

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

ISABEL BOAVENTURA MONTEIRO

Ecologia do mesozooplâncton de uma lagoa costeira subtropical: composição,
distribuição espacial e interações com a poluição por microplásticos

Toledo
2025

ISABEL BOAVENTURA MONTEIRO

Ecologia do mesozooplâncton de uma lagoa costeira subtropical: composição,
distribuição espacial e interações com a poluição por microplásticos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof.^a Dr. Pitágoras Augusto Piana
Co-orientador: Prof. Dr. David Valença Dantas

Toledo

2025

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Monteiro, Isabel Boaventura

Ecologia do mesozooplâncton de uma lagoa costeira subtropical: composição, distribuição espacial e interações com a poluição por microplásticos / Isabel Boaventura Monteiro; orientador Pitágoras Augusto Piana; coorientador David Valença Dantas. -- Toledo, 2025.

67 p.

Tese (Doutorado Campus de Toledo) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2025.

1. Microplásticos. 2. Zooplâncton. 3. Biodisponibilidade. 4. Taxa de encontro. I. Piana, Pitágoras Augusto, orient. II. Dantas, David Valença, coorient. III. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

ISABEL BOAVENTURA MONTEIRO

Ecologia do mesozooplâncton de uma lagoa costeira subtropical: composição,
distribuição espacial e interações com a poluição por microplásticos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana

Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner

Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE)

Prof. Dr. Paulo Vanderlei Sanches

Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE)

Prof^a. Dr^a. Ana Lúcia Paz Cardozo

Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje

Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

Aprovada em: 07/2025
Local de defesa: Teams

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais.

“Os fatos não deixam de existir só porque são ignorados.”

Aldous Huxley

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer ao meu orientador, Pitágoras Augusto Piana, pela confiança e oportunidade de desenvolvimento deste projeto.

Agradeço também ao meu coorientador, David Valença Dantas, pelo apoio, confiança e incentivo durante todo esse período.

Aos amigos e colegas do Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar), pelo apoio e parceria durante o doutorado.

Agradeço a minha família (mãe, pai, irmão), por todo apoio, compreensão e força. Principalmente ao meu pai, por todo o incentivo, mesmo não presente neste momento.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, representado por amigos, professores e funcionários, por todo apoio e aprendizado passado durante o doutorado.

E a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de doutorado e oportunidade de desenvolvimento deste projeto.

Ecologia do mesozooplâncton de uma lagoa costeira subtropical: composição, distribuição espacial e interações com a poluição por microplásticos

RESUMO

Estudos sobre composição e distribuição espacial para o Sistema Estuarino Lagunar (SEL), localizado no litoral sul de Santa Catarina, são de grande importância para entender como as comunidades mesozooplancônicas utilizam os recursos disponíveis para completar os seus ciclos de vida, bem como para entender os impactos que a contaminação por microplásticos representam para esses indivíduos. Com o objetivo de caracterizar a composição, distribuição espacial e de avaliar a biodisponibilidade e a taxa de encontro entre mesozooplâncton e microplásticos, diferentes áreas amostrais foram analisadas para a porção sul do SEL. A contaminação por microplásticos foi representada por filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros. Enquanto o mesozooplâncton foi representado por copépodos, zoés de *Brachyura* e larvas de peixes, grupos altamente suscetíveis à interação com microplásticos, devido aos seus pequenos tamanhos. De fato, os resultados de densidade de microplásticos biodisponíveis, biodisponibilidade e taxa de encontro possível indicam a vulnerabilidade desses grupos, o que pode causar um desequilíbrio trófico local. Este estudo é o primeiro que relata a composição e distribuição espacial do mesozooplâncton e que avalia a densidade de microplásticos biodisponíveis, a biodisponibilidade e a taxa de encontro entre organismos mesozooplancônicos e microplásticos no SEL, o que gera dados essenciais sobre a extensão da contaminação microplástica nesse ambiente lagunar.

Palavras-chave: Zooplâncton; Larvas de peixes; Poluição plástica; Microplásticos; Biodisponibilidade; Taxa de encontro.

Ecology of mesozooplankton in a subtropical coastal lagoon: composition, spatial distribution and interactions with microplastic pollution

ABSTRACT

Studies on the composition and spatial distribution of the Estuarine Lagoon System (SEL), located on the southern coast of Santa Catarina, are of great importance for understanding how mesozooplankton communities use the available resources to complete their life cycles, as well as for understanding the impacts that microplastic contamination has on these individuals. In order to characterize the composition, spatial distribution and to evaluate the bioavailability and rate of encounter between mesozooplankton and microplastics, different sampling areas were analyzed for the southern portion of the SEL. Microplastic contamination was represented by plastic filaments, soft plastics and hard plastics. While mesozooplankton were represented by copepods, Brachyura zoeae and fish larvae, groups that are highly susceptible to interaction with microplastics due to their small sizes. In fact, the results of bioavailable microplastic density, bioavailability and possible encounter rate indicate the vulnerability of these groups, which could cause a local trophic imbalance. This study is the first to report on the composition and spatial distribution of mesozooplankton and to evaluate the density of bioavailable microplastics, bioavailability and the encounter rate between mesozooplankton organisms and microplastics in the SEL, which generates essential data on the extent of microplastic contamination in this lagoon environment.

Keywords: Zooplankton; Fish larvae; Plastic pollution; Microplastics; Bioavailability; Encounter rate.

Tese elaborada e formatada conforme as normas
da revista científica *Marine Pollution Bulletin*.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/journal/marine-pollution-bulletin>

SUMÁRIO

Capítulo 1: Biodisponibilidade e risco de ingestão de microplásticos pelo mesozooplâncton de uma lagoa costeira subtropical

1 INTRODUÇÃO	1
2 MATERIAL E MÉTODOS	2
2.1. Área de estudo e desenho amostral	2
2.2. Amostragem e procedimentos laboratoriais	3
2.3. Biodisponibilidade e Taxa de Encontro Possível (TEP)	4
2.4. Análises estatísticas	5
3 RESULTADOS	6
3.1. Composição e distribuição espacial do mesozooplâncton	6
3.2. Densidade e biodisponibilidade de microplásticos ao mesozooplâncton	8
3.3. Taxa de Encontro Possível (TEP) entre mesozooplâncton e microplásticos	13
4 DISCUSSÃO	15
5 CONCLUSÕES	20
6 REFERÊNCIAS	20

Capítulo 2: Microplásticos suspensos em uma lagoa costeira subtropical: biodisponibilidade e risco de ingestão por larvas de peixes em um recorte inverno-verão

1 INTRODUÇÃO	30
2 MATERIAL E MÉTODOS	31
2.1. Área de estudo	31
2.2. Amostragem e procedimentos laboratoriais	32
2.3. Biodisponibilidade e Taxa de Encontro Possível (TEP)	34
2.4. Análises estatísticas	35
3 RESULTADOS	36
3.1. Composição e distribuição espacial de microplásticos e larvas de peixes	36
3.2. Distribuição espacial de microplásticos biodisponíveis	39
3.3. Biodisponibilidade e Taxa de Encontro Possível (TEP) entre larvas de peixes e microplásticos	41
4 DISCUSSÃO	42
5 CONCLUSÕES	45
6 REFERÊNCIAS	46

Capítulo 1: Biodisponibilidade e risco de ingestão de microplásticos pelo mesozooplâncton em uma lagoa costeira subtropical

RESUMO

Estudos sobre a composição e distribuição espacial do mesozooplâncton e microplásticos são fundamentais para compreensão das possíveis interações entre organismos planctônicos e microplásticos no Sistema Estuarino Lagunar (SEL), localizado no litoral sul de Santa Catarina. Com o objetivo de caracterizar a composição, distribuição espacial e de avaliar a densidade de microplásticos biodisponíveis, biodisponibilidade e taxa de encontro entre organismos mesozooplancônicos e microplásticos, cinco áreas amostrais foram analisadas na porção sul do SEL. A atividade pesqueira, descarga fluvial e urbanização são as principais fontes de microplásticos para a comunidade mesozooplancônica, onde a densidade de microplásticos biodisponíveis foi de 6 MPs/m³, com maiores densidades biodisponíveis no principal eixo estuarino e áreas internas da lagoa. De modo geral, os microplásticos foram biodisponíveis para toda a faixa de tamanho preferencial de presa dos copépodos, zoés de Brachyura e larvas de peixes. A Taxa de Encontro Possível se mostrou maior entre mesozooplâncton e filamentos de plástico para os tamanhos mínimos e ótimos de presa, enquanto a maior probabilidade de encontro foi na faixa de tamanho máximo de presas com plásticos moles e duros. Este estudo é o primeiro a avaliar a composição, distribuição espacial, biodisponibilidade e taxa de encontro entre mesozooplâncton e microplásticos para a porção sul do SEL, o que gera informações importantes para possíveis ações de manejo e conservação.

Palavras-chave: Ecoclina estuarina; Poluição microplástica; Zooplâncton; Taxa de encontro.

Chapter 1: Bioavailability and ingestion risk of microplastics by mesozooplankton in a subtropical coastal lagoon

ABSTRACT

Studies on the composition and spatial distribution of mesozooplankton and microplastics are fundamental to understanding the potential interactions between planktonic organisms and microplastics in the Estuarine Lagoon System (SEL), located on the southern coast of Santa Catarina. To characterize the composition and spatial distribution of bioavailable microplastics, assess their density, bioavailability, and encounter rate, five sampling areas were observed in the southern portion of the SEL. Fishing activity, river discharge, and urbanization are the main sources of microplastics for the mesozooplankton community, where the density of bioavailable microplastics was 6 MPs/m³, with higher bioavailable densities in the main estuarine axis and internal areas of the lagoon. Overall, microplastics were bioavailable across the entire preferred prey size range of copepods, Brachyura zoes, and fish larvae. The Possible Encounter Rate was highest between mesozooplankton and plastic filaments for the minimum and optimal prey sizes, while the highest encounter probability was in the maximum prey size range with soft and hard plastics. This study is the first to assess the composition, spatial distribution, bioavailability, and encounter rates between mesozooplankton and microplastics for the southern portion of the SEL, which generates important information for potential management and conservation actions.

Keywords: Estuarine ecocline; Plastic contamination; Microplastics; Zooplankton; Encounter rate.

Biodisponibilidade e risco de ingestão de microplásticos pelo mesozooplâncton em uma lagoa costeira subtropical

Isabel B. Monteiro^a, Pitágoras A. Piana^{a,b}, David V. Dantas^{c,d*}

^aPrograma de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca (PREP), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/Campus Toledo), R. da Faculdade, 645, Toledo, Paraná, Brasil.

^bGrupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia (GERPEL), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Toledo, Paraná, Brasil.

^cPrograma de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental (PPGPLAN), Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC/FAED), Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

^dGrupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar), Departamento de Engenharia de Pesca e Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), R. Cel. Fernandes Martins, 270, Laguna, Santa Catarina, Brasil.

*Corresponding author.

E-mail address: david.dantas@udesc.br

Resumo

Para avaliar a biodisponibilidade e a taxa de encontro entre mesozooplâncton e microplásticos, cinco áreas amostrais sujeitas a diferentes impactos antropogênicos foram analisadas na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL). O mesozooplâncton foi representado por copépodos, zóeos de Brachyura e larvas de peixes. A densidade de microplásticos biodisponíveis foi de 6 MPs/m³, que se mostraram biodisponíveis para os tamanhos preferenciais de presas dos copépodos, zóeos de Brachyura e larvas de peixes nas áreas do eixo estuarino principal e áreas internas da lagoa. Este estudo é o primeiro a caracterizar o mesozooplâncton e a avaliar a biodisponibilidade e taxa de encontro para a porção sul do SEL, fornecendo subsídios para ações de manejo e conservação.

Palavras-chave: Ecoclina estuarina, Impactos antropogênicos, Poluição plástica, Zooplâncton, Predador:presa, Taxa de encontr

1. Introdução

Os plásticos são amplamente utilizados ao redor do mundo, com uma produção que começou na década de 1940 e continua a crescer, atingindo 413,8 milhões de toneladas em 2023 (Plastics Europe, 2024). Esses plásticos existem em muitas e variadas formas, diferindo em tamanho, forma, cor e composição do polímero, em todos os ambientes aquáticos globais (Eriksen et al.; 2014; Sazli et al., 2023). Devido à maior concentração populacional, os ambientes aquáticos costeiros estão entre os mais afetados pela presença de plásticos, já que fornecem diversos serviços ecossistêmicos (Athanasiou et al., 2024; Booij et al., 2022). Associadas aos ambientes costeiros, as lagoas costeiras são comumente conhecidas por sua localização paralela à costa, sua ligação ao mar por um ou vários canais, por suas baixas profundidades e pela variabilidade de seus gradientes ambientais (Barletta e Dantas, 2016; Kjerfve e Magill, 1989; Pérez-Ruzafa et al., 2019). Devido a essas características, proporcionam ambientes favoráveis a reprodução, alimentação, proteção, crescimento e recrutamento para uma série de espécies de peixes e invertebrados (El Mahrad et al., 2022; Frischknecht et al., 2023; Lima et al., 2019). Visto isso, seus gradientes ambientais variáveis influenciam não apenas a composição e distribuição das comunidades biológicas, mas também de poluentes, como os microplásticos. (Lorenzi et al., 2021; Pérez-Ruzafa et al., 2019b).

Os microplásticos, definidos como plásticos menores que 5 mm, são poluentes emergentes amplamente distribuídos nos ecossistemas aquáticos (Sunny et al., 2025; Xu et al., 2020). Provenientes de fontes primárias (como cosméticos) ou secundárias (fragmentação de plásticos maiores), essas partículas podem alcançar os ecossistemas aquáticos costeiros por uma variedade de vias, como o escoamento superficial através de rios, o transporte atmosférico, as trocas com o oceano e o descarte direto e indiscriminado de resíduos plásticos (Allen et al., 2020; Brahney et al., 2021; Renzi et al., 2020). Uma vez presentes nesses ambientes, são capazes de interagir com a biota e gerar impactos do nível subcelular ao nível ecossistêmico (Galloway et al., 2017; Elizalde-Velázquez e Gómez-Oliván, 2021). Apesar disso, estudos sobre a ocorrência de microplásticos em águas continentais e ambientes de transição, como lagoas costeiras e estuários, são menos numerosos em comparação com o ambiente marinho (Fernandes et al., 2022), o que leva a um déficit no conhecimento sobre a composição, prevalência, concentrações, distribuição e destino dos microplásticos nesses ecossistemas (Escrobot et al., 2024). Devido ao seu tamanho, os microplásticos podem apresentar a mesma faixa de dimensões dos componentes do zooplâncton, organismos que habitam a coluna d'água

e ocupam uma posição chave nas teias tróficas, pois são o principal elo entre produtores primários e os demais níveis tróficos (Lomartire et al., 2021; Thorpe, 2024).

Dentre as classificações conhecidas, o mesozooplâncton (0,2 – 20 mm) comporta as fases iniciais de vida de indivíduos com elevada importância econômica, como as fases de desenvolvimento de crustáceos (camarões e siris) e larvas de peixes e suas presas naturais, os copépodos (Sieburth et al., 1978; Bermúdez e Swarzenski, 2021). Geralmente, os copépodos possuem tamanho que varia de 0,5 a 1 mm, estruturas especializadas com mecano ou quimiorrecepção pelo corpo e nos apêndices e, por conta de pigmentos carotenóides retirados dos alimentos, podem possuir um colorido em diferentes apêndices ou partes do corpo (Kiorboe et al., 2010). Os membros da família Calanoida são principalmente planctônicos e os mais abundantes no zooplâncton marinho, mas como toleram um amplo gradiente ambiental, algumas famílias (Acartiidae, Temoridae, Centropagidae, entre outras) colonizaram ambientes de transição e até mesmo ambientes de água doce (Boxshall e Defaye, 2008). Por sua vez, as larvas de peixes podem ser estuarinas residentes, dependentes ou visitantes e utilizam os gradientes ambientais das lagoas costeiras a favor de sua reprodução, desova, alimentação, crescimento e recrutamento (Potter et al., 2015; Frischknecht et al., 2023). Além disso, esses organismos possuem a fase de transição alimentar (endógena – exógena) como um período críticos em seus ciclos de vida (Okamoto et al., 2022; Ronnestad et al., 2013). Ou seja, exposição e ingestão de microplásticos pelo mesozooplâncton pode representar um risco ao equilíbrio ecológico e socioeconômico, especialmente em lagoas costeiras já impactadas pela ação antrópica e com tendência ao acúmulo de microplásticos (Botterell et al., 2023).

O presente estudo tem como objetivo caracterizar a biodisponibilidade de microplásticos para larvas de peixes ao longo da ecoclina estuarina da porção sul do SEL e avaliar a possível ingestão através taxa de encontro possível entre eles, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo e desenho amostral

As campanhas amostrais ocorreram na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL), sistema composto por três lagoas costeiras, que compreendem o maior setor do Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina, Brasil. O SEL é de grande importância ecológica, social e econômica para a região, apoiando várias comunidades tradicionais de pescadores artesanais, a

pesca cooperativa com golfinhos (*Tursiops truncatus*), a pesca do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *Farfantepenaeus brasiliensis*), as pescarias recreativas (pesca esportiva), a navegação de embarcações pesqueiras, atividade portuária, turismo, atividades industriais e utilização do solo para pastagem e agricultura (Farias et al., 2018; Mendes et al., 2022).

A porção sul (Fig. 1), constituída pela Lagoa Santo Antônio dos Anjos, recebe o aporte de água doce da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão, que integra aproximadamente 18 municípios (Barletta et al., 2017b; Monteiro et al., 2022). Além disso, está sujeita a influência direta das águas costeiras, pois possui ligação com o oceano através de um estreito canal, apresentando condições entre mesohalinas e polihalinas (salinidade 5 – 25), dependendo dos padrões de marés, ventos e precipitação (Monteiro et al., 2022). Além disso, Monteiro et al. (2022) encontraram uma densidade microplástica de 7,32 MPs para a região, com maiores densidades na região costeira (A1) e canal principal (A2), onde os filamentos de poliéster (PET – polietileno tereftalato) e os plásticos moles e duros de polietileno (PE) foram predominantes. A atividade pesqueira desordenada, a urbanização e os múltiplos usos associados a bacia hidrográfica do Rio Tubarão são as principais fontes de contaminação microplástica para a base da cadeia trófica local (Dantas et al., 2019; Farias et al., 2018; Monteiro et al., 2022).

