHETTINI et al., 2016). Nesse ambiente, ocorre a diluição das águas marinhas com a água doce, produzindo um gradiente ambiental de salinidade ao longo do canal principal (PRITCHARD, 1955; BARLETTA et al., 2019). Apresenta importância ecológica, econômica e social, utilizado como assentamento, alimentação e berçário de várias espécies de moluscos, peixes e crustáceos, entre outros grupos, incluindo algumas de importância comercial (WHITFIELD, 1990; DANTAS et al., 2012).

São ambientes que recebem uma grande quantidade de nutrientes originados de fonte marinha, terrestre, e da vegetação costeira que o margeia (FRENCH, 1997), como os manguezais. São áreas altamente produtivas do ponto de vista biológico, utilizadas para o assentamento humano, uma vez que os recursos existentes podem ser utilizados como fonte de alimento, sustento e lazer, representando um importante meio de vida para populações ribeirinhas, além de favorecer o estabelecimento de cidades, portos e indústrias (SANTOS et al., 2018; PAN et al., 2021).

Embora esses ambientes apresentem grande relevância biológica, eles se tornaram ambientes naturais altamente impactados, recebendo rejeitos produzidos nas bacias hidrográficas, nos centros urbanos e industriais sem tratamento adequado. As consequências dos impactos antrópicos são percebidos através das alterações da perda da qualidade ambiental como a presença de esgoto *in natura*, metais pesados, hormônios e resíduos plásticos (COLE et al., 2011; LIMA et al., 2014; DUDGEON et al., 2016; SCHETTINI et al., 2016).

O plástico é considerado o principal poluente encontrado em ambientes aquáticos, costeiros e marinhos (FRANZ, 2011) e representa mais de 70% dos poluentes encontrados (DE LA TORRE, 2020), inclusive nos estuários. Por se encontrarem próximos a áreas costeiras densamente povoadas ou industrializadas, os estuários podem servir potencialmente como filtros e sumidouros de resíduos plásticos para o oceano (LI et al., 2016; ANDERSON et al., 2018). Devido a versatilidade e baixo custo, os plásticos se tornaram componentes indispensáveis utilizados no dia a dia, produzidos e utilizados em larga escala (IVAR DO SUL E COSTA, 2014; PAN et al., 2021).

Como consequência, os plásticos são encontrados em grandes quantidades e estão amplamente dispersos em ambientes costeiros e marinhos, sendo transportado através de fontes terrestres e marítimas (FAURE et al., 2015). Pode ser classificado em: macroplásticos (itens > 25 mm), mesoplástico (5 – 25 mm), microplásticos grandes (1 - ≤ 5 mm), microplásticos pequenos (1 µm - ≤ 1000 µm) e nanoplásticos (1nm - ≤ 1 µm) (VAN CAUWENBERGHE et al., 2015; GIGAULT et al., 2018).

Os macroplásticos podem persistir no ambiente por longos períodos de tempo e podem ser transportados por longas distâncias (MOORE et al., 2011; LAHENS et al., 2018). Sujeitos à degradação física e química se transformam em uma fonte de microplástico (MP) para o ambiente estuarino (LI; TSE; FOK, 2016). Os MPs podem ser de origem primária ou secundária. Os MPs de origem primária são aqueles fabricados originalmente em tamanho micro e comumente utilizados como matéria-prima, material ou aditivos na indústria de cosméticos e higiene pessoal; e os MPs de origem secundária são aqueles resultantes da fragmentação dos resíduos plásticos maiores (ANBUMANI; KAKKAR, 2018; SILVA; DA COSTA; BARLETTA, 2013; ZETTLER; MINCER; AMARAL-ZETTLER, 2013).

Os plásticos podem adsorver outros poluentes presentes na água e introduzir-se na rede trófica ingerida por organismos aquáticos, ocasionando impactos em seu metabolismo (LEE et al., 2013; WAGNER, et al., 2014; GALL E THOMPSON, 2015). Registros desde a década de 70 (CARPENTE; SMITH, 1972) relatam a ingestão de plásticos por diferentes grupos de organismo aquáticos, desde invertebrados (*e.g* plâncton, moluscos, crustáceos) a vertebrados (*e.g* pássaros, tartarugas, peixes) (MASCARENHAS et al, 2004; MALLORY, 2008; VAN CAUWENBERGHE E JANSSEN, 2014; DEVRIESE et al., 2015; LI et al, 2015; BRATE et al 2016; SILVA-CAVALCANTI et al., 2017; FERREIRA et al., 2018).

Os impactos causados na biota decorrentes da inserção do resíduo plástico são diversos: ferimentos, perda de membros, asfixia e estrangulamento (DERRAIK, 2002). Geralmente esses danos estão associados a interação da biota com resíduos plásticos maiores (>25mm) (PEREIRA, 2014; YAO ET AL. 2019). Para uma parcela de menor tamanho, estudada nesse trabalho, o ictioplâncton, a literatura relata danos em diversos órgãos (*e.g.* coração, fígado, intestino) e alterações hormonais que afetam as taxas de crescimento e reprodução provocadas pela ingestão de MP (LUSHER et al, 2015; HOANG E FELIX-KIM., 2019; YANG et al., 2020).

Os estuários representam ambientes fundamentais para o ictioplâncton, e servem de berçário utilizados por diversos organismos para completar seu ciclo de vida (LIMA et al.,



2015). Os peixes podem se reproduzir em diferentes períodos do ano nesses locais, por serem favoráveis ao desenvolvimento de suas larvas e a sua atividade reprodutiva, refletindo na composição do ictioplâncton do rio ou de sua bacia de drenagem (DANTAS ET AL., 2012; SANTOS ET AL., 2018). Qualquer perturbação nesses ambientes pode afetar a reprodução e o desenvolvimento de diversas espécies de peixes (BARLETTA ET AL., 2020).

O estuário do rio Capibaribe consiste, atualmente, em um estuário urbano fortemente impactado por estar inserido na Região Metropolitana do Recife – RMR (XAVIER ET AL., 2018). É composto pela confluência entre os rios Capibaribe, Tejipió, Jordão, Pina e, compartilha a sua foz com o rio Beberibe (OLIVEIRA ET AL., 2014; ZANARDI-LAMARDO ET AL., 2016; SCHETTINI ET AL., 2016). Esse estuário é utilizado com frequência como fonte de descarte de dejetos orgânicos e resíduos sólidos, como os plásticos, o que torna essencial o monitoramento desse ambiente, a fim de analisar possíveis alterações que venham a interferir em seu equilíbrio e qualidade ambiental ao longo do espaço e tempo (SCHETTINI ET AL., 2016; NASCIMENTO ET AL., 2018; RÉGIS ET AL., 2018).

O presente estudo tem como objetivo avaliar a ocorrência e distribuição dos resíduos plásticos encontrados ao longo do estuário do Rio Capibaribe e a sua relação sob a presença do ictioplâncton nas águas superficiais deste estuário, analisando as variações espaciais e temporais. Para tal, essa dissertação está dividida em dois capítulos:

O capítulo 1, intitulado como *Microplásticos vs ictioplâncton: efeitos dessa interação em ambientes naturais e ambientes controlados*, relaciona através de um levantamento bibliográfico a relação entre microplástico e ictioplâncton. Para tal, os estudos foram relacionados e classificados em dois ambientes principais: estudos realizados em ambiente natural, considerando apenas os estuários; e estudos realizados em ambiente controlado, em condições experimentais. Assim, a revisão foi sistematizada com o objetivo de identificar os possíveis efeitos da interação do ictioplâncton com o microplástico.

O capítulo 2, intitulado como *Caracterização de resíduos plásticos ao longo de um gradiente estuarino e sua relação com o ictioplâncton*. Esse capítulo tem como objetivo caracterizar os resíduos plásticos ao longo do Estuário do Rio Capibaribe, considerando a sua variação espaço-temporal e como esta influencia na distribuição dos estágios de degradação desses resíduos. Como os resíduos plásticos encontrados ao longo do estuário mostraram variação de tipo, tamanho e nível de degradação, foi realizada uma correlação

com o ictioplâncton do local. As mesmas variáveis (espaço e tempo) foram consideradas para os dois grupos e sua relação testada.

## REFERÊNCIAS

ANBUMANI, S.; KAKKAR, P. Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 15, p. 14373–14396, maio 2018.

ANDERSON, P. J. et al. Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 223–231, jun. 2017.

BANDEIRA, C. S. N., et al. Aplicação da Análise Multivariada e da Resolução CONAMA 357/2005 para Análise da Qualidade de Água em Rios de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 5, p. 1859–1875, 2018.

BARLETTA, M.; MACHOVSKY-CAPUSKA, G. (EDS.). **Aquatic Habitat Ecology & Conservation: Continental and Marine Ecosystems Connectivity**. [s.l.] Frontiers Media SA, 2020.

BRÅTE, I. L. N. et al. Plastic ingestion by Atlantic cod ( *Gadus morhua* ) from the Norwegian coast. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1–2, p. 105–110, nov. 2016.

CARPENTER, E. J. et al. Polystyrene Spherules in Coastal Waters. **Science**, v. 178, n. 4062, p. 749–750, 17 nov. 1972.

COLE, J. J. et al. Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen, and hydrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 5, p. 1975–1980, 1 fev. 2011.

DANTAS, D. V. et al. Nursery Habitat Shifts in an Estuarine Ecosystem: Patterns of Use by Sympatric Catfish Species. **Estuaries and Coasts**, v. 35, n. 2, p. 587–602, mar. 2012.

DE-LA-TORRE, G. E. Microplastics: an emerging threat to food security and human health. **J Food Sci Technol** (May 2020) v. 57, n. 5, p. 1601–1608, maio. 2020.

DERRAIK, J. G. . The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 9, p. 842–852, set. 2002.

DEVRIESE, L. I. et al. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, n. 1–2, p. 179–187, set. 2015.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 02, p. 163, maio 2006.

Ferreira, G.V.B., Barletta, M., Lima, A.R.A., Morley, S.A., Justino, A.K.S., Costa, M.F., 2018. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environ. Pollut.* 236, 706–717. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095>

FAURE, F. et al. Plastic pollution in Swiss surface waters: Nature and concentrations, interaction with pollutants. **Environmental Chemistry**, v 12 582-591, jan. 2015.

FRENCH, P. W. **Coastal and estuarine management**. London ; New York: Routledge, 1997.

GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, n. 1–2, p. 170–179, mar. 2015.

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

HOANG, T. C.; FELIX-KIM, M. Microplastic consumption and excretion by fathead minnows (*Pimephales promelas*): Influence of particles size and body shape of fish. **Science of The Total Environment**, v. 704, p. 135433, fev. 2020.

IVAR DO SUL, J. A. et al. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. **Marine Pollution Bulletin**, v. 78, n. 1–2, p. 252–257, jan. 2014.

LEE, J. et al. Relationships among the abundances of plastic debris in different size classes on beaches in South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 77, n. 1–2, p. 349–354, dez. 2013.

LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 333–349, out. 2016.

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.

LUSHER, A. L. et al. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, dez. 2015.

MASCARENHAS, R.; SANTOS, R.; ZEPPELINI, D. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 4, p. 354–355, ago. 2004.

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

NASCIMENTO, R. C. M. et al. Uso de Indicadores Ambientais em áreas costeiras: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 2, p. 52–69, 2018.

PAN, Z. et al. Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. **Chemosphere**, v. 262, p. 127876, jan. 2021.

PRITCHARD, D. W. Estuarine Classification — A Help or a Hindrance. In: NEILSON, B. J.; KUO, A.; BRUBAKER, J. (Eds.). **Estuarine Circulation**. Totowa, NJ: Humana Press, 1989. p. 1–38.

RÉGIS, C. G. et al. Use of *Tisbe biminiensis* nauplii in ecotoxicological tests and geochemical analyses to assess the sediment quality of a tropical urban estuary in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 45–55, dez. 2018.

SCHETTINI, C. A. F. et al. The circulation of the lower Capibaribe Estuary (Brazil) and its implications for the transport of scalars. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 3, p. 263–276, set. 2016.

SILVA, E. M.; DA COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Small-scale water quality monitoring networks. **Journal of Coastal Research**, v. 165, p. 1218–1223, 3 jan. 2013.

SILVA-CAVALCANTI, J. S. et al. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution**, v. 221, p. 218–226, fev. 2017.

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 65–70, out. 2014.

WAGNER, M. et al. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, n. 1, dez. 2014.

WHITFIELD, A. K. Life-history styles of fishes in South African estuaries. **Environmental Biology of Fishes**, v. 28, n. 1–4, p. 295–308, ago. 1990.

XAVIER, D. A. et al. Anthropic Interventions in the Geomorphology of Capibaribe Estuary and its Reflex in Recente Sedimentation. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 41, n. 3, p. 492–502, 4 dez. 2018.

ZANARDI-LAMARDO, E. et al. Fontes e Níveis de Contaminação do Sistema Estuarino do Rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 44, n. 2, 30 nov. 2016.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 13, p. 7137–7146, 2 jul. 2013.

## **2 HIPÓTESES**

- A densidade e a abundância de microplásticos aumentam no sentido montante/ jusante em um estuário urbano atropizado.
- O período pluviométrico influencia a entrada de microplásticos no estuário urbano.

## **3 OBJETIVOS**

### **3.1 Objetivo Geral:**

Avaliar a ocorrência e distribuição de resíduos plásticos presentes nas águas superficiais de um estuário urbano antropizado.

### **3.2 Objetivos Específicos**

- Identificar e caracterizar os resíduos plásticos em um estuário urbano impactado;
- Analisar quantitativamente os tipos de microplásticos coletados no estuário;
- Analisar qualitativamente as principais categorias de microplásticos dispostas no estuário;
- Identificar o estágio de degradação dos resíduos plásticos encontrados no estuário do Capibaribe.

### 3.1 ARTIGO CIENTÍFICO I

Artigo científico a ser encaminhado a Revista **Environmental Pollution Bulletin**

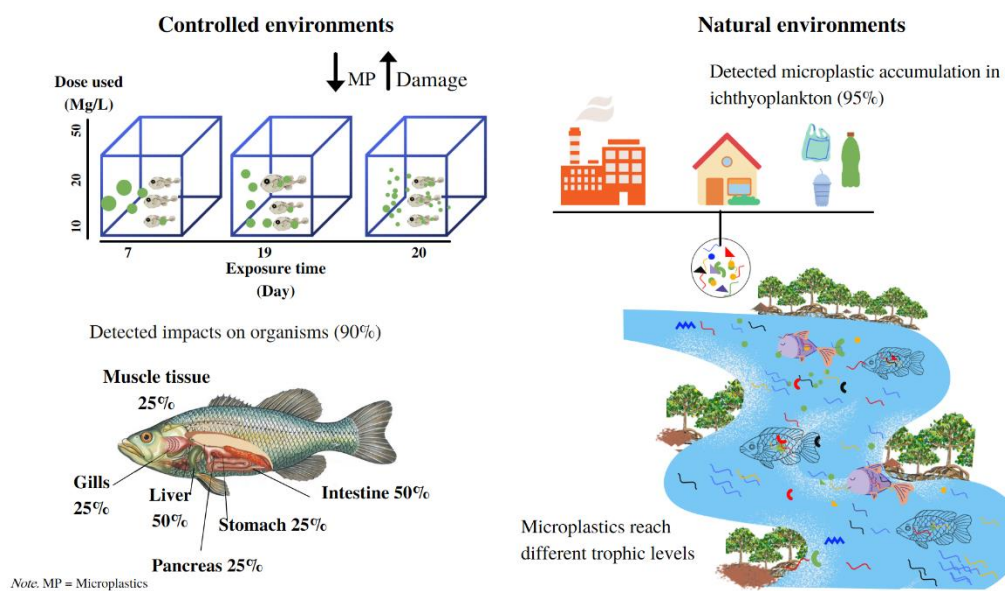
Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela revista, exceto o idioma.

## Microplásticos *vs* ictioplâncton: efeitos dessa interação em ambientes naturais e ambientes controlados

Elizângela Alves Dos Santos<sup>1</sup>, Ana Carla Asfora El-Deir<sup>2</sup>, Jacqueline Santos Silva Cavalcanti<sup>1</sup>

*Laboratório Oceanográfico de Poluição Aquática<sup>1</sup>, Laboratório de Ecologia de Peixes<sup>2</sup>, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Rua Manoel de Medeiros, S/N, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, 52171-900, Brasil.*

### Resumo Gráfico



### Highlights

- Microplásticos (63-75  $\mu\text{m}$ ) causaram danos ao fígado e intestino em 50% das espécies de peixes expostas a esse poluente;
- Concentrações de microplástico de 17,5 a 4100 Part/ $\text{m}^3$  representam estuários altamente impactados;
- As larvas expostas a quantidade de  $\geq 1000$  MPs  $\mu\text{g/L}$  por 3 dias aumentaram as frequências cardíacas (25%), inibição do crescimento (25%) e alterações na capacidade de natação (53,4%);
- Fibras ingeridas por ictioplâncton em ambiente natural apresentam tamanho de 1,3 – 3,5 mm;
- A transferência trófica de microplásticos consiste em uma via de contaminação de níveis tróficos superiores.

### Resumo

Uma revisão na literatura sobre a relação do microplástico com ictioplâncton foi realizada nos principais bancos de dados disponíveis on-line considerando o período de 2007-2021. Foram

identificados 60 artigos que relatam: presença de microplástico em ambiente estuarino (71,7%); ingestão pelo ictioplâncton em ambientes naturais (16,6%) e em condições experimentais (11,7%). O microplástico mais abundante em ambiente natural é a fibra (55%). Ambientes com densidades entre 17,5 – 4100part/m<sup>3</sup> apresentam maior possibilidade de ingestão dessas partículas pelo ictioplâncton. Quanto menor o microplástico (63 µm- 0,5mm) maior a probabilidade (95%) de ser ingerido pelo ictioplâncton (>2,56 mm). *Danio rerio* é a espécie comumente utilizada para avaliar os efeitos causados pela interação do microplástico com a ictioplâncton em condições experimentais. Os efeitos frequentemente relatados são: aumento na frequência cardíaca (25%), inibição do crescimento (25%), interferência na velocidade de natação das larvas (53,4%) e inflamações em diversos órgãos (*e.g.* fígado, intestino) (50%).

