



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS CÂMPUS BAURU



GABRIELA RODRIGUES ALVES

**Ocorrência e caracterização de microplásticos em camarões peneídeos
Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) e *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) em
Ubatuba, litoral paulista**

BAURU

2025

GABRIELA RODRIGUES ALVES

Ocorrência e caracterização de microplásticos em camarões peneídeos *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) de Ubatuba, litoral paulista

Orientadora: DR^a. DAPHINE RAMIRO HERRERA

Supervisor: Prof. Dr. Rogerio Caetano da Costa

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Ciências Biológicas, na Faculdade de Ciências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Bauru, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

BAURU

2025

A474o Alves, Gabriela
Ocorrência e caracterização de microplásticos em camarões peneídeos
Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) e *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888)
de Ubatuba, litoral paulista / Gabriela Alves. -- Bauru, 2025
38 p. : il., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) -
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências, Bauru
Orientadora: Daphine Ramiro Herrero

1. Poluição marinha. 2. Decápodes. 3. Contaminação. 4. Recursos
pesqueiros. 5. Fator de condição corporal. I. Título.

GABRIELA RODRIGUES ALVES

**Ocorrência e caracterização de microplásticos em camarões peneídeos
Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) e *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) de Ubatuba,
litoral paulista**

Comissão Examinadora

Dr^a Daphine Ramiro Herrera
Orientadora
Faculdade de Ciências – UNESP – Bauru

Prof. Dr. Rogério Caetano da Costa
Supervisor
Faculdade de Ciências – UNESP – Bauru

M^a Thaís Barbosa Santos
Examinadora
Faculdade de Ciências – UNESP – Bauru

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao privilégio de nascer fruto do amor entre meus pais Rita e Ronaldo, minha alma escolheu muito bem os meus guias terrenos, tudo só foi possível porque tenho vocês em minha vida. Agradeço ao apoio, por sempre terem me incentivado a sonhar grande, a estudar e principalmente a me dedicar nas realizações dos meus desejos. Agradeço por sempre fazerem o possível para que eu estivesse bem e feliz. Vocês sempre serão minha inspiração.

À minha irmã, Caroline por ser minha eterna conselheira, a quem sempre admirei, quem sempre acreditou em mim, sua amizade e parceria me fizeram ser quem sou. Com você, eu tenho a certeza de que sempre terei uma amiga e que a vida nunca será solitária.

À minha avó Carmem que mesmo estudando apenas até a quarta série, é uma mulher de muita sabedoria, e me formar em uma universidade pública, também é em honra a ela. Agradeço aos meus tios Pico e Priscila, por sempre estarem presente, agradeço pelos aniversários, pelos presentes, pelas histórias e o incentivo.

Aos meus amigos, que fizeram Bauru ser minha segunda casa, Ari, Ray, Julia, Jean, João (Djonga), Giovanna (Malfoy), Giovana (Copin), Leta, Gabrielly (Mana), Paulo e tantos outros que também marcaram minha jornada durante a graduação. Quando me lembrar da UNESP, me lembrarei de vocês e de todas as histórias e sentimentos que compartilhamos.

Às minhas amigas Giovana, Larissa e Giuliana, pela nossa amizade de mais de 10 anos e por continuarem sendo minhas amigas durante todas as fases que já passamos. Agradeço ao meu amigo e companheiro Gianluca, que acompanhou o processo de perto e torceu por mim em cada etapa.

À Surf, versão de mim mesma que nasceu em Bauru, que me fez viver intensamente e ser ainda mais corajosa e aventureira. Também, à minha criança de 12 anos que escolheu a biologia como caminho.

À minha orientadora Dr^a Daphine Ramiro Herrera, por aceitar me orientar, me ensinar muito durante todo o processo e feito ser possível que minha primeira produção científica tenha finalmente nascido. Agradeço pelas gentilezas, paciência e por ter me recebido tão bem, admiro a dedicação e o amor que tem pela pesquisa.

Agradeço ao Prof, Dr Rogério Caetano da Costa, pela oportunidade de produzir esse trabalho em um laboratório como o LabCam, que além do suporte técnico e acadêmico tem um clima descontraído e de acolhimento. Aos demais colegas do LabCam pelas conversas, cafês e risadas nesse pouco tempo que dividimos esse espaço.

“Os rios, esses seres que sempre habitaram os mundos em diferentes formas, são quem me sugerem que, se há futuro a ser cogitado, esse futuro é ancestral, porque já estava aqui.”

(Airton Krenak)

RESUMO

O presente estudo investigou a ocorrência e as características de microplásticos em duas espécies de camarões de importância pesqueira, *Pleoticus muelleri* e *Xiphopenaeus kroyeri*, capturadas na Baía de Ubatuba, localizada no litoral norte de São Paulo. Foram analisados 30 indivíduos de cada espécie, com a comparação de parâmetros biométricos e o fator de condição (K), enquanto os microplásticos foram caracterizados quanto à abundância, morfologia e coloração. A digestão do trato gastrointestinal foi realizada com KOH 10% a 60 °C por 48 h. Os resultados indicaram que ambas as espécies apresentaram crescimento alométrico negativo e uma relação inversa entre o número de microplásticos e o fator de condição. Houve uma elevada frequência de ocorrência de microplásticos em ambas as espécies, com 97% das amostras contaminadas, com médias de 3,83 e 3,93 itens por indivíduo e 1,52 e 1,02 MP/g para *P. muelleri* e *X. kroyeri*, respectivamente. As partículas mais comuns foram fibras, com predominância das cores azul e multicolorida. Assim, os resultados demonstram a alta abundância dessas partículas em espécies de grande importância comercial, indicando possíveis impactos à saúde dos organismos, o funcionamento dos ecossistemas e a segurança alimentar humana.

Palavras-chave: Contaminação, decápodes, fator de condição corporal, recursos pesqueiros, poluição marinha.

ABSTRACT

The present study investigated the occurrence and characteristics of microplastics in two commercially important shrimp species, *Pleoticus muelleri* and *Xiphopenaeus kroyeri*, captured in Ubatuba Bay, located on the northern coast of São Paulo. Thirty individuals of each species were analyzed, with comparisons of biometric parameters and the condition factor (K), while the microplastics were characterized in terms of abundance, morphology, and color. Gastrointestinal tract digestion was performed using 10% KOH at 60 °C for 48 h. The results indicated that both species exhibited negative allometric growth and an inverse relationship between the number of microplastics and the condition factor. There was a high frequency of microplastic occurrence in both species, with 97% of samples contaminated, and mean values of 3.83 and 3.93 items per individual and 1.52 and 1.02 MP/g for *P. muelleri* and *X. kroyeri*, respectively. Fibers were the most common particles, predominantly blue and multicolored. Thus, the results demonstrate the high abundance of these particles in species of great commercial importance, indicating potential impacts on organism health, ecosystem functioning, and human food safety.

Keywords: Condition factor, contamination, decapods, fishery resources, marine pollution.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos.....	14
3 MATERIAIS E MÉTODOS	15
3.1 Área de estudo e amostragem.....	15
3.2 Análise microplástico	16
3.2 Análise estatística	17
4 RESULTADOS.....	19
5 DISCUSSÃO	24
6 CONCLUSÃO	28
REFERÊNCIAS	29

1 INTRODUÇÃO

Plástico é a denominação de um grupo de materiais semissintéticos e sintéticos, derivados em sua maioria de hidrocarboneto presentes no petróleo bruto e no gás natural. Em 1907 ocorreu a produção do primeiro plástico feito totalmente por moléculas sintéticas, por Leo Hendrik Baekeland, a baquelite. Entretanto, a popularização do uso dos plásticos aconteceu na segunda metade do século XX, com a descoberta de que era possível utilizar um resíduo da indústria petroquímica para produzir o policloreto de vinila (PVC). Além dele, o polietileno (PE) e o polipropileno (PP) tornaram-se amplamente fabricados e utilizados em uma variedade de produtos do dia-dia (Andrady 2015; Montenegro et al., 2020; OECD, 2022).

No final do século XX, as embalagens plásticas descartáveis passaram a ser mundialmente comercializadas. Seu baixo custo de produção, leveza, fácil modelagem e praticidade, ideais para muitos produtos industriais e do cotidiano, tornando o plástico símbolo de um estilo de vida moderno e prático. Atualmente os plásticos estão presentes em quase todos os produtos fabricados e estima-se que quase metade da produção global acabe como resíduo em menos de um mês após o consumo (Andrady; Neal, 2009; Montenegro et al., 2020).

Em 2019, a produção global anual de plástico alcançou aproximadamente 460 milhões de toneladas, menos de 10% foram recicladas (OECD, 2022). A maior parte desse volume transforma-se em lixo, e o Brasil ocupa a quarta posição entre os maiores produtores de lixo plástico no mundo, com aproximadamente 11,3 milhões de toneladas produzidas por ano (WWF Brasil, 2019).

Em consequência dessa produção em larga escala, do descarte inadequado, da alta durabilidade desse material, das baixas taxas de reciclagem e do uso em atividades marítimas, como na pesca industrial, grande quantidade de plástico se acumula nos ambientes naturais, sendo comumente observado em lagos, rios e nos oceanos (Barnes et al., 2009; Li et al., 2016; Conkle et al., 2017), com estimativas de que aproximadamente 4,8 a 12,7 milhões de toneladas métricas de resíduos plástico sejam lançados nos oceanos anualmente (Jamback et al., 2015).