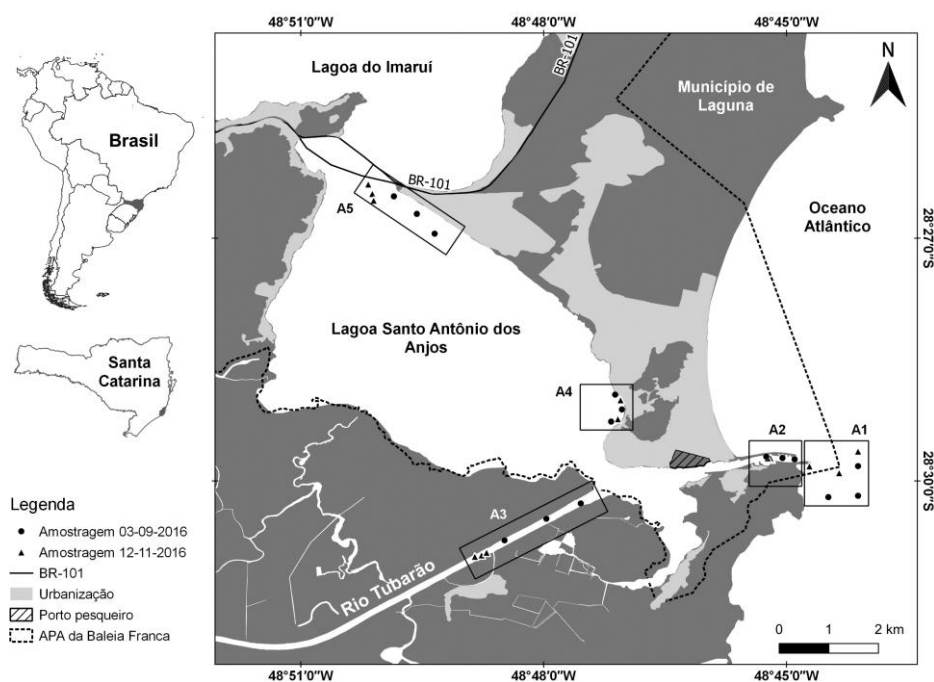


Fig. 1. Mapa da porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL) e desenho amostral nas cinco áreas de amostragem (A1 a A5).

As amostragens para caracterização do mesozooplâncton ocorreram em 03/09/2016 e 12/11/2016 e seguiram o mesmo desenho amostral de Monteiro et al. (2022), onde cinco áreas amostrais que apresentam diferentes características abióticas, influenciam a composição e distribuição de organismos e microplásticos (Fig. 1).

2.2. Amostragem e procedimentos laboratoriais

Foram realizados arrastos horizontais de superfície (0 – 1 m de profundidade), com duração de 10 minutos, utilizando-se uma rede de plâncton cilindro-cônica com malha de 300 μm , diâmetro de 0,6 m e 2 m comprimento. Um fluxômetro mecânico (LunusGeneral Oceanics 2030BR) foi posicionado na boca da rede para medir o volume de água filtrada em cada arrasto. Para a caracterização do zooplâncton, três alíquotas (10 mL) foram analisadas da amostra inteira (750 mL). Todas as alíquotas foram triadas com o auxílio do Zooscan, as imagens foram processadas com o software Zooprocess e importadas e carregadas no EcoTaxa para validação manual e classificação em categorias taxonômicas (Jalabert et al., 2022). As médias de densidade foram extrapoladas para 750 mL e depois convertidas para um volume padrão em m^3 . Para triagem das larvas de peixes, as amostras (750 mL) foram submetidas a filtrações em peneiras (45 e 300 μm), para concentrar o material a ser analisado. As larvas de peixes foram separadas por morfotipos e as medidas de Comprimento Total (CT), Altura da Cabeça (AC), Comprimento da Cabeça (CC), Diâmetro do Olho (DO), Número de miômeros foram coletadas com o auxílio do software PrimeCam (Câmera PrimeCam 12 - Prime Life Science) para identificação até o menor nível taxonômico possível, através da bibliografia especializada (Moser et al., 1984; Richards, 2006). O volume utilizado para calcular a densidade (n/m^3) baseia-se no método proposto pelo fabricante do fluxômetro, e a densidade do mesozooplâncton foi determinada pela seguinte equação: $D = N/V$, onde D (n/m^3) é a densidade de cada táxon, N é o número de indivíduos de cada táxon e V (m^3) é o volume filtrado pela rede durante o arrasto superficial. A caracterização da área de estudo, bem como da composição e distribuição espacial dos microplásticos por Monteiro et al. (2022), contribuirá para aprofundar a associação dessa contaminação com organismos que compõem o mesozooplâncton, através da biodisponibilidade e taxa de encontro.

2.3. Biodisponibilidade e Taxa de Encontro Possível (TEP)

A biodisponibilidade, aqui definida como a equivalência de tamanho entre presas naturais do mesozooplâncton e microplásticos, foi estimada com base nos Diâmetros Esféricos Equivalentes (DEEs) (Figueiredo & Vianna, 2018). Para isso, o DEE dos microplásticos foi calculado conforme proposto por Hansen et al. (1994): $[DEE = \text{Volume}/(0.523)^{0.33}]$, onde DEE é o diâmetro de uma esfera que possuiria o mesmo volume que a partícula de formato irregular, Volume é o volume real da partícula, o valor de 0,523 é a constante de aproximação do fator de forma de uma esfera e o valor de 0,33 é o expoente correspondente a 1/3, que é necessário para desfazer o cubo presente na equação do volume da esfera e obter o diâmetro a partir do volume. Foram considerados os grupos mesozooplancônicos com frequência de ocorrência superior a 90%, para avaliação quanto a disponibilidade de microplásticos, considerando os tamanhos mínimos, ótimos e máximos de presas para cada táxon. Essa avaliação permite quantificar o número de microplásticos que estariam dentro do tamanho mínimo, ótimo e máximo de presa, resultando na densidade de microplásticos biodisponíveis, para cada táxon e por área amostrada.

No contexto da biodisponibilidade, a razão predador:presa refere-se à abundância relativa de predadores e presas (Kiorboe, 2009; Jones-Williams et al., 2020). Para copépodes, os tamanhos mínimos (0,03 mm), ótimos (0,05 mm) e máximos (0,10 mm) das presas foram definidos com base nas razões predador:presa de 33:1, 18:1 e 10:1, respectivamente (Hansen et al., 1994). De acordo com a bibliografia, as razões predador:presa para zoés de *Brachyura* são de 30:1, 10:1 e 5:1, onde são considerados os tamanhos mínimos (0,03 mm), ótimos (0,10 mm) e máximos (0,20 mm), respectivamente (Anger, 2001). Para larvas de peixes, a abertura bucal foi estimada considerando as medidas da mandíbula e maxila (Shirota, 1970). O tamanho da presa que elas conseguem capturar e ingerir está diretamente relacionado ao tamanho da abertura bucal, onde para o tamanho mínimo de presa seria ~20% da abertura bucal, para o tamanho ótimo de 30 – 50% da abertura bucal e para tamanho máximo, ~100% da abertura bucal (Hunter, 1981; Shirota, 1970). Consideraram-se biodisponíveis os microplásticos com DEE entre os tamanhos mínimo e máximo das presas de cada táxon, onde a partir do número de microplásticos biodisponíveis para cada área pode-se estimar o número biodisponível, com base na quantidade total já conhecida de filamentos plásticos, plásticos moles e plásticos duros por área (Monteiro et al., 2022).

A Taxa de Encontro Possível (TEP) define a razão entre o número de microplásticos e o número de organismos mesozooplancônicos mais frequentes, em um metro cúbico de água, expresso em porcentagem (Collignon et al., 2014; Jones-Williams et al., 2020; Kang et al., 2015), pela seguinte expressão: $[\text{Densidade do microplástico biodisponível}/\text{Densidade do táxon} \times 100]$. No presente estudo, devido ao objetivo de avaliar o risco de ingestão de

microplásticos pelo mesozooplâncton, a taxa de encontros possíveis foi calculada com base na densidade dos microplásticos biodisponíveis por área amostrada.

2.4. Análises estatísticas

A PERMANOVA testou se houve diferenças significativas na: i) densidade de copépoda Temoridae, ii) densidade de copépoda Calanoida, iii) densidade de zoea de Brachyura, iv) densidade de Blenniidae sp1, v) densidade de Labridae sp1, vi) densidade de Engraulidae sp2, vii) densidade de Sciaenidae sp1, viii) densidade de *Chloroscombrus crysurus* e ix) *Trachurus lathami*, a partir da matriz de dissimilaridade de *Bray Curtis* dos dados previamente transformados em raiz quadrada (Anderson, 2001; 2017). Para identificar os padrões de distribuição das variáveis bióticas entre as áreas, a ordenação multivariada de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) foi conduzida a partir da matriz de dissimilaridade obtida através da distância de *Bray Curtis*, com a dados previamente transformados em Hellinger (Borcard et al., 2018; Clarke, 1993; Kruskal, 1964; Legendre e Legendre, 2012). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R versão 4. 4. 2 (R core Team, 2024). A PERMANOVA foi realizada a partir do pacote Vegan (Oksanen et al., 2024) e o teste post-hoc com a função pairwiseadonis do pacote pairwiseAdonis (Arbizu, 2017). A ordenação multivariada de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) foi realizada através da função metamds do pacote Vegan (Oksanen et al., 2024).

3. Resultados

3.1. Composição e distribuição espacial do mesozooplâncton

Foram capturados um total de 468.475 indivíduos (376,30 ind./m³), representados por diferentes grupos zooplancônicos e larvas de peixes. Destes, 466.741 indivíduos (375,11 ind./m³) representaram o zooplâncton e estão distribuídos em 13 grupos taxonômicos. Dos treze táxons registrados, três apresentaram frequência de ocorrência superior a 90%, sendo: Copepoda Temoridae (86,68%), Copepoda Calanoida (8,86%) e Zoea de Brachyura (2,44%), respectivamente. Foram capturadas 1.734 larvas de peixes (1,19 ind./m³), onde dos 47 morfotipos encontrados, seis apresentaram frequência de ocorrência superior a 90%, a saber: Blenniidae sp1 (73,12%), Labridae sp1 (8,17%), Engraulidae sp2 (5,41%), Sciaenidae sp1 (2,56%), *Chloroscombrus crysurus* (1,52%) e *Trachurus lathami* (1,33%).

Observou-se diferenças significativas ($p < 0,05$) para densidade de copépoda Temoridae e Zoa de Brachyura entre as áreas amostradas (Tabela 1). Tanto para copépoda Temoridae como para Calanoida, pode-se observar maiores densidades na área 1, enquanto as menores densidades foram observadas nas áreas 4 (Tabela 1). Para Zoa de Brachyura, observou-se a maior densidade no canal (A2) e menor densidade em frente ao centro histórico de Laguna (A4) (Tabela 1). Em relação as larvas de peixes, observou-se diferenças significativas ($p < 0,05$) para a densidade de Blenniidae sp1 e Engraulidae sp2 entre as áreas amostradas (Tabela 1). Em geral, as maiores densidades de larvas de peixes ocorreram nas áreas no eixo estuarino principal (A1, A2 e A3), enquanto as menores densidades foram observadas principalmente na área 4 (Tabela 1). O Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) com todos os componentes que apresentaram maior frequência, demonstrou que houve a sobreposição dos dois meses. O agrupamento de setembro representa as baixas densidades de copépodos, zoés de Brachyura e larvas de peixes. Já o agrupamento de novembro representa que as densidades tendem a aumentar, por influência das maiores temperaturas (Fig. 2).

Tabela 1. Resultados da média ($\pm$ Desvio Padrão), PERMANOVA e comparações Pairwise por área para a Lagoa Santo Antônio dos Anjos (A1: Águas costeiras; A2: Canal da Barra; A3: Porção inferior do Rio Tubarão; A4: Centro de Laguna; A5: Porção adjacente à Ponte Anita Garibaldi) para densidade total de zooplâncton (Zoo Total), Temoridae, Calanoida, Zoa de Brachyura, densidade total de larvas de peixes (LP Total), Blenniidae sp1 (Blen sp1), Engraulidae sp2 (Engr sp2), Labridae sp1 (Labr sp1), T. Lathami (Tlath), C. Crysurus (Ccrys) e Sciaenidae sp1 (Scian sp1). P-valor: valor P de permutação. A tabela mostra apenas os resultados do teste pareado que foram significativamente diferentes ($p < 0,05$). n.s.: Não significativo.

Mesozooplâncton	Média ($\pm$ DP) por área					P-valor	Comparações Pair Wise (gl=4 N=30)
	A1	A2	A3	A4	A5		
Temoridae	42,441 ($\pm 59,35$)	4,119 ($\pm 6,38$)	0,487 ($\pm 0,29$)	2,794 ($\pm 6,75$)	4,489 ($\pm 4,57$)	0,001	A2 $\neq$ A4; A3 $\neq$ A4; A4 $\neq$ A5
Calanoida	2,968 ($\pm 3,97$)	0,642 ($\pm 0,72$)	0,627 ($\pm 0,75$)	0,314 ($\pm 0,76$)	0,799 ($\pm 0,89$)	0,254	n.s.
Zoa de Brachyura	0,399 ($\pm 0,29$)	0,625 ($\pm 0,47$)	0,529 ($\pm 0,19$)	0,144 ($\pm 0,35$)	0,353 ($\pm 0,41$)	0,002	A1 $\neq$ A4; A2 $\neq$ A4; A3 $\neq$ A4
Blen sp1	0,0238 ($\pm 0,02$)	0,0398 ($\pm 0,03$)	0,0194 ($\pm 0,01$)	0,0074 ($\pm 0,01$)	0,0081 ($\pm 0,006$)	0,030	A2 $\neq$ A4, A5; A3 $\neq$ A4
Labr sp1	0 (± 0)	0,0039 ($\pm 0,009$)	0,0036 ($\pm 0,007$)	0,0001 ($\pm 0,0003$)	0,0023 ($\pm 0,002$)	0,274	n.s.
Engr sp2	0,0065 ($\pm 0,008$)	0,0007 ($\pm 0,001$)	0 (± 0)	0 (± 0)	0 (± 0)	0,022	A2 $\neq$ A4, A5; A3 $\neq$ A4
Scian sp1	0,0036 ($\pm 0,005$)	0,0001 ($\pm 0,002$)	0 (± 0)	0 (± 0)	0 (± 0)	0,033	n.s.
Ccrys	0,0014 ($\pm 0,002$)	0,0005 ($\pm 0,0006$)	0 (± 0)	0,0001 ($\pm 0,002$)	0 (± 0)	0,198	n.s.
Tlath	0,0018 ($\pm 0,002$)	0 (± 0)	0 (± 0)	0,0001 ($\pm 0,0002$)	0 (± 0)	0,023	n.s.

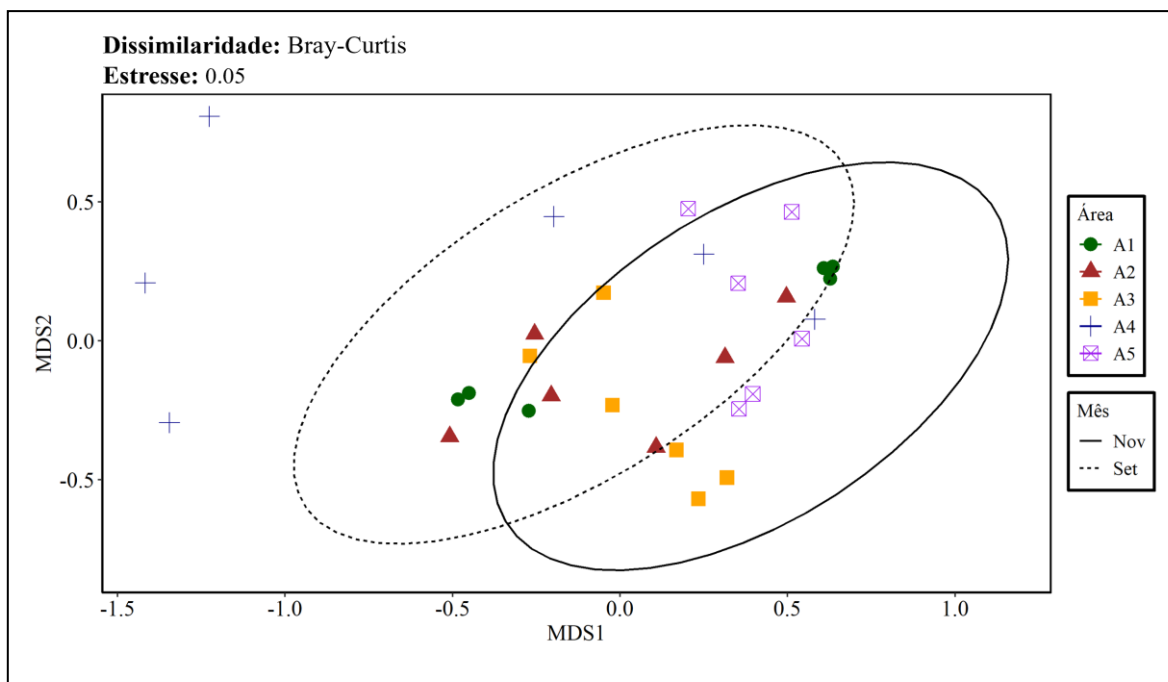


Fig. 2. Resultado do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) para os componentes do mesozooplâncton mais frequentes, filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros entre as áreas amostradas.

3.2. Densidade e biodisponibilidade de microplásticos ao mesozooplâncton

Foi encontrada uma densidade total 6 MPs/m³ de microplásticos biodisponíveis ao mesozooplâncton. Por tipo, os microplásticos mais biodisponíveis em termos de densidade foram os filamentos de plástico (4,67 MPs/m³), seguidos pelos plásticos duros (0,84 MPs/m³) e plásticos moles (0,49 MPs/m³) (Tabela 2). As maiores densidades de microplásticos biodisponíveis ao mesozooplâncton foram encontradas para as áreas que compõem o eixo estuarino principal (A1, A2, A3), enquanto as menores densidades foram encontradas na área em frente ao centro histórico (A4) (Tabela 2). Quanto a distribuição entre os tamanhos de presa (presa mínima, ótima e máxima) para cada táxon em termos de densidade, percebe-se que os filamentos de plásticos estão mais biodisponíveis para Temoridae, Calanoida, Zoea de Brachyura, Labridae sp1, Blenniidae sp1 e Sciaenidae sp1 (Tabela 2). Por sua vez, os plásticos moles estão mais biodisponíveis para Engraulidae sp2, *C. crysurus* e *T. lathami* (Tabela 2). Os plásticos duros também apresentam maiores densidades biodisponíveis para Engraulidae sp2, *C. crysurus* e *T. lathami* (Tabela 2).