Palavras-Chaves: Estuário; Fibras; Plastic fragmente; Ingestão; Experimento; *Danio rerio*.

## 1. Introdução

Os microplásticos (MP) correspondem a fragmentos menores que 5 mm (Gigault et al., 2018), que podem ser ingeridos por diferentes organismos (plâncton, peixe, pássaros e até mamíferos), juntamente com a água através da alimentação (Phillips e Bonner, 2015; Batel et al., 2016; Garcia et al., 2019). A ingestão dessas partículas por esses organismos pode causar diminuição da alimentação, reduzir as taxas hormonais e reprodutivas e causar ferimentos internos que podem levar à morte (Lusher et al., 2013; Moore, 2008).

Por se encontrarem na mesma faixa de tamanho que os organismos planctônicos, a densidade de MP no ambiente aquático contribui para a ingestão dessas partículas por predadores de plâncton, que podem ingeri-lo ao confundi-lo com alimento (Cole et al., 2011; Wright et al., 2013; Desforges et al., 2015). Assim, os MPs hoje representam uma ameaça ao ictioplâncton, podendo ser facilmente transferido a níveis tróficos superiores pela cadeia alimentar (Lima et al., 2014). Estudos tem investigado a interação, ingestão e os possíveis impactos entre o ictioplâncton e os microplásticos (Mazurais et al., 2015; Steer et al., 2017; Pazos et al., 2018; Barletta et al., 2019 e 2020), tendo sido sistematizadas as informações referentes a este grupo, inclusive para peixes de consumo humano (Brate et al., 2016; Barletta et al., 2019; Lusher et al., 2015; Van Cauwenberghe e Janssen, 2014; Ferreira et al., 2019). Essa sistematização demonstrou que os estudos em ambientes controlados descrevem minuciosamente os efeitos dos microplásticos ao ictioplâncton em diferentes fases



ontogenéticas, enquanto que os estudos em ambientes naturais, relatam as consequências ecológicas dessa ingestão (Lima et al., 2014, 2015; Payton et al., 2020).

Frequentemente, estuários classificados como altamente contaminados por microplástico apresentam densidades entre 17,5 - 4100 part/m<sup>3</sup> (Zhao et al, 2015; Hitchcock and Mitrovic, 2019; Pazos et al., 2018; Rodrigues et al., 2019). Uma densidade de 17,5 part. de MP/m<sup>3</sup> leva a ingestão de microplástico pelo ictioplâncton mesmo quando há disponibilidade de presas para esses organismos (Rodrigues et al. 2019). Em densidade de 26,6 part. de MP/m<sup>3</sup> observa-se que o ictioplâncton ingere e acumula MP, transferindo-o a níveis tróficos superiores (Barletta et al., 2020).

A interação das larvas com os microplásticos em ambientes controlados ocorre a partir da ingestão dessas partículas, que coincide com o início da alimentação exógena desses organismos (Mazurais et al., 2015). A partir da entrada desse poluente no organismo, eles são incorporados e tendem a se acumular nos tecidos gastrointestinais, respiratórios, muscular e na maioria dos órgãos, reduzindo a capacidade de alimentação, inibindo o crescimento e a capacidade natatória das larvas (Chen et al., 2017; Hoang and Felix-Kim, 2020; LeMoine et al., 2018; Lu et al., 2016; Yang et al., 2020).

A crescente abundância de MP no ambiente aquático desperta preocupações quanto a sua inserção na cadeia trófica, uma vez que informações sobre a interação dos microplásticos com o ictioplâncton e seus efeitos tóxicos ainda são insipientes. Confrontar sistematicamente as informações geradas com trabalhos que estudem a interação microplástica x ictioplâncton em ambientes controlados, com aqueles realizados em ambientes naturais é essencial. Esse confronto tem por finalidade a parametrização das condições controladas, aproximando-as daquelas encontradas em ambientes naturais. Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo sistematizar informações referentes aos estudos que abordam a interação do ictioplâncton com microplástico em ambientes controlados e ambientes naturais, correlacionando aos possíveis efeitos da ingestão dessas partículas por larvas de peixes.

## **2. Metodologia**

Com a finalidade de analisar os artigos que abordam a correlação entre MP e o ictioplâncton em ambientes controlados (laboratório) e estuarinos, realizou-se uma revisão sistemática na bibliografia em portais de periódicos como Google Scholar, Scopus, Web of Science e Periódicos Capes. Foram considerados apenas revistas com temática ambiental e selecionados os periódicos com revisão por pares, adotando-se como período de análise 2007 a

2021, período no qual foram identificados os primeiros estudos relacionados a temática a ser abordada. A busca foi realizada utilizando as palavras-chave, sozinhas ou combinadas: “microplastic”, “plankton”, “estuary”, “fish larvae” and “estuarine environment”.

A seleção dos periódicos foi realizada em duas etapas: 1) triagem dos trabalhos através dos critérios de inclusão e exclusão da bibliografia; e 2) análise do artigo. Na primeira etapa foram utilizados como critérios de inclusão: pesquisas que versavam sobre MP em estuários e a interação entre MP e ictioplâncton em ambientes naturais ou controlados. Como critérios de exclusão: trabalhos com microplásticos que não ocorriam em ambiente estuarino; artigos repetidos em diferentes plataformas; e pesquisas realizadas com MP e larvas de outros organismos, que não ictioplâncton. A segunda etapa correspondeu a análise com leitura do artigo, sistematização e tabulação dos dados.

Os trabalhos foram enquadrados em duas categorias: ambiente controlado (laboratorial) e ambiente natural (estuário). Os trabalhos enquadrados como de ambiente controlado corresponderam aqueles que apresentavam estudos desenvolvidos com ictioplâncton estuarino em ambiente laboratorial sob condições experimentais controladas para dose, tamanho, tipo de microplásticos ofertados em condições de temperatura e salinidade conhecidas. Já em ambiente natural, foram incluídos trabalhos que utilizaram ictioplâncton de ambientes estuarinos impactados por microplásticos e que relataram correlação após a captura, sendo ou não objetivo principal do trabalho e tendo ou não as variáveis ambientais conhecidas.

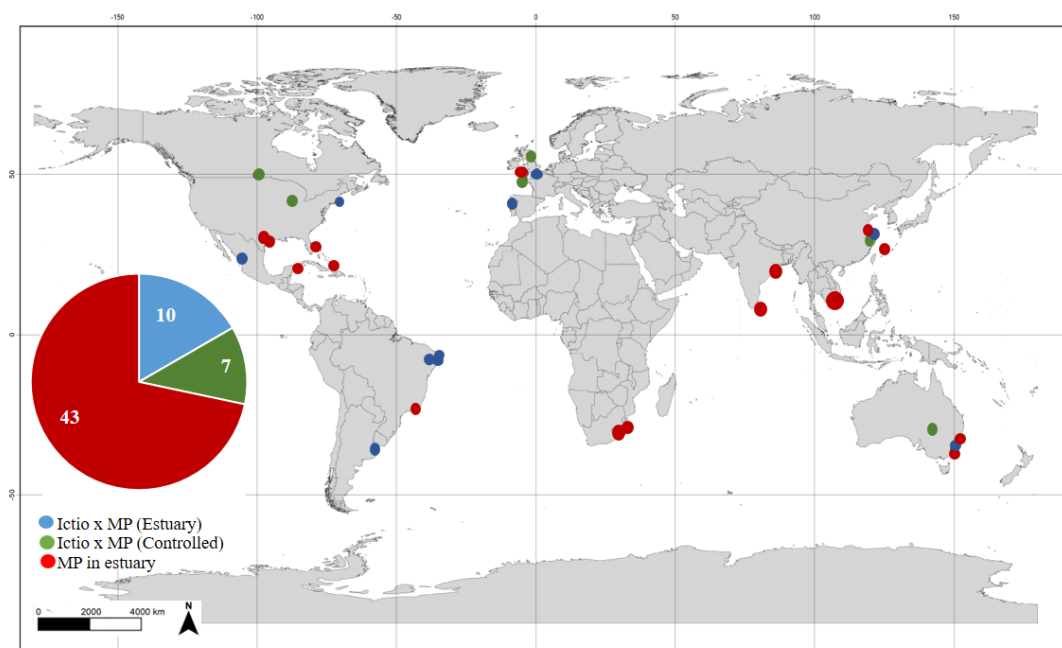
### **3. Microplásticos vrs ictioplâncton: distribuição espacial da bibliografia especializada**

Foram encontrados um total de 1849 artigos que versavam sobre a presença de MP em sedimento, em ambiente marinho, lagos, bem como a ingestão e toxicidade de MP em outros organismos (*e.g* microalgas, crustáceos e bivalves). Contudo, apenas 60 artigos se enquadraram dentro dos critérios requeridos por esse estudo, por abordarem a presença de MP em ambiente estuarino (71,7%) e a correlação entre a presença e/ou ingestão dessas partículas por ictioplâncton no ambiente natural (16,6%) ou em condições experimentais (11,7%).

Um total de 22 revistas abordam a interação entre microplástico e ictioplâncton em ambiente natural e controlado. Dentre essas, a revista com maior índice de publicação corresponde a *Environmental Pollution Bulletin* (25%), seguida da *Marine Pollution Bulletin* (23%). Sendo os anos de 2015 a 2020 o período com mais publicações sobre a temática avaliada. Para estudos sobre MP vrs ictioplâncton em ambiente controlado, a *Environmental*

Pollution Bulletin apresentou maior percentual de publicações (42%), e em ambiente natural, a Marine Pollution Bulletin com 39% do total de pesquisas.

Os trabalhos selecionados para este estudo estão geograficamente distribuídos conforme a Figura 1. A China é o país com maior número de estudos que abordam a relação microplásticos e ictioplâncton em ambiente natural (=15%). Cerca de 30% da produção mundial de plástico vem desse país e conseqüentemente resulta numa preocupação com os MPs gerados por essa produção que acabam chegando ao ambiente aquático (Yang et al., 2020). Não existe uma predominância em pesquisas entre os países que abordem a relação MPs *vs* ictioplâncton em ambientes controlados. Reino Unido, Canadá, Estados Unidos, Austrália, França e China apresentam resultados para experimento único (Boyle et al., 2020; LeMoine et al., 2018; Hoang and Felix–Kim, 2019; Karamin et al., 2017; Mazurais et al., 2015; Yang et al., 2020).



**Figura 1:** Distribuição geográfica dos 60 artigos selecionados para esta revisão; ● microplásticos (MP) e ictioplâncton (Ictio) em estuários; ● microplásticos e ictioplâncton em ambiente controlado; ● Abundância de microplásticos em estuários.

### 3.1 Efeitos causados por MP em ictioplâncton realizados em condições controladas

Visto que os MPs apresentam diferentes efeitos adversos à biota em ambiente natural, como já mencionado na presente revisão, a toxicidade de MP tem sido avaliada também em condições controladas, visando uma melhor compreensão dos efeitos dessas partículas na biota.

Esses estudos administram isoladamente a quantidade, tipo e tamanho de MP, avaliando os impactos à exposição de diferentes espécies ictioplânctônicas, colaborando para uma maior compreensão do efeito desse poluente aos organismos.

As pesquisas que investigam os efeitos e a toxicidade de MP em condições controladas optam em trabalhar com peixes na fase larval (Boyle et al., 2020; Hoang and Felix-Kim, 2020; Karami et al., 2017; LeMoine et al., 2018; Mazurais et al., 2015; Yang et al., 2020). Essa preferência está associada a alta capacidade natatória, alta mobilidade e maior interação com a superfície de contato. O desenvolvimento larval pode ser dividido em quatro estágios: 1) larval vitelino; 2) pré-flexão; 3) flexão; 4) pós-flexão (Ahlstrom et al., 1984; Zacardi et al., 2016), sendo a fase 4 a mais utilizada nos estudos.

Relatos da toxicidade por MP no desenvolvimento larval ainda são escassos (LeMoine et al., 2018), e os resultados divergem no delineamento experimental: espécie, tipo e tamanho de MP sob investigação. Foi constatado que nesses experimentos é comum a exposição dos organismos a um único tipo de MP, sob um curto período de exposição (3 a 42 dias), o que não possibilitou a identificação/correlação com efeitos significativos no crescimento larval (Mazurais et al., 2015; LeMoine et al., 2018) (Tabela 1). A natureza do MP (forma e rugosidade) ingeridos pelas larvas de peixes irá determinar o tempo de residência em seu trato digestório (Mazurais et al., 2015).

Para verificar os impactos causados por MP no ictioplâncton em ambiente controlado, o *Danio rerio* (Zebrafish) corresponde a espécie comumente utilizada (Boyle et al., 2020; LeMoine et al., 2018; Karamin et al., 2017). Por apresentar baixo custo de reprodução, ser geneticamente manipulável (genoma sequenciado com homologia com os mamíferos), rápido desenvolvimento (até 72 horas após fertilização), e por possuir embrião transparente durante todo seu desenvolvimento (permitindo acompanhar os efeitos causados por microplásticos em tempo real) (Santos et al., 2020).

Estudos iniciais apontaram que os MPs se acumulavam nos organismos a partir de tecidos diretamente em contato com a água, como tecidos gastrointestinais e respiratórios, interferindo em suas funções (Batel et al., 2016; Grigorakis et al., 2017). Contudo, alguns estudos ecotoxicológicos mapearam o percurso e os impactos do MP no ictioplâncton, sendo esses realizados com diferentes espécies, tipos e escalas de tamanho do MP (Boyle et al., 2020; LeMoine et al., 2018; Hoang and Felix –Kim, 2019; Karamin et al., 2017; Mazurais et al., 2015; Yang et al., 2020). As larvas começam a acumular MP no período que coincide com o início da alimentação exógena, aproximadamente 5 dias após a eclosão (Mazurais et al., 2015; Lu et

al., 2016; Hoang e Felix-Kim, 2019; LeMoine et al., 2018), podendo atingir diversos tecidos (*e.g.*, muscular, branquiais) e órgãos (*e.g.*, intestino, fígado).

Dentre os estudos relatados, 50% deles indicam que os MPs diminuem a velocidade de natação das larvas, e ficam retidos no trato digestório ou são translocados do intestino para os tecidos do corpo através do revestimento epitelial, causando obstrução mecânica do sistema gastrointestinal e respostas inflamatórias (Browne et al., 2011; Hoang and Felix-Kim, 2020; Phillips and Bonner, 2015; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Yang et al., 2020). Podem ainda atravessar o córion (10%); influenciar o comportamento (25%); aumentar a frequência cardíaca (25%); inibir o crescimento das larvas (25%) (Chen et al., 2017; Galloway et al., 2017; LeMoine et al., 2018; Lu et al., 2016; Pitt et al., 2018).

Em ambientes controlados a ingestão de MP pelo ictioplâncton ocorre a partir da manipulação com diferentes dosagens (Tabela 2). Na dosagem de 10 µg/L (menor dosagem manipulada), as larvas ingerem e excretam os MPs, não tendo sido observado maior dano (Hoang e Felix Kim, 2020). Em elevadas concentrações de MP (> 500 mg/L) (Karamin et al., 2017; Boyle et al., 2020) com tamanhos < 63 µm (Yang et al., 2020), foram observados impactos negativos no desenvolvimento das larvas (tabela 1). Larvas expostas à hiperdosagem de MP (1000µg/L a 1,050g/L) apresentaram múltiplos efeitos adversos *e.g.* destruição das fibras nervosas, inibição da acetilcolinase (AChE), aumento da cavidade instestinal (Yang et al., 2020), infiltração, inflamação e necrose no fígado (Lu et al., 2016) (tabela 1).

Esta revisão não possibilita inferir a taxa de mortalidade de larvas de peixes causada por MP, uma vez que apenas um dos estudos analisados identificou um pequeno aumento na taxa de mortalidade (Mazurais et al., 2015). Microplásticos de tamanho em torno de 45 µm foram identificadas no trato digestivo de *Dicentrarchus labrax* durante o período de exposição (14, 20 e 34 dias após a eclosão - DAE) e ocorreu um aumento (21,9%) na taxa de mortalidade com a quantidade de MP por larva a 14 e 20 DAE, em ambiente controlado (Mazurais et al., 2015). Essa alteração na taxa mortalidade demonstrou ser potencialmente induzida por uma obstrução do trato gastrointestinal devido a formação de nós ou aglomerados de MPs.

Outra observação importante está relacionada com a forma corporal das larvas e o tempo de excreção dos MPs. Em um estudo desenvolvido por Hoang e Felix Kim (2020) com *Pimephales promelas* (Rafinesque, 1820) pode-se observar que as larvas com torção no corpo excretam MP mais lentamente (MPs permaneceram no intestino por até 24 h). Em larvas de corpo reto, a excreção das partículas ocorreu após 12 h, sem o reconsumo permitido. Essa característica morfológica favorece concentrações mais elevadas de MP em larvas de corpo

curvado, quando comparadas com larvas de corpo reto considerando o tempo de excreção > 1 h (Hoang e Felix Kim, 2020). Outro ponto, frequentemente levantado para estudos em ambientes controlados, é a possível extrapolação de MPs por vias de contaminação aérea ou ambiental durante a execução do mesmo, sendo recomendadas medidas preventivas para evitar a contaminação das amostras biológicas (LeMoine et al., 2018).

Visando minimizar essa contaminação, os estudos analisados sugerem como medidas preventivas que devem ser adotadas para aumentar a confiabilidade dos estudos: (1) Utilização de jalecos 100% algodão e luvas de laboratório durante o processamento de peças; (2) todos os recipientes utilizados durante o processamento da amostra devem ser cobertos e limpos com água destilada antes da reutilização; (3) Todos os aparelhos (utensílios de vidro e ferramentas de dissecação) devem ser lavados três vezes com água filtrada para reduzir as chances de contaminação; e (4) Placas de Petri em branco e abertas devem ser usadas para avaliar a contaminação aérea local (Barletta and Machovsky-Capuska, 2020; Hoang and Felix-Kim, 2020; LeMoine et al., 2018; Lu et al., 2016; Mazurais et al., 2015).

**Tabela 2.** Estudos realizados em condições experimentais que ofertam microplástico a diferentes espécies de ictioplâncton.