Os plásticos podem ser classificados quanto ao seu tamanho e origem, sendo categorizados como macroplástico, mesoplástico, microplástico e nanoplástico de origem primária ou secundária. A preocupação científica tem se intensificado em relação aos impactos causados pelas partículas de menor tamanho (Andrady, 2015; Hartmann et al., 2019). Os microplásticos primários correspondem a aqueles produzidos intencionalmente em processos industriais (Song et al., 2024), geralmente na forma de microesferas utilizadas em produtos como sabonetes e esfoliantes (Fendall; Sewell, 2009). Já os microplásticos secundários resultam

da fragmentação de macro ou mesoplásticos (Song et al., 2024). Essa fragmentação pode ocorrer ao longo do transporte pluvial e continuar no ambiente marinho, em decorrência da abrasão física, radiação ultravioleta e intemperismo (GESAMP, 2015; Strokal et al., 2023). De acordo com a classificação mais aceita, essas partículas são consideradas microplásticos (MPs) quando apresentam dimensões entre 1 μm e 5 mm (Frias et al., 2019).

Os plásticos geralmente contêm aditivos químicos que moldam suas características, como plastificantes, retardadores de chama e corantes. Esses aditivos podem ser liberados no ambiente, contaminando o ar, a água e o solo, potencializando o risco ecotoxicológico associado à presença desses materiais (Montenegro et al., 2020). Além disso, as partículas plásticas apresentam características como superfície hidrofóbica e porosidade, que contém a capacidade de adsorção de substâncias tóxicas como metais e contaminantes orgânico persistentes, e área superficial para colonização de diferentes microrganismos, possibilitando a formação de biofilmes e atuação como vetores de organismos e poluentes. A sorção e dessorção dos contaminantes depende de diversos fatores relacionados ao tipo de polímero e às condições ambientais. Entretanto, as condições gastrointestinais dos organismos, como pH ácido e temperaturas elevadas, podem favorecer o processo da dessorção, promovendo uma biodisponibilidade dos contaminantes no trato alimentar dos organismos que ingerem os MPs (Bakir et al., 2014; Hartmann et al., 2017; Godoy et al., 2019; Diana et al., 2020).

Por estarem presentes em grandes quantidades no oceano, os MPs são facilmente confundidos com alimento por uma ampla diversidade de organismos marinhos, uma vez que seu tamanho, formato, cor e até mesmo odor, principalmente por conta da presença de biofilme, podem se assemelhar a alimentos naturais (Okubo et al., 2018; Kelly et al., 2023; Noh et al., 2024). A ingestão de MPs pode levar a diversos danos, como: a obstrução do trato digestivo (Cole et al., 2011; van Franeker et al., 2011), o decaimento da reserva energética (Wright et al., 2013; Watts et al., 2015), mudanças no comportamento alimentar e na movimentação (Allen et al., 2017; Santos et al., 2022), alterações no crescimento (Cormier et al., 2022; Jiang et al., 2022), menor sucesso reprodutivo (Cole et al., 2015; Sharifinia et al., 2020; Cormier et al., 2022;) e danos nos tecidos (Okubo et al., 2018, Kolandhasamy et al., 2018; Saliu et al., 2019). Esses efeitos dependem da quantidade de MPs que se acumula no indivíduo, a qual está relacionada tanto com as características físico-química das partículas, quanto aos hábitos alimentares, à quantidade de alimento ingerido e à capacidade fisiológica do organismo de eliminar as partículas retidas (Parolini et al., 2023).

O MPs tem uma tendência de bioacumulação nos organismos e pode apresentar transferência trófica (Bhatt; Chauhan, 2023). Na cadeia trófica marinha, os vertebrados são

aqueles que apresentaram maior quantidade de plástico ingeridas, o que sugere a ocorrência de biomagnificação dessas partículas (Parolini et al., 2023). Assim, os MPs podem alcançar os níveis tróficos superiores por meio do consumo de presas que já retêm esses fragmentos (Wright et al., 2013; Gao et al., 2024). Além disso, os MPs também podem alterar estruturas populacionais, favorecendo o estabelecimento de espécies que precisam de substrato rígido para se fixarem, como alguns insetos aquáticos e outros invertebrados, que encontram nesses materiais novos habitats artificiais e uma maior disponibilidade de recursos (Wright et al., 2020; Gallitelli et al., 2021).

Os MPs podem decantar e se misturarem a sedimentos marinhos (Harris et al., 2023). Sendo assim, os animais que vivem em contato com o substrato, são particularmente suscetíveis à ingestão dessas partículas, que decantam e se acumulam no ambiente bentônico (Courteney-Jones et al., 2019; Zhang et al., 2023). Animais como os camarões marinhos, considerados detritívoros na maioria das espécies, podem acabar ingerindo MPs ao se alimentarem da matéria orgânica presente no sedimento, devido ao tamanho desses componentes serem similares ao tamanho das partículas que se alimentam, podendo ser encontrados posteriormente no trato digestivo (Curren et al., 2020).

Dessa forma, estudos têm buscado quantificar a presença de MPs em crustáceos. Em escala global, a frequência de ocorrência de MPs em camarões varia 30,9% a 100% dos indivíduos analisados e uma abundância média de 0,4 a 7,8 partículas por camarão (Ogunola et al., 2022). No Brasil, os dados sobre a presença de MPs em camarões são bastante escassos, a pesquisa realizada por Guimarães et al. (2023) com a espécie de camarão amazônico *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862), identificaram 89% das amostras contaminadas por MPs, já Alonso et al. (2025) registraram MPs em 90,9% dos indivíduos da mesma espécie. De modo geral, as espécies de camarões mais investigadas são aquelas consideradas importantes recursos pesqueiros, devido a sua relevância econômica e ao potencial impacto na alimentação humana (Colombo et al., 2023; Ogunola et al., 2022; Chae et al., 2019; Guimarães et al., 2023; Korez et al., 2020). A onipresença de MPs nos mais diversos ambientes já é amplamente documentada, reforçando sua capacidade de dispersão e durabilidade ambiental (Eerkes-Medrano et al., 2019; Jiao et al., 2024).

Nesse contexto, este estudo atua com duas espécies de camarões de alta relevância pesqueira no Brasil, o camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) e o camarão-santana *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) (FAO, 2016; Pinheiros; Boos, 2016). Ambas as espécies pertencem a ordem Decapoda, que representa uma das maiores diversidade de

espécimes de crustáceos dentro da classe Malacostraca, que inclui invertebrados de alta importância comercial (Hobbs; Lodge, 2010).

O camarão sete-barbas *X. kroyeri* pertencente à família Penaeidae Rafinesque, 1815, que incluem as espécies de camarões mais capturados pela pesca e com maior valor comercial. No litoral paulista a espécie apresenta reprodução contínua, com picos no verão e início do outono e um segundo pico no final do inverno até a metade da primavera (Pinheiros; Boos, 2016). Sua distribuição ocorre desde o estado da Carolina do Norte nos Estados Unidos da América até o estado do Rio Grande do Sul no Brasil (D’Incao, 1999; Carvalho-Batista et al., 2019).

A espécie *P. muelleri* da família Solenoceridae Wood-Mason & Alcock, 1981, tem um valor comercial reconhecido principalmente na costa Argentina e cresceu no Brasil devido a redução da captura de camarões mais rentáveis como o camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille, 1817) e *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante, 1967)), camarão-branco (*Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936)) e o próprio camarão sete-barbas *X. kroyeri* (Castilho et al., 2007; D’Incao et al., 2002). A espécie ocorre desde o Espírito Santo no Brasil, até a Patagônia Argentina, em águas frias e profundas (até 600 m), com reprodução contínua com picos na primavera e no verão (Costa et al., 2004; Castilho et al., 2008, 2012; Santos et al., 2016; De Lima, 2019).

No Estado de São Paulo, Ubatuba é o terceiro principal polo de pesca, com 99% da pesca artesanal sendo direcionada ao camarão sete-barbas, o segundo principal recurso pesqueiro mais importante da região, que acumulou 73,5 t de capturas durante julho a dezembro de 2024 (PMAP-SP, 2025). Dessa forma, Ubatuba é um município de grande importância ecológica e comercial, sendo importante avaliar seu estado de conservação. O presente estudo se destaca por analisar a ocorrência de MPs em espécies de valor econômico e relevância para a alimentação humana, contribuindo para a geração de informações sobre a presença dessas partículas em camarões comercialmente importantes na região.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a presença de microplástico no trato gastrointestinal de camarões das espécies *Xiphopenaeus kroyeri* e *Pleoticus muelleri* capturados na pesca de arrasto realizada em Ubatuba, no litoral de São Paulo.

2.2 Objetivos específicos

- Quantificar o número de partículas de microplástico no trato gastrointestinal dos camarões de ambas as espécies;
- Comparar a abundância de microplástico por indivíduo entre as espécies;
- Caracterizar a morfologia dos microplásticos em tamanho, cor e formato;
- Comparar a abundância de microplástico com as características dos indivíduos quanto comprimento da carapaça e peso;

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo e amostragem

As espécies foram capturadas em Ubatuba, município do litoral norte do estado de São Paulo, caracterizado por um clima subtropical úmido, com limite ao norte com Paraty, no estado do Rio de Janeiro e a sudeste com o Rio Tabatinga em Caraguatatuba e a oeste com municípios de Natividade da Serra, São Luís do Paraitinga e Cunha (Cardoso, 2000). A cidade teve uma urbanização tardia, a partir de 1970, com a Rodovia Rio-Santos que facilitou seu acesso e desencadeou um processo de ocupação acelerada e desordenada do litoral (Mendes; Pereira, 2018; Cardoso, 2000). O processo de urbanização, resultou na concentração de áreas densamente ocupadas ao longo da faixa costeira e na fragmentação de ecossistemas naturais, ainda que grande parte do território permaneça sob proteção legal por meio de Unidades de Conservação (Melo, 2017). O turismo movimenta grande parte da economia local, gerando impactos sobre a paisagem e os ecossistemas costeiros, principalmente na alta temporada. Além disso, quase metade da cidade não tem rede de coleta de esgoto, assim parte da região é dependente de fossas ou o despejo de efluentes ocorre em rios e canais que deságuam na praia (CETESB, 2024; Mendes; Pereira, 2018).