Quando avaliamos a biodisponibilidade para cada faixa de tamanho de presa (Fig. 3), percebe-se que tanto para Temoridae quanto para Calanoida existe maior biodisponibilidade de filamentos de plástico para os tamanhos mínimos e ótimos em todas as áreas (Fig. 3). Por sua vez, os plásticos moles e duros só estão biodisponíveis, em pequena porcentagem, para o tamanho máximo de presa de Zoea de Brachyura (Fig. 3). Quanto a biodisponibilidade para as larvas de peixes (Fig. 4), percebe-se que os filamentos estão mais biodisponíveis na faixa de tamanho mínimo, enquanto os plásticos moles e plásticos duros estão mais biodisponíveis para a faixa de tamanho máximo (Fig. 4). Os filamentos aparecem em menor porcentagem de biodisponibilidade para *C. crysurus* e *T. lathami* (Fig. 4), onde os plásticos moles e duros predominam em todas as faixas preferenciais de tamanho de presa para ambos os táxons.

Tabela 2. Densidade (n/m³) de filamento de plástico (FP), plástico mole (PM) e plástico duro (PD) biodisponíveis para os tamanhos mínimos, ótimos e máximos de presa dos diferentes táxons entre as áreas amostradas. FP: filamentos de plástico, PM: plásticos moles e PD: plásticos duros.

Táxons	Densidade (MPs/m ³) de FP					Densidade (MPs/m ³) de PM					Densidade (MPs/m ³) de PD				
	A1	A2	A3	A4	A5	A1	A2	A3	A4	A5	A1	A2	A3	A4	A5
Temoridae															
Presa mínima	0,201	0,205	0,039	0,003	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótima	0,144	0,173	0,048	0,018	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa máxima	0	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanoida															
Presa mínima	0,201	0,205	0,039	0,003	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótima	0,144	0,173	0,048	0,018	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa máxima	0	0	0,002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zoea de Brachyura															
Presa mínima	0,201	0,205	0,039	0,003	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótimo	0,144	0,173	0,050	0,018	0,053	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa máxima	0,048	0,022	0,027	0	0	0,002	0	0,0004	0	0	0,636	0	0,135	0	0
Blenniidae sp1															
Presa mínima	0,067	0,108	0,027	0,011	0,021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótimo	0,048	0,022	0,027	0	0	0,0002	0	0	0	0	0	0,00009	0	0	0
Presa máxima	0	0	0	0	0	0,005	0,016	0,006	0,003	0	0,0007	0,0006	0	0,00008	0,001
Engraulidae sp2															
Presa mínima	0,077	0,043	0,032	0	0	0,0004	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótimo	0	0	0	0	0	0,003	0	0,001	0	0	0	0	0,0002	0	0,0001
Presa máxima	0	0	0	0	0	0,003	0,039	0,009	0,001	0,001	0,003	0,010	0,003	0,001	0,004
Labridae sp1															
Presa mínima	0,239	0,248	0,051	0,007	0,077	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótimo	0,077	0,109	0,034	0,013	0,028	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa máxima	0,077	0,043	0,032	0	0	0,001	0	0	0	0	0,	0	0,00009	0	0

Continuação - Tabela 2

Sciaenidae sp1

Presa mínima	0,057	0,076	0,023	0,003	0,014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Presa ótimo	0,038	0,011	0,017	0	0	0,001	0	0,0004	0	0	0	0	0,00009	0	0
Presa máxima	0	0	0	0	0	0,005	0,0018	0,005	0,001	0,002	0,001	0,0006	0,001	0,0002	0,002

C. crysurus

Presa mínima	0	0	0	0	0	0,002	0	0,0007	0	0	0	0	0,0003	0	0,0002
Presa ótimo	0	0	0	0	0	0,002	0,026	0,006	0	0	0,002	0,002	0,002	0	0,003
Presa máxima	0	0	0	0	0	0,001	0,018	0,005	0,001	0,002	0,004	0	0	0	0

T. lathami

Presa mínima	0	0	0	0	0	0,001	0,024	0,268	0,0001	0,0001	0,001	0,001	0,001	0,0003	0,002
Presa ótimo	0	0	0	0	0	0,001	0,020	0,004	0,0009	0,002	0,004	0,017	0,001	0,0004	0,002
Presa máxima	0	0	0	0	0	0,0003	0,001	0,0003	0,0001	0,0004	0,0003	0,002	0,0003	0	0

Densidade total	1,763	1,816	0,537	0,097	0,458	0,027	0,145	0,305	0,007	0,007	0,652	0,033	0,143	0,001	0,014
------------------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------	--------------

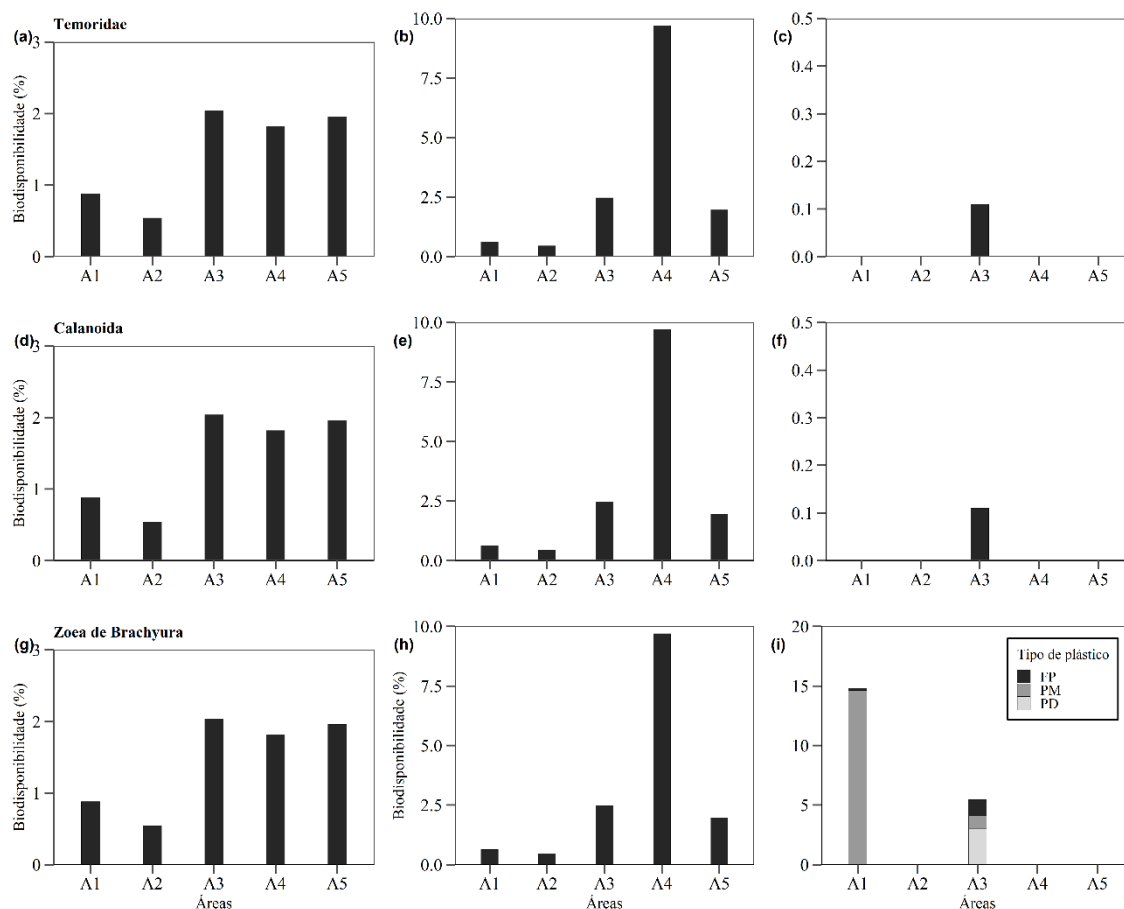


Fig. 3. Biodisponibilidade (%) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) para os tamanhos mínimos (a, d, g), tamanhos ótimos (b, e, h) e tamanhos máximos (c, f, i) das presas de Temoridae, Calanoida e Zoa de Brachyura por área (A1 a A5).

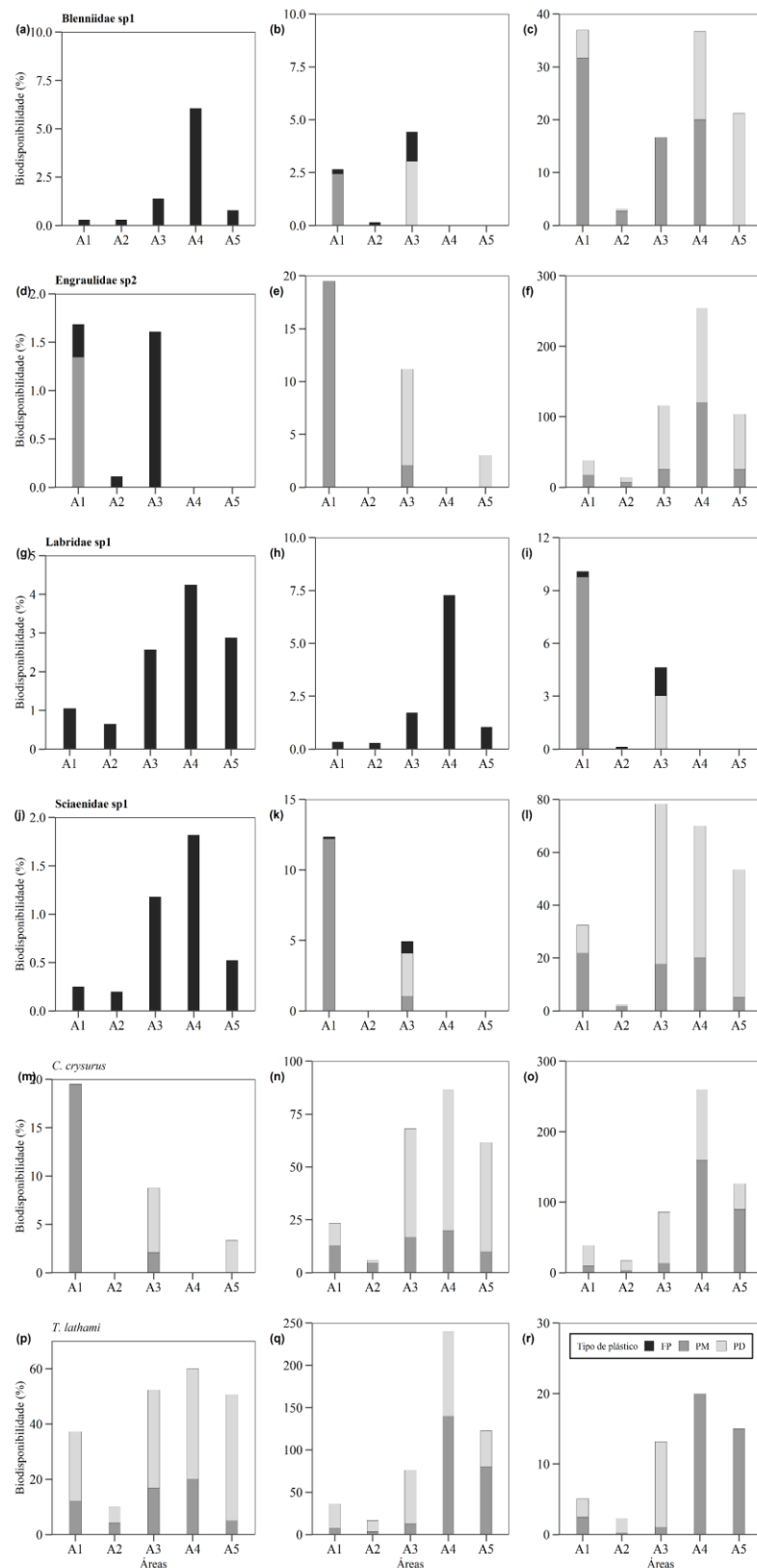


Fig. 4. Biodisponibilidade (%) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) para os tamanhos mínimos (a, d, g, j, m, p), tamanhos ótimos (b, e, h, k, n, q) e tamanhos máximos (c, f, i, l, o, r) das presas de larvas de peixes por área (A1 a A5).

3.3. Taxa de Encontro Possível (TEP) entre mesozooplâncton e microplásticos

Assim como para biodisponibilidade de filamentos plástico em todas as áreas, percebe-se maior taxa de encontro para os tamanhos mínimos e ótimos para os copépodos e zoés de Brachyura, principalmente nas áreas do eixo estuarino principal (A1, A2 e A3) (Fig. 5). A taxa de encontro entre filamentos e larvas (Fig. 6), concentram-se na faixa de tamanho mínimo de presa para Blenniidae sp1, Labridae sp1 e Sciaenidae sp1 (Fig. 6) e nas áreas 1 e 2. Enquanto que para Blenniidae sp1, Engraulidae sp2 e Sciaenidae sp1 apresentam maior porcentagem de encontro com plásticos moles e duros na faixa de tamanho máximo de suas presas e principalmente nas áreas 1, 2 e 3 (Fig. 6). Os filamentos aparecem em menor porcentagem de biodisponibilidade para *C. crysurus* e *T. lathami* (Fig. 6), onde os plásticos moles e duros predominam em todas as faixas preferenciais de tamanho de presa para ambos os táxons, principalmente nas áreas 1, 2 e 4 (Fig. 6).

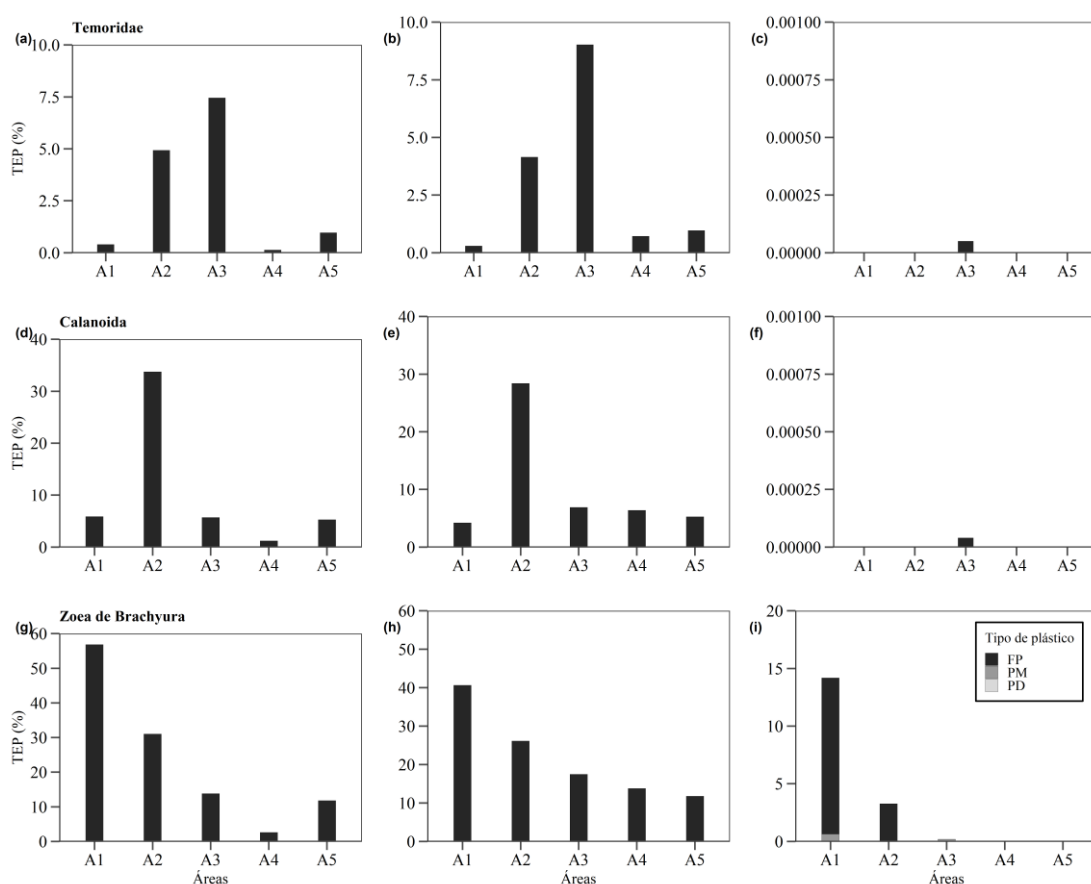


Fig. 5. Taxa de Encontro Possível (TEP%) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) para os tamanhos mínimos (a, d, g), tamanhos ótimos (b, e, h) e tamanhos máximos (c, f, i) das presas de Temoridae, Calanoida e Zoa de Brachyura por área (A1 a A5).

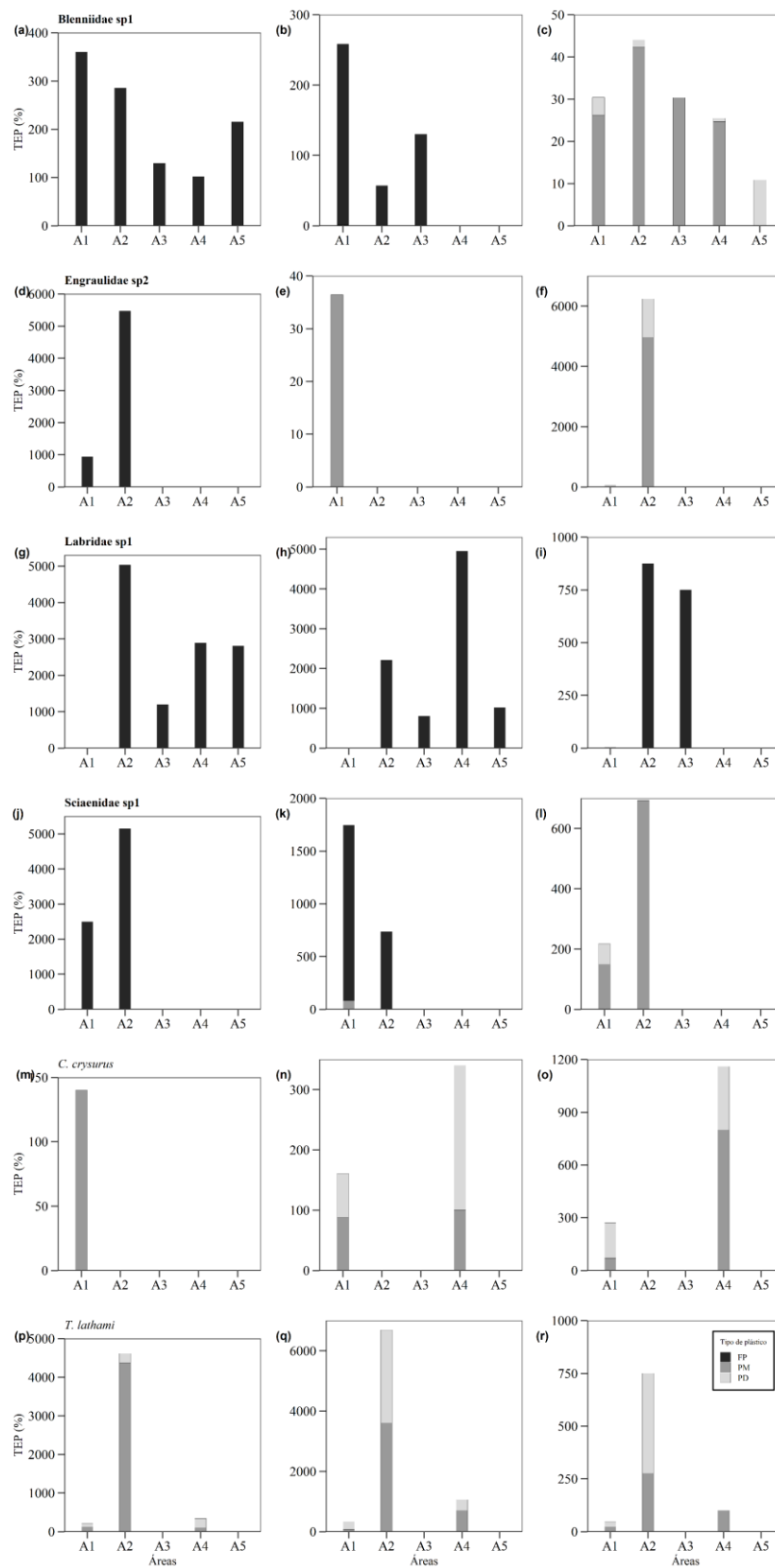


Fig. 6. Taxa de Encontro Possível (TEP%) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) para os tamanhos mínimos (a, d, g, j, m, p), tamanhos ótimos (b, e, h, k, n, q) e tamanhos máximos (c, f, i, l, o, r) das presas de larvas de peixes por área (A1 a A5).