Autor(es)	Ano	País	Espécie utilizada	Estágio de Vida	MP Utilizado	Dose Administrada	Tempo de Exposição	Dano observado
LeMoine et al., 2018	2018	Canadá	<i>Danio rerio</i>	Larvas	Polietileno com fluorescência vermelha	20 mg/L	19 Dias	Mudanças transitórias na expressão gênica Efeitos insignificantes
Yang et al.	2020	China	<i>Carassius auratus</i>	Larvas	Poliestireno-verde fluorescente Com diâmetro de 70 nm e 5 µm foram	10, 100 e 1000 µg/L	1, 3 e 7 Dias	Aumento na frequência cardíaca Inflamação de órgãos (fígado, intestino e guelras)
Mazurais et al.	2015	França	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Larvas	Polietileno fluorescente	Misturas de 10 e 45 µm = 1,050 g/L	43 Dias	Aumento na taxa de mortalidade
Hoang e Felix-Kim	2019	Estados Unidos da América	<i>Pimephales promelas</i>	Larvas	Polietileno-verde fluorescente	25 e 50 mg/L De tamanho de 63-75 µm e 125-150 µm	2 Dias	O consumo e a excreção de MP
Karamin et al,	2017	Austrália	<i>Danio rerio</i>	Larvas	Polietileno	5, 50, 500 mg/L	20 Dias	Acúmulo de MP no intestino
Boyle et al,	2020	Reino Unido	<i>Danio Rerio</i>	Larvas	Policloreto de vinila (PVC) e Polietileno tereftalato (PET)	200 µm 125, 250 e 500 mg/L	3 Dias	Alteração na expressão gênica

Quando consideradas as limitações de pesquisas em ambientes controlados, é interessante pontuar que em condições ambientais geralmente as larvas estão expostas a uma diversidade de MP maior (*e.g.* fibras, plástico duro, plástico mole, fragmentos, pellets) (Lima et al., 2015a; Rodrigues et al., 2019; Vendel et al., 2017) do que àquelas ofertadas em ambientes controlados. Geralmente microplásticos primários (*e.g.* pellets) são os mais frequentemente ofertados nesse tipo de experimento (Boyle et al., 2020; LeMoine et al., 2018; Hoang and Felix-Kim, 2019; Karamin et al., 2017; Mazurais et al., 2015; Yang et al., 2020).

Trabalhos com MPs associados a outros poluentes também são encontrados em ambientes controlados, embora não haja uma literatura vasta sobre esta temática, já é conhecido que o microplástico pode atuar como um reservatório de metais traço (Boyle et al., 2020). Quando associado com o chumbo (Pb) facilita a dessorção de aditivos químicos, aumentando a exposição de animais aquáticos a esse poluente (Boyle et al., 2020). Os MPs funcionam como transportadores de poluentes orgânicos persistentes (POPs), sendo os Ftalatos, Bisfenóis e os pesticidas organoclorados, os tipos mais comuns em estuários (Hanvey et al., 2017). Os principais efeitos adversos relatados para ictiofauna são acúmulo dos POPs no fígado, aumento na osmolaridade e cortisol do plasma e inibição da anidrase carbônica branquial (Barletta et al., 2019).

Relatos na literatura quanto ao tempo de excreção dos MPs por diferentes organismos planctônicos ainda são escassos, o que torna relevante a investigação quanto a ingestão e o reconsumo de MP em perspectiva futura. Esse tipo de estudo auxiliaria na compreensão do processo de biotransferência desses contaminantes para os organismos em diferentes níveis tróficos, uma vez que, uma multiplicidade de contaminantes orgânicos são adsorvidos no MPs (Alimi et al., 2018). Assim, é necessário que trabalhos experimentais sejam desenvolvidos em condições mais realistas e que se aproximem ao máximo das condições *in natura*, a fim de obter maiores resultados quanto a toxicidade por MP, constituindo uma importante ferramenta no subsídio de hipóteses a serem testadas em ambientes naturais.

### 3.2 Interação entre MP e ictioplâncton em ambiente natural estuarino

O número de pesquisas quanto a presença e abundância de MP em ambientes estuarino próximos a locais urbanizados tem se intensificado (Tabela 2), justificando uma avaliação do impacto ecofisiológico, bem como da ecotoxicidade dessas partículas nestes ambientes (Bessa et al., 2018; Jabeen et al., 2017; Lahens et al., 2018; Polanco et al., 2020; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Strady et al., 2020; Vendel et al., 2017; Yang et al., 2020).



A ictiofauna de um estuário sofre alterações espaço-temporal de acordo com a temporada de reprodução das espécies, as flutuações ambientais e possíveis estressores antropogênicos (Barletta et al., 2020). Em seus primeiros estágios de vida, as espécies de peixes são altamente vulneráveis, especialmente às condições ambientais (salinidade, temperatura e turbidez) e variações nessas condições influenciam seus padrões de distribuição, densidade e diversidade em estuários (Rodrigues et al., 2019).

Ambientes fundamentais para a ictiofauna, os estuários servem de berçário utilizados por muitas espécies para completar seu ciclo de vida (Lima et al., 2015a, p. 20). Os peixes se reproduzem em períodos do ano nesses locais por serem favoráveis ao desenvolvimento de suas larvas e a sua atividade reprodutiva reflete diretamente na composição do ictioplâncton em um determinado rio ou em sua bacia de drenagem (Bandeira Carvalho dos Santos et al., 2018; Dantas et al., 2012). Qualquer perturbação nesses ambientes pode afetar diretamente a reprodução e o desenvolvimento de diversas espécies de peixes (Barletta et al., 2020).

**Tabela 3.** Correlação entre a interação de microplásticos e o Ictioplâncton relatada em estudos que avaliaram ambiente natural estuarino.

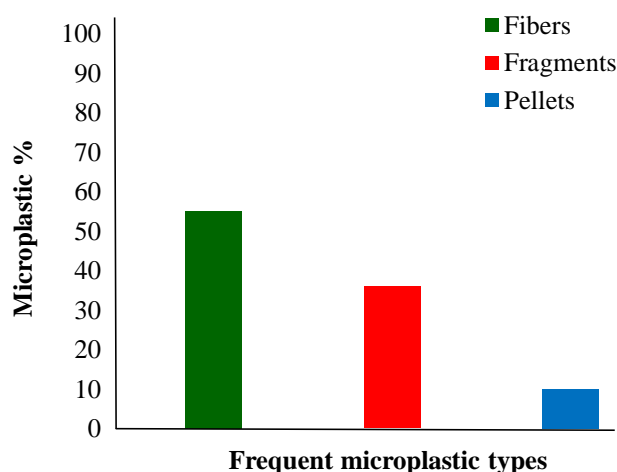
<b>Autor</b>	<b>Ano</b>	<b>Área de Estudo</b>	<b>Espécie estudada</b>	<b>Tipo Microplástico</b>	<b>Impactos</b>
Ferreira <i>et al</i> ,	2018	Estuário de Goiana - PE	<i>Cynoscion acoupa</i>	Filamentos e fibras	Ingestão e biotransferência de Microplástico
Pazos <i>et al</i> ,	2018	Estuário do Rio de La Plata (América do Sul)	Zooplâncton	Fibra	Ingestão de Microplástico
Rodrigues <i>et al</i> ,	2019	Estuário do Douro - Portugal	<i>Pomatoschistus micros</i> , <i>Sardina pilchardus</i> , <i>Pomatoschistus minutus</i> , <i>Solea senegalensis</i>	Plástico duro e fibras	Ingestão de Microplástico
Lima <i>et al</i> ,	2015	Estuário de Goiana - PE	<i>Rhinosardinia bahiensis</i> , <i>Harengula clupeola</i>	Plásticos macios e duros	Ingestão de Microplástico
Lima <i>et al</i> ,	2014	Estuário de Goiana - PE	<i>Anchovia clupeioides</i> , <i>Cynoscion acoupa</i>	Plásticos macios e duros	Ingestão de Microplástico
Payton <i>et al</i> ,	2020	Porto de Charleston - EUA	Zooplâncton	Fibras e Fragmentos	Ingestão de Microplástico
Steer <i>et al</i> ,	2017	Canal da mancha (Reino Unido)	<i>Common dragonet</i> , <i>European eel</i> , <i>Poor cod</i>	Fibras e fragmentos	Ingestão de Microplástico
Barletta	2019	Estuário de Goiana - PE	<i>Cathorops spixii</i> , <i>Eusinosomos Melanopterus</i>	Fibras	Ingestão de Microplástico

---

Barletta <i>et al</i> ,	2020	Estuário de Goiana - PE	Espécies de Haemulidae	Lascas de tinta, fios, fragmentos mole e duro	A bioacumulação microplástica aumenta em direção ao topo da teia trófica
Jabeen <i>et al</i> ,	2016	Estuário de Yangtze - China	Espécies de peixe marinho e de água doce	Fibras Transparente	Ingestão de Microplástico

---

Os MPs apresentam uma tendência de serem encontrados em maiores concentrações em locais com intensa atividades antropogênicas devido a produção excessiva de resíduos nessas áreas (Rodrigues et al., 2019). A poluição estuarina por microplástico variou de 17,5 a 4100 partículas/m<sup>3</sup> conforme os estudos abordados nessa revisão (Zhao et al, 2015; Hitchcock and Mitrovic, 2019; Pazos et al., 2018). Os microplásticos mais frequentemente encontrados em estuários urbanos correspondem a fibras com tamanhos entre 1,4 – 3,5 mm (55%) (Pazos et al., 2018; Rodrigues et al., 2019; Zhao et al., 2015), fragmentos (36%) (Andrade et al., 2019; Lima et al., 2014; Naidoo et al., 2015; Pan et al., 2021) e Pellets (9%) (Campanale et al., 2020; Ferreira et al., 2018; Hitchcock and Mitrovic, 2019; Pegado et al., 2018; Zhao et al., 2015) (Figura 2). Os MPs podem ser encontrados em concentrações elevadas, sobrepondo a disponibilidade de larvas nos períodos mais chuvosos, na região superior do estuário (Rodrigues et al., 2019) e nas regiões média e inferior do estuário (Lima et al., 2015b). Sendo as fibras e fragmentos (macio/duro) os tipos de MP mais frequentes (Naidoo et al., 2015; Pazos et al., 2018; Phillips and Bonner, 2015; Zhao et al., 2015).



**Figura 2:** Percentual de microplásticos encontrados com frequência em estuários antropizados, segundo os artigos utilizados nesta revisão.

As fibras representam um dos tipos de MP mais comuns encontrados em investigações de ingestão e podem representar um risco aos organismos aquáticos de serem enroscados e quando ingeridas, podem gerar aglomerados, causar ferimentos como abrasão interna, interferindo na ingestão de alimentos (Avio et al., 2015; Botterell et al., 2019).

A direção do vento, a precipitação e o influxo de água doce são parâmetros ambientais que influenciam a distribuição e a abundância de MP dentro dos estuários (Eerkes-Medrano et al., 2015). Assim como o movimento da maré e os processos de estratificação do ambiente (Lima et al., 2014). É possível que os MP que saem do estuário na maré vazante retornam a esse ambiente durante a maré cheia e vice-versa (Sadri and Thompson, 2014; Figueiredo e Vianna, 2018; Hitchcock e Mitrovic, 2019; Rodrigues et al., 2019). Essa dinâmica aumenta a possibilidade de criação de *hotspot*, a exemplo do estuário do Capibaribe, Nordeste do Brasil, que recebe de seus afluentes a contribuição de resíduos plásticos, através do despejo de esgotos residuais doméstico (Zanardi-Lamardo et al., 2016).

Vendel et al. (2017) verificaram que os peixes analisados nos estuários de Mamanguape e da Paraíba, Nordeste do Brasil apresentaram ingestão de MP de 1 a 4 partículas por indivíduo (196 peixes ingeriram MP) do tipo fibras (90%), Fragmentos moles (6%) e fragmentos duros (4%). Os autores pontuaram que os MPs podem ser encontrados no ambiente independentemente das diferentes ações antropogênicas, uma vez que o estuário de Mamanguape localiza-se em uma área de proteção ambiental, apresentando impactos ambientais menores quando comparado a outros ambientes estuarinos, sujeitos a maiores ações antropogênicas.

Estudos sobre a concentração de MPs em diferentes estuários devem ser cautelosos pelos diferentes tipos de amostragem, quantificações e métodos de digestão (Rodrigues et al., 2019), já que as diferentes técnicas de amostragem relatadas na literatura - bombas de água (Zhao et al., 2014), rede de plâncton (Lima et al., 2014) e manta (Sadri and Thompson, 2014) - apontam a necessidade de uma metodologia padronizada para quantificar MPs no ambiente. Todo o protocolo citado na sessão 3.1 desta revisão para evitar a contaminação das amostras em ambientes controlados também devem ser considerados essenciais para o tratamento das amostras de ambiente natural.

Considera-se que em estudos para identificação de MP, as amostras devem ser inicialmente degradadas por meio de digestão ácida, para garantir a exclusão da matéria orgânica, para isto é comum a utilização de Peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) 30% (Parker et al.,

2020; Rodrigues et al., 2019; Pazos et al., 2017; Jabeen et al., 2016; Li et al., 2015). E o espectrômetro de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) e/ou Espectrômetro Raman com Transformada de Fourier (FTRaman) são utilizados, por apresentarem eficácia na distinção dos compostos químicos (orgânicos e inorgânicos) (Steer et al., 2017; Wang et al., 2016; Masura et al., 2015).

No entanto nem todas as pesquisas que investigam a contaminação por MP utilizam digestão ácida para degradar a matéria orgânica (Brate et al., 2016; Rummel et al., 2015). A espectroscopia consiste no método mais confiável de identificar microplásticos, no entanto, nem sempre é possível a utilização do FT-IR/ FTRaman (Ivar do Sul, 2021). Na ausência dessa instrumentação espectrofotométrica convencional, outros métodos de detecção de MP podem ser utilizados para quantificar como: morfologia / elasticidade, microscopia de campo claro e fluorescência e ponto de fusão (Payton et al., 2019). As diferenças metodológicas podem interferir nos resultados das diversas pesquisas (Rodrigues *et al.*, 2019), destacando assim, a necessidade em continuar buscando uma padronização viável e adaptável para estudos com MPs em ambientes aquáticos.

A presença de MP foi observada em diversas espécies de peixes comercialmente importantes para o consumo humano: *Hoplosternum littorale*, *Cynoscion acoupa*, *Dicentrarchus labrax* (Ferreira et al., 2018; Silva-Cavalcanti et al., 2017; Mazurais et al., 2015; Lusher et al., 2016). Desta forma, a ingestão de MP por espécies utilizadas para o consumo humano, consiste em um meio através do qual os humanos ficam expostos a essas partículas e aos seus componentes químicos (Bouwmeester et al., 2015; GESAMP, 2016).

No Brasil, foi identificadas altas taxas de MP no trato digestivo de espécies de peixes de água doce economicamente importante, cerca de 63 partículas de microplástico do tipo filamento foi encontrado em um único indivíduo, propondo questões de segurança alimentar para a população humana (Silva-Cavalcanti et al., 2017; Ferreira et al., 2018; 2019).

Já foram identificados MP no intestino humano, segundo a FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação) a ingestão dessas partículas varia de 74 mil a 121 mil partículas por ano, conforme idade e sexo (FAO, 2019). No entanto, os efeitos da toxicidade de MP em humanos por meio da ingestão de alimentos contaminados ainda são incipientes.

Os estuários localizados em áreas urbanizadas apresentam maior abundância microplástica (*eg.* fibras e fragmentos) provenientes das atividades antrópicas nesses locais (Pazos et al., 2018; Rodrigues et al., 2019). A disponibilidade elevada de MP nesse ambiente

pode favorecer a ingestão dessas partículas por ictioplâncton, uma vez que esses organismos não são alimentadores seletivos, ingerindo por tanto o que estiver disponível.

#### 4. Considerações finais

A presente revisão destaca a ocorrência de MP em relação ao ictioplâncton em ambiente natural e controlado. As informações retratadas nesse estudo mostraram que estuários com elevadas concentrações de MP (17,5 a 4100 part/m<sup>3</sup>) registraram a ingestão desse poluente por diferentes espécies de ictioplâncton. Quanto menor o MP (<63 µm) maior a probabilidade de ser ingerido por ictioplâncton (6,14±7,09 / MP ± Ictioplâncton). Foi possível identificar que em ambiente controlado os MP apresentam efeitos adversos, interferindo na capacidade natatória das larvas, indução de estresse oxidativo, aumento da frequência cardíaca e inibição do crescimento e inflamação de diversos órgãos (*e.g.* intestino, fígado, pâncreas). Visto que, a dosagem e o tipo microplástico utilizado em condições controladas, diverge do tipo e das densidades encontradas no ambiente natural. Desta forma, espera-se que haja mais estudos desenvolvidos em ambiente controlado, atentando para que a dose e o tipo microplástico ofertado sejam similares ao encontrado no ambiente natural, afim de caracterizar com maior precisão os impactos causados ao ictioplâncton. As fibras representam 55% do tipo de MP ingerido por diferentes espécies de ictioplâncton (*e.g.* *C. acoupa*, *P. micros*, *S. pilchardus*, *P. minutus*) em ambiente natural, com capacidade de bioacumular e transferir-se a níveis tróficos superiores conforme a literatura. Conclui-se que é necessário que trabalhos experimentais sejam desenvolvidos em condições mais realistas e que se aproximem ao máximo das condições *in natura*, a fim de obter maiores resultados quanto a toxicidade por MP, constituindo uma importante ferramenta no subsídio de hipóteses a serem testadas em ambientes naturais.

#### Referências

Ahlstrom, E.H., American Society of Ichthyologists and Herpetologists., United States., 1984. Ontogeny and systematics of fishes : based on an international symposium dedicated to the memory of Elbert Halvor Ahlstrom / sponsored by the National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Dept. of Commerce. [New York?]: American Society of Ichthyologists and Herpetologists.

Alimi, O.S., Farner Budarz, J., Hernandez, L.M., Tufenkji, N., 2018. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition, and Enhanced Contaminant Transport. *Environ. Sci. Technol.* 52, 1704–1724.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>

Andrade, M.C., Winemiller, K.O., Barbosa, P.S., Fortunati, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater

fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environ. Pollut.* 244, 766–773.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>

Avio, C.G., Gorbi, S., Regoli, F., 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar. Environ. Res.* 111, 18–26.  
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>

Barletta, M., Costa, M.F., Dantas, D.V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX* 7, 100861.  
<https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>

Barletta, M., Machovsky-Capuska, G. (Eds.), 2020. Aquatic Habitat Ecology & Conservation: Continental and Marine Ecosystems Connectivity, *Frontiers Research Topics*. Frontiers Media SA.