A Baía de Ubatuba (23°26' S e 45°01' W) (Figura 1), abrange uma área total de aproximadamente 8 km², com sua entrada medindo 4,5 km de largura e estreitando-se em direção à praia, onde deságuam quatro rios: Indaiá, Grande, Lagoa e Acaraú (Mantelatto; Fransozo, 1999; Jaconis et al., 2024). A coleta foi realizada na Baía de Ubatuba em julho de 2025, em uma profundidade de 10 m, por meio de barco de pesca camaroeiro equipado com redes de arrasto tipo *double rig*, apresentando 4 m de largura da boca, malha de 20 mm e 18 mm no saco final. Depois do arrasto, os camarões foram acondicionados em caixa térmica com gelo picado e levados para laboratório para as análises. Em laboratório os espécimes foram identificados sendo chave de identificação específica de Costa et al. (2003).

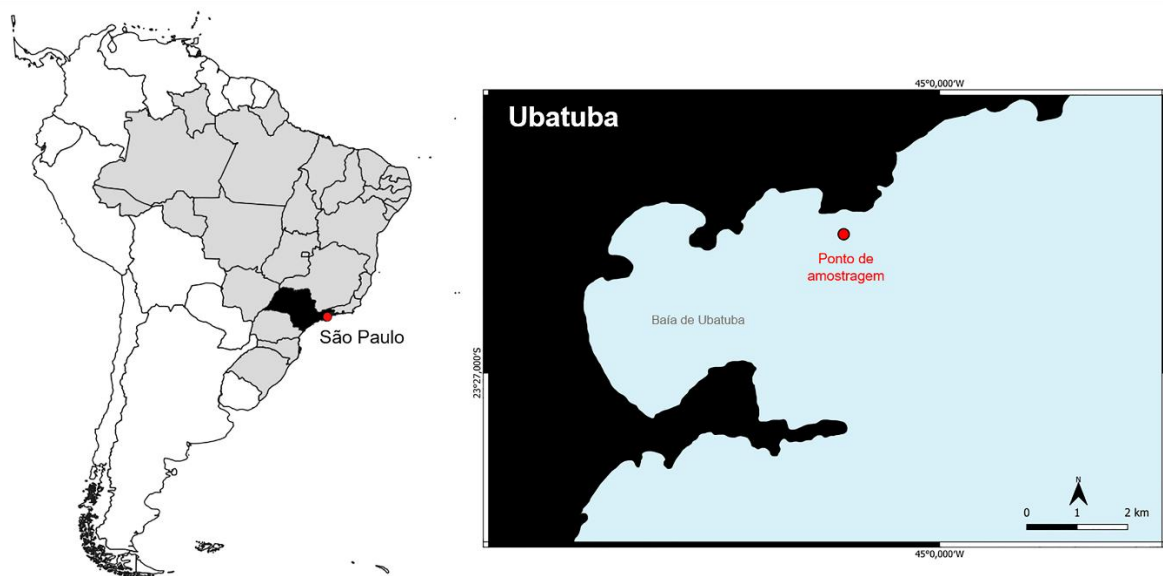


Figura 1: Ponto de amostragem, Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil.

3.2 Análise microplástico

Para reduzir a possibilidade de contaminação por MPs transportados pelo ar, os experimentos foram realizados em horários de menor movimentação no laboratório e dentro da capela laboratorial desligada e higienizada previamente três vezes: duas limpezas usando a água ultrapura e uma com álcool 70%. Todas as vidrarias utilizadas, como os béqueres e as placas de Petri, também foram lavadas com água e sabão e higienizados com álcool 70%. Além disso, a água ultrapura (Milli-Q®) e as soluções preparadas foram filtradas em filtro de fibra de vidro (0,70 µm). Jaleco de algodão e luvas de nitrilo foram utilizados durante o trabalho laboratorial, todos os cuidados foram tomados para que não houvesse contaminação secundária nas amostras (Colombo et al., 2023; Ogunola et al., 2022).

Em laboratório, os espécimes foram descongelados em temperatura ambiente e preparados para análise. Cada indivíduo foi identificado quanto ao sexo, medida o comprimento da carapaça (CC mm) e pesagem em balança analítica (0,0001g). Posteriormente, a carapaça de cada indivíduo foi removida e o intestino extraído foi colocado em um béquer de vidro contendo de 15 a 20 mL de solução de Hidróxido de Potássio (KOH 10%), imediatamente cobertos com papel alumínio e uma placa de Petri e levados para a estufa. As amostras permaneceram em estufa a 60 °C por 48 horas, sendo agitadas manualmente após 24 horas para auxiliar no processo de digestão. O uso do KOH é considerado eficiente para a digestão de

tecidos biológicos e partículas orgânicas sem comprometer a integridade das partículas plásticas (Ogunola et al., 2022).

O material digerido foi filtrado em bomba a vácuo (Millipore®) utilizando filtros de membrana de fibra de vidro (Millipore®) com porosidade de 0,70 µm. Os filtros foram armazenados em placas de Petri previamente limpas, e mantidas fechadas até o momento das análises em estereomicroscópio (Zeiss) acoplada a sistema de imagem. As partículas MPs foram observadas e registradas quanto à forma (fragmento, fibra, esférula), coloração e tamanho. Para garantir maior controle contra possíveis contaminações, as superfícies no local de análise foram previamente limpas seguindo a ordem das 3 etapas de limpezas.

Branco de controle foram utilizados para avaliar os níveis de contaminação por MPs durante o processamento e a análise das amostras. Os MPs encontrados nos brancos ($n = 3$) foram subtraídos do número de partículas detectadas nas amostras (Colombo et al., 2023).

3.3 Análise estatística

Os dados foram testados para normalidade e homogeneidade de variância usando o teste de Shapiro-Wilk e o teste de Levene, respectivamente (Zar, 2010). Como os dados apresentaram distribuição não normal e variâncias heterogêneas, foi utilizado o teste de Wilcoxon (rank-sum test) para comparar o peso (g) e o comprimento da carapaça (CC mm) entre as espécies. As análises foram realizadas no software R versão 4.0.3, e os gráficos foram feitos utilizando os pacotes ggplot.

Para análise da relação peso-comprimento foi aplicada a equação da relação representada pela fórmula:

$$\text{Log}_{10}W = a + b * \text{Log}_{10}CC$$

Onde, W é o peso úmido (g), CC é comprimento da carapaça (mm) e a e b como coeficientes de regressão, sendo a o intercepto e b é a inclinação da equação ou conhecida como constante de crescimento (Patil e Patil, 2012). Após a linearização dos dados, o valor constante alométrico b calculado para a relação biométrica foi testado formulando a hipótese nula ($H_0: b = 3$) usando o teste *t Student* ($\alpha = 0,05$), correspondendo a uma isometria se $b = 3$; alometria positiva, se $b > 3$; e negativa, se $b < 3$ (Taddei et al., 2017). O fator de condição de Fulton (Fulton, 1904) adaptado para crustáceos decápodes (Patil e Patil, 2012) foi aplicado para identificar a influência da contaminação plástica na condição do camarão. O fator de condição de Fulton foi calculado de acordo com a equação:

$$K = 100 * (W/CC^3)$$

Onde, K é o fator de condição, W é o peso úmido (g) e CC é o comprimento da carapaça (mm).

Para avaliar as diferenças no número de microplásticos e o tamanho médio das partículas entre as espécies, foi utilizado o teste de Wilcoxon (rank sum test) com correção de continuidade, uma vez que as variáveis não atendem aos pressupostos de normalidade. A relação entre o fator de condição (K) e o número de microplástico por indivíduo foi avaliada por meio da correlação de Spearman.

4 RESULTADOS

Um total de 30 indivíduos de cada espécie foi analisado. Em *Pleoticus muelleri*, o comprimento da carapaça variou de 11,4 mm a 25,5 mm com média de $17,61 \pm 3,38$ mm e peso de 0,9 g a 6,12 g com a média de $2,43 \pm 1,44$ g. Da mesma forma, em *Xiphopenaeus kroyeri*, o comprimento da carapaça variou 13,44 mm a 30,17 mm com média de $19,45 \pm 3,37$ mm e o peso de 1,25 g a 9,29 g sendo a média $3,85 \pm 1,80$ g. Houve diferença estatística apenas entre o peso das espécies (Wilcoxon rank-sum test, $p < 0,05$) (Figura 2).

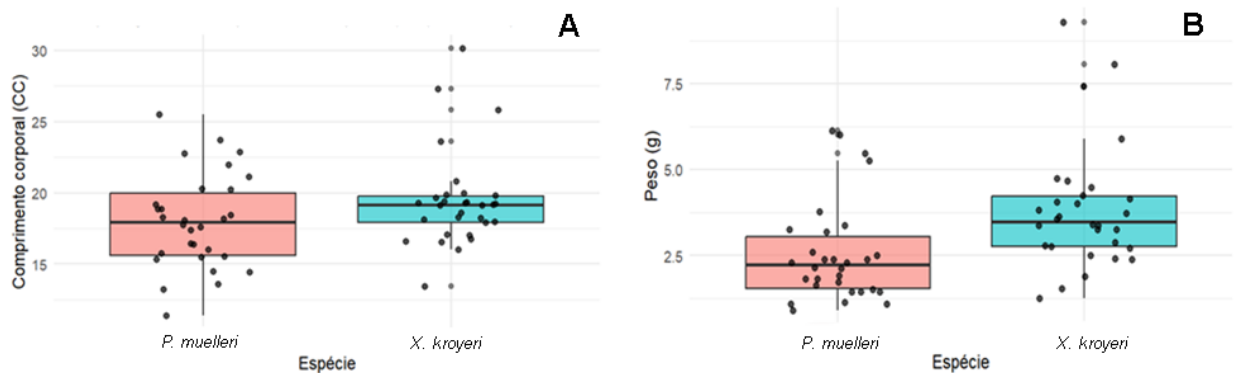


Figura 2: Comparação do (A) comprimento da carapaça (mm) e (B) peso (g) entre as espécies *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) e *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), amostrados na Baía de Ubatuba, São Paulo.