4. Discussão

Os padrões de composição e densidade encontrados para o mesozooplâncton são esperados para lagoas costeiras, onde geralmente há maiores densidades nas áreas mais externas, onde os valores de salinidade são mais elevados (Barros et al., 2019; Monteiro et al., 2022; Teixeira-Amaral et al., 2017). Além disso, as maiores densidades de zoés de *Brachyura* e larvas de peixes nas áreas 1 e 2 refletem a área de maior influência da dinâmica do principal eixo estuarino (A1, A2 e A3), corroborando com diversos estudos que apontam o canal principal como essencial área de ocorrência de larvas de invertebrados e peixes (Lima et al., 2019; Muelbert e Weiss, 1991), especialmente para espécies de valor comercial e que podem ser estuarinas dependentes e/ou estuarinas visitantes, ou seja, que utilizam as lagoas costeiras como principal área de desova, alimentação e crescimento (Potter et al., 2015).

As maiores densidades dos grupos mesozooplancônicos mais frequentes na área mais interna (A5), podem ser explicadas pela maior salinidade encontrada na área, como evidenciado por Monteiro et al. (2022), o que pode contribuir para a procura dessa área para reprodução e desova. Enquanto as menores densidades em frente ao centro histórico são influenciadas pelo corredor de correntes de marés presente na área, contribuindo para a distribuição de organismos e microplásticos para outras áreas da lagoa (Monteiro et al., 2022). No agrupamento de setembro (Fig. 2), as baixas densidades de mesozooplâncton e microplásticos representam o fim do inverno, onde a temperatura da água ainda está no início de seu processo de elevação e pela presença de correntes de transporte, ligadas ao aporte fluvial, a variação de maré e aos padrões de ventos e topografia locais (Monteiro et al., 2022). Já o agrupamento de novembro (Fig. 2), associa as altas densidades de mesozooplâncton e microplásticos encontrados nas áreas 1 e 2, associados ao principal eixo estuarino, que é influenciado pelo aporte fluvial do rio Tubarão e pelos ventos (Monteiro et al., 2022). O baixo valor de estresse indica que o NMDS representa bem a estrutura dos dados e que podemos confiar nos padrões identificados, tanto de variação temporal quanto espacial.

Apesar da importância ecológica da porção sul do SEL como habitat berçário para a região costeira adjacente, sabe-se que é um ambiente altamente afetado e com possibilidade de acúmulo de microplásticos, oriundos principalmente da atividade pesqueira e urbanização, associados com ações de manejo e conservação inexistentes (Farias et al., 2018; Monteiro et al., 2022). De acordo com Monteiro et al., 2022, a porção sul do SEL apresentou densidade de 7,32 MPs/m³, constituída principalmente por microplásticos (92,65%) e com maiores densidades na região costeira (A1) e canal principal (A2), onde os filamentos de poliéster (PET

– polietileno tereftalato) e os plásticos moles e duros de polietileno (PE) foram predominantes. A atividade pesqueira desordenada, a urbanização e os múltiplos usos associados a bacia hidrográfica do Rio Tubarão são as principais fontes de contaminação microplástica para a base da cadeia trófica local (Dantas et al., 2019; Farias et al., 2018; Monteiro et al., 2022).

No presente estudo, a densidade de microplásticos é menor do que a de zooplâncton e, de fato, Lima et al. (2014) encontraram uma densidade de plâncton aproximadamente três ordens de magnitude maior do que a densidade de partículas plásticas em um estuário tropical, enquanto Moore et al. (2001) encontraram uma razão plâncton:microplástico de ~5 no Giro Central do Pacífico Norte. De acordo com Doyle et al. (2011), em áreas costeiras produtivas, onde há alta densidade de organismos, a densidade de microplástico permanece baixa em relação ao zooplâncton. Com uma densidade sete vezes maior do que a de larvas de peixes, a contaminação por microplástico se torna um problema para as espécies de peixes que utilizam a porção sul do SEL como área de reprodução, desova e alimentação. Esse resultado corrobora com Rodrigues et al. (2017), que encontraram densidades de microplásticos superiores comparadas a de larvas de peixes ($0,017/\text{m}^3$ vs. $0,011/\text{m}^3$) para o estuário do Rio Douro (Portugal). Enquanto no Brasil, Lima et al. (2014) encontraram que a densidade de microplásticos representou quase metade da densidade de larvas de peixes para o estuário do rio Goiana (Pernambuco).

Desta forma, a principal preocupação deste estudo é que microplásticos são encontrados em toda laguna (Monteiro et al., 2022), partilhando o habitat com organismos mesozooplanctônicos. Isso pode ser evidenciado pela expressiva densidade ($6 \text{ MPs}/\text{m}^3$) de microplásticos biodisponíveis aos copépodos Temoridae e Calanoida, zóes de Brachyura e larvas de peixes mais frequentes (Tabela 1). Com as maiores densidades de microplásticos biodisponíveis nas áreas que compõem o eixo estuarino (A1, A2, A3), área que também apresenta maiores densidades de organismos mesozooplanctônicos, pode-se inferir que copépodos, zóes de Brachyura e larvas de peixes estão altamente expostos, principalmente a filamentos de poliéster (PET – polietileno tereftalato) e a plásticos moles e duros de polietileno (Monteiro et al., 2022). Além disso, as expressivas densidades encontradas nas áreas 4 e 5 retratam que o padrão de circulação estuarino da porção sul do SEL pode interferir na densidade de microplásticos biodisponíveis ao mesozooplâncton, onde nessas áreas pode-se levar em consideração que o tempo de residência das águas pode ser um pouco maior, comparado com as outras áreas amostradas (Monteiro et al., 2022). Isto pode ser preocupante, pois as larvas de crustáceos e peixes podem eclodir e se desenvolver em um ambiente com uma alta densidade

de microplásticos biodisponíveis, visto que as maiores densidades de zoés de *Brachyura* e larvas de peixes também foram encontradas nessas áreas.

O fato é que a densidade e o pequeno tamanho determinarão a biodisponibilidade de microplásticos aos organismos mesozooplancônicos (Barletta et al., 2020). Os resultados demonstram que uma fração significativa dos microplásticos possuem tamanhos compatíveis com os limites mínimo, ótimo e máximo das presas para os principais táxons analisados, sugerindo a biodisponibilidade física dessas partículas. Geralmente, a biodisponibilidade de microplásticos a copépodos não encontram tamanhos compatíveis aos das presas desses indivíduos (Figueiredo e Vianna, 2018), resultado que se mostrou contrário no presente estudo. Isso é reflexo do tamanho de malha da rede utilizada, ou seja, um tamanho de malha clássico para a captura de mesozooplâncton adulto (Garcia et al., 2021) e, conseqüentemente, com tamanhos preferenciais de presas compatíveis com os tamanhos de microplásticos coletados. Logo, isso explica a biodisponibilidade de filamentos para os tamanhos mínimos e ótimos de presas para copépodos e de que os plásticos moles e duros, apesar que em pequenas porcentagens, se apresentaram biodisponíveis para o tamanho máximo de presa para os zoés de *Brachyura*. O tamanho de malha utilizado também influencia a biodisponibilidade de microplásticos para larvas de peixes, onde os filamentos de plásticos estão mais biodisponíveis nos tamanhos mínimos e ótimos, enquanto os plásticos moles e duros estão mais biodisponíveis nos tamanhos ótimos e máximos para os diferentes táxons entre as áreas amostradas.

Visto isso, o risco de ingestão de microplásticos não depende apenas da biodisponibilidade em termos de tamanho das partículas plásticas, mas também da chance de encontro entre o mesozooplâncton e os microplásticos biodisponíveis (Botterell et al., 2019). As taxas de encontro reportadas no presente estudo foram muito variáveis, apresentando similaridade tanto com estudos que apresentaram taxas de encontro de 0,15% (Jones-Williams et al., 2020), quanto com estudos que apresentaram taxas de encontro de 273% (Collignon et al., 2014). Os menores valores de taxa de encontro na A4 refletem a baixas densidades de mesozooplâncton e microplásticos, confirmando esse local como um corredor de correntes de marés. Por outro lado, os maiores valores de taxa de encontro nas áreas do principal eixo estuarino (A1 e A3), reflete as altas densidades de organismos e microplásticos encontradas nessas áreas e apontam a alta taxa de exposição desses organismos aos filamentos de PET e plásticos moles e duros de PE (Monteiro et al., 2022).

Segundo Pratiwi et al. (2023), deve-se levar em consideração que os caminhos da ingestão de microplásticos podem se dar por três vias distintas: i) erro de identificação de alimento/presa: quando os microplásticos são confundidos com as presas naturais; ii)

transferência na cadeia alimentar: quando microplásticos são acumulados pelo consumo de organismos contaminados e iii) ingestão passiva através da água: quando há a ingestão de água e consequentemente, a ingestão mecânica de microplásticos presentes na água. Dito isso, os copépodos Calanoida (Temoridae e Calanoida) apresentaram frequentemente as maiores chances de encontro com filamentos biodisponíveis, e, portanto, maior risco de ingestão. Esse resultado é um sinal de alerta, considerando a importância do grupo Copepoda na estrutura da comunidade e como recurso alimentar a níveis tróficos superiores (Lomartire et al., 2021). Dessa forma, é possível que a ingestão de microplásticos por níveis tróficos mais altos, como já reportado na Santo Antônio dos Anjos (Dantas et al., 2019, 2024), ocorra não apenas de forma direta, mas também de forma indireta através de níveis tróficos mais baixos, como os copépodes.

A discussão aprofundada sobre os riscos de ingestão de microplásticos por copépodos é difícil, pois as investigações das interações destes grupos com os microplásticos ainda estão em fase inicial e algumas informações são conflitantes. Por exemplo, estudos sugerem que táxons que se utilizam da quimiodetecção podem estar mais propensos à ingestão de microplásticos do que táxons que identificam suas presas principalmente através da hidromecânica (Botterell et al., 2020). Dentre os grupos mais frequentes, os calanóides da família Temoridae têm sua capacidade de quimiodetecção como estratégia alimentar. De posse destas informações, o maior risco de ingestão de microplásticos pelos calanóides seria reforçada não apenas pelas relações de tamanho e densidade com os microplásticos, mas também por sua estratégia de detecção de presas. Esse resultado demonstra a sensibilidade do grupo à ingestão de microplásticos, considerando que microplásticos de menores dimensões podem estar presentes na laguna em maiores concentrações, aumentando assim a taxa de encontro. Essa sensibilidade não se aplica apenas aos copépodos e zoés de Brachyura, visto que as fases iniciais de vida dos peixes também são complexas e altamente vulneráveis (Hunter et al., 1981).

Em relação a taxa de encontro entre larvas de peixes e microplásticos biodisponíveis, deve-se levar em consideração os processos e eventos antes da primeira alimentação larval (Okamoto et al., 2022). A transição da alimentação endógena (vitelo) para a alimentação exógena é um período crítico, impactando a sobrevivência com base na disponibilidade de alimentos (Yúfera e Darias, 2007). Assim, há um período na vida inicial das larvas durante o qual suas necessidades energéticas são atendidas por uma combinação de fontes endógenas e exógenas (Yúfera e Darias, 2007). Essa dependência simultânea é adaptativa, permitindo que larvas sustentem suas necessidades energéticas enquanto desenvolvem a capacidade de capturas e digerir presas vivas (Okamoto et al., 2022). Dito isso, a ausência de alimentos adequados e

que sejam facilmente confundidos com suas presas naturais, podem levar as larvas a um eventual Ponto de não Retorno (PNR), um estágio do qual não existem chances de sobrevivência (Ronnestad et al., 2013; Yúfera e Darias, 2007).

Associado a essa vulnerabilidade, sabe-se que nas fases iniciais de alimentação exógena a larva possui um repertório comportamental de predação incompleto, o que limita sua habilidade de caça e resulta em um sucesso de captura relativamente baixo (Okamoto et al., 2022; Pratiwi et al., 2023). Pode-se inferir que em áreas onde exista uma porcentagem de encontro expressiva o risco de ingestão seja maior, uma vez que os microplásticos possuem características que aumentam as chances de captura, como: são coloridos, aumentando o contraste e a sua detecção em maiores distâncias; concentrações altas e, consequentemente, diminuição do tempo de busca de presas pelas larvas de peixes; e por conta de sua baixa densidade e maleabilidade, se tornam presas com fácil ingestão por sucção (Okamoto et al., 2022). Ou seja, nas áreas onde exista uma expressiva taxa de encontro, todos esses fatores podem levar a ingestão de microplásticos por larvas de peixes, o que se torna uma ameaça para a sobrevivência e recrutamento de espécies com importante interesse comercial (Mazurais et al., 2015; Pannetier et al., 2020). Diante do exposto, pode-se inferir também que o risco de ingestão que os táxons com maiores porcentagens de encontro com filamentos (por exemplo, Bleeniidae sp1, Labridae sp1, Sciaenidae sp1) é facilitado pela abertura da boca, uma vez que são larvas em fase de pré-flexão e que ainda possuem limitações de gape, dificultando a captura e manuseio. Por outro lado, os táxons Engraulidae sp2, *C. crysurus* e *T. lathamii*) são larvas em estágios com maior poder de acuidade, captura e manuseio de presas, o que explica a maior porcentagem de encontro possível com plásticos moles e plásticos duros.

Os métodos de campo oferecem informações pertinentes, seja através da detecção de microplásticos no trato digestivo de organismos, seja estimando a densidade de mesozooplâncton e microplásticos. No entanto, no primeiro caso, não pode ser determinado se a ingestão de microplásticos foi recente, ou é o resultado de anos de acumulação; no segundo caso, pode faltar um ponto de dados suficiente para determinar com precisão a potencial interação mesozooplâncton-microplástico. Portanto, apesar dos desafios metodológicos, o método adotado aqui com as medições da biodisponibilidade e o risco de ingestão, através de uma estimativa preliminar da Taxa de Encontro Possível (TEP), aprimoram as estimativas do destino potencial dos microplásticos. Além disso, esse trabalho é o primeiro a abordar e associar a contaminação microplástica com o compartimento planctônico lagunar, o que gera informações importantes para a modelagem do destino dos microplásticos no ambiente e suas

possíveis interações com os indivíduos que apresentam importância ecológica e econômica para a região de estudo.

5. Considerações finais

Estudos sobre os padrões espaciais do mesozooplâncton para ambientes transicionais como a lagoa Santo Antônio dos Anjos são de grande importância para entender como indivíduos utilizam os recursos disponíveis para completar os seus ciclos de vida, bem como para entender os impactos que a contaminação por microplásticos apresenta ao compartimento planctônico. Os resultados encontrados na caracterização do mesozooplâncton indicam que este ambiente é extremamente importante como área de berçário as espécies residentes e para a região costeira adjacente. Apesar disso, pode-se evidenciar também uma preocupante contaminação por microplásticos, que estão altamente biodisponíveis para organismos planctônicos, como copépodos, zoés de Brachyura, larvas de peixes e, consequentemente, organismos de níveis tróficos superiores. Logo, mais estudos são necessários para se compreender melhor as variações espaço-temporais do mesozooplâncton e microplásticos, bem como as reais interações que ocorrem entre eles, a fim de gerar informações que podem ser utilizadas para futuras ações de manejo na lagoa de Santo Antônio dos Anjos.

