



MARINHA DO BRASIL
UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
PROGRAMA ASSOCIADO DE
PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA MARINHA
INSTITUTO DE ESTUDOS DO MAR ALMIRANTE PAULO MOREIRA

JÚLIA SCARPA DE SOUZA

Avaliação Toxicocinética e Caracterização de Microplásticos em Tecidos de Corvinas
(*Micropogonias furnieri*) no Litoral do Rio de Janeiro

ARRAIAL DO CABO / RJ

2026

JÚLIA SCARPA DE SOUZA

Avaliação Toxicocinética e Caracterização de Microplásticos em Tecidos de Corvinas
(*Micropogonias furnieri*) no Litoral do Rio de Janeiro

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Biotecnologia Marinha.

Orientador: Prof. Dr. Roberto Meigikos dos Anjos

Coorientador: Prof. Dr. Carlos Adam Conte Junior

ARRAIAL DO CABO / RJ

2026

Biblioteca do IEAPM

S729a Souza, Júlia Scarpa de
Avaliação toxicocinética e caracterização de microplásticos em tecidos de corvinas (*Micropogonias furnieri*) no litoral do Rio de Janeiro / Júlia Scarpa de Souza.-- Arraial do Cabo: IEAPM, 2026.

113 f.: il.; 30 cm.

Orientador: Roberto Meigikos dos Anjos

Dissertação (Mestrado em Biotecnologia Marinha) - Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e Universidade Federal Fluminense - IEAPM/UFF, Programa Associado de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha, Arraial do Cabo, 2026.

1. Microbiologia. 2. Peixe 3. Isótopos estáveis
4. Translocação 5. FPA-FTIR I. Anjos, Roberto Meigikos dos.
II. Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira.
Programa de Pós-graduação em Biotecnologia Marinha
III. Universidade Federal Fluminense. IV. Título.


CDD: Ed. 22 -- 660.6

JÚLIA SCARPA DE SOUZA


Avaliação Toxicocinética e Caracterização de Microplásticos em Tecidos de Corvinas
(*Micropogonias furnieri*) no Litoral do Rio de Janeiro

Dissertação apresentada ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira e à Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biotecnologia Marinha.


COMISSÃO JULGADORA:

Documento assinado digitalmente
 **ROBERTO MEIGIKOS DOS ANJOS**
Data: 02/06/2026 17:07:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. Roberto Meigikos dos Anjos
Universidade Federal Fluminense
Professor Orientador – Presidente da Banca Examinadora

Documento assinado digitalmente
 **CARLOS ADAM CONTE JUNIOR**
Data: 05/06/2026 15:58:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. Carlos Adam Conte Junior
Universidade Federal do Rio de Janeiro
Coorientador

Documento assinado digitalmente
 **RICARDO COUTINHO**
Data: 05/06/2026 13:44:06-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Ricardo Coutinho
Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira

Documento assinado digitalmente
 **ADRIANO TEIXEIRA DE OLIVEIRA**
Data: 05/06/2026 16:08:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Adriano Teixeira
Instituto Federal do Amazonas

Documento assinado digitalmente
 **FABIANA MONTEIRO DE OLIVEIRA**
Data: 08/06/2026 10:38:22-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dra. Fabiana Monteiro de Oliveira
Universidade Federal Fluminense

Arraial do Cabo, 29 de abril de 2026.

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço à minha família. À minha mãe, Fabiana Scarpa, à minha avó, Maria das Graças Scarpa, ao meu irmão, Raphael Scarpa, obrigada pelo incentivo e pelo apoio incondicional. Ao meu pai, Elimar Vidal, que hoje não está mais aqui, mas cuja presença e bondade continuam vivas no meu coração.

Ao professor Dr. Roberto Meigikos, meu orientador. Obrigada pelo incentivo, pelas conversas que tantas vezes trouxeram clareza e pelas palavras de conforto nos momentos que precisei.

Ao meu coorientador, professor Dr. Carlos Conte, pelo apoio e por todos os ensinamentos compartilhados.

Aos amigos que fiz no LARA (Laboratório de Radioecologia e Alterações Ambientais), Laryane Santos, Marianna Guimarães, Antonio Félix, Mateus Martins, Yury Simen, Vitória Rangel, Alana Guimarães, Marcelo Costa Muniz, Sônia Gurgel e Thamires Bernardo. Um agradecimento especial à Joana Artiles, que compartilhou comigo os desafios do mestrado, os rodízios e as escalas das amostras no μ FTIR. Obrigada pelos almoços compartilhados, pelas risadas, pelas conversas e pelo apoio diário que tornaram esses dois anos de mestrado mais leves.

À Camila Rodrigues e ao João Paulo Felizardo, agradeço pela parceria, pelo constante incentivo e por todo o conhecimento compartilhado. Vocês foram essenciais para minha formação e crescimento acadêmico.

Também agradeço aos docentes do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira/Universidade Federal Fluminense (IEAPM/UFF), com quem tive a oportunidade de aprender durante as aulas e discussões acadêmicas.

Por fim, agradeço à CAPES pelo apoio financeiro fundamental para a realização desse trabalho.

Resumo

O plástico é um material amplamente utilizado devido à sua versatilidade e baixo custo. No entanto, sua alta persistência no ambiente favorece a formação de microplásticos (MPs), afetando diferentes organismos. Nesse contexto, este estudo investigou a presença e a translocação de MPs em *Micropogonias furnieri*, analisando o trato gastrointestinal, brânquias, fígado e gônadas de indivíduos coletados em Itaipu e Barra da Tijuca (Rio de Janeiro). Os resultados indicaram predominância de juvenis no verão e de adultos no inverno, com padrões tróficos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ semelhantes entre os estágios ontogenéticos, confirmando o caráter generalista da espécie. Quanto à composição elementar, adultos apresentaram maior %N, enquanto juvenis maior razão C:N, indicando teor lipídico mais elevado. Foram comparados dois protocolos de extração de MPs; o método com KOH 10% e NaI demonstrou ser mais eficiente que o H_2O_2 15% e NaCl, enquanto o μFTIR com detector FPA se destacou como técnica avançada de análise para MPs. Nossos resultados registraram 491 partículas nos 36 TGIs analisados ($13,6 \pm 7,03$ part/ind), predominando fibras (77%) e maior concentração dos potenciais MPs em juvenis (56,2%), indicando biodiluição ao longo do crescimento. As partículas ingeridas foram em sua maioria transparentes (30,5%) e azuis (29,9%), com tamanhos principalmente entre 1000 a $<500 \mu\text{m}$ (37,1%). Quanto aos polímeros sintéticos, Itaipu registrou PET (12,6% no inverno e 29,4% no verão) e PVC (4,6% no inverno), já na Barra da Tijuca foram encontrados apenas PP (3,2%) e PS (3,2%) no inverno e uma ocorrência de PP no verão. Nas brânquias, os MPs foram identificados em todas as amostras analisadas, totalizando 280 partículas nos 12 indivíduos ($23,1 \pm 46,5$ part/ind), com adultos apresentando maior concentração ($44,6 \pm 60,9$ part/ind), predominando os tamanhos de 10 a $<50 \mu\text{m}$ (88,9%) e o polímero abundante foi do tipo PP (48,1%). Esses resultados reforçam o papel das brânquias como um órgão alvo de retenção de MPs em peixes. Por fim, os MPs foram detectados em órgãos internos, indicando possível translocação. No fígado, 66,7% dos indivíduos apresentaram MPs, com predominância de PP (95,4%) e tamanhos entre 10 a $<50 \mu\text{m}$ (95,6%). Nas gônadas, 83,3% dos indivíduos apresentaram MPs, com maior ocorrência em juvenis, predominando PP (62,5%) e partículas de 10 a $<50 \mu\text{m}$ (87,8%). Esses resultados evidenciam a capacidade dos MPs de atingirem tecidos internos, principalmente em menores classes de tamanho, indicando o risco de transferência ao longo da cadeia trófica. Dentro da perspectiva *One Health*, essa contaminação pode impactar a saúde ambiental, animal e humana, reforçando a necessidade de políticas públicas e regulamentações específicas como a ANVISA para o controle de MPs em alimentos.