Ambas as espécies apresentaram valores estimados de b inferiores a 3, indicando crescimento alométrico negativo. Nesse caso, o resultado do coeficiente de determinação (R^2) para *P. muelleri* foi de 0,78 e para *X. kroyeri* foi de 0,86, esses valores evidenciam uma correlação linear positiva entre as variáveis (Figura 3). O fator de condição (K) das espécies foram bem próximos, sendo de $k=0,05$ para *X. kroyeri* e $k=0,04$ para *P. muelleri*.

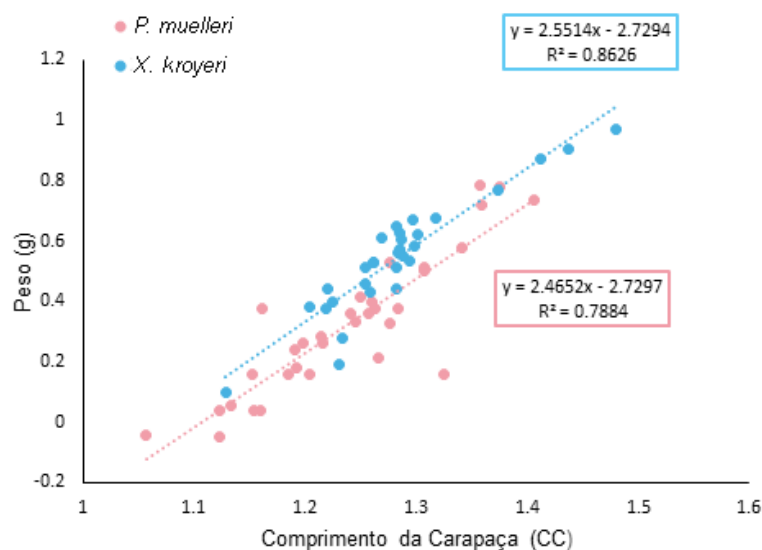


Figura 3: Relação entre comprimento da carapaça (mm) e peso (g) de *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) e *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), amostrados na Baía de Ubatuba, São Paulo.

Em ambas as espécies, 97% das amostras continham microplástico, com média de 3,83 partículas por indivíduos em *P. muelleri* e de 3,93 em *X. kroyeri*. A análise da concentração de microplásticos por grama (MPs/g) revelou valores de 1,52 MPs/g para *P. muelleri*, e 1,02 MPs/g para *X. kroyeri*. O total de partículas de microplástico encontrada foi de 115 em *P. muelleri* com tamanhos variando de 0,03 mm a 7,33 mm, e de 118 em *X. kroyeri*, variando de 0,06 mm a 4,47 mm. O tamanho médio das partículas em ambas as espécies foi de aproximadamente 0,80 mm. Não houve diferença estatística no número de partículas de MPs nem no tamanho das partículas entre as espécies (Wilcoxon rank-sum test, $p > 0,05$). Entretanto, houve diferença significativa entre a concentração de microplásticos e o fator de condição das espécies (Spearman, $p < 0,001$) (Figura 4).

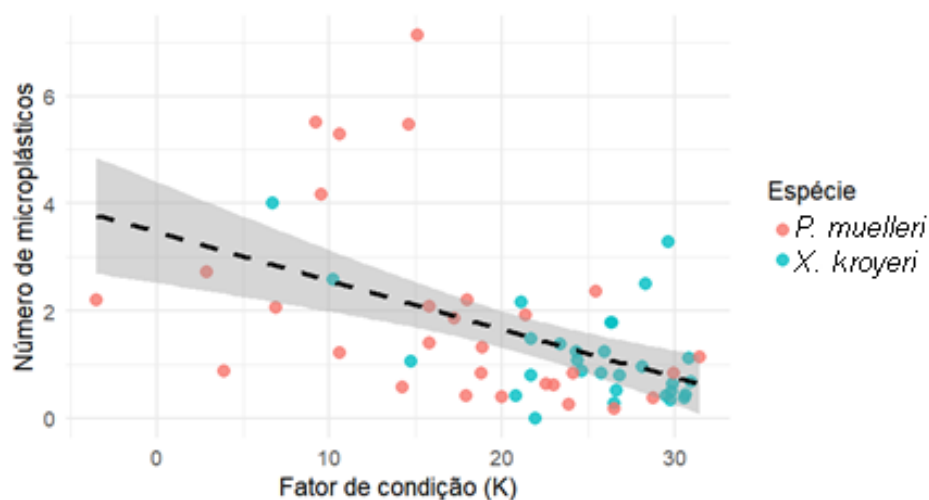


Figura 4: Relação entre o fator de condição (K) e o número de microplástico em *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) e *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), amostrados na Baía de Ubatuba, São Paulo.

Como relação às formas das partículas, foi observada uma distribuição diferente entre fragmentos e fibras para cada espécie, sendo em *P. muelleri* as quantidades foram semelhantes, enquanto em *X. kroyeri* as fibras predominaram em relação aos fragmentos (Figura 5).

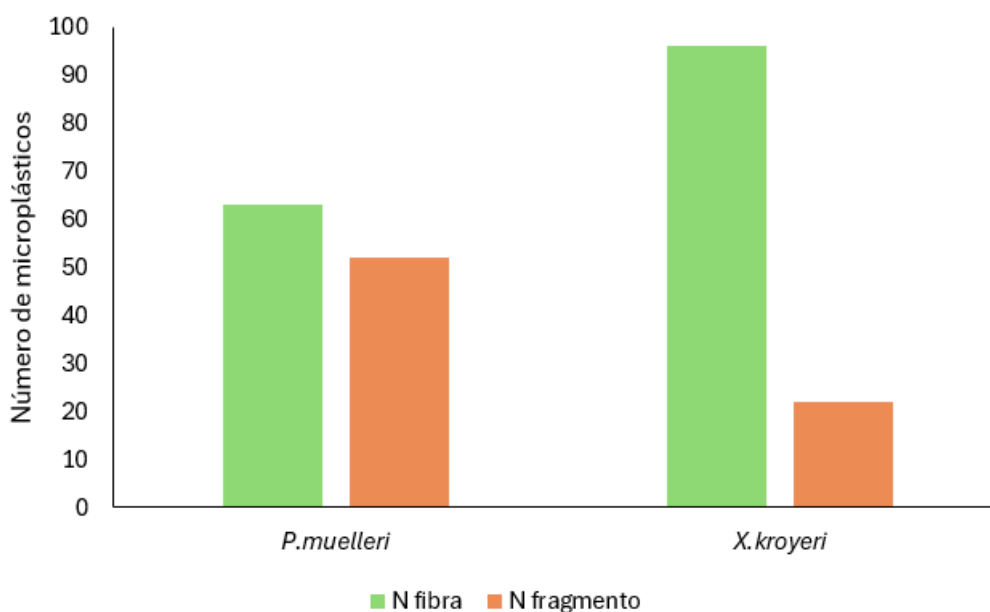


Figura 5: Número dos tipos de microplástico encontrados em *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) e *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), amostrados na Baía de Ubatuba, São Paulo.

Na distribuição das cores das partículas, observou-se que *P. muelleri* apresentou maior diversidade cromática do que *X. kroyeri*, conforme demonstrado na Figura 6. Em ambas as espécies, as partículas azuis foram mais frequentes (42% e 51%, respectivamente), seguidas das multicoloridas (aquelas com mais de uma cor). Contudo, em *P. muelleri* houve registro de partículas verdes e vermelhas, as quais não foram encontradas em *X. kroyeri*, espécie que apresentou maior número de partículas transparentes quando comparado ao *P. muelleri*. Na Figura 7, é possível visualizar exemplos de cores e formas das partículas encontradas.

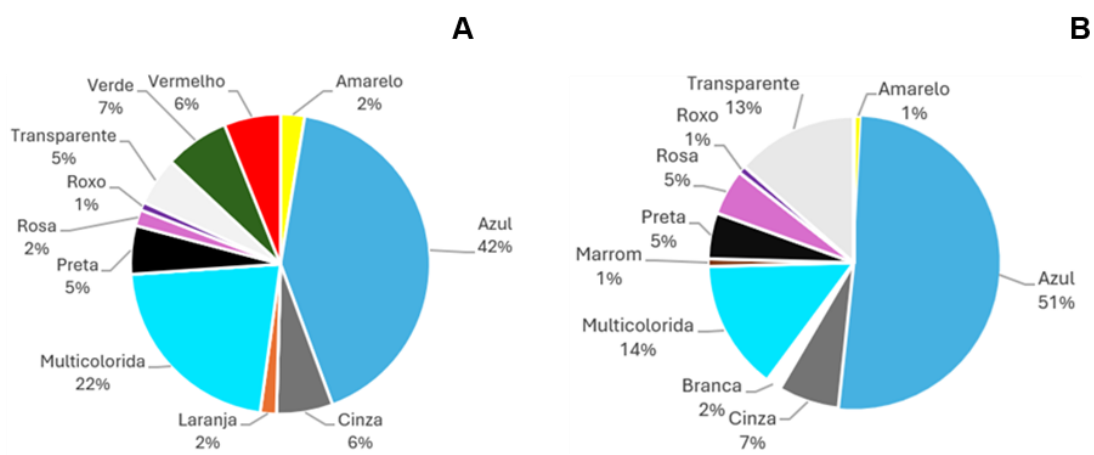


Figura 6: Distribuição das porcentagens de cores das partículas microplásticas encontradas em (A) *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) e (B) *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862), amostrados na Baía de Ubatuba, São Paulo.