6. Referências

- Alfonso, M. B., Lindsay, D. J., Arias, A. H., Nakano, H., Jandang, S., Isobe, A., 2023. Zooplankton as a suitable tool for microplastic research. *Sci. Total Environ.* 905, 167329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167329>.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson, M. J., 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Anger, K., 2001. The biology of decapod crustacean larvae. *Crustacean Issues* 14, 420p. 10013/epic.15410
- Arbizu, P. M., 2017. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using Adonis. R package version 0.4.1. <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>

- Athanasίου, P., Dongeren, A. V., Pronk, M., Giardino, A., Vousdoukas, M., Ranasinghe, R., 2024. Global Coastal Characteristics (GCC): a global dataset of geophysical, hydrodynamic, and socioeconomic coastal indicators. *Earth Syst. Sci. Data* 16, 3433-3452. <https://doi.org/10.5194/essd-16-3433-2024>.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Dantas, D.V., Oliveira, I.M., Neto, J.R., Fernandes, C.A.F., Farias, E.G.G., Filho, J.L.R., Costa, M.F., 2017b. How can accurate landing stats help in designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic estuaries? in: *Costal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 631-703.
- Barletta, M., Costa, M. F., Dantas, D. V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX*, 100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>
- Barros, A. L. B., Andrade, M. P., Silva, T. R. C., Pereira, L. C. C., Costa, R. M., 2019. Composição e mudanças espaço temperais da diversidade o mesozooplâncton em um estuário amazônico (Emboráí Velho, Pará, Brasil). *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi Cienc. Nat. Belém* 14(3), 307-330.
- Bermúdez, J.R., Swarzenski, P.W., 2021. A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX* 8, 101516. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101516>
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2018. Numerical Ecology with R. Use R! <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- 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(2019), 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Cole, M., Hopkins, F. E., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2020). Bioavailability of Microplastics to Marine Zooplankton: Effect of Shape and Infochemicals. *Environ. Sci. Technol.*, 54(19), 12024–12033. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.0C02715>
- Botterell, Z. L. R., Lindeque, P. K., Thompson, R. C., Beaumont, N. J., 2023. An assessment of the ecosystem services of marine zooplankton and the key threats to their provision. *Ecosyst. Serv.* 63, 101542. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101542>
- Boxshall, G.A., Defaye, D., 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 195-207. [10.1007/s10750-007-9014-4](https://doi.org/10.1007/s10750-007-9014-4)
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., Prather, K. A.,

2021. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 118 (16).
https://doi.org/10.1073/PNAS.2020719118/SUPPL_FILE/PNAS.2020719118.SAPP.PD
- Brose, U., Williams, R. J., Martinez, N. D., 2006. Allometric scaling enhances stability in complex food webs. *Ecol. Lett.* 9, 1228-1236. 10.1111/j.1461-0248.2006.00978.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T. S., 2013. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* 47(12), 6646 – 6655.
<https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Collignon, A., Hecq, J. H., Galgani, F., Collard, F., & Goffart, A., 2014. Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica). *Mar. Pollut. Bull.* 79, 293-298.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.023>
- Clarke, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117-143. 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Dantas, D. V., Ribeiro, C.I.R., Frischknecht, C. de C.A., Machado, R., Farias, E.G.G., 2019. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 8344-8351.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172235>
- Dantas, D. V., Ribeiro, C.I.R., Ito, L. S. C., Pezzin, A. P. T., Silveira, V. F., Cardozo, A. L. P., Gentil, E., Monteiro, I. B., Ribeiro, S. A., Lorenzi, L., Machado, R., 2024. Influence of trophic niche amplitude on microplastic intake of fish species in shallow areas of a neotropical coastal lagoon. *Sci. Total Environ.* 927, 17235.
<https://doi.org/10.1007/s11356-019-04244-9>
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Mar. Environ. Res.* 71, 41–52.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>
- El Mahrad, B., Newton, A., Murray, N., 2022. Coastal Lagoons: Important Ecosystems. *Front. Young Minds* 10, 637578. 10:637578. 10.3389/frym.2022.637578
- Elizalde-Velázquez, G., Gómez-Oliván, L. M., 2021. Microplastic in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. *Sci. Total Environ.* 780, 146551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146551>
- Escrobot, M., Pagioro, T. A., Martins, L. R. R., & Freitas, A. M. de., 2024. Microplastics in Brazilian coastal environments: a systematic review. *Revista Brasileira De Ciências Ambientais* 59, e1719. <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781719>

- Farias, E.G.G., Preichardt, P.R., Dantas, D. V., 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 16246-16253. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2012-4>
- Fernandes, A. N., Bertoldi, C., Lara, L. Z., Stival, J., Alves, N. M., Cabrera, P. M., Grassi, M. T., 2022. Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *J. Braz. Chem. Soc.* 33 (4), 303-326. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>
- 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>
- Frischknecht, C.C.A., Dantas, D.V., Rodrigues-Filho, J.L., Gentil, E., 2023. Composition and diversity of fish assemblages along a shallow beach of a neotropical coastal lagoon. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 63, 102993. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102993>
- Galloway, T. S., Cole, M., Lewis, C., 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat. Ecol. Evol.* 1(5), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>
- Garcia, T. M., Santos, N. M. O., Campos, C. C., Costa, G. A. S., Belmont, G., Rossi, S., Soares, M. O., 2021. Plankton net mesh size influences the resultant diversity and abundance estimates of copepods in tropical oligotrophic ecosystems. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 5, 107083. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107083>
- Hansen, B., Bjornsen, P. K., Hansen, P. J., 1994. The size ratio between planktonic predators and their prey. *Limnol. Oceanogr.* 39(2), 395-403. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.2.0395>
- Hunter, J. R., 1981. Feeding ecology and predation of marine fish larvae. In: Lasker, R. (ed.) *Marine Fish Larvae: Morphology, Ecology, and Relation to Fisheries*. pp. 34-37. Washington Sea Grant Program, Seattle.
- Jalabert, L., Picheral, M., Desnos, C., Elineau, A., 2022. Zooscan Protocol. Disponível em: <[dx.doi.org/10.17504/protocols.io.yxmvmk8j9g3p/v1](https://doi.org/10.17504/protocols.io.yxmvmk8j9g3p/v1)>. Acessado em: 21/01/2025.
- Jones-Williams, K., Galloway, T., Cole, M., Stowasser, G., Waluda, C., Manno, C., 2020. Close encounters - microplastic availability to pelagic amphipods in sub-antarctic and antarctic surface waters. *Environ. Int.* 140, 105792. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105792>
- Kang, J. H., Kwon, O. Y., Shim, W. J., 2015. Potential Threat of Microplastics to Zooplanktivores in the Surface Waters of the Southern Sea of Korea. *Arch. Environ.*

- Contam. Toxicol. 69(3), 340-351. <https://doi.org/10.1007/S00244-015-0210-3/TABLES/3>
- Kiorboe, T., 2009. A mechanistic approach to plankton ecology. *ASLO* 1(2), 91p. <https://doi.org/10.4319/lol.2009.tkiorboe.2>
- Kiorboe, T., 2010. How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biol. Rev.* 86, 311-339. [10.1111/j.1469-185X.2010.00148.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00148.x)
- Kjerfve, B., Magill, K.E., 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Mar. Geol.* 88, 187–199. <http://dx.doi.org/10.1016/>
- Kruskal, J. B., 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29(1).
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical ecology. Volume 24 [3ed.].
- Lima, A.R.A., Ferreira, G.V.B., Barletta, M., 2019. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. *Mar. Environ. Res.* 151, 104786. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104786>
- Lomartire, S., Marques, J. C., Gonçalves, A. M. M., 2021. The key role of zooplankton in ecosystem services: A perspective of interaction between zooplankton and fish recruitment. *Ecol. Indic.* 129, 107867. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107867>
- Mazurais, D., Ernande, B., Quanuguel, P., Severe, A., Huelvan, C., Madec, L., Mouchel, O., Soudant, J., Robbens, J., Huvet, A., Zambonino-Infante, J., 2015. Evaluation of the 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>
- Mendes, G. A. M., Monteiro, I. B., Cardoso, V. N., Dantas, D. V., Gentil, E., 2022. Refining fan upper panel device in fykenets: a strategy to Bycatch reduction. *Res. Soc.* 11 (5), e25611528042. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i5.28042>
- Monteiro, I. B., Dantas, D. V., Makrakis, M. C., Lorenzi, L., Ribeiro, S. A., Pezzin, A. P. T., Silveira, V. F., Gentil, E., 2022. Composition and spatial distribution of floating plastic debris along the estuarine ecocline of a subtropical coastal Lagoon in the Western Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 179, 113648. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i5.28042>
- Moser, H. G.; Richards, W. J.; Cohen, D.; Fahay, M. P.; Kendall, A. W. JR; Richardson, S. L., 1984. Ontogeny and Systematics of fishes. American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publications No. 1.
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., Weisberg, S. B., 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 42(12), 1297-1300. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X)

- Muelbert, J. H.; Weiss, G., 1991. Abundance and distribution of fish larval in the channel area of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. NOAA Technical Report NMFS 95: Larval Fish Recruitment and Research. Rio Grande, RS.
- Okamoto, K., Nomura, M., Horie, Y. Okamura, H., 2022. Color preferences and gastrointestinal-tract retention times of microplastics by freshwater and marine fishes. *Environ. Pollut.* 304, 119253.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J., 2024. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-8. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pannetier, P., Morin, B., Bihanic, F.L., Dubreil, L., Clérandeau, C., Chouvellon, F., Arkel, R.V., Danion, M, Cachot, J., 2020. Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae. *Environ. Int.* 134, 105047. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105047>
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A., Marcos, C., 2019a. Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem, complexity, and goods and services uniformity. *Coasts and Estuaries*, 253-276. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0>
- Pepin, P., 2023. Feeding by larval fish: how taxonomy, body length, mouth size, and behaviour contribute to differences among individuals and species from a coastal ecosystem. *ICES J. Mar. Sci.* 80(1), 91-106. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac215>
- Potter, I. C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A. K., 2015. The ways in which fish use estuaries: refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish.* 16, 230-239. <https://doi.org/10.1111/faf.12050>
- Pratiwi, H. M., Takagi, T., Rusni, S., Inoue, K., 2023. Euryhaline fish larvae ingest more microplastic particles in seawater than in freshwater. *Scientific Reports* 13, 3560. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30339-y>
- R Core Team, 2024. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, <http://www.R-project.org/>.
- Renzi, M., Pauna, V. H., Provenza, F., Munari, C., Mistri, M., 2020. Marine litter in transitional water ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)* 12(2), 1-12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>

- Richards, W. J. 2006. Early Stages of Atlantic Fishes. An Identification Guide for the Western Central North Atlantic. 2vols. pp 01-2640.
- 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>
- Rønnestad, I., Yúfera, M., Ueberschar, B., Ribeiro, L., Saele, O., Boglione, C., 2013. Feeding behaviour and digestive physiology in larval fish: current knowledge, and gaps and bottlenecks in research. *Rev. Aquac.* 5(1), 59-98. <https://doi.org/10.1111/raq.12010>
- Sieburth, J. McN., Smetace, V., Lenz, J., 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23(6), 1256-1263. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.6.1256>
- Shirota, A., 1970. Studies on the mouth size of fish larvae. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.* 36, 353-365. <https://doi.org/10.2331/suisan.36.353>
- Teixeira-Amaral, P., Amaral, W. J. A., de Ortiz, D. O., Agostini, V. O., Muxagata, E., 2017. The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production. *Mar. Biol. Res.* 13, 48-61. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1248850>
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E., 2016. Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5668-5675. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00594>
- Thorpe, R. B., 2024. We need to talk about the role of zooplankton in marine food webs. *J. Fish Biol.* 105, 444-458. [10.1111/jfb.15773](https://doi.org/10.1111/jfb.15773)
- Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., Miao, A. J., 2020. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Sci Total Environ.* 10(703), 134699. [10.1016/j.scitotenv.2019.134699](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699).
- Yúfera, M., Darias, M. J., 2007. The onset of exogenous feeding in marine fish larvae. *Aquaculture* 268, 53-63. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.04.050>

Capítulo 2: Microplásticos suspensos em uma lagoa costeira subtropical: biodisponibilidade e risco de ingestão por larvas de peixes em um recorte inverno-verão

RESUMO

Estudos sobre a composição e os padrões espaciais da poluição microplástica e das fases iniciais de vida dos peixes em ambientes lagunares, são de grande importância para entender como se dá a utilização dos recursos disponíveis e como a ação antrópica pode interferir negativamente na conservação de recursos pesqueiros. O objetivo desse estudo foi realizar a caracterização da composição e distribuição espacial da contaminação microplástica e da assembleia de larvas de peixes ao longo da ecoclina estuarina da lagoa Santo Antônio dos Anjos, localizada no litoral sul de Santa Catarina, onde quatro áreas amostrais foram analisadas para um mês pontual do inverno de 2017 e do verão de 2018. Os resultados demonstram que a maior densidade de microplásticos ocorreu no inverno ($8,72 \text{ MPs/m}^3$) comparado com o verão ($1,56 \text{ MPs/m}^3$), principalmente nas áreas internas da lagoa. Essa densidade é maior comparada com a densidade total de larvas de peixes encontrada para ambas as estações, que foi de $4,18 \text{ larvas/m}^3$ para o inverno e de $1,12 \text{ larvas/m}^3$ para o verão. Quanto aos microplásticos biodisponíveis, encontrou-se uma densidade de $0,372 \text{ MPs/m}^3$ para o inverno e de $0,427 \text{ MPs/m}^3$ para o verão, onde os filamentos são o principal tipo biodisponíveis para a faixa de tamanho preferencial de presas das larvas de peixes, seguidos pelos plásticos moles e duros. Este estudo surge como uma iniciativa para descrever a composição e distribuição espacial de microplásticos, sua biodisponibilidade e possível encontro com larvas de peixes, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental no âmbito da biologia e conservação pesqueira para esse sistema lagunar.

Palavras-chave: Ecoclina estuarina; Impactos antropogênicos; Poluição microplástica; Taxa de encontro; Recursos pesqueiros.

Chapter 2: Suspended microplastics in a subtropical coastal lagoon: bioavailability and risk of ingestion by fish larvae in a winter-summer period

ABSTRACT

Studies on the composition and spatial patterns of microplastic pollution and the early life stages of fish in lagoon environments are crucial for understanding how available resources are used and how anthropogenic actions can negatively impact the conservation of fisheries resources. The objective of this study was to characterize the composition and spatial distribution of microplastic contamination and the assemblage of fish larvae along the estuarine ecocline of the Santo Antônio dos Anjos Lagoon, located on the southern coast of Santa Catarina. Four sampling areas were analyzed for a specific month during the winter of 2017 and the summer of 2018. The results demonstrate that the highest density of microplastics occurred in winter (8.72 MPs/m^3) compared to summer (1.56 MPs/m^3), mainly in the inner areas of the lagoon. This density is higher than the total density of fish larvae found for both seasons, which was 4.18 larvae/m^3 for winter and 1.12 larvae/m^3 for summer. Regarding bioavailable microplastics, a density of $0.372 \text{ fragments/m}^3$ was found for winter and 0.427 MPs/m^3 for summer, with filaments being the main bioavailable type for the preferred size range of fish larvae prey, followed by soft and hard plastics. This study aims to describe the composition and spatial distribution of microplastics, their bioavailability, and possible encounters with fish larvae, generating important information for future management and environmental management within the scope of fisheries biology and conservation for this lagoon system.

Keywords: Estuarine ecocline; Anthropogenic impacts; Microplastic pollution; Encounter rate; Fishery resources.

Microplásticos suspensos em uma lagoa costeira subtropical: biodisponibilidade e risco de ingestão por larvas de peixes em um recorte inverno-verão

Isabel B. Monteiro^a, Pitágoras A. Piana^{a,b}, David V. Dantas^{c,d,*}

^aPrograma de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca (PREP), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/Campus Toledo), Toledo, Paraná, Brasil.

^bGrupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia (GERPEL), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Toledo, Paraná, Brasil.

^cPrograma de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental (PPGPLAN), Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC/FAED), Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

^dGrupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar), Departamento de Engenharia de Pesca e Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Laguna, Santa Catarina, Brasil.

*Corresponding author.

E-mail address: david.dantas@udesc.br

Resumo

Para avaliar a biodisponibilidade e taxa de encontro entre larvas de peixes e microplásticos, quatro áreas amostrais sujeitas a diferentes impactos antropogênicos foram analisadas na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL) em um mês pontual das estações de inverno e verão. Tanto a densidade total de microplásticos quanto a densidade de microplásticos biodisponíveis excederam a densidade de larvas de peixes, para ambas as estações. Os filamentos de plásticos foram os mais biodisponíveis e apresentaram as maiores taxas de encontro para toda a faixa de tamanho preferencial de presas das larvas de peixes, evidenciando a vulnerabilidade desse grupo a poluição por microplásticos. Este estudo é o primeiro a avaliar o padrão a biodisponibilidade e a taxa de encontro de larvas de peixes e microplásticos para a porção sul do SEL e a gerar informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental no âmbito da biologia e conservação pesqueira para esse sistema lagunar.

Palavras-chave: Ecoclina estuarina; Impactos antropogênicos; Poluição microplástica; Taxa de encontro; Recursos pesqueiros.

1. Introdução

Microplásticos, definidos como plásticos menores que 5 mm, são poluentes emergentes amplamente distribuídos nos ecossistemas aquáticos (ter Halle et al., 2016; Xu et al., 2020). Provenientes de fontes primárias (como cosméticos) ou secundárias (fragmentação de plásticos maiores), essas partículas podem alcançar os ecossistemas aquáticos costeiros por uma variedade de vias, como o escoamento terrestre através de rios, o transporte atmosférico, as trocas com o oceano e o descarte direto e indiscriminado de resíduos plásticos (Brahney et al., 2021). Associadas aos ecossistemas costeiros, as lagoas costeiras são comumente conhecidas por sua localização paralela à costa, sua ligação ao mar por um ou vários canais, por suas baixas profundidades e por seus múltiplos serviços ecossistêmicos (Athanasίου et al., 2024; Kjerfve e Magill, 1989; Pérez-Ruzafa et al., 2019a). Devido a essas características, proporcionam ambientes favoráveis a reprodução, alimentação, proteção, crescimento e recrutamento para uma série de espécies de peixes e invertebrados (El Mahrad et al., 2022; Frischknecht et al., 2023; Lima et al., 2019).

Apesar da sua importância ecológica, estudos sobre a ocorrência de microplásticos em águas continentais e ambientes de transição, como lagoas costeiras e estuários, são menos numerosos em comparação com o ambiente marinho (Fernandes et al., 2022; Renzi et al., 2020), o que leva a um déficit no conhecimento sobre a composição, prevalência, concentrações, distribuição e destino dos microplásticos nesses ecossistemas (Escrobot et al., 2024). Vale ressaltar que uma vez presentes nesses ambientes, os microplásticos são capazes de interagir com a biota, podendo gerar impactos do nível subcelular ao nível ecossistêmico (Galloway et al., 2017; Elizalde-Velázquez e Gómez-Oliván, 2021). Associado a isso, o risco de ingestão associado à taxa de encontro entre organismos e microplásticos deve ser considerado e refere-se à probabilidade de que organismos estejam expostos ou ingiram essas partículas com base na frequência e nas condições em que eles entram em contato no ambiente (Jones-Williams et al., 2020). Além disso, existe outra lacuna de conhecimento associado ao quanto esses microplásticos estão biodisponíveis ao mesozooplâncton, ou seja, o quanto essas partículas estão acessíveis e podem ser ingeridas, absorvidas ou interagirem biologicamente com esses organismos (Alfonso et al., 2023; Fernandes et al., 2022).

Devido ao seu tamanho, os microplásticos podem apresentar a mesma faixa de dimensões de indivíduos do mesozooplâncton (0,2 – 20 mm), organismos que são o principal elo entre os produtores primários e os demais níveis tróficos e considerados recursos alimentares para uma ampla diversidade de espécies em diferentes estágios dos seus ciclos de

vida (Lomartire et al., 2021; Thorpe, 2024), como para as fases iniciais de vida dos peixes (Pepin, 2023). As larvas de peixes podem ser de espécies estuarinas residentes, dependentes ou visitantes, que utilizam os gradientes ambientais das lagoas costeiras a favor de sua reprodução, desova, alimentação, crescimento e recrutamento (Okamoto et al., 2022; Ronnestad et al., 2013). Ou seja, a exposição de larvas de peixes aos microplásticos pode representar um risco ao equilíbrio ecológico e socioeconômico, especialmente em lagoas costeiras já impactadas pela ação antrópica e com tendência ao acúmulo de microplásticos (Botterell et al., 2023).