Palavras-chaves: Microplástico, peixe, isótopos estáveis, translocação, FPA-FTIR.

Abstract

Plastic is a widely used material due to its versatility and low cost. However, its high persistence in the environment favors the formation of microplastics (MPs), affecting different organisms. In this context, this study investigated the presence and translocation of MPs in *Micropogonias furnieri* by analyzing the gastrointestinal tract, gills, liver, and gonads of individuals collected in Itaipu and Barra da Tijuca (Rio de Janeiro, Brazil). The results indicated a predominance of juveniles in summer and adults in winter, with similar $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ trophic patterns among ontogenetic stages, confirming the generalist feeding behavior of the species. Regarding elemental composition, adults showed higher %N values, while juveniles presented higher C:N ratios, indicating greater lipid content. Two MP extraction protocols were compared; the method using 10% KOH and NaI proved to be more efficient than 15% H_2O_2 and NaCl, while μFTIR with FPA detector stood out as an advanced analytical technique for MPs. Our results recorded 491 particles in the 36 analyzed gastrointestinal tracts (13.6 ± 7.03 part/ind), with fibers predominating (77%) and higher concentrations of potential MPs in juveniles (56.2%), indicating biodilution throughout growth. Most ingested particles were transparent (30.5%) and blue (29.9%), mainly ranging from 1000 to <500 μm (37.1%). Regarding synthetic polymers, Itaipu showed PET (12.6% in winter and 29.4% in summer) and PVC (4.6% in winter), while Barra da Tijuca presented only PP (3.2%) and PS (3.2%) in winter and a single occurrence of PP in summer. In the gills, MPs were identified in all analyzed samples, totaling 280 particles in 12 individuals (23.1 ± 46.5 part/ind), with adults showing higher concentrations (44.6 ± 60.9 part/ind). Particles between 10 and <50 μm predominated (88.9%), and PP was the most abundant polymer (48.1%). These findings reinforce the role of gills as a target organ for MP retention in fish. Finally, MPs were also detected in internal organs, indicating possible translocation. In the liver, 66.7% of individuals presented MPs, with predominance of PP (95.4%) and particles between 10 and <50 μm (95.6%). In the gonads, 83.3% of individuals contained MPs, with higher occurrence in juveniles, predominance of PP (62.5%), and particles between 10 and <50 μm (87.8%). These results demonstrate the ability of MPs to reach internal tissues, especially in smaller size classes, indicating the risk of transfer along the trophic chain. From a One Health perspective, this contamination may impact environmental, animal, and human health, reinforcing the need for public policies and specific regulations, such as those by ANVISA, for the control of MPs in food.

Keywords: Microplastics, fish, stable isotopes, translocation, FPA-FTIR.

Lista de Abreviaturas

ATR	Transformada de Fourier com Reflexão Total Atenuada
BG	Baía de Guanabara
CE	Conteúdo estomacal
EA-IRMS	Espectrometria de Massa de Razão Isotópica acoplada a Analisador Elementar
EVA	Etileno-acetato de vinila
FPA	Focal Plane Array (Matriz de Plano Focal)
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
LDIR	Laser Direct Infrared Imaging
MPs	Microplásticos
NPs	Nanoplásticos
PE	Polietileno
PET	Polietileno tereftalato
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PT	Posição Trófica
PU	Poliuretano
PVC	Policloreto de vinila
Py-GC/MS	Pirólise acoplada à Cromatografia Gasosa e Espectrometria de Massa
REMARCO	Rede de Monitoramento de Microplásticos Costeiros
SAN	Estireno-acrilonitrila
SRS	Raman Stimulated Scattering (Espalhamento Raman Estimulado)
TGI	Trato Gastrointestinal
μ FTIR	Microscopia de Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier

Lista de ilustração

- Figura 1. Exemplar de *Micropogonias furnieri*. Fonte: Irmãos Mello, 2022 IlhaViva UFRJ. 19
- Figura 2. Vista aérea da Baía de Guanabara e do seu entorno, situada no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: Relatório: Baía de Guanabara. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2017. 20
- Figura 3. Bacia hidrográfica da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: INEA, 2025. 21
- Figura 4. Bacia Hidrográfica do Sistema Lagunar de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: INEA, 2025. 22
- Figura 5. Representação de valores de carbono e nitrogênio para ecossistemas terrestres e marinhos. Adaptado e traduzido: Schulting, 1998; Abu Alsaud e Al-Qobbaj (2023). 25
- Figura 6. Ilustração do espectrômetro de massas. Fonte: Cardoso, 2018. 26
- Figura 7. Ilustração da Espectroscopia de Infravermelho (Baker et al., 2014) A: Layout do μ FTIR. B: Representação esquemática dos três principais modos de interação do μ FTIR. 34
- Figura 8. Localização das áreas de estudo e dos pontos de amostragem. (A) Mapa do Brasil com destaque para o estado do Rio de Janeiro. (B) Estado do Rio de Janeiro com foco na Baía de Guanabara. (C) Círculos em vermelho representam os pontos de coleta incluindo Itaipu, sob influência da entrada da Baía de Guanabara, e Barra da Tijuca, sob influência do Canal da Joatinga. 39
- Figura 9. Esquema do processo de filtração e recuperação dos microplásticos do conteúdo estomacal. Ilustração elaborada no BioRender; o desenho do μ FTIR foi gerado por inteligência artificial. Fonte: A autora, (2026). 42
- Figura 10. Esquema do processo de filtração e recuperação de microplásticos a partir dos tecidos: gônada, fígado e brânquias. Ilustração elaborada no BioRender; o desenho do μ FTIR foi gerado por inteligência artificial. Fonte: A autora, (2026). 43
- Figura 11. Esquema do preparo e da análise do tecido do trato gastrointestinal para análise de isótopos estáveis de carbono (C) e nitrogênio (N). Fonte: A autora, (2026). 46
- Figura 12. Espectros de absorvância com os picos de identificação do PVC. 48
- Figura 13. Resultado do processamento dos dados no *Microplastics Identifier* (MP-ID). 49
- Figura 14. Gráfico bivariado de $\delta^{15}\text{N}$ x $\delta^{13}\text{C}$ de *Micropogonias furnieri*, separado por regiões