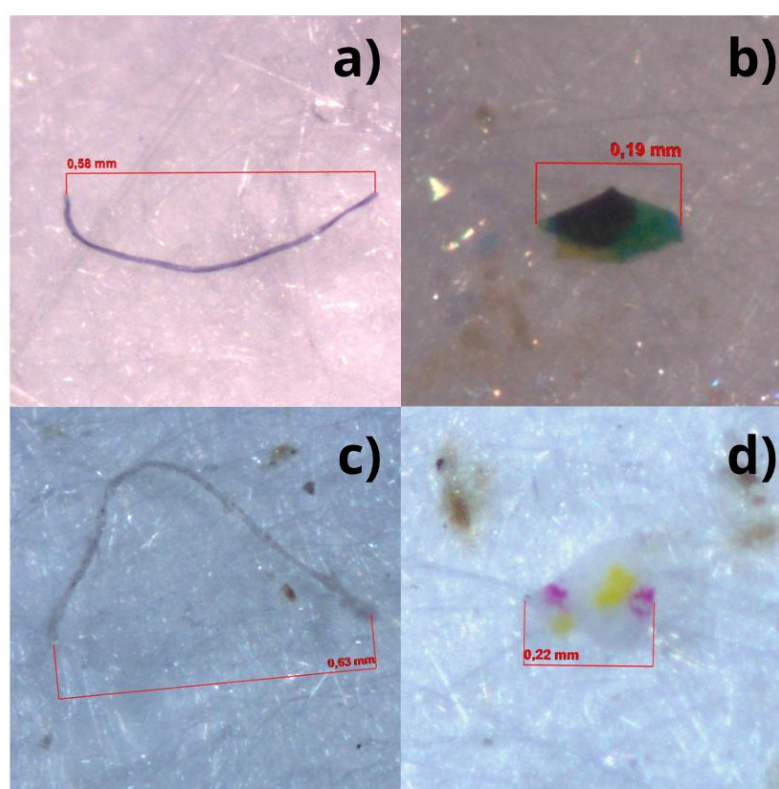


Figura 7: a) Fibra azul de 0,58 mm e b) Fragmento multicolorido de 0,19 mm registrados em *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888), c) Fibra transparente de 0,63 mm e d) Fragmento multicolorido com 0,22 mm registrados em *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862).

5 DISCUSSÃO

No presente estudo, *P. muelleri* apresentou comprimento médio da carapaça de 17,61 mm, enquanto *X. kroyeri* registrou 19,45 mm, valores que se situam dentro da faixa descrita para populações do sudeste brasileiro. Comparando com estudos realizados na região Ubatuba, Lopes et al. (2014) observaram predominância de indivíduos de *P. muelleri*, com 12 a 16 mm CC, enquanto Castilho et al. (2008) registraram médias de 16,4 mm CC para fêmeas e 12,7 mm CC para machos. Já em *X. kroyeri*, Simões et al. (2010) reportaram tamanhos médios de 14,43 mm, CC e Miazaki et al. (2021) identificaram valores de 15,94 mm CC para machos e de 16,15 mm CC para as fêmeas. De forma geral, as diferenças morfométricas observadas entre estudos podem estar associadas a variações espaço-temporais, estado reprodutivo, métodos de coleta ou condições ambientais locais, fatores amplamente reconhecidos por influenciar o crescimento e a estrutura populacional de camarões.

O padrão de crescimento alométrico negativo observado na relação entre o peso e o comprimento da carapaça em ambas as espécies, indicou que o peso aumenta em ritmo mais lento que o crescimento da carapaça. Esse resultado pode estar relacionado tanto com estressores ambientais, como a poluição por microplásticos, quanto a mecanismos biológicos intrínsecos, como variação no período reprodutivo e no investimento energético ao longo da ontogenia da espécie (De Lima, 2019; Beneditto et al., 2022; Herrera et al., submetido).

Entretanto, os valores semelhantes do fator de condição (K) entre as espécies sugerem que, apesar da alometria negativa, ambas apresentam condições corporais próximas, indicando que os indivíduos se encontram em boa condição nutricional. Isso reforça a ideia de que o padrão alométrico registrado está mais provavelmente relacionado a características biológicas naturais, e não a um comprometimento fisiológico decorrente de estresse ambiental.

Além disso, a relação entre o número de MPs e o K apresentou uma tendência negativa, indicando que à medida que o fator de condição aumenta, o número de MPs tende a diminuir. *P. muelleri* apresentou maior dispersão nessa relação, incluindo indivíduos com altas cargas de microplásticos, enquanto *X. kroyeri* apresentou menor variação e valores mais concentrados. Esses resultados sugerem que indivíduos em pior condição corporal tendem a apresentar maior a quantidade de MPs ingerido, o que torna possível relacionar que essas partículas afetam a saúde dos indivíduos, seja pela redução da atividade alimentar, pela dificuldade na absorção de nutrientes ou pelo estresse oxidativo (Wright et al., 2013; Saborowski et al., 2022).

No presente estudo, foi registrado partículas MPs em 97% das amostras, com 1,52 e 1,02 de MP/g nas espécies *P. muelleri* e *X. kroyeri*, respectivamente. As fibras foram o formato

predominante para *X. kroyeri*, enquanto em *P. muelleri* houve um equilíbrio maior entre fibras e fragmento. Já as cores encontradas nas espécies variaram, o *X. kroyeri* apresentou a cor azul sendo mais da metade das partículas, seguida de multicolorida, transparente e em proporções menores, cinza, roxo, rosa, marrom, branca e amarelo com diversidade de cores menor que *P. muelleri* que teve a predominância das cores azul, multicolorida e cinza, e em menor proporção as cores, preta, transparente, verde, vermelho, rosa, laranja, amarelo e roxo. Resultados semelhantes foram observados em *P. muelleri* por Fernández Severini et al. (2020), registraram MPs em 90% dos indivíduos coletados, com valor de 1,31 MP/g, predomínio de fibras e, com as cores mais comuns sendo azul, preto e transparente e/ou vermelho. De forma semelhante, em Colombo et al. (2023) observaram que 96% das amostras continham MPs, com 3,0 MP/g, predomínio das cores transparente, preto, azul e vermelho. No presente estudo, a concentração de MP/g foi inferior à observada em Colombo et al (2023), que utilizou a mesma metodologia de análise, composto químico e temperatura, essa diferença pode estar relacionada a fatores ambientais, como uma menor abundância de MPs na região de Ubatuba (Silva-Cavalcanti et al., 2017; Costa et al., 2023).

Com relação a quantidade de item MPs por indivíduo, foi observado valores similares entre as espécies, com 3,83 para *P. muelleri* e 3,93 para *X. kroyeri*. No trabalho de Hara et al. (2020), realizado na Irlanda com *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758), encontraram 69% de ocorrência de MPs e 1,75 itens por indivíduo, valores menores que os observados no presente estudo. Já em Valencia-Castañeda et al. (2022), com *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) cultivados no México, em sistemas de aquicultura, apresentou uma abundância de 18,5 itens por indivíduo, resultado muito superior ao deste trabalho. De forma semelhante, Guimarães et al. (2022), analisaram *M. amazonicum* no rio Amazonas, encontraram 89% de ocorrência e médias de 5,45 itens por indivíduo em área urbana e 3,20 itens por indivíduo em área rural. Esses resultados demonstram que o MP está presente em ambientes mais isolados, mesmo que em menor quantidade comparado com áreas urbanas.

Essas diferenças entre os estudos podem estar relacionadas ao ambiente de amostragem, como no sistema de aquicultura intensiva, que contribuiria a uma maior exposição as partículas plásticas, assim como ocorreu maior presença de itens por indivíduos revelado em áreas urbanas em comparação a rurais. Além disso, as diferentes metodologias utilizadas na digestão de materiais orgânicos para análise de MPs podem influenciar a variabilidade dos resultados.

A diversidade de cores e a quantidade relativamente semelhante entre fibras e fragmentos encontrada em *P. muelleri* em comparação com a *X. kroyeri* podem estar relacionadas a características ecológica das espécies. Apesar de terem a mesma distribuição espacial e

preferência semelhantes quanto a substratos e salinidade (Costa et al., 2004 e 2007; Heckler et al., 2014; De Lima, 2019), *X. kroyeri* possui preferência em áreas costeiras de até 30 m e temperatura em torno de 20 a 24 °C (Castro et al., 2005; Costa et al., 2007; Heckler et al., 2014;), enquanto *P. muelleri* apresenta maior abundância nas profundidades de 15-45m e temperatura menor que 20°C (Costa et al., 2004; Lopes et al., 2014; Sancinetti, 2015). Além disso, houve algumas diferenças quanto a alimentação das espécies, sendo *X. kroyeri* associado ao consumo de Gammaridae, sedimentos e detritos como os principais componentes da dieta e *P. muelleri*, apesar de consumir esses elementos, essa espécie foi associada como um predador de organismos bentônicos (Branco, 2005; Roux et al., 2009).

A metodologia utilizada para digestão de componentes orgânicos nos estudos varia bastante. A solução digestora utilizada, como o KOH, Peróxido de hidrogênio (H₂O₂), ácido nítrico (HNO₃) e outros ácidos, assim como sua concentração, tempo e temperatura de encubação vão interferir quanto a identificação de microplástico, devido a danos que as partículas podem sofrer pela temperatura e pelos componentes químicos utilizados (Karami et al., 2017; Pfeiffer; Fischer, 2020). Assim, se determinado método é escolhido, pode haver diferença entre as cores e as quantidades de partículas encontradas, sendo a digestão por KOH (10%) a substância menos danosa em comparação a outras (Fernández Severini et al., 2020; Hara et al., 2020). Os diferentes métodos investigativos de microplástico em seres vivos dificulta a comparação entre estudos, o que evidencia a necessidade de uma padronização mundial e aprimoramento da metodológico (Barrows et al., 2018; GESAMP, 2019).