Batel, A., Linti, F., Scherer, M., Erdinger, L., Braunbeck, T., 2016. Transfer of benzo[*a*]pyrene from microplastics to *Artemia* nauplii and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants: Trophic transfer of microplastics and associated POPs. *Environ. Toxicol. Chem.* 35, 1656–1666. <https://doi.org/10.1002/etc.3361>

Bessa, F., Barría, P., Neto, J.M., Frias, J.P.G.L., Otero, V., Sobral, P., Marques, J.C., 2018. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 128, 575–584. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.044>

Botterell, Z.L.R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K., 2019. Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environ. Pollut.* 245, 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>

Bouwmeester, H., Hollman, P.C.H., Peters, R.J.B., 2015. Potential Health Impact of Environmentally Released Micro- and Nanoplastics in the Human Food Production Chain: Experiences from Nanotoxicology. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8932–8947.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01090>

Boyle, D., Catarino, A.I., Clark, N.J., Henry, T.B., 2020. Polyvinyl chloride (PVC) plastic fragments release Pb additives that are bioavailable in zebrafish. *Environ. Pollut.* 263, 114422. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114422>

Bråte, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C., Thomas, K.V., 2016. Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 112, 105–110.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.034>

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Campanale, Massarelli, Savino, Locaputo, Uricchio, 2020. A Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 1212. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041212>



Campbell, S.H., Williamson, P.R., Hall, B.D., 2017. Microplastics in the gastrointestinal tracts of fish and the water from an urban prairie creek. *FACETS* 2, 395–409. <https://doi.org/10.1139/facets-2017-0008>

Chen, Q., Gundlach, M., Yang, S., Jiang, J., Velki, M., Yin, D., Hollert, H., 2017. Quantitative investigation of the mechanisms of microplastics and nanoplastics toward zebrafish larvae locomotor activity. *Sci. Total Environ.* 584–585, 1022–1031. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.156>

Dantas, D.V., Barletta, M., Araújo Lima, A.R., de Assis Almeida Ramos, J., da Costa, M.F., Saint-Paul, U., 2012. Nursery Habitat Shifts in an Estuarine Ecosystem: Patterns of Use by Sympatric Catfish Species. *Estuaries Coasts* 35, 587–602. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9452-0>

Desforges, J.-P.W., Galbraith, M., Ross, P.S., 2015. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 69, 320–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>

Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

Ferreira, G.V.B., Barletta, M., Lima, A.R.A., 2019. Use of estuarine resources by top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination by microplastics? *Sci. Total Environ.* 655, 292–304. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.229>

Ferreira, G.V.B., Barletta, M., Lima, A.R.A., Morley, S.A., Justino, A.K.S., Costa, M.F., 2018. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environ. Pollut.* 236, 706–717. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095>

Figueiredo, G.M., Vianna, T.M.P., 2018. Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 256–265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>

Galloway, T.S., Cole, M., Lewis, C., 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat. Ecol. Evol.* 1. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>

Garcia, T.M., Campos, C.C., Mota, E.M.T., Santos, N.M.O., Campelo, R.P. de S., Prado, L.C.G., Melo Junior, M., Soares, M. de O., 2020. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Mar. Pollut. Bull.* 150, 110705. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>

Gesamp Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2016. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. (IMO, FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP). In: Kershaw, P.J. (Ed.), Rep. Stud. GESAMP No. 90 (96 pp). Reports Stud. GESAMP, No. 93, 96 p. 93.

Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., Reynaud, S., 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environ. Pollut.* 235, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>

Grigorakis, S., Mason, S.A., Drouillard, K.G., 2017. Determination of the gut retention of plastic microbeads and microfibers in goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere* 169, 233–238. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.055>

Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K., Clarke, B.O., 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Anal. Methods* 9, 1369–1383. <https://doi.org/10.1039/C6AY02707E>

Hitchcock, J.N., Mitrovic, S.M., 2019. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environ. Pollut.* 247, 457–466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>

Hoang, T.C., Felix-Kim, M., 2020. Microplastic consumption and excretion by fathead minnows (*Pimephales promelas*): Influence of particles size and body shape of fish. *Sci. Total Environ.* 704, 135433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135433>

Ivar do Sul, J.A., 2021. Why it is important to analyze the chemical composition of microplastics in environmental samples. *Mar. Pollut. Bull.* 165, 112086. DOI:10.1016/j.marpolbul.2021.112086

Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., Shi, H., 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environ. Pollut.* 221, 141–149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055>

Karami, A., Groman, D.B., Wilson, S.P., Ismail, P., Neela, V.K., 2017. Biomarker responses in zebrafish (*Danio rerio*) larvae exposed to pristine low-density polyethylene fragments. *Environ. Pollut.* 223, 466–475. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.047>

Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T.-C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., Tassin, B., 2018. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environ. Pollut.* 236, 661–671. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>

LeMoine, C.M.R., Kelleher, B.M., Lagarde, R., Northam, C., Elebute, O.O., Cassone, B.J., 2018. Transcriptional effects of polyethylene microplastics ingestion in developing zebrafish (*Danio rerio*). *Environ. Pollut.* 243, 591–600. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.084>

Li, W.C., Tse, H.F., Fok, L., 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Sci. Total Environ.* 566–567, 333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>

Lima, A.R.A., Barletta, M., Costa, M.F., 2015a. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>

Lima, A.R.A., Barletta, M., Costa, M.F., 2015b. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>

Lima, A.R.A., Costa, M.F., Barletta, M., 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environ. Res.* 132, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.031>

Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., Ren, H., 2016. Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4054–4060. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>

Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Mar. Pollut. Bull.* 67, 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>

Lusher, A.L., Tirelli, V., O'Connor, I., Officer, R., 2015. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.* 5. <https://doi.org/10.1038/srep14947>

Masura, J., Baker, J., Foster, G., Courtney, A., 2015. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48

Mazurais, D., Ernande, B., Quazuguel, P., Severe, A., Huelvan, C., Madec, L., Mouchel, O., Soudant, P., Robbens, J., Huvet, A., Zambonino-Infante, J., 2015. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Mar. Environ. Res.* 112, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.09.009>

Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res.* 108, 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

Naidoo, T., Glassom, D., Smit, A.J., 2015. Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 473–480. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.044>

Pan, Z., Liu, Q., Jiang, R., Li, W., Sun, X., Lin, H., Jiang, S., Huang, H., 2021. Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. *Chemosphere* 262, 127876. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127876>

Parker, B.W., Beckingham, B.A., Ingram, B.C., Ballenger, J.C., Weinstein, J.E., Sancho, G., 2020. Microplastic and tire wear particle occurrence in fishes from an urban estuary: Influence of feeding characteristics on exposure risk. *Mar. Pollut. Bull.* 160, 111539. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111539>

Payton, T.G., Beckingham, B.A., Dustan, P., 2020. Microplastic exposure to zooplankton at tidal fronts in Charleston Harbor, SC USA. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 232, 106510. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106510>

Pazos, R.S., Bauer, D.E., Gómez, N., 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environ. Pollut.* 243, 134–142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>

Pegado, T. de S. e S., Schmid, K., Winemiller, K.O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., Giarrizzo, T., 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon

River estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 814–821.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>

Phillips, M.B., Bonner, T.H., 2015. Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 100, 264–269.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.041>

Pitt, J.A., Kozal, J.S., Jayasundara, N., Massarsky, A., Trevisan, R., Geitner, N., Wiesner, M., Levin, E.D., Di Giulio, R.T., 2018. Uptake, tissue distribution, and toxicity of polystyrene nanoparticles in developing zebrafish (*Danio rerio*). *Aquat. Toxicol.* 194, 185–194. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.11.017>

Polanco, H., Hayes, S., Roble, C., Krupitsky, M., Branco, B., 2020. The presence and significance of microplastics in surface water in the Lower Hudson River Estuary 2016–2019: A research note. *Mar. Pollut. Bull.* 161, 111702.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111702>

Rodrigues, S.M., Almeida, C.M.R., Silva, D., Cunha, J., Antunes, C., Freitas, V., Ramos, S., 2019. Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. *Sci. Total Environ.* 659, 1071–1081.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.273>

Rummel, C.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.-M., Janke, M., Gerds, G., 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 102, 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.043>

Sadri, S.S., Thompson, R.C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 55–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>

Santos, M.C., Silva, E.S., Menezes, A.M.F., Junqueira, L.P.B., Rodrigues, L.O.S., 2020. Zebrafish (*Danio Rerio*): Novo Modelo Animal Introduzido Com Êxito No Cenário Científico. *Rev. Multi. Saud.*, 1:1, 34. Recuperado de  
<https://editoraime.com.br/revistas/index.php/rem/s/article/view/119>

Santos, N.B., Santos, R.H.G., Silva, R.F., 2018. Aplicação da Análise Multivariada e da Resolução CONAMA 357/2005 para Análise da Qualidade de Água em Rios de Pernambuco. *Rev. Bras. Geogr. Física* 11, 1859–1875.  
<https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1859-1875>

Silva-Cavalcanti, J.S., Silva, J.D.B., França, E.J. de, Araújo, M.C.B. de, Gusmão, F., 2017. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environ. Pollut.* 221, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>

Steer, M., Cole, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K., 2017. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environ. Pollut.* 226, 250–259.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.062>

Strady, E., Kieu-Le, T.-C., Gasperi, J., Tassin, B., 2020. Temporal dynamic of anthropogenic fibers in a tropical river-estuarine system. *Environ. Pollut.* 259, 113897.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113897>

Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>

Vendel, A.L., Bessa, F., Alves, V.E.N., Amorim, A.L.A., Patrício, J., Palma, A.R.T., 2017. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Mar. Pollut. Bull.* 117, 448–455. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>

Wang, W., Ndungu, A.W., Li, Z., Wang, J., 2016. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* 575, 1369–1374. [10.1016/j.scitotenv.2016.09.213](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213)

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Yang, H., Xiong, H., Mi, K., Xue, W., Wei, W., Zhang, Y., 2020. Toxicity comparison of nano-sized and micron-sized microplastics to Goldfish *Carassius auratus* Larvae. *J. Hazard. Mater.* 388, 122058. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122058>

Zacardi, D.M., Bittencourt, S.C.S., Nakayama, L., 2016. O Ictioplâncton e Sua Relação com a Variação Diária e os Ciclos de Marés no Estuário Amazônico. *Biota Amaz.* 6, 32–40. <https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n2p32-40>

Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environ. Pollut.* 206, 597–604. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.027>

Zanardi-Lamardo, E., Nóbrega, A.S.C., Santos, R.H.A., Maciel, D.C., 2016. Fontes e níveis de contaminação do sistema estuarino do rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). *Trop. Oce.* 44, 2.10.5914/tropocean.v44i2.8296

### 3.2 ARTIGO CIENTÍFICO II

Artigo científico a ser encaminhado a Revista **Environmental Pollution Bulletin**

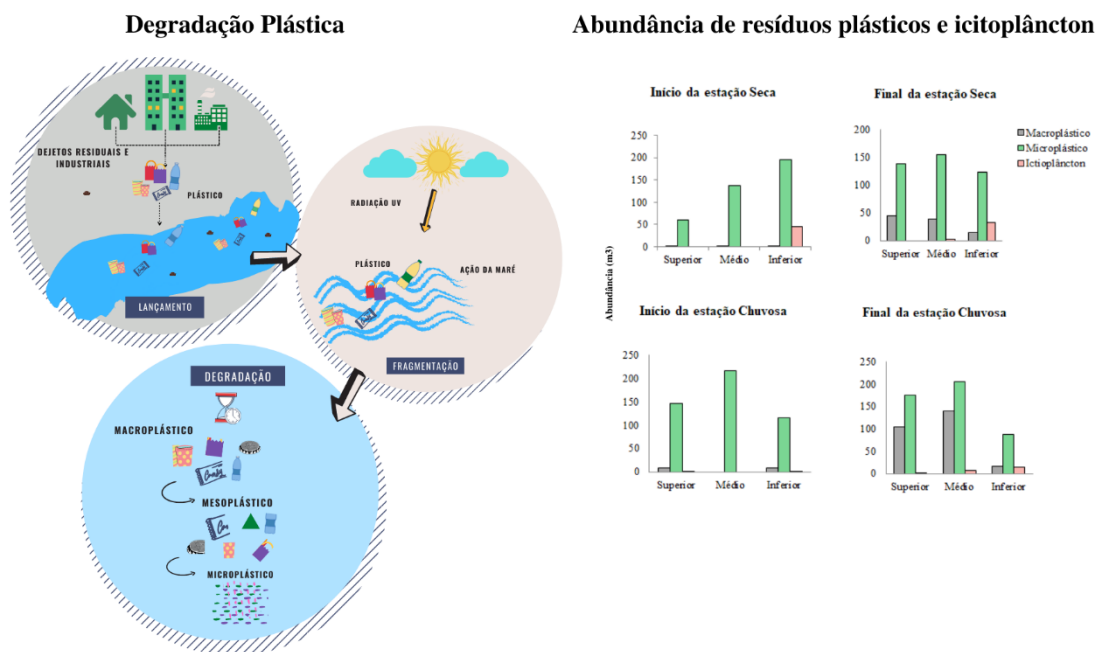
Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela revista, exceto o idioma.

## Caracterização de Resíduos Plásticos em um Estuário Antropizado

Elizângela Alves Dos Santos<sup>1</sup>, Ana Carla Asfora El-Deir<sup>2</sup>, Jacqueline Santos Silva Cavalcanti<sup>1</sup>

*Laboratório Oceanográfico de Poluição Aquática<sup>1</sup>, Laboratório de Ecologia de Peixes<sup>2</sup>, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Rua Manoel de Medeiros, S/N, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, 52171-900, Brasil.*

### Resumo Gráfico



### Highlights

- Os plásticos em sua maioria apresentam estágio de degradação avançado (3);
- Fragmentos moles é o tipo microplástico mais abundante em todas as regiões do estuário (69%);
- O estuário do Capibaribe apresenta densidade microplástica de 19,7 partículas/m<sup>3</sup>;
- Os microplásticos identificados apresentam tamanho médio de 2,2 mm.

### Resumo

O estudo apresenta como objetivo avaliar o estágio de degradação de resíduos plásticos encontrados em águas superficiais do estuário antropizado do Rio Capibaribe, considerando a abundância e a distribuição espaço-temporal desses resíduos e das larvas de peixes neste estuário. Os resíduos analisados foram amostrados de três áreas distintas: região superior, média e inferior do estuário. Os plásticos foram coletados com auxílio de uma rede de 500 µm, através

de arrastos superficiais no sentido montante a jusante. Os resíduos plásticos foram contados, medidos, identificados e classificados de acordo com o tamanho, tipo e cor, em macroplástico e mesoplástico. Para categoria microplástica foram utilizados as partículas retidas no copo da rede. Em seguida os resíduos foram fotografados e inclusos em uma escala que integra três estágios de degradação: 1 recente; 2 intermediário e 3 avançado. Considerando um total de 108 amostras, a distribuição plástica no estuário do Capibaribe apresentou de forma variável, sendo um total de 381 resíduos classificados como macroplástico ( $\leq 25$  mm). Representados por diferentes itens como: copo descartável, embalagens de alimentos-BOOPs, tampas, bolsa plástica, isopor, fragmentos duros e fragmentos moles. O estágio de degradação 3 foi predominante em todo o estuário (total de 336 resíduos). Os demais itens corresponderam ao grau de degradação 1 e 2 respectivamente (total de 19 e 26 resíduos). Foram identificados 69 resíduos classificados como mesoplástico ( $\geq 5$  e  $\leq 24$  mm) representados por isopor, tampa, fragmentos moles e predominância de fragmentos duros. Todos os mesoplásticos encontrados apresentaram estágio de degradação 3. O estuário apresenta abundância de microplástico de origem secundária, resultantes da fragmentação de plásticos maiores. Uma concentração de  $19,71 \text{ part./m}^3$  com tamanho médio de 2,2 mm, predominantes nas regiões superior e média. Os fragmentos moles correspondem ao tipo mais abundantes (69%). O estuário apresenta uma abundância de larvas de peixes relativamente baixa  $1,5 \text{ indivíduos/m}^3$  com tamanho médio de  $781,7 \pm 449,8 \text{ mm}$ , sendo Gobiiformes, a ordem mais abundante nesse ambiente. A natureza dinâmica do Capibaribe limita a degradação dos resíduos plásticos e contribui para a permanência desses resíduos nesse ambiente. A poluição macro e microplástica estão intimamente relacionadas, uma vez que a degradação de plásticos maiores resultam em micropartículas, o que infere classificar o ambiente em estudo como sumidouro, que retém resíduos plásticos, ou seja, apresenta características de acumulação de longo prazo.

Palavras-Chaves: Poluição marinha; Degradação; Fragmentos plásticos; Microplásticos.

## **Introdução**

O plástico corresponde a um dos poluentes mais abundantes em ambientes aquáticos (Barnes et al., 2009) e consiste em um item frequentemente encontrado no estuário do Capibaribe (Luz e Teixeira, 2019). A degradação física do plástico compreende na alteração da estrutura física desse material, em nível superficial causando a alteração na sua cor e rigidez (Andrady, 2017). A exposição aos raios UV representa um fator relevante para que ocorra a



degradação de itens plásticos, resultando na fragmentação da cadeia principal do polímero (Folman et al, 2017).

Plásticos amplamente degradados tornam-se enrijecidos e quebradiços (Andrady et al., 2011). Essa degradação leva a fragmentação e criação da classificação dos resíduos plásticos em escala de tamanho macro (>25mm), meso (5-25mm) e micrométrica (<5mm) (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015 e Gigault *et al.*, 2018). Independente da fração plástica disponível no ambiente, os impactos observados na biota vão depender do grau de interação, sendo comum os principais impactos: sufocamento e obstrução física (macroplástico e mesoplástico); inflamações gastrointestinais e inibição do crescimento (microplástico) (Wright et al., 2013; Bråte et al., 2016). Em estuários, a interação mais comumente estudada é com a ictiofauna. Por representarem 99% da fauna de vertebrados em ambientes estuarinos, sendo o ictioplâncton a parcela mais significativa (Xavier, 2018).