de estudo, juntamente com as fontes potenciais de alimentação reportadas na literatura. As fontes tróficas incluem fitoplâncton e zooplâncton (Bernardo, 2024), camarão (Carvalho et al., 2021), poliquetas depositívoros e carnívoros (Trevizani, 2018), sedimento (Senez-Mello et al., 2024) e material particulado em suspensão (Martins et al., 2015). Na legenda: as cores representam os estágios de maturação, laranja para juvenis; azul para adultos e as formas geométricas indicam as regiões de amostragem, triângulo para Barra da Tijuca; círculo para Itaipu. As linhas das elipses de 95% representam a amplitude isotópica individual por grupo: Linha sólida para Barra da Tijuca; Linha tracejada para Itaipu; cor Laranja para Juvenil e cor Azul para Adulto. 61

Figura 15. Boxplot da distribuição percentual de juvenis e adultos de *Micropogonias furnieri* (corvina) coletados em Itaipu e Barra da Tijuca (Rio de Janeiro). (A) e (B) Percentuais de nitrogênio (%N) e carbono (%C), respectivamente. 63

Figura 16. Porcentagem de carbono orgânico (%Corg) e nitrogênio total (%Ntotal) em indivíduos juvenis e adultos de *Micropogonias furnieri* (corvina) na Barra da Tijuca e Itaipu (Rio de Janeiro). 65

Figura 17. Boxplot da contagem de potenciais microplásticos por grama de massa corporal de *Micropogonias furnieri* (corvina) extraídos do trato gastrointestinal. As cores representam os estágios de maturação (juvenil e adulto). 66

Figura 18. Gráfico da abundância de microplásticos em relação as formas do trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina). As cores indicam as diferentes formas de microplásticos identificadas. 68

Figura 19. Gráfico da abundância das cores dos microplásticos do trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina). (A) representa a abundância total (n) das cores de microplásticos encontradas. (B) representa a abundância relativa (%) das cores de microplásticos discriminadas por suas diferentes formas. Na legenda, as cores indicam as categorias de cor dos microplásticos. 70

Figura 20. Gráfico do número de potenciais partículas plásticas em relação as classes de tamanho extraídas do trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina), conforme a ISO 24187. As cores indicam as diferentes categorias de tamanho dos microplásticos. 71

Figura 21. Gráfico das formas dos potenciais microplásticos em relação as classes de tamanho de *Micropogonias furnieri* (corvina). 72

Figura 22. Boxplot do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). As cores indicam os estágios de maturação de *Micropogonias furnieri* (corvina). 73

Figura 23. Abundância relativa (%) de potenciais microplásticos em relação aos polímeros identificados no trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina). 75

Figura 24. Quantidade de microplásticos por unidade em relação ao peso úmido das brânquias de *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). (A) Número de microplásticos por peso úmido das brânquias em função da maturação (adulto e juvenil) por indivíduos. (B) Número de microplásticos por peso úmido das brânquias em função da maturação, considerando as diferentes regiões por indivíduo. 78

Figura 25. Abundância de microplásticos em relação às categorias de tamanho presente em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca), conforme a ISO. (A) Abundância de microplásticos (número total) em todas as brânquias analisadas (12), por categoria de tamanho. (B) Abundância de microplásticos (número total) em todas as amostras analisadas (12), considerando categoria de tamanho, maturação (juvenil vs. adulto) e região (Itaipu e Barra da Tijuca). 80

Figura 26. Abundância relativa (%) dos microplásticos em relação aos polímeros identificados nas brânquias de *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). 81

Figura 27. Quantidade de microplásticos por unidade em relação ao peso úmido em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). (A) Número de microplásticos por peso úmido do fígado em função da maturação por indivíduos. (B) Número de microplásticos por peso úmido das gônadas em função da maturação por indivíduos. 83

Figura 28. Abundância total de microplásticos nas 12 amostras analisadas em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro, considerando as categorias de tamanho, estágio de maturação (juvenil e adulto) e região de coleta (Itaipu e Barra da Tijuca). (A) corresponde à abundância de microplásticos no fígado e (B) na gônada. 85

Figura 29. Diagrama aluvial mostrando a distribuição de microplásticos nos tecidos fígado e gônada em relação às classes de tamanho (10 a <50 μm , 50 a <100 μm , 100 a <500 μm e 500 a <1000 μm) e aos polímeros detectados pelas cores (PP, PET, EVA, PVC, PE, ABS e PS), presente em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). 87

Lista de tabelas

- Tabela 1. Mecanismos de endocitose e tamanhos vesiculares. 29
- Tabela 2. Resumo das principais técnicas analíticas para identificação de microplástico. 37
- Tabela 3. Padrões utilizados nas amostras analisadas. 47
- Tabela 4. Resumo dos protocolos de digestão química e separação por densidade para extração de microplásticos. 54
- Tabela 5. Resumo amostral de *Micropogonias furnieri* (corvina) por região do estado do Rio de Janeiro (Barra da Tijuca e Itaipu), estação e sexo nominal, com classificação funcional (Adulto/Juvenil) e estatísticas biométricas (média \pm DP). N.: Número de indivíduos; C.T.: Comprimento total dos peixes; C.P.: Comprimento padrão dos peixes. Os valores são apresentados como média \pm desvio padrão; NA indica que o desvio padrão não pode ser calculado devido ao número insuficiente de amostras (n = 1). 55
- Tabela 6. Resumo amostral de *Micropogonias furnieri* (corvina) por região do estado do Rio de Janeiro (Barra da Tijuca e Itaipu) e maturidade sexual (adulto/juvenil), com os índices biométricos apresentados como média \pm desvio padrão (DP). N: Número de indivíduos analisados; C.T.: Comprimento total dos peixes; K: Fator de condição de Fulton (calculado a partir da Equação 1); IPG: Índice de plenitude gástrica (calculado a partir da Equação 2). 57
- Tabela 7. Dados médios das análises de composição da *Micropogonias furnieri* (corvina) por região do estado do Rio de Janeiro (Barra da Tijuca e Itaipu). C:N: Razão do carbono orgânico total (COT) e o nitrogênio total (NT); PT: Posição trófica (calculada a partir da Equação 4). 59
- Tabela 8. Número de potenciais microplásticos, partículas recuperadas e microplásticos (MPs) identificados em *Micropogonias furnieri* (corvina) por estação do ano e região de estudo no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). 74
- Tabela 9. Abundância de microplásticos por tecido em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). 88