Os estudos que compararam diferentes tecidos de camarões, indicam que o trato gastrointestinal é a estrutura que concentra maior número de partículas de MPs em comparações a outras como brânquias, exoesqueleto, abdômen e cefalotórax. Esse padrão revela que a principal via de entrada dessas partículas é pela alimentação (Valencia-Castañeda et al., 2022; Guimarães et al., 2022), embora também possa ocorrer pela transferência dessas partículas de outros tecidos para o intestino (Korez et al., 2020). A ingestão e absorção de microplástico em crustáceos está relacionada a redução no consumo de alimento, diminuição do crescimento, alteração no ciclo de muda, mudanças na carapaça, no hepatopâncreas e na estrutura intestinal (Watts et al., 2015; Kim et al., 2025).

A maioria das pesquisas analisadas apontaram para uma prevalência de características dos MPs encontrados em organismos e ambientes marinhos, sendo a composição plástica mais encontrada o polipropileno e o poliéster (Guimarães et al., 2022; Ogunola et al., 2022; Valencia-Castañeda et al., 2022; Hara et al., 2020; Barrows et al., 2018), o formato mais comum sendo as fibras e a cor da maioria das partículas o azul (Guimarães et al., 2022; Ogunola et al., 2022;

Valencia-Castañeda et al., 2022; Fernández Severini et al., 2020; Hara et al., 2020; Costa et al., 2019; Barrows et al., 2018).

O estudo realizado por Barrows et al. (2018) analisou amostras de água das principais bacias oceânicas. Como resultado, as microfibras foram o formato de maior predominância, representando 91% das partículas encontradas, sem a diferenciação entre fibras naturais, semi-sintéticas e sintéticas. A maior parte dos itens tinham a cor azul representando 47% das partículas e com o comprimento de 0,1-1,5 mm em 77% das partículas. O oceano que banha as costas brasileiras, o Atlântico, apresentou uma das maiores média de partículas por litro com média de 13,4 MPs/L.

Esses resultados reforçam o que foi encontrado no presente estudo, em que ambas as espécies analisadas apresentaram a fibra e a cor azul predominantes, com tamanho médio de 0,80 mm. As fibras podem ser a principal forma de MPs disponível no ambiente (Barrows et al., 2018). Segundo França et al. (2025), os MPs proveniente de Ubatuba provavelmente têm forte influência da pesca, o que explicaria a presença de fibras das cores azuis e verdes.

Além disso, a lavagem de roupas domésticas é comumente destacada em diversos estudos como fonte de microfibras no ambiente aquático (Barnes et al., 2009; Cole et al., 2011; Fernández Severini et al., 2020). Já foi relatado a liberação de 6 milhões de fibras ao lavar 5 kg de tecido de poliéster e 700 mil fibras em uma lavagem de tecido acrílico (Napper; Thompson, 2016; De Falco et al., 2018). Essas fibras passam pelas estações de tratamento de esgoto até serem despejadas ao mar devido seu tamanho muito pequeno (Mason et al., 2016; Le Guen et al., 2020). Outras fontes locais de poluição plástica são turismo e o despejo de efluentes domésticos no mar. Adicionalmente, fontes mistas, transportam MPs carregados pelo ar, rios e correntes marinhas de outros locais até as costas de cidades litorâneas, como Ubatuba (França et al., 2025).

Tanto *P. muelleri* quanto *X. kroyeri* são importantes recursos pesqueiros, com relevância ecológica e socioeconômica. A detecção de MPs nessas espécies evidencia a poluição marinha por essas partículas, podendo afetar a segurança alimentar humana. Diante disso, é necessário que haja a implementação de políticas públicas voltadas ao monitoramento e à mitigação da poluição plástica, incluindo melhorias no tratamento de efluentes e uma diminuição drástica na fabricação e no uso desse material, especialmente daqueles de curta vida útil. O presente trabalho contribui para preencher lacunas quanto a ocorrência de MPs em camarões no litoral paulista, fornecendo subsídio para futuras pesquisas e reforçando a urgência de adotar medidas que assegurem a saúde do ecossistema marinho e da fauna nele presente.

6 CONCLUSÃO

O presente estudo evidenciou ocorrência de MPs nas espécies *Pleoticus muelleri* e *Xiphopenaeus kroyeri*, indicando que esses poluentes estão amplamente distribuídos no ambiente marinho. A porcentagem de MPs nas amostras analisadas, foram semelhantes às observadas em outros estudos, apesar de terem ocorrido diferenças entre as médias de itens por indivíduos, o que pode ser atribuídas a diferenças metodológicas, ambientais e biológicas. A tendência inversa entre número de MPs e o fator de condição K, sugerem possíveis efeitos sobre a saúde dos organismos.

Essa pesquisa amplia o conhecimento sobre a contaminação por MPs em crustáceos de importância econômica e ecológica no litoral de São Paulo. Além disso, reforça a necessidade de padronização metodológica quanto a investigação de MPs em organismos e de políticas públicas voltadas ao monitoramento, redução e mitigação desse poluente emergente, contribuindo para a conservação dos ecossistemas marinhos e para a segurança alimentar associada ao consumo de frutos do mar.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, A. S.; SEYMOUR, A. C.; RITTSCHOF, D. Chemoreception drives plastic consumption in a hard coral. **Marine Pollution Bulletin**, v. 124, n. 1, p. 198–205, 2017.
- ALONSO, M. B.; BINLER, N., F., V., NUNES, M., A. Microplastics in a tropical lentic environment: dynamics between sediments and the shrimp *Macrobrachium amazonicum*. **Hydrobiologia**. 2025.
- ANDRADY, A. L.; NEAL, M. A. Applications and societal benefits of plastics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1977–1984, 2009.
- ANDRADY, A., L. Plastics and environmental sustainability. Hoboken: John Wiley & Sons, p. 331, 2015.
- BAKIR, A.; ROWLAND, S. J.; THOMPSON, R. C. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 140, p. 14–21, 2014.
- BARNES, K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, p. 1985–1998, 2009.
- BARROWS, A. P. W.; CATHEY, S. E.; PETERSEN, C. W. Marine environment microfiber contamination: Global patterns and the diversity of microparticle origins. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 275–284, 2018.
- BENEDITTO, A. P. M. D.; FERNANDES, L. P.; PESTANA, I. A. Influences of environmental variables on the weight-length relationship of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri*: Do variations occur along time? **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, p. e20201050, 2022.
- BHATT, V.; CHAUHAN, J. S. Microplastic in freshwater ecosystem: bioaccumulation, trophic transfer, and biomagnification. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 4, p. 9389–9400, 1 jan. 2023.
- BRANCO, J. O. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae), na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 1050–1062, 2005.
- CARDOSO, O. de A. Ubatuba - SP: urbanização, paisagem e meio ambiente. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- CARVALHO-BATISTA, A. et al. TEROSSI, M.; ZARA, F. J.; MANTELATTO, F. L.; COSTA, R. C. A multigene and morphological analysis expands the diversity of the seabod

- shrimp *Xiphopenaeus* Smith, 1869 (Decapoda: Penaeidae), with descriptions of two new species. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 15281, 2019.
- CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; BOSCHI, E. E. Reproductive pattern of the South American endemic shrimp *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeoidea), off São Paulo State, Brazil. **Rev. Biol. Trop.**, v. 55, n. 1, p. 39-48, 2007.
- CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. Reproduction and recruitment of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. **Marine Biology Research**, v. 4, n. 5, p. 361–368, 2008.
- CASTILHO, A. L.; WOLF, M. R.; SIMÕES, S. M.; BOCHINI, G. L.; FRANSOZO, V.; COSTA, R. C. Growth and reproductive dynamics of the South American red shrimp, *Pleoticus muelleri* (Crustacea: Solenoceridae), from the southeastern coast of Brazil. **Journal of Marine Systems**, v. 105–108, p. 135–144, 2012.
- CASTRO, R. H.; COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; MANTELATTO, F. L. Population structure of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Penaeoidea) in the littoral of São Paulo, Brazil. **Scientia Marina**, v. 69, n. 1, p. 105–112, 2005.
- CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Costeiras do Estado de São Paulo – 2023**. São Paulo: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2024.
- CHAE, Y.; KIM, D.; CHOI, M.-J.; CHO, Y.; AN, Y.-J. Impacto do plástico nanométrico no valor nutricional e na microbiota intestinal do camarão-de-patas-brancas *Litopenaeus vannamei* por meio da exposição alimentar. **Environment International**, v. 130, p. 104848, 2019.
- COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 1130–1137, 2015.
- COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S.. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.
- COLOMBO, C. V.; FERNÁNDEZ-SEVERINI, M. D.; FORERO-LÓPEZ, A. D.; ARDUSSO, M. G.; RIMONDINO, G. N.; MALANCA, F. E.; BUZZI, N. S. Microplastics in commercial seafood: *Pleoticus muelleri* as a case study in an estuarine environment highly affected by human pressure (Southwestern Atlantic). **Environmental Research**, v. 216, p. 114738, 2023.
- CONKLE, J. L.; BÁEZ DEL VALLE, C. D.; TURNER, J. W. Are we underestimating microplastic contamination in aquatic environments? **Environmental Management**, v. 61, n. 1, p. 1–8, 2017.