Os estuários são ambientes fundamentais para o ictioplâncton e servem de berçário para diversos organismos que completam seu ciclo de vida nesse ambiente (Lima et al., 2015). O ictioplâncton é essencial para os recursos pesqueiros, manejo e monitoramento (Nakatani et al., 2001). Qualquer perturbação nos estuários pode afetar a reprodução e o desenvolvimento de diversas espécies de peixes (Barletta et al., 2020), refletindo na diminuição da abundância e diversidade local. Estudos apontam os diversos efeitos negativos resultantes da ingestão de microplástico pelo ictioplâncton, tais como acumulação no trato digestório (Hoang and Felix-Kim, 2019), inflamação em diversos órgãos (*e.g.* intestino, fígado) e tecidos (*e.g.* muscular, branquiais) (Mazurais et al., 2015; Lu et al., 2016; LeMoine et al., 2018). Além disso, é preocupante a transferência desse poluente através da cadeia alimentar para níveis tróficos superiores (Payton et al., 2019; Barletta et al, 2020).

A disponibilidade do resíduo plástico à biota pode variar de acordo com o tempo e a região do estuário. Em épocas de seca, durante a maré baixa, a hidrodinâmica contribui para uma maior acumulação e sedimentação desses resíduos plásticos, deixando-os mais expostos à degradação física ocasionada pela radiação solar. Durante períodos com alta precipitação, a influência dos afluentes e tributários ao longo de um estuarino possibilita uma maior disponibilidade desses resíduos ao longo do espaço e do tempo. Nesse período, a ação do intemperismo consolida o processo de degradação e fragmentação dos resíduos plásticos, incorporando ao ambiente, diferentes tamanhos de resíduos.

A biota presente no estuário poderá interagir de diferentes formas com esse poluente, deixando-a suscetível a dose biodisponível ao consumo em diferentes períodos do ano. Este estudo apresenta como objetivo avaliar o estágio de degradação de resíduos plásticos encontrados em águas superficiais do estuário antropizado do Rio Capibaribe, considerando a abundância e a distribuição espaço-temporal desses resíduos e das larvas de peixes neste estuário.

## **2. Metodologia**

### *2.1 Área de estudo*

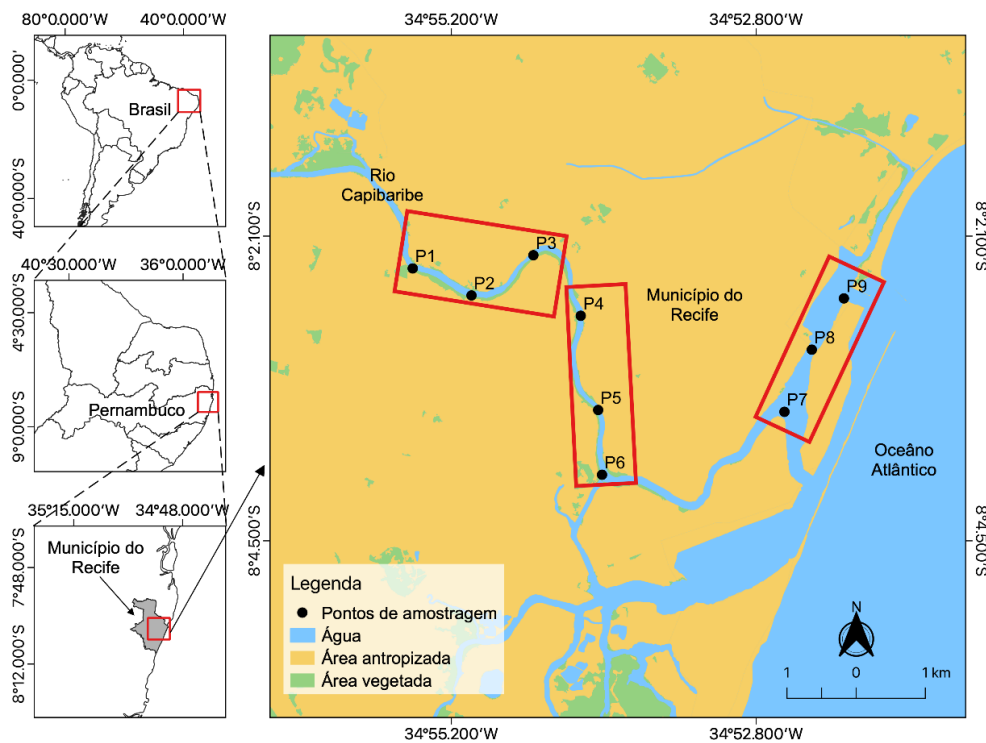
O estuário do Capibaribe está localizado na Região Metropolitana do Recife, estado de Pernambuco, no Nordeste do Brasil, entre as coordenadas 8°2'56" e 8°5'47", de latitude sul, e 34°52'31" e 34°53'38", de longitude oeste (Gabryele et al., 2018). Constitui um importante centro ecológico, servindo como área de reprodução para peixes, pássaros, mamíferos, e outros organismos (Barcellos et al., 2017). Formado pela mistura das águas fluviais e marinhas, compreende cerca de 25km de extensão, 50m de largura na cabeceira e 200m de largura próximo a foz, totalizando uma área de cerca de 10 km<sup>2</sup>, abrangendo os municípios de São Lourenço da Mata, Camaragibe e Recife (Zanardi-Lamardo et al., 2016). É constituído pela confluência do trecho inferior do rio Capibaribe, a Bacia do Pina, e recebe aporte dos rios Beberibe, Jordão, Pina e Tejipió, e está dividido em três regiões distintas de acordo com a hidrodinâmica local: região superior do estuário (região localizada a montante do estuário), região do médio estuário (área intermediária) e a região inferior (localizada a jusante) (Schettini et al., 2016).

O clima predominante na área de estudo é caracterizado como tropical úmido e quente, tipo As' segundo a classificação de Köppen, apresentando períodos de maior precipitação entre março e agosto e períodos de seca entre setembro e fevereiro (Resende et al., 2017).

### *2.2 Amostragem espaço-temporal*

A amostragem dos plásticos e do icteoplâncton foi realizada durante a maré baixa, através de uma rede de plâncton cônica cilíndrica, com malha de 500 µm e dimensões de 3 m de diâmetro de boca e 2 m de comprimento. Arrastos horizontais de superfície foram realizados com duração padronizada em 10 minutos, com auxílio de uma embarcação no sentido montante a jusante. O volume de água filtrado durante os arrastos foi calculada através de fluxômetro G.O. (General Oceanics) modelo 2030R, acoplado no centro da boca da rede.

A amostragem foi realizada em triplicatas, para cada uma das três regiões do estuário (superior, média e inferior). A região superior (pontos 1, 2 e 3) apresenta-se como uma área com predominância de vegetação de mangue, numa extensão de 13 km e <10 m de largura (Luz e Teixeira, 2019). A região do médio estuário (pontos 4, 5 e 6) apresenta um ambiente transicional com paisagens urbanizadas, indicando área mais antropizada e com diferentes tipos de ocupações urbanas: residencial, comercial e hospitalar; e a presença de fragmentos de mata ciliar (manguezal). Na região inferior (pontos 7, 8 e 9) existe uma predominância de paisagem urbanizada, próximo a desembocadura, onde está localizada a Baía Portuária do Recife, formada pela confluência do Rio Capibaribe e a Baía do Pina (Schetini et al., 2016; Zanardi-Lamardo et al., 2016;) (figura 1).



**Figura 9:** Mapa de localização da área de estudo. Estuário do Rio Capibaribe - P1, P2, P3 corresponde a região superior; P4, P5, P6: região média; P7, P8, P9: região inferior.

Para avaliar os efeitos temporais na quantidade de resíduos plásticos ao longo do estuário, as coletas foram realizadas em quatro estações de acordo com o padrão histórico dos índices de precipitação (Guebert-Bartholo et al., 2011), sendo elas: início da estação seca - IS (setembro e novembro), final da estação seca - FS (janeiro e fevereiro), início da estação chuvosa - IC (março e abril) e final da estação chuvosa - FC (junho, julho e agosto). Foram realizadas 12 campanhas amostrais tendo início em janeiro de 2018 e finalizando em agosto de

2019. Em cada campanha foram amostradas 9 pontos, distribuídos entre as três regiões do estuário, totalizando 108 amostras.

Os espécimes de ictioplâncton coletados foram fixados em solução formalina a 4% tamponado, neutralizada com carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) e conservados, posteriormente, em álcool a 70% em recipientes de 500 mL, devidamente etiquetados e levados até o laboratório para posterior análise.

### *2.3 Variáveis Ambientais*

A distribuição da precipitação pluviométrica no Estuário do Capibaribe foi obtida através de banco de dados anuais da Agência Pernambucana de Águas – APAC, correspondem a média histórica para as estações de amostragem IS, FS, IC e FC. As variáveis físico-químicas pH, condutividade, temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), concentração de oxigênio dissolvido, turbidez (NTU), salinidade e sólidos totais dissolvidos, foi realizada através de uma sonda de multiparâmetros HORIBA U-52.

### *2.4 Análise dos resíduos plásticos macro e meso*

Depois de coletados, os resíduos plásticos flutuantes sobrevividos na rede foram levados para laboratório. Primeiramente, foram lavadas 5 vezes com água destilada e colocado para secar em temperatura ambiente. A partir daí, separou-se os resíduos em macrolástico ( $> 25$  mm), mesoplástico (5 – 25 mm) (Van Cauwenberghe et al., 2015; Gigault et al., 2018). Todos os resíduos plásticos foram inspecionados visualmente, a fim de serem enquadrados em uma escala física de degradação, identificados, contados e medidos com o auxílio de uma régua.

#### *2.4.1 Composição e degradação plástica*

Separou-se os resíduos classificados como meso e macrolásticos em categorias subdivididas de acordo com o tipo de material identificado: plástico, borracha, madeira, metal, isopor, vidro e outros (itens que não se encaixam nas demais categorias), seguindo os padrões proposto por Stefatos et al. (1999).

Para a avaliação da deterioração dos resíduos identificados, foram utilizados os critérios abordados na escala de classificação de estágios de degradação de detritos plásticos proposta por Siqueira et al. (2017). Os resíduos foram fotografados e descritos quanto ao estado de degradação apresentado e distribuídos conforme os critérios abordados na escala que varia de

1 a 3 estágios, sendo: o estágio (1) atribuído aos plásticos com degradação recente; estágio (2) aqueles plásticos que apresentam estado de degradação intermediária; e estágio (3) inclui os plásticos em estado de degradação antigo (Tabela 1).

**Tabela 4.** Critérios utilizados para compor a escala física de degradação de resíduos plásticos no estuário do Capibaribe. Fonte: Siqueira et al. (2017).

<b>1 – Recente</b>	<b>2 - Intermediário</b>	<b>3 - Antigo</b>
Itens adicionados recentemente no ambiente	Plástico começando a degradar	Intemperismo avançado
Informações nas etiquetas claras	Alterações de cor	Não é possível determinar a origem
Código de barras visível e legível	Ainda é possível detectar o tipo de uso	Aspecto seco, rígido
Cores originais presentes em plástico e rotulagem	Polímero começa a se fragmentar	Apresenta incrustações biológicas (pequenos, invertebrados)
Ainda não está fragmentando	Perda de características mecânica	Fragmentos não identificáveis
	Possíveis interações com a biota (incrustações, mordidas)	

#### 2.4.2 Análise dos Microplásticos

Os microplásticos encontrados no copo da rede foram examinados com auxílio de pinças, placas de petri e lupa estereoscópica (Zeiss, Stemi 2000 C) com aumento de 20 vezes, foram contados, medidos e fotografados com o auxílio de uma câmera digital microscópica, acoplada ao estereomicroscópio, de software Belview. Posteriormente foi utilizada uma adaptação da metodologia descrita por Sadri e Thompson (2014) para classificar o tipo de microplástico de acordo com a morfologia (fragmento mole/duro, pellet, fibra e isopor); categorizados conforme as cores mais comuns identificadas já descritas: Preto, azul, branco (opaco), transparente (translúcido), vermelho, verde; multicolor (MPs que apresentam mais de uma cor), e outros (roxo, rosa, cinza, amarelo ou marrom), (Ivar do Sul et al., 2014; Gago et al., 2019); e analisado o estágio de degradação, classificado em pouco degradado (podendo ser considerado um estágio de degradação intermediário) e muito degradado (estágio de degradação avançado, com alteração de cor, aspectos de intemperismo, e incrustações), conforme uma adaptação da metodologia utilizada por Silva (2016.)

Cada fragmento de plástico foi verificado através do teste da pinça quente (De Witte et al, 2014). Não foi realizada a análise das partículas através do Espectrofotômetro de Infravermelho por Transformada de Fourier (FT-IR), uma vez que o objetivo desse estudo não foi identificar os principais tipos de polímeros, mas verificar a abundância e o estágio de

degradação dos microplásticos. Sendo assim, o teste da pinça quente torna-se eficiente para esta verificação.

#### *2.4.3 Estratégia para minimizar contaminação aérea*

A contaminação aérea por fibras sintéticas decorrentes de roupas, equipamentos e precipitação atmosférica corresponde ao maior risco de contaminação das amostras (Bozena, 2017). Assim, para mitigar o risco de contaminação aérea ou ambiental durante o processo de amostragem e análise, foram utilizadas medidas de precaução tais como: (1) Utilização de jalecos 100% algodão e luvas de laboratório durante a análise do material; (2) Os recipientes utilizados durante o processamento da amostra, foram limpos com água destilada e cobertos antes da reutilização; (3) Todos os aparelhos (utensílios de vidros e pinças) foram lavados três vezes com água filtrada para reduzir as chances de contaminação; e (4) Foram posicionados ao redor da área de trabalho filtros de controle (espaços em branco processuais), paralelos ao processamento da amostra, para quantificar e contabilizar a contaminação aérea (Barletta et al., 2020; Hoang and Felix-Kim, 2020). Posteriormente os filtros de controle foram visualizados sob o estereomicroscópio para verificar a presença de microplástico.

#### *2.5 Análise das larvas de peixe*

O processamento do material biológico ocorreu em laboratório com auxílio de lupa estereoscópica para a triagem e, posteriormente, as larvas foram quantificadas, medidas e identificadas quanto ao menor nível taxonômico possível. As identificações foram baseadas em bibliografias especializadas como: Ahlstrom e Moser (1984); e Nakatani et al. (2001), utilizando de caracteres morfológicos, merísticos e morfométricos.

#### *2.6 Análises estatísticas*

Para verificar a normalidade dos dados, foi empregado o teste de Shapiro-Wilk. Uma *Análise de Variância Permutacional* (PERMANOVA) foi utilizada para verificar o grau de similaridade e as diferenças significativas entre as composições dos resíduos plásticos, as regiões do estuário e as estações do ano. Para observar graficamente as diferenças nas composições dos plásticos de cada região e entre as estações, foi aplicada uma análise de Escalonamento Multidimensional não-Métrico (nMDS - Non-metric Multi-Dimensional Scaling) a partir da matriz de distância de Bray-Curtis; Os resultados de cada teste foram atendidos e considerados significativos para valores de  $p < 0,05$ .

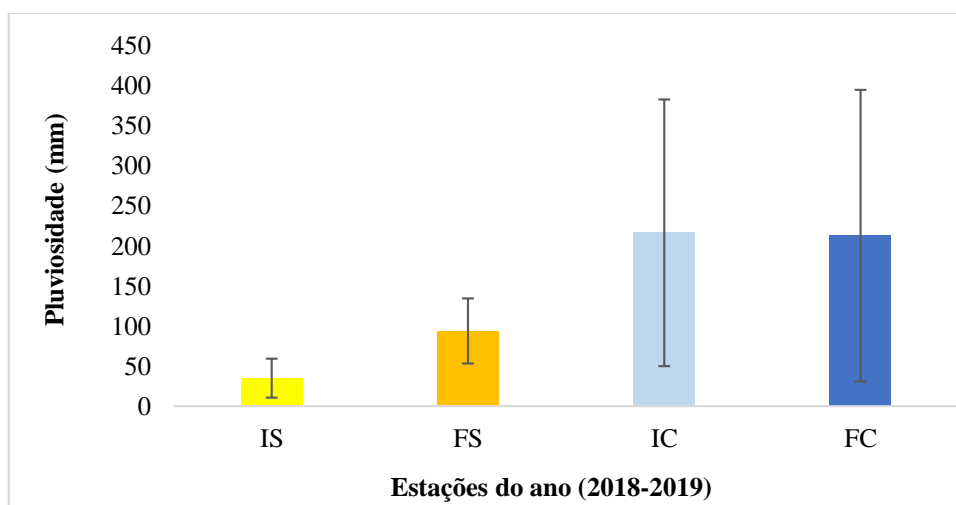
Uma análise de correlação canônica (CCA) foi utilizada para observar correlações ecológicas entre a abundância de macróplástico, mesoplástico, microplástico, ictioplâncton e variáveis abióticas (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, salinidade, sólidos totais, turbidez e precipitação) nas três regiões do estuário (superior, média e inferior), a partir de valores médios. Todas as análises foram realizadas através do programa R estatística (R Development Core Team 2020).

### 3. Resultados

#### 3.1 Variáveis Ambientais

A maior média de precipitação ocorreu na estação IC (216,2 mm) e FC (212,5 mm). A estação FS apresentou uma média de pluviosidade atípica (média= 93,7 mm) (Figura 2). Os parâmetros abióticos foram avaliados nas três regiões do estuário (superior, média e inferior), e os valores médios entre as estações, estão apresentados na Tabela 2. Os valores de pH não variaram significativamente, apresentando ligeiro aumento durante as estações mais secas (IS=  $7,3 \pm 0,1$ ; FS =  $7,4 \pm 0,11$ ).

Assim como a temperatura da água de superfície que apresentou variação dentro do esperado, com médias mais baixas durante as estações IC e FC e mais elevadas nas estações IS e FS. Ao mesmo tempo, o estuário do Capibaribe exibiu variação na quantidade de oxigênio dissolvido, apresentando condição anóxia durante o IC e FC (figura 2).