Sumário

1. Introdução	14
2. Objetivos e Hipótese	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	18
2.3 Hipótese	18
3. Fundamentos Teóricos	19
3.1 Características Biológicas de <i>Micropogonias furnieri</i>	19
3.2 Razões de Isótopos Estáveis de Carbono e Nitrogênio: Implicações para a Relação C/N em Organismos Marinhos	23
3.3 Distribuição e Abundância de Microplásticos nos Ecossistemas Marinhos	26
3.4 Vias de Exposição a Microplásticos	28
3.5 Impacto dos Fatores Ambientais na Interação entre Microplásticos e os Organismos Marinhos	30
3.6 Métodos de Detecção e Análise de Microplásticos	31
4. Materiais e métodos	38
4.1 Área de estudo	38
4.2 Preparo das amostras	39
4.2.1 Dissecção e biometria	39
4.3 Extração de Microplástico	40
4.3.1 Controle de Qualidade	41
4.3.2 Filtragem dos conteúdos estomacais	41
4.3.3 Filtragem e processamento de gônadas, fígados e brânquias	43
4.4 Fator de Condição de Fulton	44
4.5 Índice de Plenitude Gástrica (IPG)	44
4.6 Análise Elementar de Isótopos Estáveis	45
4.7 Caracterização química dos polímeros	47
4.8 Quantidade Mínima Detectável (MDA)	49
4.9 Índice de Shannon-Wiener	50
5. Análise Estatística	51
6. Resultados e Discussões	52
6.1 Resultados dos protocolos para extração de MP	52
6.2 Propriedade morfométrica	55
6.3 Dados isotópicos	58
6.4 Ingestão de Microplásticos	65
6.5 Microplásticos nas Brânquias	76
6.6 Translocação de Microplásticos	81
7. Conclusão	89
Referências	91

1. Introdução

O plástico é um polímero sintético amplamente utilizado em diversos segmentos da sociedade moderna. Foi desenvolvido, em 1907, com o objetivo de proporcionar maior praticidade, diante do seu baixo custo, versatilidade e durabilidade (Rånby 1996). Assim, o plástico rapidamente tornou-se um material indispensável na vida cotidiana. Essas características estão diretamente relacionadas a aditivos químicos incorporados durante sua fabricação, fundamentais para conferir propriedades específicas ao material (Hahladakis et al., 2018). A adição de plastificantes, por exemplo, torna o plástico mais maleável e flexível (Mekonnen et al., 2013), enquanto outros aditivos, como estabilizantes térmicos e antioxidantes, conferem maior resistência a variações de temperatura e aumentam a durabilidade do material, contribuindo para a sua onipresença na sociedade contemporânea (Clough et al., 1996).

Desde 1950, mais de 9,2 bilhões de toneladas de plásticos já foram produzidas mundialmente (Geyer et al., 2017). Entre as décadas de 1970 e 2012, com o crescimento populacional e a expansão dos mercados, ocorreu uma transição de embalagens reutilizáveis para embalagens plásticas descartáveis, o que impulsionou de forma significativa o consumo global desse material (Geyer et al., 2017). Atualmente, o setor de embalagens continua sendo o principal mercado dos plásticos. No Brasil, a produção de transformados plásticos atingiu 7,04 milhões de toneladas em 2023 (ABIPLAST, 2024). Apesar disso, o país ocupa a quarta posição entre os maiores produtores de resíduos plásticos do mundo e é o maior da América Latina, evidenciando um problema grave de gestão e descarte inadequados (WWF, 2019).

A emissão anual de resíduos plásticos nos oceanos em 2015 foi estimada entre 4,8 a 12,7 milhões de toneladas (Jambeck et al., 2015). As previsões indicam que, até 2030, esse volume pode variar entre 20 e 53 milhões de toneladas por ano (Borrelle et al., 2020), impactando significativamente a biodiversidade marinha e colocando em risco inúmeras espécies. Ademais, 80% dos plásticos nos oceanos provêm de fontes terrestres e são trazidos pelos rios (Rochman, 2018). Nos oceanos, esses materiais sofrem processos de degradação impulsionados por ações de intemperismo (Akbay; Özdemir, 2016) e se fragmentam em pequenos detritos, conhecidos como microplásticos (MPs), atingindo dimensões entre 1 μm e 5 mm (Thompson et al., 2004) e nanoplásticos (NP) $< 1 \mu\text{m}$ (Gigault et al., 2018).

Um material criado para trazer benefícios e facilitar a vida humana acabou se tornando um dos maiores poluentes ou estressores para o meio ambiente. Hoje, o plástico é encontrado em diversos compartimentos ambientais, como ecossistemas marinhos (Bergmann et al.,

2022) e terrestres (Souza Machado et al., 2018), incluindo sua biota (Miranda; Carvalho-Souza, 2016; Mbugani et al., 2022; Alves e Figueiredo, 2023). Estudos recentes, revelam, por exemplo, que algumas espécies de aves (*Pica pica* e *Serinus serinus*) utilizam resíduos plásticos para a construção de ninhos (Espinoza et al., 2024), e em muitos casos, são ingeridos por animais marinhos, como forma de “alimento” (Miranda; Carvalho-Souza, 2016). Esse consumo inadequado de plásticos por animais pode resultar em obstrução intestinal (Wright; Kelly, 2017), desnutrição (Mbugani et al., 2022) e até morte (Peng et al., 2020), levando à contaminação da cadeia alimentar com outras substâncias tóxicas, como ftalatos e bisfenol A (BPA), que são liberados no processo de degradação do material (Tarafdar et al., 2022).

Diante desse cenário, os MPs se enquadram como um importante agente de degradação ambiental e a mitigação de seus impactos faz parte do plano global de ação proposto em 2015 e conhecido como Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU). Em especial, a erradicação da poluição de MPs está ligada ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 14, que visa "conservar e usar de forma sustentável os oceanos, os mares e os recursos marinhos" e propõe reduzir significativamente a poluição marinha de todos os tipos, com destaque às atividades terrestres, como é o caso dos resíduos plásticos. Além disso, também está relacionada à ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), que busca reduzir os resíduos plásticos, e à ODS 3 (Saúde e Bem-Estar), devido aos impactos dos MPs na alimentação humana e na saúde.