A lagoa costeira de Santo Antônio dos Anjos é a mais ao sul de um complexo composto por três lagoas do tipo estranguladas, o Sistema Estuarino Lagunar (SEL). É a única com ligação com o oceano através de um estreito canal e que recebe aporte da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão (Dantas et al., 2019; Monteiro et al., 2022), com grande importância socioeconômica para a pescarias artesanais e recreativas, turismo, atividade industrial e utilização do solo para pastagem e agricultura (Farias et al., 2018; Mendes et al., 2022). Apesar da sua importância ecológica e socioeconômica, e por estar localizada adjacente à Área de Preservação Ambiental da Baleia Franca (APA da Baleia Franca), a mesma não está inserida em seu plano de manejo, sofrendo com a falta de ações para o manejo e conservação de seus recursos (Monteiro et al., 2022). Logo, o presente estudo visa caracterizar as possíveis interações entre larvas de peixes e microplásticos ao longo do gradiente ambiental da porção sul do SEL, através da avaliação da biodisponibilidade e taxa de encontro, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O Sistema Estuarino Lagunar (SEL), localizado no Estado de Santa Catarina, Sul do Brasil (Fig. 1), é composto por três células lagunares, a saber: Santo Antônio dos Anjos, Imaruí e Mirim, que estão ligadas entre si por pequenos canais e compreendem o maior setor do Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina (coordenadas centrais: 28° S e 48° W) (Dantas et al., 2019; Frischknecht et al., 2023). A porção sul, constituída pela Lagoa de Santo Antônio dos Anjos, recebe o aporte de água doce da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão, que integra aproximadamente 18 municípios (Barletta et al., 2017b; Monteiro et al., 2022). Além disso, está sujeita a influência direta das águas costeiras, pois possui ligação com o oceano através de um estreito canal, apresentando condições entre mesohalinas e polihalinas (salinidade 5 – 25)

(Barletta et al., 2017b). A região de estudo é caracterizada por um padrão de maré mista e semidiurna, com baixas variações de amplitude de maré (0 a 0,7 metros) (Monteiro et al., 2022). Em relação aos ventos, é caracterizada por ventos intensos e pela predominância de ventos dos quadrantes nordeste (NE) e sudoeste (SW) (Monteiro et al., 2022; Ponciano e Back, 2022; Oliveira e Quadro, 2024), assim como maiores valores de velocidade de vento diurno são observados no trimestre de outubro a dezembro (Ponciano e Back, 2022). Quanto as características pluviométricas, a região de estudo apresenta precipitação bem distribuída, onde a precipitação anual é maior no verão (Oliveira e Quadro, 2024). Além disso, o efeito de cisalhamento do vento em águas superficiais deve ser considerado, já que o SEL apresenta baixas profundidades ($\sim 1,5 - 2$ metros), exceto nos canais de conexão (~ 10 metros) (Daura-Jorge et al., 2013; Frischknecht et al., 2023; Monteiro et al., 2022).

2.2. Amostragem e procedimentos laboratoriais

As amostragens foram realizadas nos meses de agosto de 2017 e janeiro de 2018 em quatro diferentes áreas na porção sul do SEL (3 réplicas por área): A1 (Canal da barra), A2 (Porção inferior do rio Tubarão), A3 (Área central da lagoa), A4 (Área interna da lagoa), totalizando 24 amostras (Fig. 1). A escolha das áreas levou em consideração o desenho amostral de Monteiro et al. (2022), onde todas as áreas possuem gradações ambientais que podem influenciar a composição e distribuição de organismos e microplásticos.

Para isso, foram realizados arrastos horizontais de superfície (0 – 1 m de profundidade), com duração de 10 minutos, utilizando-se uma rede de plâncton cilindro-cônica com malha de 300 μm , diâmetro de 0,6 m e 2 m comprimento, seguindo a metodologia proposta por Monteiro et al. (2022). Um fluxômetro mecânico (Lulus-General Oceanics 2030BR) foi posicionado na boca da rede para medir o volume de água filtrada em cada arrasto. Além disso, as variáveis físico-químicas, como temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, salinidade (PSU), saturação de oxigênio dissolvido (mg/L) e turbidez (FNU) foram determinadas através de uma sonda multiparâmetro (Hanna HI9829).

Para a triagem dos microplásticos e larvas de peixes, as amostras contendo 750 mL foram filtradas em peneiras com malhas de 45 e 300 μm , para concentrar o material a ser analisado. Para evitar a contaminação e superestimar as amostras, medidas de precaução foram tomadas antes da triagem dos microplásticos, seguindo metodologias propostas por (Ferreira et al., 2018; Miller et al., 2021).

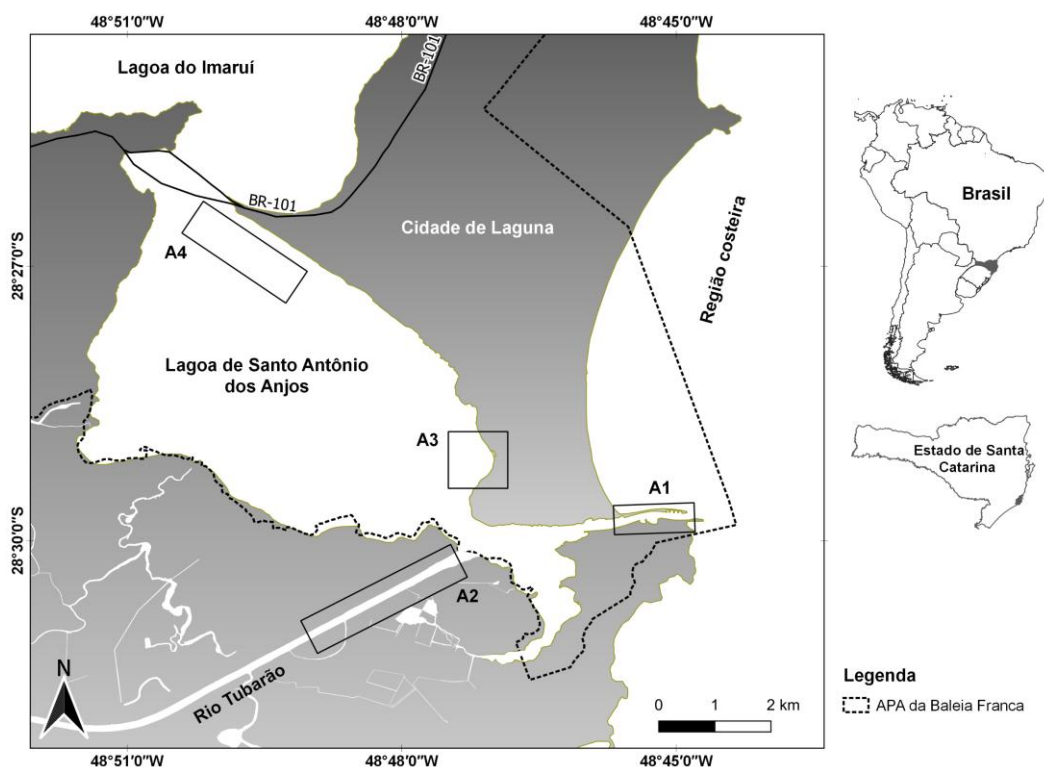


Fig. 1. Mapa da porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL) e desenho amostral nas quatro áreas de amostragem (A1 a A4).

As amostras foram triadas em placas de petri com o auxílio de um estereomicroscópio Zeiss Stemi 305. Os microplásticos foram identificados através da sua consistência, forma e aparência, e a fim de caracterizar a composição e distribuição espacial, foram separados em três categorias: filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros, seguindo as metodologias de Markley et al. (2024) e Monteiro et al. (2022). Após a triagem, os microplásticos foram medidos quanto as suas geometrias, para posterior cálculo do volume (mm^3) (Hansen et al., 1994). Os microplásticos e larvas de peixes foram contabilizados e o volume utilizado para o cálculo de densidade (n/m^3) seguiu o método proposto pelo fabricante do fluxômetro, e a densidade de microplásticos foi determinada de acordo com a equação: $D = N / V$, onde D (n/m^3) é a densidade de itens, N é o número itens, e V (m^3) é o volume filtrado pela rede durante o arrasto (Barletta et al., 2020; Lorenzi et al., 2020; Monteiro et al., 2022).

2.3. Biodisponibilidade e Taxa de Encontro Possível (TEP)

A biodisponibilidade, aqui definida como a equivalência de tamanho entre presas naturais de larvas de peixes e microplásticos, foi estimada com base nos Diâmetros Esféricos

Equivalentes (DEEs) (Figueiredo & Vianna, 2018). Para isso, o DEE foi calculado conforme proposto por Hansen et al. (1994): $[DEE = \text{Volume}/(0.523)^{0.33}]$, onde DEE é o diâmetro de uma esfera que possuiria o mesmo volume que a partícula de formato irregular, Volume é o volume real da partícula, o valor de 0,523 é a constante de aproximação do fator de forma de uma esfera e o valor de 0,33 é o expoente correspondente a 1/3, que é necessário para desfazer o cubo presente na equação do volume da esfera e obter o diâmetro a partir do volume.

No contexto da biodisponibilidade, a razão predador:presa refere-se à abundância relativa de predadores e presas (Kiorboe, 2009; Jones-Williams et al., 2020). O tamanho da presa que elas conseguem capturar e ingerir está diretamente relacionado ao tamanho da abertura bucal, onde para o tamanho mínimo de presa seria ~20% da abertura bucal, para o tamanho ótimo de 30 – 50% da abertura bucal e para tamanho máximo, ~100% da abertura bucal (Hunter, 1981; Shirota, 1970). Consideraram-se biodisponíveis os microplásticos com DEE entre os tamanhos mínimo e máximo das presas de cada táxon, onde a partir do número de microplásticos biodisponíveis para cada área pode-se estimar o número biodisponível, com base na quantidade total já conhecida de filamentos plásticos, plásticos moles e plásticos duros por área (Monteiro et al., 2022).

A Taxa de Encontro Possível (TEP) define a razão entre o número de microplásticos e o número de organismos mesozooplancônicos mais frequentes, em um metro cúbico de água, expresso em porcentagem (Collignon et al., 2014; Jones-Williams et al., 2020; Kang et al., 2015), pela seguinte expressão: $[\text{Densidade do microplástico biodisponível}/\text{Densidade do táxon} \times 100]$. No presente estudo, devido ao objetivo de avaliar o risco de ingestão de microplásticos pelo mesozooplâncton, a taxa de encontros possíveis foi calculada com base na densidade dos microplásticos biodisponíveis por área amostrada.

2.4. Análises estatísticas

A Análise de Permutação de Variância (PERMAVOVA) foi conduzida para investigar se houve alguma diferença significativa para as variáveis ambientais entre as áreas ($p < 0,05$), para isso os dados foram previamente transformados em $\log(x+1)$, normalizados e uma matriz de dissimilaridade foi obtida através da distância euclidiana (Anderson, 2001; 2017). A PERMANOVA também testou se houve diferenças significativas na abundância das seguintes variáveis entre as áreas amostradas ($p < 0,05$): i) densidade de filamentos de plástico, ii) densidade de plásticos moles, iii) densidade de plásticos duros, iv) densidade de larvas de peixes, através da matriz de dissimilaridade de *Bray Curtis* dos dados previamente

transformados em raiz quadrada, para aproximar à distribuição normal (Anderson, 2001; 2017). Para identificar a correlação os padrões de distribuição das variáveis bióticas e gradientes ambientais, a Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi conduzida a partir da matriz de dissimilaridade obtida através da distância de *Bray Curtis*, com a dados previamente transformados em raiz quadrada (Borcard et al., 2018; Legendre e Legendre, 2012; ter Braak e Verdonschot, 1995). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R versão 4. 4. 2 (R core Team, 2024). A PERMANOVA foi realizada utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al., 2024) e o teste post-hoc foi executado usando a função pairwiseadonis do pacote pairwiseAdonis (Arbizu, 2017). A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada através da função cca, do pacote Vegan (Oksanen et al., 2024).

3. Resultados

3.1. Variáveis ambientais

O inverno apresentou diferenças significativas ($p<0,05$) para as variáveis salinidade, turbidez e pH (Tabela 1). Já o verão apresentou diferenças significativas ($p<0,05$) para temperatura, salinidade, turbidez e pH (Tabela 1). As comparações Pairwise não foram significativas para as variáveis estatisticamente diferentes. Não houve diferenças significativas para as variáveis ambientais entre o inverno e verão ($p>0,05$).

Tabela 1. Resultados da Média ($\pm$ Desvio Padrão) e PERMANOVA para as variáveis ambientais entre as áreas. P-valor: valor P de permutação.

<i>Inverno</i>	Média ($\pm$ Desvio Padrão) por área				P-valor
	A1	A2	A3	A4	
Temperatura (°C)	19,70 ($\pm 0,10$)	20,83 ($\pm 0,15$)	20,37 ($\pm 0,64$)	20,60 ($\pm 0,70$)	0,129
Salinidade (PSU)	29,40 ($\pm 0,62$)	3,75 ($\pm 0,53$)	32,61 ($\pm 1,57$)	30,88 ($\pm 0,88$)	0,004
Turbidez (FNU)	12,03 ($\pm 0,70$)	10,96 ($\pm 0,20$)	7,55 ($\pm 0,43$)	11,06 ($\pm 0,47$)	0,002
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,46 ($\pm 0,25$)	6,96 ($\pm 1,44$)	5,50 ($\pm 0,75$)	5,50 ($\pm 0,75$)	0,233
pH	8,17 ($\pm 0,01$)	7,45 ($\pm 0,05$)	8,19 ($\pm 0,04$)	8,26 ($\pm 0,01$)	0,002
<i>Verão</i>					

Temperatura (°C)	24,81 (±0,24)	25,48 (±0,13)	22,40 (±0,39)	21,03 (±0,63)	0,002
Salinidade	12,43 (±0,16)	1,72 (±0,05)	23,38 (±1,52)	28,30 (±2,74)	0,001
Turbidez (FNU)	6,13 (±2,51)	13,86 (±0,32)	6,03 (±1,30)	10,46 (±3,68)	0,017
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,05 (±0,15)	5,09 (±0,13)	4,67 (±0,29)	4,75 (±0,16)	0,070
pH	7,68 (±0,12)	7,21 (±0,27)	7,98 (±0,005)	7,91 (±0,005)	0,001

3.2. Composição e distribuição espacial de microplásticos e larvas de peixes

No inverno, foram coletados um total de 9604 microplásticos (8,72 MPs/m³), enquanto no verão foram coletados um total de 1926 microplásticos (1,56 MPs/m³). As densidades de filamentos de plástico, plástico mole e plásticos duros não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas para o inverno (Tabela 2). Já para o verão, as mesmas variáveis apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as áreas, porém sem a detecção das diferenças pelo pairwise (Tabela 2). O mesmo padrão foi observado para as larvas de peixes, onde o inverno apresentou maior número e densidade (4856, 4,18 larvas/m³) comparado ao verão (1143, 1,12 larvas/m³). Para ambas estações houveram diferenças significativas ($p < 0,05$) para a densidade total de larvas de peixes entre as áreas amostradas, porém sem detecção das diferenças pelo pairwise (Tabela 2). Os dados apresentaram diferenças significativas entre as estações ($p < 0,05$), como observado no resultado da Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Fig. 2).

Tabela 2. Resultados da Média ($\pm$ Desvio Padrão) e PERMANOVA para as variáveis bióticas entre as áreas. P-valor: valor P de permutação.

<i>Inverno</i>	Média ($\pm$ Desvio Padrão) por área				P-valor
	A1	A2	A3	A4	
Filamento de plástico	0,640 (±0,45)	0,716 (±0,13)	0,378 (±0,10)	0,581 (±0,20)	0,36
Plástico mole	0,083 (±0,08)	0,118 (±0,08)	0,052 (±0,01)	0,094 (±0,065)	0,80
Plástico duro	0,079 (±0,03)	0,067 (±0,03)	0,065 (±0,05)	0,033 (±0,01)	0,34

Larvas de peixe	0,152 ($\pm 0,03$)	0,015 ($\pm 0,01$)	0,113 ($\pm 0,03$)	1,112 ($\pm 0,55$)	0,001
Verão					
Filamento de plástico	0,105 ($\pm 0,01$)	0,063 ($\pm 0,04$)	0,258 ($\pm 0,04$)	0,121 ($\pm 0,03$)	0,003
Plástico mole	0,004 ($\pm 0,002$)	0,003 ($\pm 0,003$)	0,013 ($\pm 0,006$)	0,026 ($\pm 0,009$)	0,02
Plástico duro	0,002 ($\pm 0,001$)	0,001 ($\pm 0,0005$)	0,017 ($\pm 0,01$)	0,029 ($\pm 0,01$)	0,005
Larvas de peixe	0,850 ($\pm 0,05$)	0,025 ($\pm 0,02$)	0,117 ($\pm 0,05$)	0,144 ($\pm 0,05$)	0,03

Na CCA, o eixo 1 explica 49,48% da variação e o eixo 2 explica 53,76% da variação, onde a salinidade, pH e temperaturas são as variáveis mais importantes na ordenação. O verão tende a possuir correlação positiva com a temperatura, enquanto o inverno tende a possuir correlação negativa. As áreas 1 e 2 do inverno possuem correlação positiva com a turbidez e oxigênio dissolvido. Percebe-se que a área 4, para ambas as estações, possui correlação positiva com salinidade, pH e turbidez.