**Figura 10:** Distribuição da média anual das chuvas no estuário do rio Capibaribe referente as estações IS: Início da seca (setembro-novembro); FS: Final da seca (dezembro-fevereiro); IC: Início da chuvosa (março-maio); FC: Final da chuvosa (junho-agosto), para os anos de 2018 e 2019.

**Tabela 5.** Valores médios das variáveis ambientais analisadas durante as estações: IS e IF (início e final da seca), IC e FC (início e final da chuvosa), nas três regiões amostradas no canal principal do estuário do rio Capibaribe (Região Superior: SUP, média: MED; inferior :INF).

Área do Estuário	Estação	Temperatura	pH	Turbidez	Condutividade	Salinidade	Oxigênio dissolvido	Sólidos totais dissolvidos
Superior	IS	28,9	7,3	53,1	6,0	3,4	3,9	3,7
	FS	30,8	7,4	63,2	1,3	0,3	3,9	0,9
	IC	29,3	7,0	39,5	0,6	0,3	1,0	0,4
	FC	27,8	6,7	33,5	0,4	0,2	1,2	0,3
Média	IS	29,0	7,5	67,3	10,8	6,3	4,6	6,7
	FS	31,0	7,5	40,1	8,6	4,1	4,0	4,7
	IC	29,4	6,8	51,2	1,3	0,6	1,2	0,8
	FC	27,8	6,7	40,0	2,1	1,1	1,8	1,4
Inferior	IS	27,7	7,4	48,8	33,3	21,0	3,9	3,9
	FS	30,0	7,5	34,8	34,8	22,2	2,4	21,3
	IC	29,8	7,1	35,0	18,5	11,2	2,6	11,4
	FC	27,6	7,0	28,3	30,5	19,0	3,1	18,7

### 3.2 Distribuição espaço-temporal do macroplástico

Foram realizadas 12 coletas durante o período de monitoramento, totalizando 108 amostras. O valor total de resíduos coletados durante o monitoramento foi de 450, sendo 381 desses classificados como macroplástico, com uma concentração de 2,64 resíduos por m<sup>3</sup>. Esses resíduos apresentam intervalo de tamanhos de 2,5 a 39 cm, possibilitando a observação e identificação do estado de degradação (Figura 3). Avaliando o estado de degradação os macroplásticos em estágio de degradação (1) recente representam 4% dos resíduos; (2) intermediário 6% e os resíduos em estágio (3) avançado 90%.

Dentre os macroplásticos encontrados na área de estudo, 12,1% equivale a copo descartável, cordão de náilon, embalagem de alimento (BOOP), tampa, sacola plástica e isopor; 3,7% fragmentos duros e 84,2% fragmentos moles (restos de sacolas plásticas, BOOP e outras embalagens). Este último se destacou como o resíduo plástico mais abundante dentro do estuário do Capibaribe.

Dentro das regiões do estuário do Capibaribe abordadas no estudo e previamente descritas (superior, médio e inferior), a maior abundância de macroplásticos em estágio de degradação (3) foi encontrada na região superior do estuário, durante a estação IS e no médio estuário no IC (Figura 4).

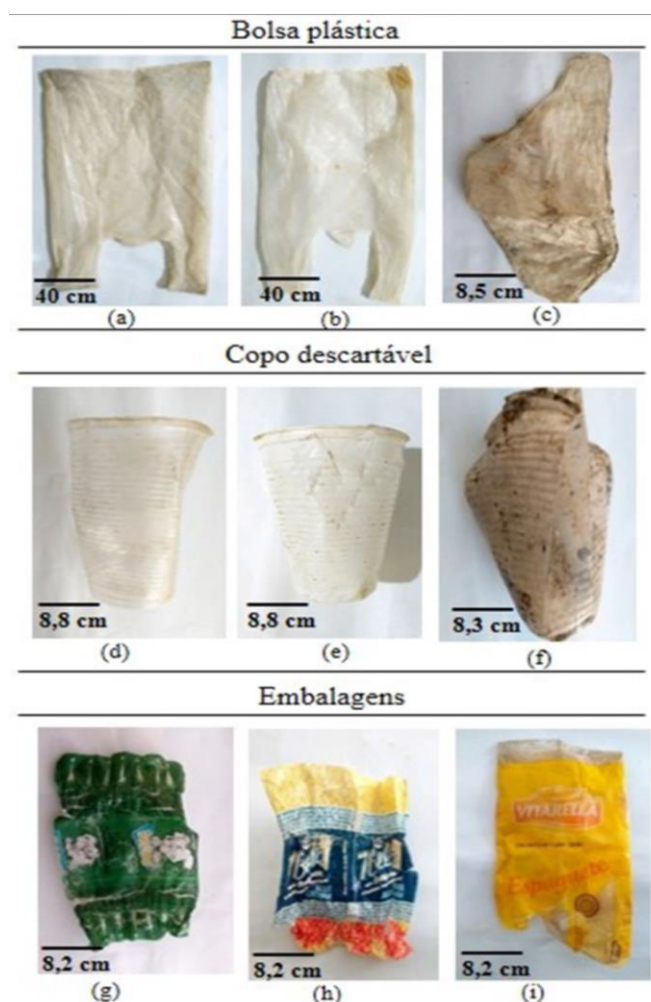
Ainda na parte média do estuário, plásticos em estágio de degradação (2) foram encontrados em menor abundância em comparação a região superior. Os itens em estágio de



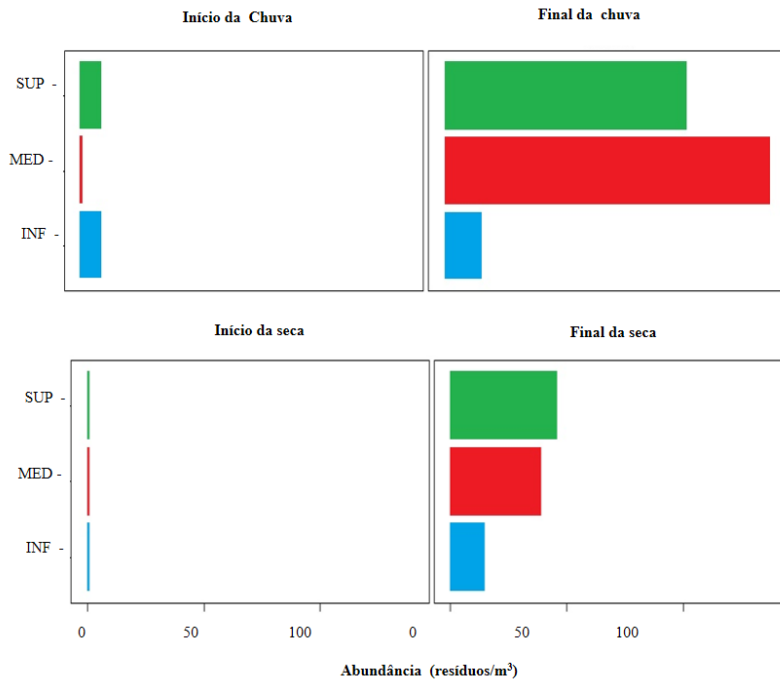
degradação (2) referem-se a classe de plásticos leves, essa região, área bem assoreada e com movimento lento da maré, o que pode contribuir para a retenção desses itens nesse local.

Foram observadas diferenças significativas entre os estágios de degradação dos resíduos plásticos nas regiões do estuário (PERMANOVA:  $F= 57,55$   $P = 0,007$ ), sendo os fragmentos moles com degradação (3) mais abundantes na região superior durante a estação IS e no médio estuário durante a estação FC, seguidos pelos fragmentos duros mais abundantes no médio estuário no FC.

Também foram observadas diferenças significativas entre as abundâncias dos resíduos entre estações (PERMANOVA:  $F= 1,936$   $P= 0,011$ ). Evidenciando uma heterogeneidade na distribuição dos plásticos ao longo do estuário, considerando tanto o nível de degradação quanto a abundância. As diferenças foram demonstradas através do nMDS (Figura 5a e 5b).

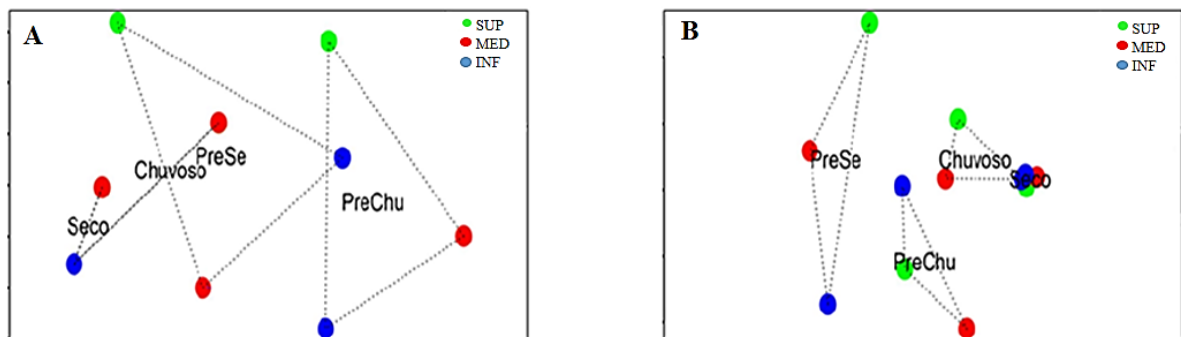


**Figura 11:** Exemplos de resíduos plásticos do estuário do Capibaribe. (a, d, g) apresentam estágio de degradação (1) recente; (b, e, h) estágio de degradação (2) intermediário; e (c, f, i) estágio de degradação (3) avançado.



**Figura 12:** Abundância dos macroplásticos nas regiões do estuário do Rio Capibaribe em ambas estações. SUP: Região superior; MED: Região média; INF: Região inferior.

A abundância dos grupos de plásticos e os estágios de degradação variaram entre as regiões do estuário e entre as estações (nMDS e similaridade de Bray-Curtis). As estações IS e IC foram diferentes quanto a abundância entre si, enquanto as estações FS e FC apresentaram similaridades (figura 5b). Esta característica consequentemente está relacionada ao nível pluviométrico que foi elevado nesse período.



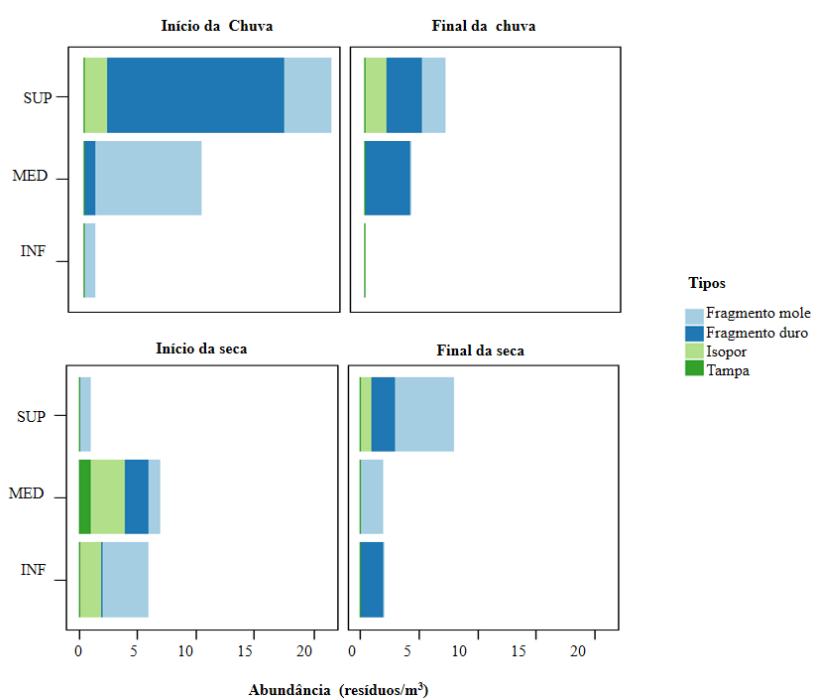
**Figura 13:** Diagramas de ordenação não-métrica multidimensional (A) dos estágios de degradação dos itens plásticos entre as regiões do estuário; (B) das abundâncias de itens plásticos (copo descartável, BOOP, tampas, sacola plástica, isopor, recipientes, sandálias, fragmentos rígidos e fragmentos maleáveis) entre as regiões do estuário. SUP: Região superior do estuário; MED: Região média do estuário; INF: Região Inferior do estuário.

Em relação aos estágios de degradação dos macroplásticos, as regiões do estuário foram diferentes entre si em todas as estações (figura 5a), onde a estação FC foi similar ao FS quanto a região inferior do estuário, mas divergiu quanto a região superior e média, pois nessa região o maior valor de abundância foi encontrado para plásticos em estágio de degradação (1), diferente das demais regiões onde resíduos em estágio de degradação (3) predominaram.

### 3.3 Distribuição espaço-temporal do mesoplástico

Sessenta e nove resíduos foram classificados na escala de tamanho como mesoplásticos, uma concentração de 1,43 resíduos por  $m^3$ , com tamanhos variáveis de 0,5 a 2,4 cm. Representados por isopor (14%), tampa (2%), fragmentos moles (42%) e fragmentos duros (42%). A maior abundância de mesoplástico foi identificada na região superior, onde os fragmentos duros representaram 71,4 % do total de resíduos encontrados nesta região durante a estação FC, enquanto a região média e inferior durante este período exibiu maior abundância de fragmentos moles (9 e 1 resíduos, respectivamente) (Figura 6).

Durante a estação FC, a região superior expressou variedade na abundância de mesoplásticos, apresentando fragmentos duros, fragmentos moles e tampa, enquanto na região média, os fragmentos duros foram mais abundantes. Os mesoplásticos demonstraram baixa densidade na região inferior.



**Figura 14:** Abundância dos mesoplásticos no estuário do Rio Capibaribe em ambos períodos pluviométricos. Regiões do estuário SUP: Região superior; MED: Região média; INF: Região inferior.

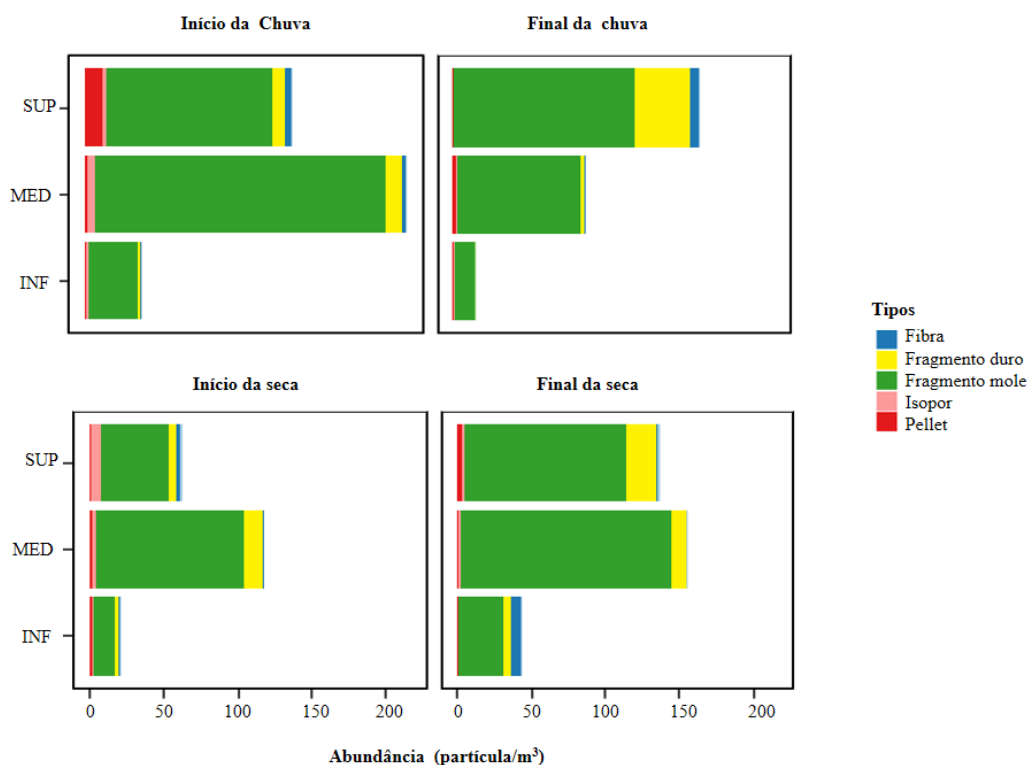
Na estação IS e FS, os mesoplásticos estiveram presentes com maior densidade de fragmentos maleáveis em todo o estuário (13 itens), com variação nas densidades desses resíduos para as estações citadas. O estuário médio apresentou variabilidade de plásticos com densidades similares, com o isopor correspondendo ao item de maior representatividade, seguido de fragmentos rígidos durante o IS.

Na estação FS, os mesoplásticos tipo fragmentos rígidos foram predominantes na região inferior. Em relação ao estágio de degradação do mesoplástico, observamos que todos os resíduos encontrados apresentaram estado de degradação avançado (estágio 3).

#### *3.4 Distribuição espaço-temporal do Microplástico*

Microplásticos aerotransportados incluindo o formato de fibra e de partícula, não foram encontrados nos espaços em branco de procedimento neste estudo.

O valor total de microplásticos identificados durante o período de monitoramento foi de 1757 microplásticos com uma concentração de 19,71 partículas por m<sup>3</sup>. O tamanho médio das partículas encontradas no estuário foi de 2,2 mm, com tamanhos médios de sua maior dimensão de 5,07 mm e tamanho médio de menor dimensão de 0,04 mm. Do total de microplásticos coletados (n=1757), 69% foram fragmentos moles, 17% fragmentos duros e 14% correspondem a isopor, fibras, filamentos, e pellets (figura 7).



**Figura 15:** Abundância de microplásticos nas três regiões do estuário do Rio Capibaribe durante as estações. SUP: Região superior; MED: Região do média; INF: Região inferior.

Quanto a cor, houve um predomínio de microplásticos de cor transparente (29%), seguido por branco (27%), azul (24%), verde (6%), vermelho (4%), outros (5%) e multicolor (2%). A maioria dos microplásticos apresentam a condição de muito degradado, incluindo-os em um estágio de degradação avançado (78,9%) com alteração de cor, aspectos de intemperismo, e incrustações, enquanto que (21,1%) apresentam condição de pouco degradado, podendo ser considerado um estágio de degradação intermediário, uma condição boa.