Um dos aspectos mais preocupantes da poluição plástica nos oceanos são os MPs, que se destacam como contaminantes emergentes. No ambiente aquático, os MPs também podem atuar como vetores de contaminantes químicos, incluindo metais tóxicos e poluentes orgânicos persistentes (POPs), que se adsorvem em sua superfície (Torres et al., 2021). Ao longo do tempo, microorganismos podem aderir aos MPs, formando biofilmes, denominados plastisfera (Lobelle; Cunliffe, 2011; Galloway et al., 2017). Esses contaminantes e microorganismos podem ser transferidos ao longo da cadeia alimentar, chegando até os seres humanos por meio do consumo de peixes e frutos do mar (Rochman et al., 2013).

Por se tratar de um contaminante emergente e ainda não serem totalmente conhecidos os riscos da exposição de MPs a longo prazo, muitos pesquisadores direcionaram seus estudos para esse tema (Danopoulos et al., 2022; Morgan et al., 2024; Lamoree et al., 2025). Contudo, é observado uma falta de padronização em relação aos métodos empregados e à nomenclatura utilizada. Diante disso, alguns estudos buscaram propor classificações para os MPs em diferentes faixas de forma e tamanho, com o intuito de facilitar a padronização das

comparações entre pesquisas desenvolvidas em diferentes regiões e de aprimorar a compreensão de seus impactos ambientais (Rocha-Santos; Duarte, 2017; Xiong et al., 2018; Frias; Nash, 2019; ISO, 2023; Zhao et al., 2025). Os MPs podem ser classificados como primários, quando produzidos intencionalmente com dimensões entre 1 μm e 5 mm, para serem utilizados em cosméticos e produção de plásticos maiores; ou secundários, quando resultam da fragmentação de plásticos maiores (Cole et al., 2011). Em termos de forma, cor, e entre essas propostas de tamanho, destaca-se a classificação apresentada por Frias e Nash (2019), que divide os MPs em três categorias: 1 μm a 100 μm , 100 μm a 350 μm e 350 μm a 5 mm. Entretanto, em 2023, a Organização Internacional de Normalização (ISO) publicou o documento ISO/24187 (ISO, 2023) estabelecendo princípios-chave para a investigação de MPs no ambiente, incluindo a harmonização dos termos e definições empregados na literatura científica. Nesse documento, a classificação pelo critério de tamanho foi organizada em sete categorias: 1 a < 5 μm , 5 a < 10 μm , 10 a < 50 μm , 50 a < 100 μm , 100 a < 500 μm , 500 a < 1.000 μm e 1.000 a 5.000 μm , de modo a fornecer uma base uniforme para comparações entre estudos e a considerar as limitações e especificidades dos métodos de detecção disponíveis.

A preocupação com os MPs está relacionada a parâmetros físicos (tamanho reduzido, cor e forma) e químicos (composição química), que podem atuar em sua ingestão acidental por organismos aquáticos, desencadeando uma cascata de efeitos adversos e representando uma ameaça ambiental. Esses contaminantes são facilmente ingeridos por organismos marinhos, incluindo zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes, podendo afetar sua fisiologia e comportamento (Wright et al., 2013). Além disso, podem comprometer a taxa de reprodução e reduzir o valor nutricional dos pescados (Yin et al., 2018), uma vez que MPs menores conseguem atravessar barreiras biológicas (Kannan; Vimalkumar, 2021). Esses efeitos não se restringem ao equilíbrio dos ecossistemas marinhos, mas também acarretam impactos econômicos.

Em 2022, a produção global de pescado e seus derivados foi estimada em aproximadamente 223,2 milhões de toneladas, com um crescimento médio anual de consumo de 4,4% sobre 2020 (FAO, 2024). Nesse contexto, a redução da taxa reprodutiva de espécies afetadas por MPs pode comprometer a disponibilidade de pescado, gerando impactos na cadeia alimentar, nos ecossistemas e nas atividades econômicas que dependem diretamente da pesca, considerando que aproximadamente 3,2 bilhões de pessoas utilizam os oceanos como principal fonte de proteína (FAO, 2024).

Esse impacto reflete a realidade regional, no primeiro semestre de 2024, o estado do Rio de Janeiro registrou uma captura total de 37.593,8 toneladas de pescado, das quais 86,6%

foram provenientes da pesca industrial e 13,4% da pesca artesanal, destacando-se o município de Niterói como principal produtor (FIPERJ, 2024). Entre os recursos pesqueiros demersais, a corvina (*Micropogonias furnieri*) apresentou maior relevância, com produção estimada em 362,09 toneladas, configurando como uma das espécies mais capturadas no período (FIPERJ, 2024). A contaminação desses recursos compromete tanto a segurança alimentar quanto a sustentabilidade das cadeias produtivas locais. Além dos danos ambientais e econômicos, os MPs também representam um risco à saúde humana. Estudos recentes já identificaram a presença dessas partículas no sangue (Leslie et al., 2022), na placenta (Ragusa et al., 2021) e no leite materno (Ragusa et al., 2022). A exposição contínua pode levar a processos inflamatórios, distúrbios hormonais e, em casos mais graves, a efeitos carcinogênicos, despertando preocupação crescente quanto aos impactos do consumo de alimentos contaminados (Wright; Kelly, 2017; Peng et al., 2020; Prata et al., 2020).

Nesse contexto, o presente trabalho concentra-se na análise de corvinas coletadas em duas regiões do litoral fluminense: Barra da Tijuca (RJ) e Itaipu (RJ). Esses ambientes apresentam características ambientais diferentes e são influenciados por múltiplas fontes antrópicas de poluição ambiental. A hipótese é que a Barra da Tijuca, sob influência do canal da Joatinga, apresente maior nível de contaminação em decorrência do processo de urbanização acelerada. Essa urbanização resultou na supressão de áreas de vegetação nativa, no aterro e degradação de lagoas costeiras e no aumento da carga de efluentes domésticos e industriais, fatores que potencialmente intensificam a ingestão e bioacumulação de MPs nos organismos marinhos. Em contraposição, Itaipu, situada na entrada das correntes oceânicas da Baía de Guanabara, tende a apresentar menor grau de contaminação, configurado como um ambiente de comparação relevante.

Esta dissertação visa avaliar a presença de MPs em diferentes tecidos de *M. furnieri*, com o objetivo de ampliar a compreensão dos processos de ingestão e translocação desse contaminante emergente em organismos marinhos. Para isso, foram empregadas análises isotópicas, visando à caracterização das principais fontes de alimento e da posição trófica da espécie em estudo. Além disso, a técnica μ FTIR (Microscopia de Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier) foi utilizada para confirmar a identificação química dos MPs detectados em diferentes tecidos.