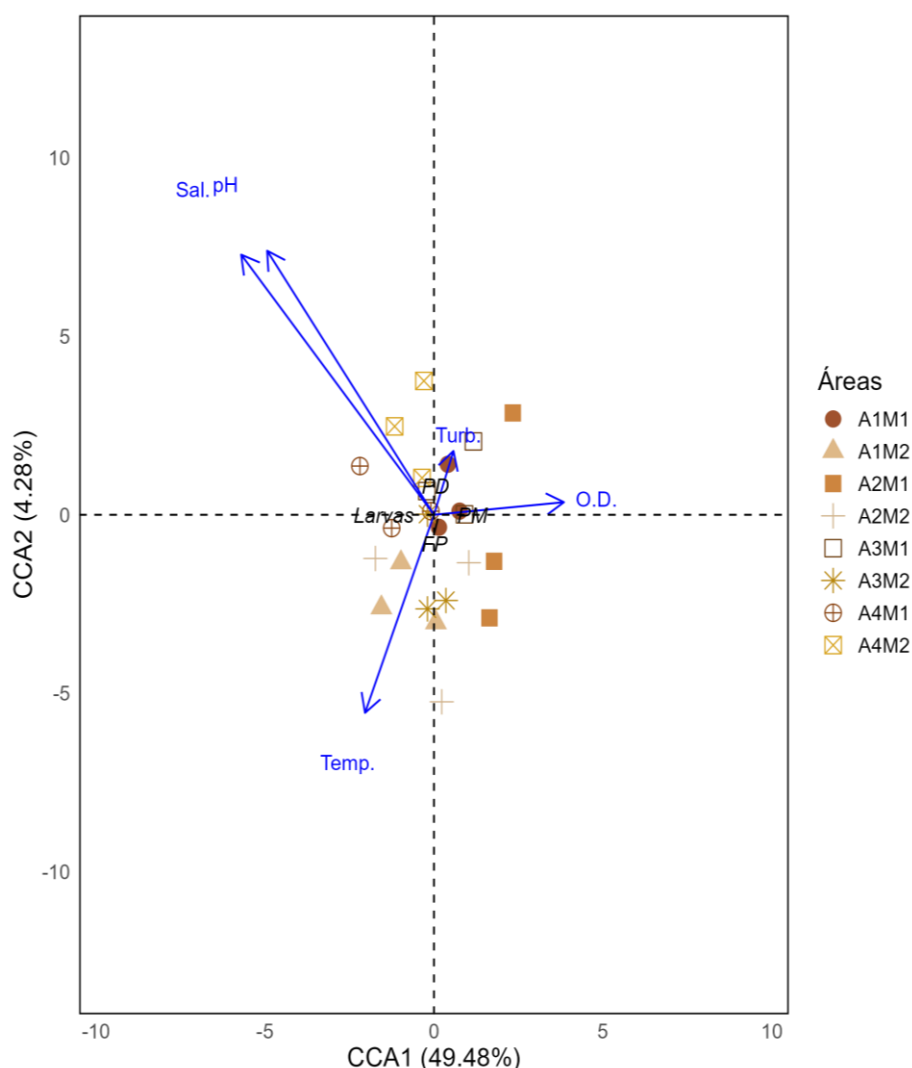


Fig. 2. Resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) para correlações entre filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD), locais de amostragem (A1, A2, A3, A4 e A5) e as variáveis ambientais (temperatura (Temp.), salinidade (Sal.), turbidez (Turb.), oxigênio dissolvido (O.D.) e pH entre as estações de inverno (M1) e verão (M2). Porcentagens cumulativas de variação no eixo canônico 1 (CCA1) e no eixo canônico 2 (CCA2).

3.3. Distribuição espacial de microplásticos biodisponíveis

Para o inverno, foi encontrada uma densidade total 0,372 MPs/m³ de microplásticos biodisponíveis para larvas de peixes. Por tipo, os microplásticos mais biodisponíveis em densidade foram os filamentos de plástico, seguidos pelos plásticos moles e plásticos duros (Tabela 3). As maiores densidades de microplásticos biodisponíveis para larvas de peixes foram

encontradas para o canal principal (A2) e para a área próxima a ponte Anita Garibaldi (A4), enquanto as menores densidades foram encontradas na porção inferior do rio Tubarão (A2) e em frente ao centro histórico (A3) (Tabela 3). Quanto a distribuição entre os tamanhos de presa (presa mínima, ótima e máxima), percebe-se que os filamentos de plásticos apresentaram as maiores densidade de microplásticos biodisponíveis, seguidos pelos plásticos moles e duros (Tabela 3). As maiores densidades de microplásticos biodisponíveis foram encontradas para os tamanhos ótimos e máximos de presas de larvas de peixes (Tabela 3).

Tabela 3. Densidade (n/m^3) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) biodisponíveis para os tamanhos mínimos, ótimos e máximos de presa das larvas de peixes no inverno.

Inverno	Tamanho mínimo (mm)	Tamanho ótimo (mm)	Tamanho máximo (mm)	Densidade total por área (n/m^3)
<i>Filamento de plástico</i>				
A1	0	0,007	0,117	0,124
A2	0	0	0	0
A3	0	0,037	0,037	0,074
A4	0	0,056	0,056	0,112
Total (n/m^3)	0	0,100	0,210	0,310
<i>Plástico mole</i>				
A1	0	0	0,009	0,009
A2	0	0	0	0
A3	0	0	0,003	0,003
A4	0	0,011	0,022	0,033
Total (n/m^3)	0	0,011	0,034	0,045
<i>Plástico duro</i>				
A1	0	0	0,007	0,007
A2	0	0	0	0
A3	0	0	0	0
A4	0	0	0,010	0,010
Total (n/m^3)	0	0	0,017	0,017

Por sua vez, o verão apresentou uma densidade total de $0,427 \text{ MPs}/m^3$. Assim como para o inverno, os microplásticos mais biodisponíveis em densidade foram os filamentos de plástico, seguidos pelos plásticos moles e plásticos duros (Tabela 4). As maiores densidades de microplásticos biodisponíveis para larvas de peixes foram encontradas para as áreas mais internas da lagoa (A3 e A4), enquanto as menores densidades foram encontradas nas áreas do eixo estuarino principal (A1 e A2) (Tabela 4). Quanto a distribuição entre os tamanhos de presa

(presa mínima, ótima e máxima), percebe-se que os filamentos de plásticos apresentaram as maiores densidade de microplásticos biodisponíveis, seguidos pelos plásticos moles e duros (Tabela 4). Assim como para o inverno, percebe-se que as maiores densidades de microplásticos biodisponíveis foram encontradas para os tamanhos ótimos e máximos de presas de larvas de peixes (Tabela 4).

Tabela 4. Densidade (n/m^3) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) biodisponíveis para os tamanhos mínimos, ótimos e máximos de presa das larvas de peixes no verão.

Verão	Tamanho mínimo (mm)	Tamanho ótimo (mm)	Tamanho máximo (mm)	Densidade por área (n/m^3)
<i>Filamento de plástico</i>				
A1	0	0,076	0,030	0,106
A2	0	0	0	0
A3	0	0	0,133	0,133
A4	0,024	0,086	0,010	0,120
Total (n/m^3)	0,024	0,162	0,173	0,359
<i>Plástico mole</i>				
A1	0	0,001	0,002	0,003
A2	0	0	0	0
A3	0	0	0,011	0,011
A4	0,004	0,009	0,010	0,023
Total (n/m^3)	0,004	0,010	0,023	0,037
<i>Plástico duro</i>				
A1	0	0	0,001	0,001
A2	0	0	0	0
A3	0	0	0,003	0,003
A4	0	0,010	0,017	0,027
Total (n/m^3)	0	0,010	0,021	0,031

3.3. Biodisponibilidade e Taxa de Encontro Possível (TEP) entre larvas de peixes e microplásticos

Quanto a biodisponibilidade de microplásticos para as larvas de peixes no inverno (Fig. 3), percebe-se que os filamentos e plásticos moles estão mais biodisponíveis para o tamanho ótimo de presas de larvas de peixes, enquanto os plásticos duros estão biodisponíveis para o tamanho máximo de presas (Fig. 3). Isso se reflete na taxa de encontro possível, onde as maiores foram de filamentos para o tamanho ótimo de presas, principalmente da área 3 e 4. O que se

repete para os tamanhos máximos de presa, onde as larvas de peixes possuem maior probabilidade de encontro com filamentos, plásticos moles e duros nas áreas 1 e 4 (Fig. 3). Não houveram microplásticos biodisponíveis para o tamanho mínimo de presa para larvas de peixes.

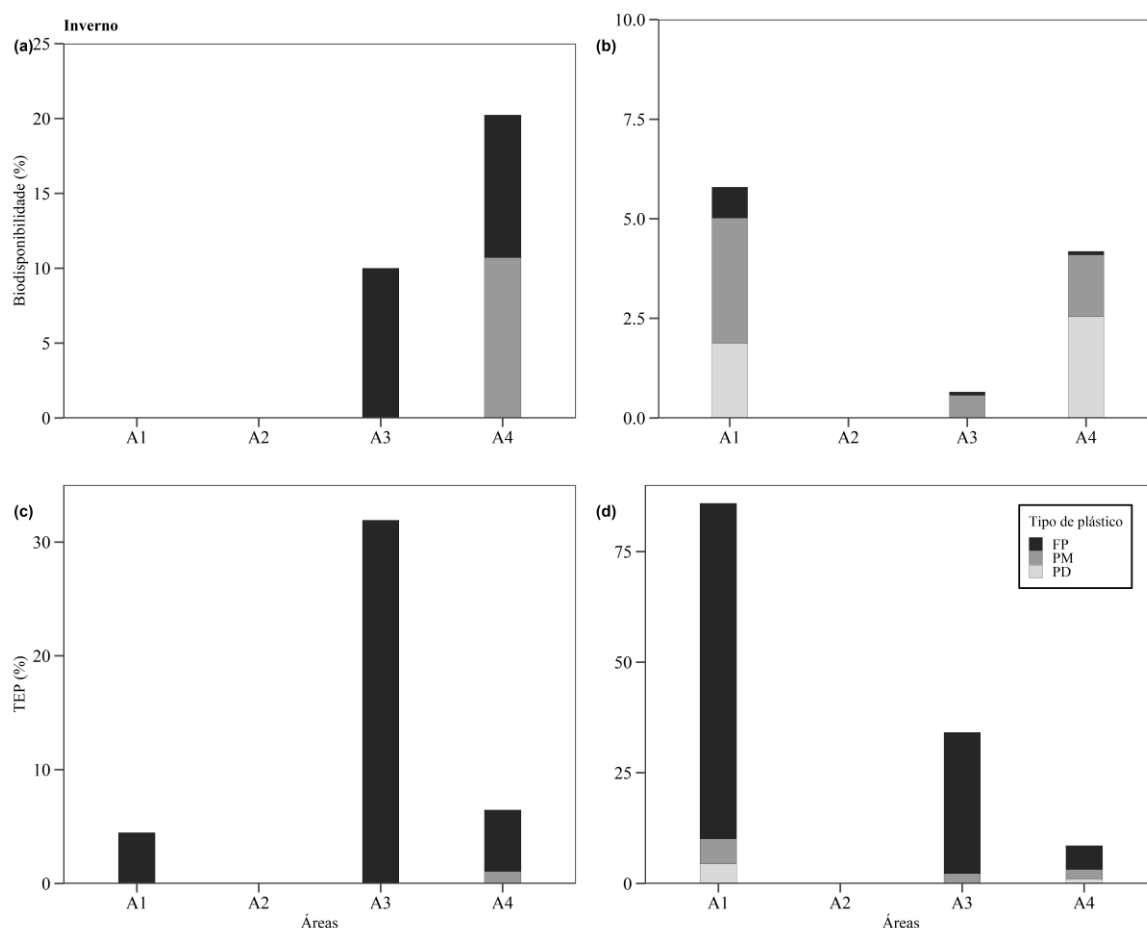


Fig. 3. Biodisponibilidade (%) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) para os tamanhos ótimos (a) e tamanhos máximos (b) das presas de larvas de peixes e Taxa de Encontro Possível (TEP) entre larvas de peixes e microplásticos, para os tamanhos ótimos (c) e máximos (d) de presas para as áreas amostradas (A1 a A4) do inverno.

Quanto a biodisponibilidade de microplásticos para as larvas de peixes no verão (Fig. 4), percebe-se que os microplásticos estão biodisponíveis para toda a faixa de tamanho preferencial de presa das larvas de peixes. Apesar da maior biodisponibilidade de plásticos moles e duros, as taxas de encontro são maiores com os filamentos de plástico (Fig. 4).

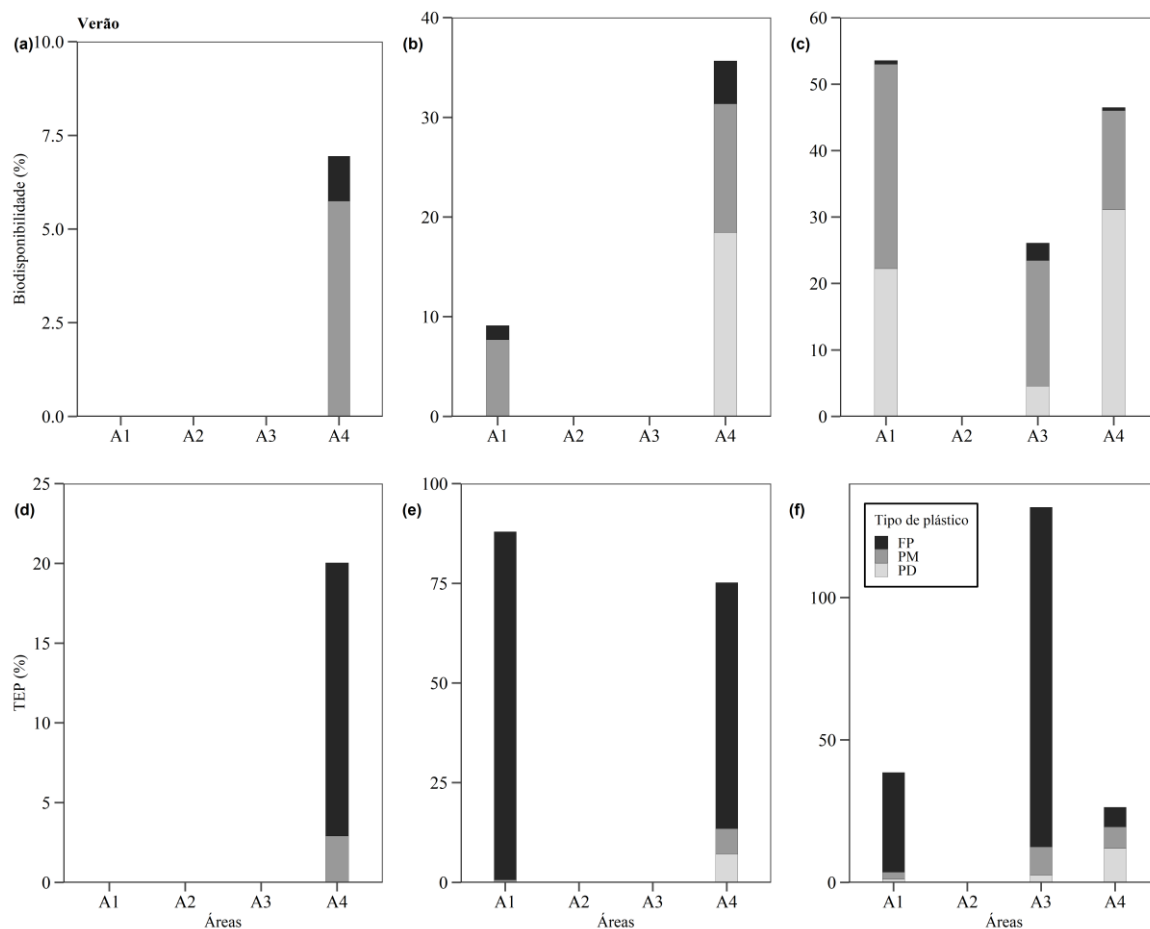


Fig. 4. Biodisponibilidade (%) de filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD) para os tamanhos mínimos (a), tamanhos ótimos (b) e tamanhos máximos (c) das presas de larvas de peixes e Taxa de Encontro Possível (TEP) entre larvas de peixes e microplásticos, para os tamanhos mínimos (d), ótimos (e) e máximos (f) de presas para as áreas amostradas (A1 a A4) do verão.

4. Discussão

Os padrões de temperatura, salinidade e turbidez encontrados destacam uma lagoa costeira com grande variação em seus gradientes ambientais, como encontrado por Monteiro et al. (2022) e esperado para ambientes transicionais (Barletta e Dantas, 2016). As características ambientais, tanto do inverno quanto do verão, corroboram com os dois eixos ambientais descritos por Monteiro et al. (2022) para a porção sul do SEL. Ou seja, o primeiro compreende ao canal da barra (A1) e a desembocadura do rio Tubarão (A2), onde há influência da descarga do rio Tubarão, além da influência do vento e das marés (Barletta et al., 2017b) e o segundo é

formado pelo canal da barra (A1), pela área central da lagoa (A3), e pela porção mais interna (A4), onde a influência da maré de enchente fica bem nítida com as altas salinidades apresentadas nas porções mais internas da lagoa (A3 e A4). Outras características que afirmam esse padrão são a turbidez elevada e águas oligohalinas na área 2 (Porção inferior do rio Tubarão).

Entender os padrões espaciais dos gradientes ambientais é essencial para a compreensão da hidrodinâmica em ecossistemas costeiros (ex. estuários e lagoas costeiras), e também para compreender a distribuição e o transporte de organismos, poluentes químicos e microplásticos (Barletta et al., 2020; Lorenzi et al., 2020, 2021). Com densidades de microplásticos superiores às observadas para as larvas de peixes, a contaminação por microplástico se torna um problema para as espécies de peixes que utilizam a porção sul do SEL como área de reprodução, desova e alimentação. Esse resultado corrobora com Rodrigues et al. (2017), que encontraram densidades de microplásticos superiores comparadas a de larvas de peixes ($0,017/m^3$ vs. $0,011/m^3$) para o estuário do Rio Douro (Portugal). Enquanto no Brasil, Lima et al. (2014) encontraram que a densidade de microplásticos representou quase metade da densidade de larvas de peixes para o estuário do rio Goiana (Pernambuco).

O padrão de distribuição espacial de microplásticos e larvas de peixes para o inverno, indicam uma baixa influência da pluviosidade (Ponciano e Back, 2024) e provavelmente, uma maior influência das marés meteorológicas em termos de maiores incidências de marés de enchente. Ou seja, o aumento da densidade observado das áreas mais externas (A1 e A2) para as mais internas (A4) refletem a ação do transporte e empilhamento de massas d'água para essa região, favorecidas por ventos do quadrante Sul (Monteiro et al., 2022; Ponciano e Back, 2024). Enquanto para o verão, a maior influência da pluviosidade (Ponciano e Back, 2024) favorecem as menores densidades na porção inferior do rio Tubarão (A2) e densidades mais distribuídas nas demais áreas da lagoa. Esse empilhamento de massas d'água e altas salinidades nas áreas mais internas também podem explicar a expressiva densidade de larvas nessa região, tanto para o verão quanto para o inverno. Isso afirma a importância da porção sul do SEL como importante área berçário para a região costeira adjacente e, além disso, as densidades de larvas no canal principal também reforçam essa região como importante ambiente para o recrutamento de espécies, sejam elas estuarinas dependentes ou apenas estuarinas visitantes (Potter et al., 2015).