Na região superior, os fragmentos tiveram maior representatividade, cerca de 149 part. de microplásticos durante a estação FC, seguidos de 121 part. durante a IC (figura 7). A densidade de microplástico nas estações IS, FS, IC e FC apresentaram similaridades entre si, sendo possível identificar maior concentração de fragmento duro seguido de fragmento mole. Em relação ao estágio de degradação do microplástico, foi possível identificar em alguns fragmentos duros e em alguns pellets a alteração de cor e a presença de incrustações, o que nos leva a incluir um possível estágio de degradação para os MP, sendo a condição muito degradado a condição predominante.

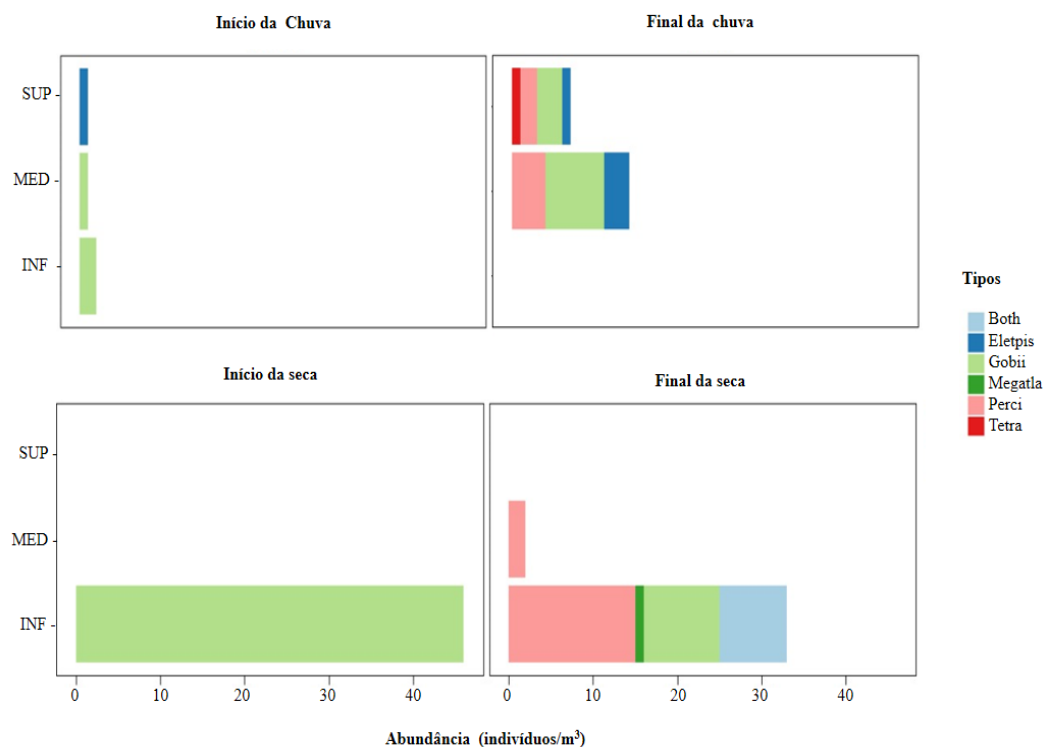
### 3.5 Distribuição espaço-temporal do ictioplâncton

No total, foram encontradas 106 larvas de peixes no estuário do Capibaribe. Os indivíduos identificados apresentam tamanho médio de  $(187,1 \pm 398,9\text{mm})$  e pertencem a 5 ordens, 4 famílias e 2 espécies (Tabela 3). Durante o estudo foi observada uma concentração de 1,5 larvas por  $\text{m}^3$ . Sendo Gobiiformes a ordem mais abundante (43% do total larvas) e Gobiidae, a família com maior representatividade dentro do estuário (64%), apresentando abundância na região inferior, durante as estações IS e FS. Para verificar a relação entre microplásticos e ictioplâncton foram consideradas apenas os indivíduos pertencentes a família Gobiidae, por ser a família mais rica em número de espécie no referido ambiente.

**Tabela 6.** Ictioplâncton encontrado no estuário do rio Capibaribe, durante as estações início e final da seca e início e final da chuvosa.

Ordem	Família	Espécie	Nº de indivíduos	Tamanho (mm)	Desvio Padrão
Elopiformes	Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i>	1	0,19	0,33
Perciformes	Eleotridae	<i>Eleotris pisonis</i>	5	1,18	0,78
Perciformes	-----	-----	23	0,52	0,25
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	-----	1	1,09	0,57
Pleuronectiformes	Bothidae	-----	8	0,74	0,21
Gobiiformes	Gobiidae	-----	68	0,63	0,77

A abundância de larvas exibiu padrão similar entre as regiões estuarinas (média e inferior) durante a estação IC, onde observou-se apenas indivíduos da família Gobiidae (43% do total de indivíduos). Durante a estação FS foi possível observar uma heterogeneidade de larvas de peixe, apresentando indivíduos da ordem Perciformes nas regiões inferior e média seguida Pleuronectiformes. Similarmente, ocorreu durante a estação FC quando a abundância e heterogeneidade de larvas foram encontradas nas regiões superior e média.



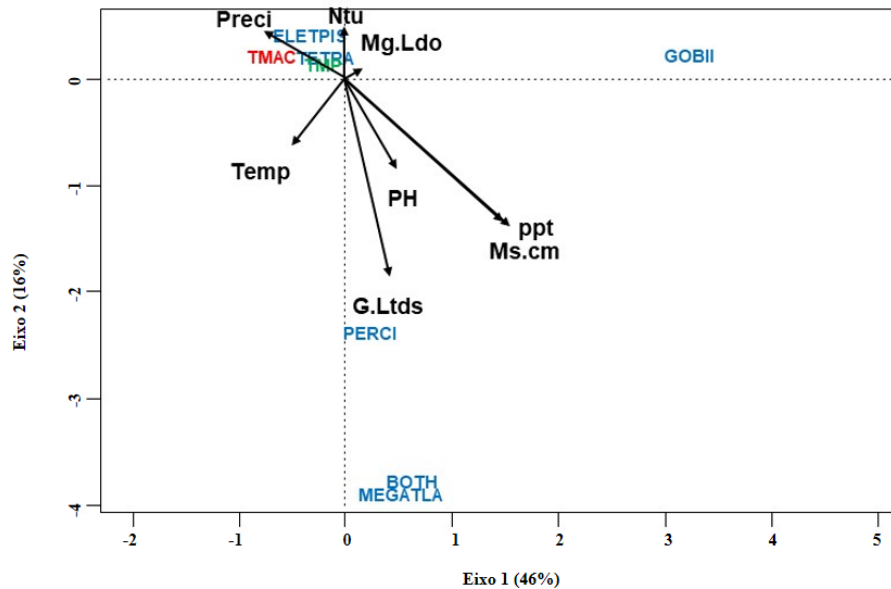
**Figura 8:** Abundância de larvas de peixe nas regiões do estuário do Rio Capibaribe nas estações início e final da seca, início e final da chuvosa. SUP: Região superior; MED: Região média; INF: Região inferior. Both: Bothidae; Eletpis: *Eleotris pisonis*; Gobii: Gobiidae; Megatla: *Megalops atlanticus*; Perci: Perciformes; Tetra: Tetraodontidae..

### 3.6 Correlação de resíduos plásticos e larvas de peixe com variáveis ambientais

De um total de 108 amostras coletadas, todas continham microplásticos e apenas 26 continham larvas de peixes. Os microplásticos foram, em média, mais abundante do que larvas de peixes ( $19,71 \pm 35,87$  part./m<sup>3</sup> VS  $1,50 \pm 2,16$  larvas de peixes/m<sup>3</sup>). A variação espaço-temporal da relação larvas de peixes x microplástico, mostrou que essas partículas foram mais abundantes em todas as regiões estuarinas e estações (IS, FS, IC, FC), atingindo aproximadamente 1,0 larva de peixe: 13,5 MPs.

A CCA entre a abundância de ictioplâncton com as variáveis ambientais (figura 10) explicou 62% da variação dos dados, com o primeiro eixo explicando 46% dos dados e o segundo eixo 16% da variância da relação entre larvas e variáveis ambientais. O primeiro eixo, mais explicativo, apresentou fortes reações positivas entre larvas de Perciformes, Pleuronectiformes e Elopiformes com três parâmetros distintos: condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos, tendo com o último uma relação mais positiva em relação aos demais. Esse eixo ainda apresentou forte relação negativa com precipitação e moderada com a turbidez.

Já Perciformes, Tetraodontiformes, os totais de macroplásticos (TMAC) e totais de microplásticos (TMP) foram influenciados principalmente pela precipitação, enquanto Gobiiformes apresentou uma fraca relação com o oxigênio dissolvido, e a temperatura foi a única variável que não esteve relacionada a nenhum componente.



**Figura 16:** análise de correspondência canônica relacionando a abundância dos macro e microplásticos e ictioplâncton com as variáveis ambientais no estuário do rio Capibaribe. Eixo 1: Ictioplâncton; GOBII (Gobiidae), ELETPIIS (Eleotris pisonis), TETRA (Tetraodontidae), MEGATLA (Megalops atlanticus), BOTH (Bothidae), PERCI (Perciformes). Eixo 2: Variáveis ambientais. TMAC (Total de macroplástico); TMP (Total de microplástico); Preci (Precipitação), Ntu (turbidez), Mg.Ldo (oxigênio dissolvido), Temp (temperatura), pH (potencial hidrogeniônico), ppt (salinidade) G.Ltds (sólidos totais dissolvidos), Ms.cm (condutividade).

## 4. Discussão

### 4.1 Contaminação plástica no estuário do Capibaribe (macroplásticos, mesoplásticos e microplástico)

O presente estudo, é o primeiro a investigar a caracterização de resíduos plásticos (em diferentes escalas de tamanho) nas águas superficiais do estuário do Capibaribe, fornece informações básicas sobre a contaminação plástica e o estágio de degradação desses resíduos em um estuário antropizado. Este monitoramento aponta que os plásticos estavam presentes em todas as regiões do estuário com uma concentração média de (2,64, 1,43 e 19,71 resíduos/m<sup>3</sup> de macroplástico, mesoplástico e microplástico respectivamente).

A fonte de entrada de resíduos plásticos no referido estuário está provavelmente relacionada com a urbanização local presente em seu entorno. O despejo constante de rejeitos



domésticos e industriais ao longo de todo o trajeto dos rios que o constitui, formam um aporte para a entrada desses resíduos no estuário (Zanardi-Lamardo et al., 2016).

Os resultados salientam que a precipitação é a principal responsável pelo acúmulo de plástico (independente da escala de tamanho) no estuário do Capibaribe. O ambiente apresentou variação anual na precipitação para o período de amostragem. O final da estação chuvosa apresentou maior variabilidade interanual (69,4 – 466,4mm), devido ao fato dessa região ser fortemente afetada pelo evento do El Niño-Oscilação Sul, que ocorre nesse período (Gonzalez et al., 2013). No entanto, durante a estação FS houve uma precipitação de chuva maior que o esperado, o que justifica maior semelhança entre os números de resíduos plásticos encontrados nessa estação e durante IC.

A classificação dos resíduos plásticos destacaram que os fragmentos moles representaram os macrolásticos mais abundantes (84,2%) no estuário. Esses fragmentos foram encontrados em diversas cores e texturas diferentes, durante todo o ano e em todas as regiões estuarinas. Conforme observado em um estudo desenvolvido no estuário de São Vicente, no estado de São Paulo (Brasil), apresentou elevada deposição de macrolásticos e este fato foi associado a morfologia do estuário que apresentava margens íngremes, e favorecia o aporte de itens plásticos (Cordeiro e Costa, 2010). De igual modo, a morfologia do Capibaribe parece contribuir para a deposição de resíduo plástico. Esse estuário apresenta terreno pantanoso durante a estação IC e FC, atuando como retentor de sedimentos, e aparenta exportar, sedimentos arenosos e lamas para o oceano adjacente (Xavier, 2018). Durante a estação IS e FS, a região superior e média representa uma área de transição entre água doce e água costeira marinha, gerando turbulência e criando estratificação na coluna de água, essa característica hidrodinâmica dificulta a passagem de plásticos da região superior para a região inferior (Lima et al, 2014; Luz e Teixeira, 2019).

A abundância mesoplástica do tipo fragmento duro (42%) e fragmento mole (42%) ocorreu na região superior do estuário. Como mencionado anteriormente, essa região consiste em uma área com maior quantidade de vegetação, e apresenta correnteza em menor velocidade subsidiando o acúmulo de sedimentos (Xavier, 2018; Luz e Teixeira, 2019) e consequentemente de resíduos plásticos nesse ambiente, que possivelmente ficam agregados as raízes e troncos.

A relação na quantidade de resíduos plásticos identificados na região média do estuário apresentou uma variação entre os tipos plásticos encontrados. Esta é uma área onde a presença de esgotos residuais, moradias e um polo de saúde (vários hospitais e clínicas) são

significativos, constituindo assim, uma fonte de resíduos plásticos para o ambiente em estudo. Existe uma relação direta com o fluxo de pessoas nessas áreas urbanizadas e a presença de itens de plásticos no ambiente estuarino (Rodrigues et al., 2019).

Microplásticos secundários foram abundantes nas três regiões estuarinas (superior, média e inferior). Os fragmentos representam a maior proporção de microplásticos no Capibaribe, assim como ocorreu em outros estuários urbanos (Pan et al., 2021; Andrade et al., 2019; Naidoo et al., 2015; Lima et al., 2014). O que diverge de alguns estudos, no qual as fibras correspondem ao tipo microplástico mais frequente nesse ambiente (Rodrigues et al., 2019; Pazos et al., 2018; Zhao et al., 2015).

Desta forma, infere-se que a abundância macro e mesoplástica está contribuindo diretamente para a presença de microplástico nesse ambiente. Os itens plásticos quando em um ambiente dinâmico como os estuários, sofrem fragmentação que ocorre devido à fatores mecânicos, químicos e biológicos e resultam no ambiente (Costa et al., 2010; Zettler et al., 2013), podendo causar danos à biota (Vermeiren et al., 2016). A densidade e o tamanho dessas partículas na coluna de água, determina a biodisponibilidade desses itens para organismos de diferentes níveis tróficos.

Os MPs apresentam uma tendência de serem encontrados em maiores concentrações em locais com intensa atividades antropogênicas devido a produção excessiva de resíduos nessas áreas (Rodrigues et al., 2019). A origem dos MPs na região superior e média pode estar associada a diferentes fontes uma delas, possivelmente está associada à bacia hidrográfica do rio (Costa et al., 2011). Assim como, a pesca e os efluentes domésticos (*e.g.* fibras), produzem e descartam uma grande quantidade de microfibras que alcançam os estuários (Barletta et al., 2020). Esse resultado pode estar associado a pesca local que ocorre nesse ambiente, uma vez que a coleta de molusco por exemplo é uma atividade recorrente nesse local (Schettini et al., 2016). Os catadores de moluscos, ao cavar o sedimento, pode desenterrar itens de plástico que estavam enterrados (Costa et al., 2011).

A presença de pellets encontrados na região superior pode ser pressuposta pela presença de esgotos residuais industriais. Nessa área, existe uma variedade de indústrias, dentre essas, indústrias de produtos de matéria plástica e indústria química, potencializando as pressões antrópicas na região superior e média do estuário (Zanardi-Lamardo et al., 2016). Os pellets são itens fabricados industrialmente como microesferas de diferentes tamanhos, comumente utilizado na indústria de cosméticos e higiene pessoal (Costa et al., 2010; Zettler et al., 2013),

ou como pelotas de plástico virgem utilizados como matéria-prima para a fabricação de outros produtos (Browne et al., 2011). Essas pelotas se inserem no ambiente via “vazamento” durante a fabricação, transporte ou uso (Andrady, 2017).

Os pellets encontrados no Capibaribe em sua maioria eram semelhantes a pellets utilizados na fabricação de itens de plásticos, seguidos daqueles utilizados em produtos de higiene. A presença de pellets possivelmente pode ser explicada pela presença de indústria química próxima a essa região do estuário, sugerindo que esses MPs estão sendo inseridos no ambiente a partir do despejo de rejeitos industriais, ou de maneira acidental durante o transporte e manuseio.

#### 4.2 Degradação dos resíduos plásticos

O estuário apresentou maior quantidade de resíduos plásticos em estágio de degradação avançado (3) na região superior. Alguns fatores como a presença de pequena parcela de vegetação ripária na região superior do estuário, que disponibiliza ao ambiente matéria orgânica (e.g., folhiços, troncos) provavelmente auxilia na retenção desses resíduos. Infere-se que durante a maré alta, esses resíduos seriam submergidos e incorporados a lâmina d’água. Essa prerrogativa é confirmada por Luz e Teixeira (2019), afirmam que a vegetação ripária promove maior tempo de retenção dos resíduos plásticos no estuário superior quando esses se fixam a matéria orgânica, mas que podem se tornar disponíveis em episódios de correntes de maré (Oliveira, 2010).

No médio estuário existe uma grande quantidade de bueiros que despejam dejetos *in natura*, sendo um local bastante impactado (Zanardi-Lamardo et al., 2016). Devido a esse aporte *in natura*, esta região do estuário encontra-se bastante assoreada, e esta condição associada a dinâmica local contribui para retenção de resíduos plásticos, pois o próprio rio é mais largo neste local, com menor correnteza (Zanardi-Lamardo et al., 2016). Para essas questões, o que conta é a forma da sessão – que vai determinar o fluxo das correntes. Essas características morfodinâmicas facilitam a formação de um *hotspot* de resíduos plásticos nas escalas de degradação 2 e 3.

Frequentemente, os plásticos encontrados nessa região apresentavam características como alteração de cor, incrustação, perda das características primárias do item (rótulo de barra, nome da marca, entre outros) e estado avançado de deterioração física. Independente do

tamanho (macroplástico, mesoplástico ou microplástico), as maiores quantidades foram encontradas nessa região do estuário, caracterizando um ambiente sumidouro.