2. Objetivos e Hipótese

2.1 Objetivo geral

Investigar os padrões de translocação de MPs entre o trato gastrointestinal (TGI), brânquias, fígado e gônadas de corvinas (*Micropogonias furnieri*) em diferentes estágios de maturação, comercializadas em duas importantes regiões pesqueiras da região metropolitana do Rio de Janeiro: Itaipu e Barra da Tijuca.

2.2 Objetivos específicos

- Analisar as concentrações de MPs presentes no TGI, brânquias, fígado e gônadas de *M. furnieri*;
- Realizar a caracterização física dos potenciais MPs em relação à forma, tamanho e cor da partícula presente no TGI;
- Determinar razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em amostras do tecido do trato gastrointestinal de corvinas;
- Adaptação de protocolo de preparo e análise de MPs via $\mu\text{FTIR-FPA}$;
- Realizar a caracterização química dos polímeros via $\mu\text{FTIR-FPA}$;
- Comparar a distribuição dos MPs encontrados nos tecidos de *M. furnieri* conforme parâmetros biométricos;
- Analisar a translocação dos MPs nos diferentes tecidos de *M. furnieri*.

2.3 Hipótese

A presença de MPs em diferentes tecidos da corvina (*Micropogonias furnieri*) pode variar em função da fase de desenvolvimento dos indivíduos e da região de coleta. Espera-se que indivíduos adultos apresentem maiores concentrações de MPs em comparação aos juvenis, devido ao maior tempo de exposição ao ambiente e aos processos de bioacumulação. Além disso, o TGI pode apresentar maiores concentrações de MPs em relação as brânquias, fígado e gônadas, por ser a principal via de ingestão dessas partículas. As diferenças espaciais entre as áreas de estudo também podem influenciar os níveis de contaminação. Nesse contexto, a Barra da Tijuca pode apresentar maiores concentrações de MPs em relação a Itaipu, em decorrência da maior urbanização e influência de atividades humanas.

3. Fundamentos Teóricos

3.1 Características Biológicas de *Micropogonias furnieri*

A corvina, *Micropogonias furnieri*, é considerada um importante recurso pesqueiro nas regiões Sudeste e Sul do Brasil, cujo tamanho comercial varia entre 20 e 65 cm e está amplamente distribuída ao longo da costa atlântica, Península de Yucatán, Golfo do México até o Golfo de San Matias, ao norte da Patagônia Argentina (Chao, 1981; Cousseau; Perrota, 1998; Fischer et al., 2011; Haimovici et al., 2017). Trata-se de uma espécie de peixe demersal marinho da família Sciaenidae (Fig.1), com forte dependência de ambientes estuarinos, especialmente nos estágios iniciais de desenvolvimento (Vazzoler, 1975). Apresenta hábito alimentar carnívoro, alimentando-se principalmente de zooplâncton, crustáceos, moluscos, poliquetas e pequenos peixes (Carvalho-Filho, 1999).



Figura 1. Exemplar de *Micropogonias furnieri*. Fonte: Irmãos Mello, 2022 IlhaViva UFRJ.

A corvina habita preferencialmente ambientes costeiros, associados a fundos lamosos e arenosos (Vazzoler, 1975; Magro, 2000). Durante a fase juvenil, ocorre predominantemente em águas estuarinas, que utilizam como áreas de alimentação e crescimento. Enquanto na fase adulta, migra para a plataforma continental adjacente, retornando às baías e estuários para desova, sendo beneficiada pela hidrodinâmica tranquila e da alta disponibilidade de nutrientes, servindo como um berçário (Vazzoler, 1991; Carneiro et al., 2005).

No Brasil, *M. furnieri* apresenta uma estrutura populacional complexa, com populações locais, residentes em determinadas baías e estuários, e subpopulações com maior mobilidade (Levy et al., 1998). Essas populações fixas tendem a apresentar fidelidade ao

habitat estuarino, utilizando essas áreas como locais prioritários para a reprodução, a alimentação e o crescimento dos juvenis (Costa et al., 2014). Já as subpopulações podem realizar movimentos sazonais ou migratórios ao longo da plataforma continental, o que sugere uma dinâmica populacional influenciada por fatores ambientais e oceanográficos regionais (Franco et al., 2023). A corvina possui grande importância ecológica e econômica, sendo uma das principais espécies-alvo da pesca artesanal e industrial em várias regiões do país (FIPERJ, 2024). Sua abundância em ambientes costeiros, aliada à plasticidade ecológica, torna essa espécie um bom indicador da qualidade ambiental de zonas estuarinas.

A região hidrográfica da Baía de Guanabara (BG, Fig. 2), situada no Estado do Rio de Janeiro, é considerada um importante berçário natural para diversas espécies marinhas, pois abriga ecossistemas como manguezais, recifes de corais e áreas estuarinas, que favorecem a reprodução, o crescimento e a alimentação da fauna aquática, incluindo espécies como *M. furnieri*. No entanto, esse ambiente tem sido profundamente afetado por pressões antrópicas, sobretudo pela intensa descarga de poluentes.



Figura 2. Vista aérea da Baía de Guanabara e do seu entorno, situada no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: Relatório: Baía de Guanabara. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2017.

Entre as praias sob influência da BG avaliadas neste estudo, a Praia de Itaipu se destaca por estar situada próxima à entrada da baía, embora não apresente influência direta das águas internas. Essa característica está relacionada à sua orientação para o oceano aberto, recebendo renovação de água marinha intensa devido à ação contínua das correntes costeiras, que promovem maior circulação e dispersão (Muehe, 1998; Castro; Miranda, 1998).

A BG é uma das principais áreas costeiras do Brasil, com grande relevância ecológica e econômica, abrangendo 17 municípios do estado do Rio de Janeiro (van Elk et al., 2022); suas características únicas tem relação aos sedimentos lamosos, resultantes da transgressão marinha do Holoceno e da intensa sedimentação fluvial, além de ampla variação de salinidade (21-34,5%) (Kjerfve et al., 1997). Essas condições, associadas à alta produtividade, favorecem a presença de diversos organismos e tornam a baía um berçário natural, especialmente para espécies como a corvina. Estima-se que cerca de 55 rios deságuem na Baía de Guanabara (Fig. 3), sendo os principais responsáveis pela maior vazão de água doce os rios Iguaçu, Caceribu, Macacu, Guapimirim, Estrela, Sarapuí e São João de Meriti (van Elk et al., 2022; Coelho, 2007; Sampaio, 2003). Esses sistemas fluviais contribuem com elevadas cargas de matéria orgânica, nutrientes, hidrocarbonetos e metais pesados, que se acumulam nos sedimentos da Baía (Rebello et al., 1986; Wagener et al., 2012; Cordeiro et al., 2021).