- CORMIER, B.; CACHOT, J.; BLANC, M.; CABAR, M.; CLÉRANDÉAU, C.; DUBOCQ, F.; LE BIHANIC, F.; MORIN, B.; ZAPATA, S.; BÉGOUT, M.-L.; COUSIN, X. Environmental microplastics disrupt swimming activity in acute exposure in *Danio rerio* larvae and reduce growth and reproduction success in chronic exposure in *D. rerio* and *Oryzias melastigma*. **Environmental Pollution**, v. 308, p. 119721, 2022.
- COSTA, L. L.; DAVID DA COSTA, I.; DA SILVA OLIVEIRA, A.; ZALMON, I. R. “Microplastic ecology”: Testing the influence of ecological traits and urbanization in microplastic ingestion by sandy beach fauna. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 290, p. 108406, 2023.
- COSTA, L.L.; ARUEIRA, V.F.; DA COSTA, M.F.; DI BENEDITTO, A.P.M.; ZALMON, I.R. Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment? **Marine Pollution Bulletin**, v. 145, p. 5-13, 2019.
- COSTA, R. C. D.; FRANSOZO, A.; MELO, G. A. S.; FREIRE, F. A. D. M. Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, p. 1-12, 2003.
- COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; PINHEIRO, A. P. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, n. 1, p. 197–205, 2004.
- COSTA, R.C., FRANSOZO, A., FREIRE, F.A.M.; CASTILHO, A.L. Abundance and ecological distribution of the “seabob shrimp” *Xipohpenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeoidea) in three bays of the Ubatuba region, South-eastern Brazil. **Gulf and Caribbean Research**, v.19, p. 33-41, 2007.
- COURTENE-JONES, W.; QUINN, B.; EWINS, C.; GARY, S. F.; NARAYANASWAMY, B. E. Consistent microplastic ingestion by deep-sea invertebrates over the last four decades (1976–2015), a study from the North East Atlantic. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 503–512, 2019.
- CURREN, E.; LEAW, C. P.; LIM, P. T.; LEONG, S. C. Y. Evidence of Marine Microplastics in Commercially Harvested Seafood. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 8, 2020.
- D’INCAO, F. Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). **Os camarões do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Editora da Universidade**, p. 271-299, 1999.
- D’INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L. F. Avaliação da pesca de camarões nas regiões sudeste e sul do Brasil. 1965-1999. **Atlântica**, v. 24(2), p. 103-116, 2002.

DE FALCO, F.; GULLO, M. P.; GENTILE, G.; DI PACE, E.; COCCA, M.; GELABERT, L.; BROUTA-AGNÉSA, M.; ROVIRA, A.; ESCUDERO, R.; VILLALBA, R.; MOSSOTTI, R.; MONTARSOLO, A.; GAVIGNANO, S.; TONIN, C.; AVELLA, M. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 916–925, 2018.

DE LIMA, C. R.; Comparação da distribuição e biologia populacional do camarão-santana *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Crustacea, Decapoda, Solenoceridae): num intervalo de 20 anos. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Instituto de Biociências de Botucatu, p. 80, 2019.

DIANA, Z.; SAWICKIJ, N.; RIVERA, N. A.; HSU-KIM, H.; RITTSCHOF, D. Plastic pellets trigger feeding responses in sea anemones. **Aquatic Toxicology**, v. 222, p. 105447, 2020.

EERKES-MEDRANO, D.; HEATHER, A. L.; BRIAN, Q. Microplastics in drinking water: a review and assessment. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 7, p. 69–75, 2019.

FAO. El estado mundial de la pesca y la acuicultura: Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos. Roma, p. 244, 2016.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. A. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1225–1228, 2009.

FERNÁNDEZ SEVERINI, M. D.; BUZZI, N. S.; FORERO LÓPEZ, A. D.; COLOMBO, C. V.; CHATELAIN SARTOR, G. L.; RIMONDINO, G. N.; TRUCHET, D. M. Chemical composition and abundance of microplastics in the muscle of commercial shrimp *Pleoticus muelleri* at an impacted coastal environment (Southwestern Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111700, 2020.

FRANÇA, L. A. Entre o Mar e a Areia: Um estudo da contaminação por plásticos em praias de unidades de conservação marinhas insulares e seus potenciais efeitos ecotoxicológicos. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Araraquara. 2025.

FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 2019.

FULTON, T. W. The Rate of Growth of Fishes. **Annual Report of the Fishery Board for Scotland**, v. 22, p. 141–241, 1904.

GALLITELLI, L.; CERA, A.; CESARINI, G.; PIETRELLI, L.; SCALICI, M. Preliminary indoor evidences of microplastic effects on freshwater benthic macroinvertebrates. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 720, 2021.

GAO, S.; ZHANG, S.; FENG, Z.; LU, J.; FU, G.; YU, W. The bio-accumulation and – magnification of microplastics under predator–prey isotopic relationships. **Journal of Hazardous Materials**, v. 480, p. 135896, 2024.

GESAMP. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP /UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). **GESAMP Reports and Studies**. London: IMO, p. 130, n. 99, 2019.

GESAMP. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. (IMO/FAO/ UNESCO IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). **GESAMP Reports and Studies**. London: IMO, n. 90, p.96, 2015.

GODOY, V.; BLÁZQUEZ, G.; CALERO, M.; QUESADA, L.; MARTÍN-LARA, M. A. The potential of microplastics as carriers of metals. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113363, 2019.

GUIMARÃES, G. D. A.; DE MORAES, B. R.; ANDO, R. A.; SANT’ANNA, B. S.; PEROTTI, G. F.; HATTORI, G. Y. Microplastic contamination in the freshwater shrimp *Macrobrachium amazonicum* in Itacoatiara, Amazonas, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 3, p. 434, 2023.

HARA, J.; FRIAS, J.; NASH, R. Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, p. 110905, 2020.

HARRIS, P. T.; MAES, T.; RAUBENHEIMER, K.; WALSH, J. P. A marine plastic cloud - Global mass balance assessment of oceanic plastic pollution. **Continental Shelf Research**, v. 255, p. 104947, 2023.

HARTMANN, N. B.; HÜFFER, T.; THOMPSON, R. C.; HASSELLÖV, M.; VERSCHOOR, A.; DAUGAARD, A. E.; RIST, S.; KARLSSON, T.; BRENNHOLT, N.; COLE, M.; HERRLING, M. P.; HESS, M. C.; IVLEVA, N. P.; LUSHER, A. L.; WAGNER, M. Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science & Technology**, v. 53, n. 3, p. 1039–1047, 2019.

HARTMANN, N. B.; RIST, S.; BODIN, J.; JENSEN, L. H.; SCHMIDT, S. N.; MAYER, P.; MEIBOM, A.; BAUN, A. Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 13, n. 3, p. 488–493, 2017.

- HECKLER, G. S.; LOPES, M.; SIMÕES, S. M.; SHIMIZU, R. M.; COSTA, R. C. D. Annual, seasonal and spatial abundance of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Decapoda, Penaeidae) off the Southeastern coast of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 3, p. 1337–1346, 2014.
- HERRERA, D. R.; GONÇALVES, G. R.L.; COSTA, R. C.; NARAYANASWAMY B. E. Evaluating microplastic exposure in wild shrimp *Xiphopenaeus* spp. populations: a comparative study of two Brazilian coastal areas. (submetido).
- HOBBS, H. H.; LODGE, D. M. Chapter 22 - Decapoda. Em: THORP, J. H.; COVICH, A. P. (Eds.). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (Third Edition). San Diego: **Academic Press**, p. 901–967, 2010.
- JACONIS, M. S.; CARVALHO-BATISTA, A.; PERROCA, J. F.; COSTA, R. C. Elucidating the ecological patterns of sympatric sea-bob shrimp species *Xiphopenaeus dincao* and *X. kroyeri*: A temporal and spatial approach. **Regional Studies in Marine Science**, v. 69, p. 103349, 2024.
- JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 768–771, 2015.
- JIANG, W.; FANG, J.; DU, M.; GAO, Y.; FANG, J.; JIANG, Z. Microplastics influence physiological processes, growth and reproduction in the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*. **Environmental Pollution**, v. 293, p. 118502, 2022.
- JIAO, H.; ALI, S. S.; ALSHARBATY, M. H. M.; ELSAMAHY, T.; ABDELKARIM, E.; SCHAGERL, M.; AL-TOHAMY, R.; SUN, J. A critical review on plastic waste life cycle assessment and management: Challenges, research gaps, and future perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 271, p. 115942, 2024.
- KARAMI, A.; GOLIESKARDI, A.; CHOO, C.K.; ROMANO, N.; HO, Y. B.; SALAMATINIA, B. A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. **Science of The Total Environment**, v. 578, p. 485–494, 2017.
- KELLY, E. R. M.; TRUJILLO, J. E.; SETIAWAN, A.; PETHER, S.; BURRITT, D.; ALLAN, B. J. M. Investigating the impacts of biofouled marine plastic debris on the olfactory behaviour of juvenile yellowtail kingfish (*Seriola lalandi*). **Marine Pollution Bulletin**, v. 192, p. 115079, 2023.
- KIM, L.; KIM, H.; SONG, Y.; AN, Y.-J. Microfibras de tereftalato de polietileno alteram os padrões de muda de *Penaeus vannamei* em um sistema de exposição bentônica. **Marine Pollution Bulletin**, v. 214, p. 117831, 2025.