Padrões similares de abundância de resíduos plásticos foram observados por Luz e Teixeira (2019) nas margens do estuário do Rio Capibaribe. Os autores observaram que a configuração da paisagem influencia na retenção de resíduos plásticos, ou seja, em locais com assoreamentos, e com grande quantidade de troncos e vegetação acabam retendo uma grande quantidade desses resíduos por mais tempo.

Acredita-se que essa retenção de plásticos aconteça em grande parte no estuário superior, o que facilita a ação do intemperismo e fotodegradação desses resíduos, e conseqüentemente a produção e aporte de mesoplásticos e microplásticos para a região média e inferior. O assoreamento e formação de barreiras sedimentares na região média contribuem para um ambiente propício a coletar grandes quantidades desses resíduos.

Na região inferior, ou seja, a jusante do rio, foi o local que apresentou maior abundância de plásticos em estágio de degradação (1), local esse de maior profundidade e com maior correnteza, além do fluxo intenso de pessoas que transitam próximo a essa região. Esta condição pode estar associada a capacidade de ressuspensão, onde a própria correnteza do rio movimentava os plásticos do sedimento, os jogando novamente para coluna d'água causando o aumento da abundância plástica nessa região do estuário. O ciclo das marés consiste em um fator primordial que está associado a abundância de plástico, onde a preamar inunda o estuário com a água do oceano. Esse movimento pode trazer consigo itens dos mais diversos estágios de degradação, esse processo já foi visto em estudos (Barnes et al., 2009; Jambeck et al., 2015; Vermeiren et al., 2016).

Os padrões observados no nMDS compatibilizam com os valores de abundância, uma vez, que os agrupamentos das regiões do estuário plotados graficamente representam os mesmos que apresentaram uma abundância maior (*e.g.*, FS e FC), locais esses que apresentaram principalmente os plásticos em estágio de degradação (3). Esse agrupamento das estações do ano, com base na abundância pode estar ligado a três fatores: 1) a dinâmica do ambiente estuarino, onde os resíduos plásticos podem permanecer nesse ambiente por longos períodos e sofrerem degradação significativa; 2) ao fluxo de água do estuário que favorece o transporte de materiais suspensos na superfície, podendo assim influenciar os padrões de distribuição de baixa e alta abundância de resíduos plásticos, que podem atingir altas densidades no fundo do estuário.

No entanto, o potencial de ressuspensão e a redistribuição desses plásticos são pouco compreendidas; e a morfologia do estuário que influi no potencial de erosão e na deposição de sedimentos, limitando a degradação de resíduos plásticos (Brown and Davies, 2010; Ivar do Sul et al., 2014; Jambeck et al., 2015; Vermeiren et al., 2016).

Os mesoplástico apresentaram estágio de degradação avançado, o que pode ser explicado como resultado da fragmentação e lixiviação de itens maiores, uma vez que os macrolásticos apresentaram abundância significativa nessa região. De igual modo, a maioria dos microplásticos identificados apresentaram condição muito degradada (78,9%). Foi possível verificar alteração na coloração e incrustação de organismo, indicando que tais fragmentos estão dentro do estuário a bastante tempo, sofrendo ações de o vento, correnteza e temperatura.

Dessa forma, infere-se que o estuário do Capibaribe pode ser classificado como um ambiente sumidouro, ou seja, esse ambiente acumula resíduos plásticos em seu interior, pois apresenta maior quantidade de plásticos em estágio de degradação avançado.

#### *4.3 Microplásticos versus larvas*

Indivíduos da família Gobiidae foram mais abundantes (43%), durante as estações mais secas, na região inferior do estuário. Considerados estuarinos residente, os indivíduos dessa família desempenham papel importante na comunidade ictioplanctônica, utilizando esse ecossistema como berçário (Miguel e Ré, 1999). Habitualmente sua abundância é máxima nas estações mais secas, e quase sempre amostrados nas regiões intermediárias e internas dos estuários (Miguel; Ré, 1999). Não foi encontrada nenhuma larva nas regiões superior e média do estuário durante a estação IS. No estuário do Douro, ocorreu um cenário similar, onde nenhuma larva foi encontrada na região superior, porém essa condição ocorreu durante o inverno (Rodrigues et al., 2019).

Ao todo, no Capibaribe foram recolhidas 106 larvas, valor bem inferior quando comparado a outros estuários antropizados. Como no estuário do Douro que foram identificadas 1498 larvas de peixes (Rodrigues et al., 2019); No Canal da Mancha 347 larvas (Steer et al., 2017). Como já mencionado, os estuários funcionam como habitats berçário para uma diversidade de organismos (Dantas et al., 2012) e espera-se que ictioplâncton e zooplâncton sejam abundantes nesses ambientes (Lima et al., 2014). Todavia, no Capibaribe, microplásticos foram significativamente mais abundante do que em relação a larvas de peixes ( $19,71 \pm 35,87$  part/m<sup>3</sup> VS  $1,50 \pm 2,16$  larvas de peixes/ m<sup>3</sup>).

A contaminação dos ambientes marinhos e estuarinos por macroplásticos e microplástico vem se tornando uma preocupação mundial. A ingestão dessas partículas já foi documentada em diversas espécies de animais marinhos. Microplásticos se inserem na teia trófica primeiramente sendo ingerido pelo zooplâncton e pequenos peixes, atingindo sucessivamente diferentes níveis tróficos (Wright et al., 2013; Barletta et al., 2020; Colen et al., 2020) e contribuindo com o transporte dessas micropartículas para outros ambientes (Cole et al., 2013). Já é comprovado a abundância de microplásticos em frutos do mar (*e.g.* camarão, ostra e mexilhões) utilizados para o consumo humano (Devriese et al., 2015; Ferreira et al., 2018; Barboza et al., 2018).

Desta forma a presença de microplásticos no ambiente representa um risco a biota, que podem ingerir essas partículas ao confundi-la com alimento potencial, podendo atingir diferentes níveis tróficos. Constituindo um meio através do qual consumidores ficam expostos a essas partículas e aos seus componentes químicos. Por tanto, maiores investigações sobre esta temática são necessárias, uma vez que estudos e conhecimentos relativo a esta toxicidade ainda são incipientes.

## **5. Conclusão**

O estuário do Capibaribe apresenta-se como um ambiente sumidouro na região superior e média do estuário, uma vez que a maioria dos resíduos plásticos analisados apresentaram estado de degradação (3) avançado. Essas regiões concentraram a maior abundância de resíduos de plásticos (macro, meso e microplástico) pressupondo que o ambiente em estudo dispõe de características de acumulação a longo prazo, onde os plásticos ficam retidos e sofrem degradação lenta, quebrando-se em partículas menores e permanecendo no ambiente por longos períodos. As larvas apresentaram menor abundância nas regiões superior e média, e maior abundância na região inferior onde os microplásticos foram menos abundantes. As áreas estuarinas próxima a centros urbanos apresenta grande quantidade de itens plásticos, favorecendo a poluição do ambiente marinho e costeiro. O crescimento desordenado no entorno do Capibaribe resultou em impactos antrópicos como aterramento das áreas de mangue, várzeas e leitos dos rios, ou mesmo favorecendo o despejo de resíduos nesse local. Dessa forma essa pesquisa visa subsidiar estratégias futuras de gestão desse ambiente, através da identificação do estágio de degradação desses resíduos plásticos, possibilitando estudos futuros que estimem o tempo de residência desses resíduos.

## Referências

- Ahlstrom, E.H., American Society of Ichthyologists and Herpetologists., United States., 1984. *Ontogeny and systematics of fishes : based on an international symposium dedicated to the memory of Elbert Halvor Ahlstrom / sponsored by the National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, United States Dept. of Commerce. [New York?]* : American Society of Ichthyologists and Herpetologists.
- Andrade, M.C., Winemiller, K.O., Barbosa, P.S., Fortunati, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environ. Pollut.* 244, 766–773.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 12–22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Barboza, L.G.A., et al., 2018. Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Environ. Pollut.* 133, 336–348.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>
- Barletta, M., Costa, M.F., Dantas, D.V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX* 7, 100861.  
<https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>
- Barcellos, R.L., César, R., Figueira, L., França, E.J., Schettini, C.A., Xavier, D.D.A., 2017. Changes of estuarine sedimentation patterns by urban expansion: the case of middle Capibaribe Estuary, Northeastern Brazil. *Int. J. Geosci.* 8, 514–535. <http://dx.doi.org/10.4236/ijg.2017.84027>
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments.* <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bożena, G., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dolega, A., Szczerbowska-Boruchowska, M. Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (8), p. 7650–7661. 2017. DOI: 10.1007 / s11356-017-8419-5.
- Brate, I.L.N., Eidsvoll, D.P., Steindal, C.C., Thomas, K.V., 2016. Plastic ingestion by Atlantic cod ( *Gadus morhua* ) from the Norwegian coast. *Mar. Pollut. Bull.* 112, 105–110.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.034>
- Brown, J.M., Davies, A.G., 2010. Flood/ebb tidal asymmetry in a shallow sandy estuary and the impact on net sand transport. *Geomorphology* 114, 431–439.  
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.08.006>

Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Colen, C.V., Vanhave, B., Moens, A.D.T., 2020. Does microplastic ingestion by zooplankton affect predator-prey interactions? An experimental study on larviphagy. *Environ. Pollut.* 256, 113479. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113479>

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47, 6646–6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>

Cordeiro, C.A.M.M., Costa, T.M., 2010. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 1762–1767. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.06.010>

Dantas, D.V., Barletta, M., Araújo Lima, A.R., de Assis Almeida Ramos, J., da Costa, M.F., Saint-Paul, U., 2012. Nursery Habitat Shifts in an Estuarine Ecosystem: Patterns of Use by Sympatric Catfish Species. *Estuaries Coasts* 35, 587–602. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9452-0>

Derraik, J.G., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)

Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A.D., 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar. Pollut. Bull.* 98, 179–187. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeerzch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the mussel (*Mytilus edis*): comparison between commercial and wild types. *Mar. Pollut. Bull.* 85, 146–155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One* 9, e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

Ferreira, G.V.B., Barletta, M., Lima, A.R.A., Morley, S.A., Justino, A.K.S., Costa, M.F., 2018. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environ. Pollut.* 236, 706–717. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095>

Follmann, A.J., Rodrigues, A.C., Camargo, M., Follmann, D.N., Souza, V.Q., Graepin, C., 2017. Degradação de sacolas plásticas convencionais e oxibiodegradáveis. *Ciê. Nat.* 39, 187–192. [10.5902/2179460X24176](https://doi.org/10.5902/2179460X24176)

Gago, J. et al., 2019. Standardised protocol for monitoring microplastics in seawater. JPI-Oceans BASEMANproject. Disponível em: <http://www.jpi-oceans.eu/baseman/main-page>.



Gigault, J., Halle, A. ter, Baudrimont, M., Pascal, P.-Y., Gauffre, F., Phi, T.-L., El Hadri, H., Grassl, B., Reynaud, S., 2018. Current opinion: What is a nanoplastic? *Environ. Pollut.* 235, 1030–1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>

Gouveia, N., 2012. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Cien. Saude Colet.* 17, 1503–1510. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>

Gonzalez, R.A., Andreoli, R.V., Candido, L.A., Kayano, M.T., Souza, R.A.F. 2013. A influência do evento El Niño – Oscilação Sul e Atlântico Equatorial na precipitação sobre as regiões norte e nordeste da América do Sul. 43: 4, 469 – 480. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000400009>

Guebert-Bartholo, F.M. et al. 2011. Fishery and the use of space in a tropical semi-arid estuarine region of Northeast Brazil: Subsistence and overexploitation. **Journal of Coastal Research**. 64: 398-402. ISSN 0749-0208. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/279542279>>.

Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K., Clarke, B.O., 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Anal. Methods* 9, 1369–1383. <https://doi.org/10.1039/C6AY02707E>

Hoang, T.C., Felix-Kim, M., 2020. Microplastic consumption and excretion by fathead minnows (*Pimephales promelas*): Influence of particles size and body shape of fish. *Sci. Total Environ.* 704, 135433. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135433>

Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., Silva-Cavalcanti, J.S., Araújo, M.C.B., 2014. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 252–257. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.011>

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-. ). 347, 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., Hajbane, S., Cunsolo, S., Schwarz, A., Levivier, A., Noble, K., Debeljak, P., Maral, H., Schoeneich-Argent, R., Brambini, R., Reisser, J., 2018. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Sci. Rep.* 8, 4666. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>

LeMoine, C.M.R., Kelleher, B.M., Lagarde, R., Northam, C., Elebute, O.O., Cassone, B.J., 2018. Transcriptional effects of polyethylene microplastics ingestion in developing zebrafish (*Danio rerio*). *Environ. Pollut.* 243, 591–600. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.084>

Lima, A.R.A., Barletta, M., Costa, M.F., 2015a. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>

Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L., Ren, H., 2016. Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4054–4060.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00183>

Luz, G. C. B, Teixeira, S.F., 2019. Importância Do Manguezal E Das Barreiras Físicas Na Contenção De Resíduos Sólidos XXIII, 790–803.

Mazurais, D., Ernande, B., Quazuguel, P., Severe, A., Huelvan, C., Madec, L., Mouchel, O., Soudant, P., Robbens, J., Huvet, A., Zambonino-Infante, J., 2015. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Mar. Environ. Res.* 112, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.09.009>

Miguel, P., Ré, A.B., 1999. Ictioplâncton Estuarino da Península Ibérica (Guia de Identificação dos Ovos e Estados Larvares Planctônicos). *Prémio do Mar*. ISBN: 972-637-065-5.

Naidoo, T., Glassom, D., Smit, A.J., 2015. Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.* 101, 473–480. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.044>

Nakatani, K., Agostinho, A. A, Baumgartner, G., Bialecki, A., Sanches, P. V., Makrakis, M. C., Pavanelli, C. S. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. EDUEM. Maringá. 378 pp., 2001.

Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K.O., Wollenberger, L., Santos, E.M., Paull, G.C., Van Look, K.J.W., Tyler, C.R., 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 2047–2062. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>

Oliveira, G.C. de S., Junior, J.P. da S., Nóbrega, R.S., Girão, O., 2011. Uma Abordagem da Geografia do Clima Sobre os Eventos Extremos de Precipitação em Recife-PE. *Rev. Bras. Geogr. Física* 4, 238–251.

Pan, Z., Liu, Q., Jiang, R., Li, W., Sun, X., Lin, H., Jiang, S., Huang, H., 2021. Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China. *Chemosphere* 262, 127876. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127876>

Payton, T.G., Beckingham, B.A., Dustan, P., 2020. Microplastic exposure to zooplankton at tidal fronts in Charleston Harbor, SC USA. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 232, 106510. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106510>

Pazos, R.S., Bauer, D.E., Gómez, N., 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America). *Environ. Pollut.* 243, 134–142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>

Pelamatti, T., Fonseca-Ponce, I.A., Rios-Mendoza, L.M., Stewart, J.D., Marín-Enríquez, E., Marmolejo-Rodriguez, A.J., Hoyos-Padilla, E.M., Galván-Magaña, F., González-Armas, R., 2019. Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in Banderas Bay, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 604–610. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.062>

Projotec – Brli. Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico hidroambiental. *Projetos Técnicos*, Recife, v. 01/03, p. 389, 2010.

- Rech, S., Macaya-Caquilpán, V., Pantoja, J.F., Rivadeneira, M.M., Jofre Madariaga, D., Thiel, M., 2014. Rivers as a source of marine litter – A study from the SE Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 82, 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.019>
- Rodrigues, S.M., Almeida, C.M.R., Silva, D., Cunha, J., Antunes, C., Freitas, V., Ramos, S., 2019. Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. *Sci. Total Environ.* 659, 1071–1081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.273>
- Sadri, S.S., Thompson, R.C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 55–60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- Schettini, C.A.F., Miranda, J.B. de, Valle-Levinson, A., Truccolo, E.C., Domingues, E.C., 2016. The circulation of the lower Capibaribe Estuary (Brazil) and its implications for the transport of scalars. *Brazilian J. Oceanogr.* 64, 263–276. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016119106403>
- Siqueira, S., Costa, M., Barletta, M., Dantas, D., 2017. A scale to classify plastic marine debris into physical degradation stages. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.2695>
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K., 2017. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environ. Pollut.* 226, 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.062>
- Stefatos, A., Charalampakis, M., Papatheodorou, G., Ferentinos, G., 1999. Marine Debris on the Seafloor of the Mediterranean Sea: Examples from Two Enclosed Gulfs in Western Greece. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 389–393. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00141-6](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00141-6)
- Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
- Van Sebille, E., England, M.H., Froyland, G., 2012. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environ. Res. Lett.* 7, 044040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044040>
- Vermeiren, P., Muñoz, C.C., Ikejima, K., 2016. Sources and sinks of plastic debris in estuaries: A conceptual model integrating biological, physical and chemical distribution mechanisms. *Mar. Pollut. Bull.* 113, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.002>
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G., 2014. Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environ. Sci. Eur.* 26, 12. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>
- Watters, D.L., Yoklavich, M.M., Love, M.S., Schroeder, D.M., 2010. Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.08.019>

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ. Pollut.* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

Xavier, D. A., Schettini, C.A.F., Figueira, R., França, E.J., 2018. Anthropogenic Interventions in the Geomorphology of Capibaribe Estuary and its Reflex in Recent Sedimentation. *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ*, 41, 3, 492–502.

Zanardi-lamardo, E., Nóbrega, A.S.D.C., Santos, R.H.D.A., Maciel, D.C., 2016. Fontes E Níveis De Contaminação Do Sistema Estuarino Do Rio Capibaribe (Pernambuco/Brasil). *Trop. Oceanogr.* 44. <https://doi.org/10.5914/tropocean.v44i2.8296>

Zettler, E.R., Mincer, T.J., Amaral-Zettler, L.A., 2013. Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7137–7146. <https://doi.org/10.1021/es401288x>

Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environ. Pollut.* 206, 597–604. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.027>

Manly, B.F.J. *Métodos estatísticos multivariados – uma introdução*. 3ª Edição. Porto Alegre: Bookmn, 229 p. 2008.

**ANEXO**

- NORMAS PARA PUBLICAÇÃO DO ARTIGO CIENTÍFICO I E II – REVISTA ENVIRONMENTAL POLLUTION BULLETIN. DISPONÍVEL EM:  
<https://www.elsevier.com/pt-br/authors>