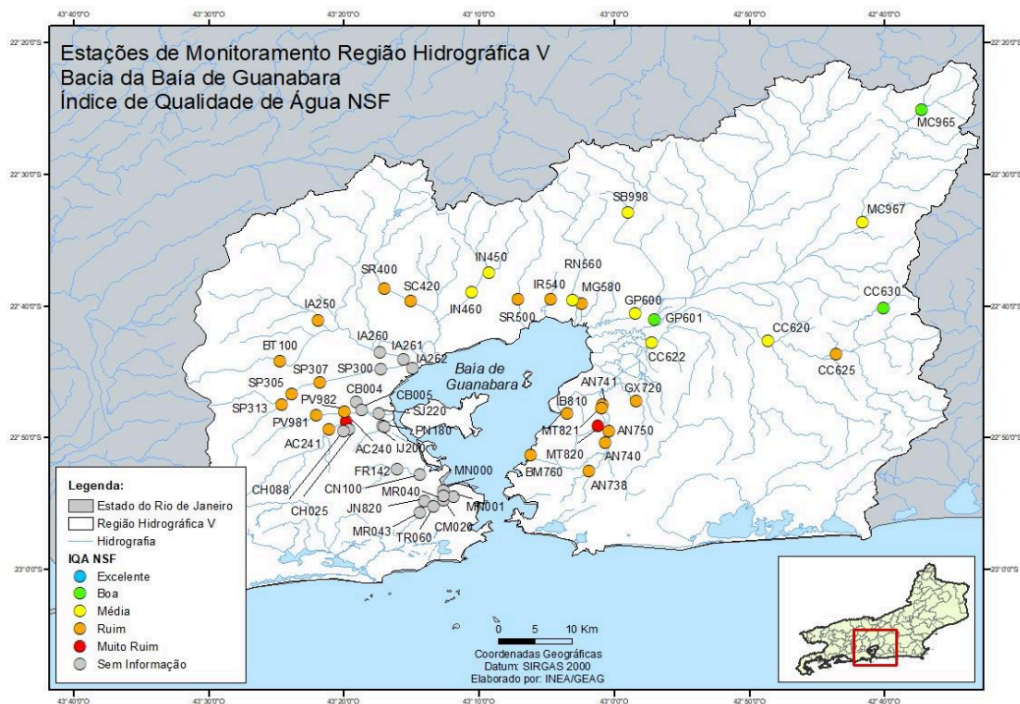


Figura 3. Bacia hidrográfica da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: INEA, 2025.

Mais recentemente, foi observada a presença crescente de MPs nos compartimentos ambientais da BG, incluindo água, sedimentos e organismos aquáticos (Olivatto et al., 2019; Drabinski et al., 2023). Estudos como os de Nunes et al. (2021), Kangas et al. (2023) e Wang et al. (2021) demonstram a ingestão de MPs por espécies comerciais de peixes e crustáceos na região, o que pode evidenciar seu potencial de bioacumulação e biomagnificação. Cordeiro et al. (2021) também destacam que, além de metais, os MPs estão se tornando um dos principais vetores de transporte de contaminantes hidrofóbicos e patógenos nos ecossistemas aquáticos da Baía.

Em contrapartida, a Praia da Barra da Tijuca, embora seja classificada como uma praia oceânica, apresenta dinâmica ambiental fortemente influenciada por corpos hídricos costeiros locais, em especial pelo Complexo Lagunar da Barra da Tijuca e Jacarepaguá (Fig. 4). O monitoramento realizado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) indica que a praia apresenta balneabilidade predominantemente imprópria, com 68,4% das coletas classificadas como inadequadas para recreação (Atlas da Região Hidrográfica V, 2021). Essa condição está associada principalmente ao Canal da Joatinga, que conecta o conjunto de lagoas ao Oceano Atlântico e atua como receptor de águas provenientes de áreas urbanizadas e sistemas de drenagem, favorecendo o aporte e o transporte de poluentes para a zona costeira. Esses ambientes de menor salinidade são utilizados por espécies costeiras, como *M. furnieri*, que tendem a ocupar o Canal da Joatinga e o Complexo Lagunar da Barra da Tijuca e Jacarepaguá em diferentes fases do ciclo de vida, ficando potencialmente expostos aos impactos ambientais associados a esses sistemas.



Figura 4. Bacia Hidrográfica do Sistema Lagunar de Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: INEA, 2025.

Devido a essas características ecológicas e à sua ampla distribuição em ambientes costeiros e estuarinos, áreas altamente impactadas por atividades humanas, a corvina representa um excelente organismo sentinela para avaliação da contaminação ambiental. Sua dieta diversificada e sua permanência em regiões rasas e próximas à costa, especialmente durante a fase juvenil, a expõem diretamente a poluentes emergentes como os MPs. Além disso, seu elevado valor comercial e a abundância de dados sobre sua biologia reforçam seu potencial como bioindicador na investigação dos efeitos dos MPs em ecossistemas marinhos e estuarinos.

3.2 Razões de Isótopos Estáveis de Carbono e Nitrogênio: Implicações para a Relação C/N em Organismos Marinhos

A compreensão do hábito alimentar entre indivíduos da mesma espécie é fundamental para o estudo da cadeia trófica, pois ajuda a compreender o comportamento relacionado à seleção de presas e a ingestão de diferentes fontes de alimento. Esse conhecimento é relevante em pesquisas sobre MP, já que a ingestão desse contaminante depende do tipo de presa consumida e do ambiente em que o organismo se encontra (Lopes et al., 2020; Hasegawa; Nakaoka, 2021). Uma das formas de investigar a assimilação de lipídios, proteínas e carboidratos e, conseqüentemente, inferir o hábito alimentar e o risco de ingestão de MP é por meio da análise de isótopos estáveis, utilizando isótopos de carbono (^{12}C e ^{13}C) e de nitrogênio (^{14}N e ^{15}N). Esses marcadores permitem identificar a posição trófica do indivíduo e as fontes de matéria orgânica que compõem sua dieta (DeNiro; Epstein, 1978; Minagawa; Wada, 1984).

Os isótopos são variações de um mesmo elemento químico que compartilham o mesmo número atômico, ou seja, o mesmo número de prótons, mas apresentam quantidade de nêutrons diferente em seus núcleos, o que resulta em massas atômicas distintas, embora as propriedades químicas permaneçam semelhantes (Martinelli et al., 2009). Os isótopos podem ser estáveis ou radioativos. Os isótopos estáveis não sofrem decaimento radioativo e permanecem inalterados ao longo do tempo, destacam-se o ^{12}C e ^{13}C , sendo amplamente utilizados em estudos ecológicos e ambientais (Vezone et al., 2020; Lepoint et al., 2004). Enquanto os isótopos radioativos são instáveis e se transformam em outros elementos, emitindo radiação no processo, como por exemplo ^{14}C . Assim, a massa atômica de um elemento químico é determinada pelo núcleo, com a quantidade de prótons e nêutrons, uma vez que a massa dos elétrons é desprezível (Martinelli et al., 2009). Apesar de todos os

isótopos de carbono possuem seis prótons, há variações no número de nêutrons que influenciam suas propriedades cinéticas.