- KOLANDHASAMY, P.; SU, L.; LI, J.; QU, X.; JABEEN, K.; SHI, H. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. **Science of The Total Environment**, v. 610–611, p. 635–640, 2018.
- KOREZ, Š.; GUTOW, L.; SABOROWSKI, R. Coping with the “dirt”: brown shrimp and the microplastic threat. **Zoology**, v. 143, p. 125848, 2020.
- LE GUEN, C.; SUARIA, G.; SHERLEY, R. B.; RYAN, P. G.; ALIANI, S.; BOEHME, L.; BRIERLEY, A. S. Microplastic study reveals the presence of natural and synthetic fibres in the diet of King Penguins (*Aptenodytes patagonicus*) foraging from South Georgia. **Environment International**, v. 134, p. 105303, 2020.
- LI, W. C.; TSE, H. F.; FOK, L. Plastic waste in the marine environment: a review of sources, occurrence and effects. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 333–349, 2016.
- LOPES, M.; FRANSOZO, A.; CASTILHO, A. L.; COSTA, R. C. D. Diel variation in abundance and size of the South American red shrimp *Pleoticus Muelleri* (Spence Bate, 1888) (Decapoda, Solenoceridae) in the Ubatuba region, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 3, p. 225–234, 2014.
- MANTELATTO, F. L. M.; FRANSOZO, A. Characterization of the physical and chemical parameters of Ubatuba Bay, northern coast of São Paulo State, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 23-31, 1999.
- MASON, S. A.; GARNEAU, D.; SUTTON, R.; CHU, Y.; EHMANN, K.; BARNES, J.; FINK, P.; PAPA ZISSIMOS, D.; ROGERS, D. L. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 1045–1054, 2016.
- MELO, K. C. De. Desenvolvimento local e conservação: o caso do município de Ubatuba, São Paulo (BR). **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 1149–1160, 2017.
- MENDES, I. A.; PEREIRA, S. de C. Impactos ambientais vinculados à urbanização: o caso de Ubatuba-SP. **GEOGRAFIA**, v. 29, n. 2, p. 281–293, 2004.
- MIAZAKI, L. F.; HECKLER, G. S.; SANTOS, A. P. F.; CASTILHO, A. L.; PESCHINELLI, R. A.; COSTA, R. C. Growth parameters, longevity, and mortality of the seabob shrimp *Xiphopenaeus* spp. (Decapoda: Penaeidae) in four important fishing regions of southeastern Brazil. **Fisheries Oceanography**, v. 30, n. 5, p. 499–514, 2021.
- MONTENEGRO, M.; VIANNA, M.; TELES, D. B. (Orgs.). Atlas do Plástico: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. 1. ed. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2020.

- NAPPER, I. E.; THOMPSON, R. C. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1, p. 39–45, 2016.
- NOH, H.-J.; MOON, Y.; SHIM, W. J.; CHO, E. V.; HONG, S. H. Experimental study on color and texture as cues for plastic debris ingestion by captive sea turtles. **Marine Pollution Bulletin**, v. 200, p. 116055, 2024.
- OECD. Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options. Paris: OECD Publishing, p.197, 2022.
- OGUNOLA, S. O.; REIS-SANTOS, P.; WOOTTON, N.; GILLANDERS, B. M. Microplastics in decapod crustaceans sourced from Australian seafood markets. **Marine Pollution Bulletin**, v. 179, p. 113706, 2022.
- OKUBO, N.; TAKAHASHI, S.; NAKANO, Y. Microplastics disturb the anthozoan-algae symbiotic relationship. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 83–89, 2018.
- PAROLINI, M.; STUCCHI, M.; AMBROSINI, R.; ROMANO, A. A global perspective on microplastic bioaccumulation in marine organisms. **Ecological Indicators**, v. 149, p. 110179, 2023.
- PATIL, K. M.; PATIL, M. U. Length-weight relationship and condition factor of freshwater crab *Barytelphusa gurini*, (Decapoda, Brachyura). **Journal of Experimental Sciences**, v. 3, n. 5, p. 13-15, 2012.
- PFALLER, J. B.; GOFORTH, K. M.; GIL, M. A.; SAVOCA, M. S.; LOHMANN, K. J. Odors from marine plastic debris elicit foraging behavior in sea turtles. **Current Biology**, v. 30, n. 5, p. R213–R214, 2020.
- PFEIFFER, F.; FISCHER, E. K. Various Digestion Protocols Within Microplastic Sample Processing—Evaluating the Resistance of Different Synthetic Polymers and the Efficiency of Biogenic Organic Matter Destruction. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 2020.
- PINHEIROS, M.; BOOS, H. **Livro vermelho dos crustáceos do Brasil**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Carcinologia, p. 466. 2016
- PMAP-SP. Gerenciamento e execução do Projeto de Monitoramento da atividade pesqueira no estado de São Paulo. Relatório técnico semestral – julho a dezembro de 2024. Fundepag. Instituto de Pesca. Santos, 2025.
- ROUX, A.; PIÑERO, R.; MORIONDO, P.; FERNÁNDEZ, M. Diet of the red shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) in Patagonian fishing grounds, Argentine. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 44, n. 3, 2009.

- SABOROWSKI, R.; KOREZ, Š.; RIESBECK, S.; WEIDUNG, M.; BICKMEYER, U.; GUTOW, L. Shrimp and microplastics: A case study with the Atlantic ditch shrimp *Palaemon varians*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 234, p. 113394, 2022.
- SALIU, F.; MONTANO, S.; LEONI, B.; LASAGNI, M.; GALLI, P. Microplastics as a threat to coral reef environments: detection of phthalate esters in neuston and scleractinian corals from the Faafu Atoll, Maldives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 234–241, 2019.
- SANCINETTI, G.S. Biologia do camarão *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea) em seu limite norte de distribuição no Atlântico Sul, numa região sobre efeito da ressurgência oceânica. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, p. 109, 2015.
- SANTOS, R.A.; COSTA, R.C.; RODRIGUES, A.M.T. Avaliação do Camarão *Pleoticus muelleri* (Spence Bate, 1888) (Decapoda: Solenoceridae). Cap. 31: p. 412-419. In: Pinheiro, M. & Boos, H. (Org.). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**. Porto Alegre, RS, Sociedade Brasileira de Carcinologia – SBC, p. 466, 2016.
- SANTOS, D.; LUZIO, A.; FÉLIX, L.; CABECINHA, E.; BELLAS, J.; MONTEIRO, S. M. Microplastics and copper induce apoptosis, alter neurocircuits, and cause behavioral changes in zebrafish (*Danio rerio*) brain. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 242, p. 113926, 2022.
- SHARIFINIA, M.; BAHMANBEIGLOO, Z. A.; KESHAVARZIFARD, M.; KHANJANI, M. H.; LYONS, B. P. Microplastic pollution as a grand challenge in marine research: a closer look at their adverse impacts on the immune and reproductive systems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 204, p. 111109, 2020.
- SILVA-CAVALCANTI, J. S.; SILVA, J. D. B.; FRANÇA, E. J. De; ARAÚJO, M. C. B. De; GUSMÃO, F. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)**, v. 221, p. 218–226, 2017.
- SIMÕES, S. M.; COSTA, R. C.; FRANSOZO, A.; CASTILHO, A. L. Diel variation in abundance and size of the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Crustacea, Penaeoidea) in the Ubatuba region, Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 2, p. 369–378, 2010.
- SONG, J.; WANG, C.; LI, G. Defining Primary and Secondary Microplastics: A Connotation Analysis. **ACS ES&T Water**, v. 4, n. 6, p. 2330–2332, 2024.
- STROKAL, M.; VRIEND, P.; BAK, M. P.; KROEZE, C.; VAN WIJNEN, J.; VAN EMMERIK, T. River exports. macro-and microplastics to seas by sources worldwide. **Nature Communications**, v. 14, p.4842, 2023.

- TADDEI, F. G.; HERRERA, D. R.; DAVANSO, T. M.; SILVA, T. E.; COSTA, R. C.; FRANSOZO, A. Length/weight relationship and condition factor of *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) and *M. brasiliense* (Heller, 1862) (Decapoda, Palaemonidae) in two locations in the state of São Paulo. **Nauplius**, v. 25, 2017.
- VALENCIA-CASTAÑEDA, G.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C.; FRÍAS-ESPERICUETA, M. G.; RIVERA-HERNÁNDEZ, J. R.; GREEN-RUIZ, C. R.; PÁEZ-OSUNA, F. Microplastics in the tissues of commercial semi-intensive shrimp pond-farmed *Litopenaeus vannamei* from the Gulf of California ecoregion. **Chemosphere**, v. 297, p. 134-194, 2022.
- VAN FRANEKER, J. A.; BLAIZE, C.; DANIELSEN, J.; FAIRCLOUGH, K.; GOLLAN, J.; GUSE, N.; HANSEN, P.-L.; HEUBECK, M.; JENSEN, J.-K.; LE GUILLOU, G.; OLSEN, B.; OLSEN, K.-O.; PEDERSEN, J.; STIENEN, E. W. M.; TURNER, D. M. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. **Environmental Pollution**, Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity, v. 159, n. 10, p. 2609–2615, 2011.
- WATTS, A. J. R.; URBINA, M. A.; CORR, S.; LEWIS, C.; GALLOWAY, T. S. Ingestion of Plastic Microfibers by the Crab *Carcinus maenas* and Its Effect on Food Consumption and Energy Balance. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 24, p. 14597–14604, 2015.
- WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, v. 178, p. 483–492, 2013.
- WRIGHT, R. J.; ERNI-CASSOLA, G.; ZADJELOVIC, V.; LATVA, M.; CHRISTIE-OLEZA, J. A. Marine Plastic Debris: A New Surface for Microbial Colonization. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 19, p. 11657–11672, 2020.
- WWF Brasil. Solucionar a poluição plástica: Transparência e responsabilização [relatório]. São Paulo: WWF Brasil, p. 44, 2019.
- ZAR, J.H. Biostatistical Analysis. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, ed. 5, p. 944, 2010.
- ZHANG, Q.; XIE, J.; MA, S.; CHEN, Y.; LIN, F. Occurrence and characteristics of microplastics in benthic species from mangrove wetlands of Hainan, South China. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 965059, 2023.
- ALONSO, M. B.; BINLER, N., F., V., NUNES, M., A. Microplastics in a tropical lentic environment: dynamics between sediments and the shrimp *Macrobrachium amazonicum*. **Hydrobiologia**. 2025.