Apesar da importância ecológica, sabe-se que é a porção sul do SEL um ambiente altamente afetado e com possibilidade de acúmulo de microplásticos, oriundos principalmente da atividade pesqueira e urbanização, associados com ações de manejo e conservação inexistentes (Farias et al., 2018; Monteiro et al., 2022), o que reforça as densidades de

microplásticos encontradas no presente estudo. Visto isso, a principal preocupação deste estudo é o acúmulo de microplástico por toda a lagoa e, conseqüentemente, a exposição das fases iniciais de vida dos peixes a esses contaminantes. Embora exista um equilíbrio entre as densidades de microplásticos e de larvas de peixes, a densidade de microplásticos biodisponíveis alcançou níveis preocupantes, especialmente no verão ($0,427 \text{ MPs/m}^3$), quando foi superior à observada no inverno ($0,372 \text{ MPs/m}^3$). A maior densidade de microplásticos encontrada no inverno, comparada ao verão, pode ser causa da maior fragmentação de partículas plásticas facilitada pela maior temperatura da água (Sorasan et al., 2022) e a maior ação de cisalhamento causada pela descarga fluvial dos rios e deslocamento de massas d'água (Costa et al., 2011; Liro et al., 2025).

O fato é que a densidade e o pequeno tamanho determinarão a biodisponibilidade de microplásticos as fases iniciais de vida dos peixes (Barletta et al., 2020). A menor fragmentação de microplásticos no inverno, indica a razão do não encontro de microplásticos biodisponíveis para o tamanho mínimo de presas de larvas de peixes, em comparação ao verão. Assim como, a inexistente biodisponibilidade de microplásticos para larvas de peixes na área 2, são resultados da variação dos gradientes ambientais e, conseqüentemente, da menor densidade de microplásticos e larvas nessa área. Deve-se levar em consideração que os caminhos da ingestão de microplásticos podem se dar por três vias distintas: i) erro de identificação de alimento/presa: quando os microplásticos são confundidos com as presas naturais; ii) transferência na cadeia alimentar: quando microplásticos são acumulados pelo consumo de organismos contaminados e iii) ingestão passiva através da água: quando há a ingestão de água e conseqüentemente, a ingestão mecânica de microplásticos presentes na água (Pratiwi et al., 2023). Ou seja, o risco de ingestão de microplásticos não depende apenas da biodisponibilidade, mas também da chance de encontro entre larvas de peixes e microplásticos biodisponíveis (Botterell et al., 2019).

Os resultados demonstram que em ambas as estações, as larvas estão mais vulneráveis aos filamentos de plástico, principalmente pela maior biodisponibilidade e taxa de encontro nas áreas mais internas da lagoa e na área 1 (canal da barra). Assim, os filamentos apresentam possíveis maiores danos em relação a exposição e ingestão por larvas de peixes da porção sul do SEL. De fato, diversos estudos apontam as fibras e filamentos como potenciais itens de ingestão por larvas de peixes (Okamoto et al., 2022; Pepin, 2023) e que as espécies eurialinas apresentam maior propensão de ingestão indireta de microplásticos, uma vez que filtram maiores quantidades de água para a fisiologia de osmorregulação (Pratiwi et al., 2023). Assim, pode-se inferir que as larvas de espécies que utilizam as lagoas costeiras como habitats berçários

são mais propensas a ingestão de partículas microplásticas e a probabilidade só aumenta quando estamos em um ambiente lagunar já impactado pela poluição microplástica (Monteiro et al., 2022; Pannetier et al., 2020; Pratiwi et al, 2023).

Métodos para estimar a exposição e ingestão de partículas microplásticas pelas fases iniciais de vida dos peixes não são triviais. Embora muito úteis, os experimentos podem não replicar certas condições de campo, como densidade e tamanho dos microplásticos, características da água (turbulência e estratificação) e bioincrustação, que predispõe os microplásticos à ingestão (Zettler et al., 2013). Além disso, métodos de campo fornecem informações relevantes sobre a identificação de microplásticos no intestino das larvas de peixes ou para medir a abundância relativa de larvas de peixes e microplásticos (por exemplo, Moore et al., 2001; Lima et al., 2014). No entanto, no primeiro caso, não é possível confirmar se a ingestão de microplásticos foi recente ou o resultado de um acúmulo de longo prazo e, no segundo, pode haver informações insuficientes para determinar a potencial interação entre ambos (Doyle et al., 2011). Esses autores enfatizam a relevância de determinar potencial exposição e e possível ingestão de microplásticos pelas fases iniciais de vida dos peixes. Portanto, o método aplicado aqui, estipulando tamanhos detalhados de presas para larvas de peixes e taxas de encontro, representa uma melhoria na estimativa das taxas potenciais de exposição e ingestão. Além disso, o método, combinado com os descritos acima, seria útil para modelar o destino dos microplásticos e gerar informações importantes para futuras ações de manejo e conservação.

5. Considerações finais

Estudos sobre a composição e padrões espaciais da poluição por microplásticos e das fases iniciais de vida dos peixes para ambientes transicionais como a lagoa Santo Antônio dos Anjos, são de grande importância para entender como indivíduos utilizam os recursos disponíveis para completar os seus ciclos de vida, bem como para entender os riscos que os impactos antropogênicos representam aos recursos pesqueiros. Os resultados encontrados indicam que este ambiente é extremamente importante como área de berçário para as espécies de peixes estuarinas residentes, dependentes ou visitantes. Apesar disso, pode-se evidenciar também uma preocupante contaminação por microplásticos, que estão altamente biodisponíveis para larvas de peixes em ambas as estações estudadas. Logo, mais estudos são necessários para se compreender melhor as variações espaço-temporais do dos microplásticos e assembleias de

larvas de peixes, bem como as interações que ocorrem entre eles, a fim de gerar informações que podem ser utilizadas para futuras ações de manejo na lagoa de Santo Antônio dos Anjos.

6. Referências

- Alfonso, M. B., Lindsay, D. J., Arias, A. H., Nakano, H., Jandang, S., Isobe, A., 2023. Zooplankton as a suitable tool for microplastic research. *Sci. Total Environ.* 905, 167329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167329>.
- Allen, S., Allen, D., Moss, K., Le Roux, G., Phoenix, V. R., Sonke, J. E., 2020. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS One*, 15(5). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0232746>
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson, M. J., 2017. Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online, John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Arbizu, P. M., 2017. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using Adonis. R package version 0.4.1. <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>
- Athanasiou, P., Dongeren, A. V., Pronk, M., Giardino, A., Vousdoukas, M., Ranasinghe, R., 2024. Global Coastal Characteristics (GCC): a global dataset of geophysical, hydrodynamic, and socioeconomic coastal indicators. *Earth Syst. Sci. Data* 16, 3433-3452. <https://doi.org/10.5194/essd-16-3433-2024>.
- Barletta, M., Dantas, D.V., 2016. Environmental gradients, in: *Encyclopedia of Earth Sciences*, pp. 237-242. <https://doi.org/10.1007/978>
- Barletta, M., Costa, M. F., Dantas, D. V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX*, 100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Dantas, D.V., Oliveira, I.M., Neto, J.R., Fernandes, C.A.F., Farias, E.G.G., Filho, J.L.R., Costa, M.F., 2017b. How can accurate landing stats help in designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic estuaries? in: *Costal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 631-703.
- Bermúdez, J.R., Swarzenski, P.W., 2021. A microplastic size classification scheme aligned with universal plankton survey methods. *MethodsX* 8, 101516. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2021.101516>

- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2018. Numerical Ecology with R. Use R! <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Booi, S., Mishi, S., Andersen, O., 2022. Ecosystem Services: A Systematic Review of Provisioning and Cultural Ecosystem Services in Estuaries. Sustainability 14(12), 7252. <https://doi.org/10.3390/su14127252>
- Botterell, Z. L. R., Lindeque, P. K., Thompson, R. C., Beaumont, N. J., 2023. An assessment of the ecosystem services of marine zooplankton and the key threats to their provision. Ecosyst. Serv. 63, 101542. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101542>
- Brahney, J., Mahowald, N., Prank, M., Cornwell, G., Klimont, Z., Matsui, H., & Prather, K. A., 2021. Constraining the atmospheric limb of the plastic cycle. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 118 (16). https://doi.org/10.1073/PNAS.2020719118/SUPPL_FILE/PNAS.2020719118.SAPP.PD
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Gabway, T. S., 2011., Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. Mar. Pollut. Bull 62, 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Costa, M. F.; Silva-Cavalcanti, J. S.; Barbosa, C. C; Barletta, M., 2011. Plastic buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. Journal Coastal Research 64, 339-343. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Collignon, A., Hecq, J. H., Galgani, F., Collard, F., & Goffart, A., 2014. Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica). Mar. Pollut. Bull. 79, 293-298. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.023>
- Dantas, D. V., Ribeiro, C.I.R., Frischknecht, C. de C.A., Machado, R., Farias, E.G.G., 2019. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. Environ. Sci. Pollut. Res. 26, 8344-8351. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04244-9>
- Daura-Jorge, F. G., Ingram, S. N., Simões-Lopes, P. C., 2013. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in Southern Brazil. Mar. Mammal Sci. 29, 293-311. <http://dx.doi.org/10.1590/s1667-87592016116406404>
- Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific Ocean. Mar. Environ. Res. 71, 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.10.001>
- El Mahrhad, B., Newton, A., Murray, N., 2022. Coastal Lagoons: Important Ecosystems. Front.

- Young Minds 10, 637578. 10:637578. 10.3389/frym.2022.637578
- Elizalde-Velázquez, G., Gómez-Oliván, L. M., 2021. Microplastic in aquatic environments: A review on occurrence, distribution, toxic effects, and implications for human health. *Sci. Total Environ.* 780, 146551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146551>
- 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, 1-15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Escrobot, M., Pagioro, T. A., Martins, L. R. R., & Freitas, A. M. de., 2024. Microplastics in Brazilian coastal environments: a systematic review. *Revista Brasileira De Ciências Ambientais* 59, e1719. <https://doi.org/10.5327/Z2176-94781719>
- Farias, E.G.G., Preichardt, P.R., Dantas, D. V., 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 16246-16253. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2012-4>
- Fernandes, A. N., Bertoldi, C., Lara, L. Z., Stival, J., Alves, N. M., Cabrera, P. M., Grassi, M. T., 2022. Microplastics in Latin America ecosystems: a critical review of the current stage and research needs. *J. Braz. Chem. Soc.* 33 (4), 303-326. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20220018>
- 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. *Environmental Pollution* 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>
- Frischknecht, C.C.A., Dantas, D.V., Rodrigues-Filho, J.L., Gentil, E., 2023. Composition and diversity of fish assemblages along a shallow beach of a neotropical coastal lagoon. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 63, 102993. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102993>
- Galloway, T. S., Cole, M., Lewis, C., 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nat. Ecol. Evol.* 1(5), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0116>
- Hansen, B., Bjornsen, P. K., Hansen, P. J., 1994. The size ratio between planktonic predators and their prey. *Limnol. Oceanogr.* 39(2), 395-403. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.2.0395>

- Hunter, J. R., 1981. Feeding ecology and predation of marine fish larvae. In: Lasker, R. (ed.) *Marine Fish Larvae: Morphology, Ecology, and Relation to Fisheries*. pp. 34-37. Washington Sea Grant Program, Seattle.
- Jones-Williams, K., Galloway, T., Cole, M., Stowasser, G., Waluda, C., Manno, C., 2020. Close encounters - microplastic availability to pelagic amphipods in sub-antarctic and antarctic surface waters. *Environ. Int.* 140, 105792. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105792>
- Kang, J. H., Kwon, O. Y., Shim, W. J., 2015. Potential Threat of Microplastics to Zooplanktivores in the Surface Waters of the Southern Sea of Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 69(3), 340-351. <https://doi.org/10.1007/S00244-015-0210-3/TABLES/3>
- Kiorboe, T., 2009. A mechanistic approach to plankton ecology. *ASLO* 1(2), 91p. <https://doi.org/10.4319/lol.2009.tkiorboe.2>
- Kjerfve, B., Magill, K.E., 1989. Geographic and hydrodynamic characteristics of shallow coastal lagoons. *Mar. Geol.* 88, 187–199. <http://dx.doi.org/10.1016/>
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical ecology. Volume 24 [3ed.].
- 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>
- Lima, A.R.A., Ferreira, G.V.B., Barletta, M., 2019. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. *Mar. Environ. Res.* 151, 104786. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104786>
- Liro, M., Zielonka, A., Hajdukiewicz, H., Czajka, A., Mikus, P., Dzida, J., Russel, C., 2025. River as microplastic factories. *Environ. Res. Lett.* 20, 051005. [10.1088/1748-9326/adca49](https://doi.org/10.1088/1748-9326/adca49)
- Lomartire, S., Marques, J. C., Gonçalves, A. M. M., 2021. The key role of zooplankton in ecosystem services: A perspective of interaction between zooplankton and fish recruitment. *Ecol. Indic.* 129, 107867. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107867>
- Lorenzi, L., Reginato, B.C., Mayer, D.G., Dantas, D.V., 2020. Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit? *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 8797–8806. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07708-5>.
- Lorenzi, L., Reginato, B.C., Mayer, D.G., Gentil, E., Pezzin, A.P.T., Silveira, V.F., Dantas, D.V., 2021. Spatio-seasonal microplastic distribution along a shallow coastal lagoon

- ecocline within a marine conservation unit. *Mar. Pollut. Bull.* 170, 112–644. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112644>.
- Markley, L. A., Driscoll, C. T., Hartnett, B., Mark, N., Cárdenas, A. M., Hapich, H., 2024. Guide for the visual identification & classification of plastic particles. 10.13140/RG.2.2.27505.45927
- Mendes, G. A. M., Monteiro, I. B., Cardoso, V. N., Dantas, D. V., Gentil, E., 2022. Refinig fan upper panel device in fykenets: a strategy to Bycatch reduction. *Res. Soc.* 11 (5), e25611528042. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i5.28042>
- Miller, E., Sedlak, M., Lin, D., Box, C., Holleman, C., Rochman, C.M., Sutton, R., 2021. Recommended best practices for collecting, analyzing, and reporting microplastics in environmental media: lessons learned from comprehensive monitoring of San Francisco Bay. *J. Hazard. Mater.* 409, 124770 <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.124770>
- Moore, C. J., Moore, S. L., Leecaster, M. K., Weisberg, S. B., 2001. A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Mar. Pollut. Bull.* 42(12), 1297-1300. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00114-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00114-X)
- Monteiro, I. B., Dantas, D. V., Makrakis, M. C., Lorenzi, L., Ribeiro, S. A., Pezzin, A. P. T., Silveira, V. F., Gentil, E., 2022. Composition and spatial distribution of floating plastic debris along the estuarine ecocline of a subtropical coastal Lagoon in the Western Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 179, 113648. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i5.28042>
- Okamoto, K., Nomura, M., Horie, Y., Okamura, H., 2022. Color preferences and gastrointestinal-tract retention times of microplastics by freshwater and marine fishes. *Environ. Pollut.* 304, 119253.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J., 2024. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-8. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, C. G., de Quadro, M. F. L., 2024. Regionalização da precipitação e temperatura em Santa Catarina com dados de alta resolução temporal e espacial. *Revista Brasileiro de Climatologia* 35. <https://doi.org/10.55761/abclima.v35i20.17652>
- Pannetier, P., Morin, B., Bihanic, F.L., Dubreil, L., Clérandeau, C., Chouvellon, F., Arkel, R.V., Danion, M., Cachot, J., 2020. Environmental samples of microplastics induce significant

- toxic effects in fish larvae. *Environ. Int.* 134, 105047. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105047>
- Pepin, P., 2023. Feeding by larval fish: how taxonomy, body length, mouth size, and behaviour contribute to differences among individuals and species from a coastal ecosystem. *ICES J. Mar. Sci.* 80(1), 91-106. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac215>
- Pérez-Ruzafa, A., Pérez-Ruzafa, I. M., Newton, A., Marcos, C., 2019a. Coastal lagoons: environmental variability, ecosystem, complexity, and goods and services uniformity. *Coasts and Estuaries*, 253-276. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0>
- Pérez-Ruzafa, A., De Pascalis, F., Ghezzi, M., Quispe-Becerra, J. I., Hernández, R., Muñoz, I., Vergara, C., Pérez-Ruzafa, I. M., Umgieser, G., Marcos, C., 2019b. Connectivity between coastal lagoons and sea: Asymmetrical effects on assemblages' and populations' structure. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 216, 171-186. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.02.031>
- Ponciano, A. C., Álvaro, J. B., 2022. Caracterização do regime de ventos em Laguna, Santa Catarina. *CivilTEC* 7 (2). <https://doi.org/10.18616/civiltec.v7i2.7413>
- Potter, I. C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A. K., 2015. The ways in which fish use estuaries: refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish.* 16, 230-239. <https://doi.org/10.1111/faf.12050>
- Plastics Europe, 2024. Disponível em: <<https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2024/>>. Acessado em: 21/01/2025.
- R Core Team, 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, <http://www.R-project.org/>.
- Pratiwi, H. M., Takagi, T., Rusni, S., Inoue, K., 2023. Euryhaline fish larvae ingest more microplastic particles in seawater than in freshwater. *Scientific Reports* 13, 3560. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30339-y>
- Renzi, M., Pauna, V. H., Provenza, F., Munari, C., Mistri, M., 2020. Marine litter in transitional water ecosystems: State of the art review based on a bibliometric analysis. *Water (Switzerland)* 12(2), 1-12. <https://doi.org/10.3390/w12020612>
- 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>
- Sazli, D., Nassouhi, D., Ergonul, M. G., Atasagun, S., 2023. A Comprehensive Review on Microplastic Pollution in Aquatic Ecosystems and Their Effects on Aquatic Biota. *Aquat.*

- Sci. Eng. 38(1), 12-46. <https://doi.org/10.26650/ASE20221186783>
- Sieburth, J. McN., Smetace, V., Lenz, J., 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23(6), 1256-1263. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.6.1256>
- Sorasan, C., Edo, C., González-Pleiter, M., Fernández-Piñas, F., Leganés, F., Rodríguez, A., Rosal, R., 2022. Ageing and fragmentation of marine microplastics. *Sci. Total Environ.* 827, 154438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154438>
- Shirota, A., 1970. Studies on the mouth size of fish larvae. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.* 36, 353-365. <https://doi.org/10.2331/suisan.36.353>
- Ter Braak, C. J. F., Verdonshot, P. F. M., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic biology. *Aqua. Sci.* 57, 255-289 <https://doi.org/10.1007/BF00877430>
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E., 2016. Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5668-5675. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00594>
- Thorpe, R. B., 2024. We need to talk about the role of zooplankton in marine food webs. *J. Fish Biol.* 105, 444-458. [10.1111/jfb.15773](https://doi.org/10.1111/jfb.15773)
- 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>.
- Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., Miao, A. J., 2020. Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. *Sci Total Environ.* 10(703), 134699. [10.1016/j.scitotenv.2019.134699](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699).