Para isso, são avaliadas as razões isotópicas, ou seja, a quantidade entre o isótopo mais pesado e o mais leve. No caso do carbono e do nitrogênio, suas formas mais comuns e leves são ^{12}C e ^{14}N , enquanto os isótopos pesados e menos abundantes na natureza são ^{13}C e ^{15}N . Esses elementos passam por um fracionamento trófico, que corresponde à mudança na razão entre isótopos pesados e leves ao longo dos níveis tróficos (Gu et al., 1996). Para o carbono, esse fracionamento geralmente ocorre em torno de 1‰ (um por mil), resultando em um leve enriquecimento do isótopo pesado (^{13}C) no consumidor em relação à sua fonte de matéria orgânica, comumente utilizado para compreender o hábito alimentar do indivíduo estudado (DeNiro; Epstein, 1978; Fry, 2006). Enquanto o nitrogênio, esse fracionamento representa 3‰ (por mil) na razão $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, dessa maneira, é possível determinar o nível trófico do animal estudado (DeNiro; Epstein, 198; Minagawa; Wada, 1984).

O estudo desses marcadores é essencial na ecologia, pois permite rastrear a origem de substâncias, reconstruir processos ambientais e biogeoquímicos, além de identificar mudanças na dieta ou no nível trófico ocupado (Gibbs, 2014). Isótopos estáveis, como ^{13}C e ^{15}N , são amplamente utilizados para traçar a origem da matéria orgânica, identificar as fontes alimentares e determinar a posição trófica de organismos em cadeias alimentares (Fry, 2006, Fig. 5). No caso da corvina (*M. furnieri*), os isótopos estáveis são poderosas ferramentas para investigar padrões sazonais de alimentação, migração e uso do habitat. A análise das razões isotópicas em tecidos como músculos e otólitos, permite inferir variações espaciais e temporais nas fontes de alimento e no ambiente utilizado por esses peixes (Michener et al., 2008). Estudos demonstram que as variações sazonais nos valores da razão isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e da razão isotópica do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) refletem mudanças na produtividade primária, na composição da dieta e nos deslocamentos entre áreas estuarinas e costeiras, aspectos cruciais para a compreensão da ecologia trófica e da dinâmica populacional da espécie ao longo do tempo (Cherel et al., 2007; Richardson et al., 2024).

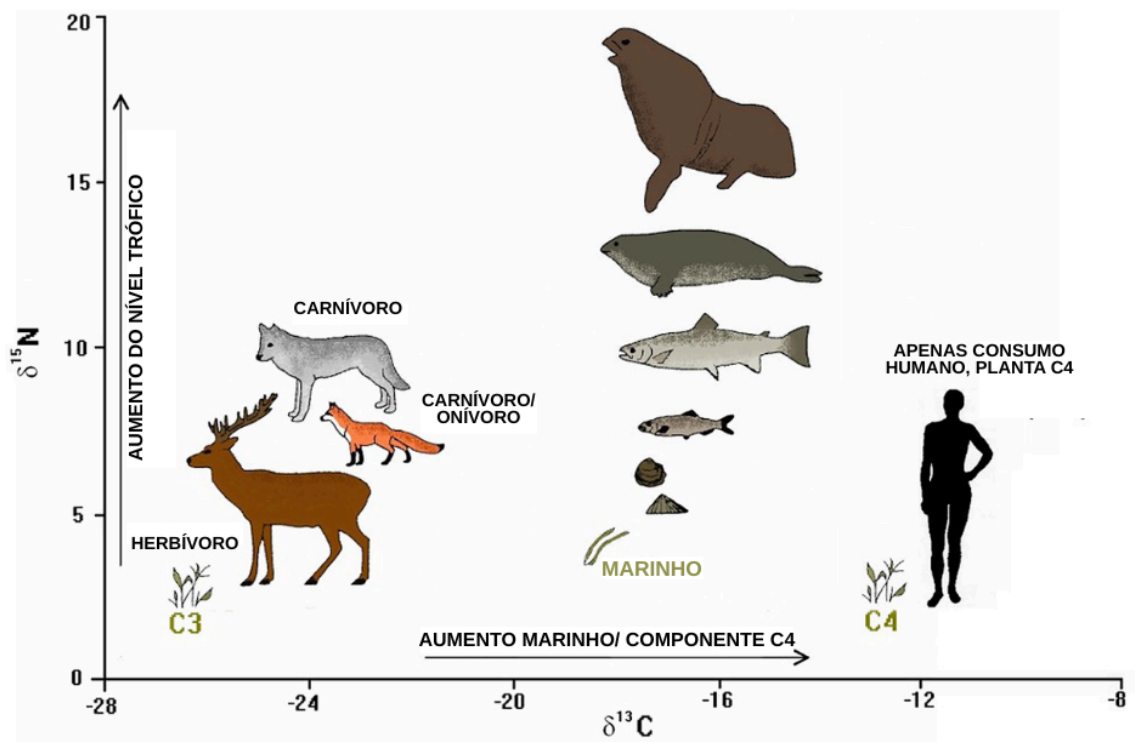


Figura 5. Representação de valores de carbono e nitrogênio para ecossistemas terrestres e marinhos. Adaptado e traduzido: Schulting, 1998; Abu Alsaud e Al-Qobbaj (2023).

A análise isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ tem como objetivo determinar a composição isotópica de carbono e de nitrogênio em organismos. Para isso, utiliza-se o Analisador Elementar (EA); as amostras são queimadas ou pirolisadas, a 1020°C , e convertidas em gases simples (CO_2 , N_2), que, posteriormente, são analisados no Espectrômetro de Massa de Razão Isotópica (IRMS, Fig. 6). Os resultados são expressos em valores delta (δ), em milésimos (‰), em comparação com os padrões internacionais. Assim, o $\delta^{13}\text{C}$ indica a origem da base alimentar, diferenciando fontes como fitoplâncton e macroalgas, ou recursos bentônicos e pelágicos, enquanto o $\delta^{15}\text{N}$ reflete o nível trófico, apresentando um acréscimo médio de 3-4‰ a cada transferência na cadeia alimentar, o que permite identificar relações de predação e processos de biomagnificação, como a acumulação de MP e metais.

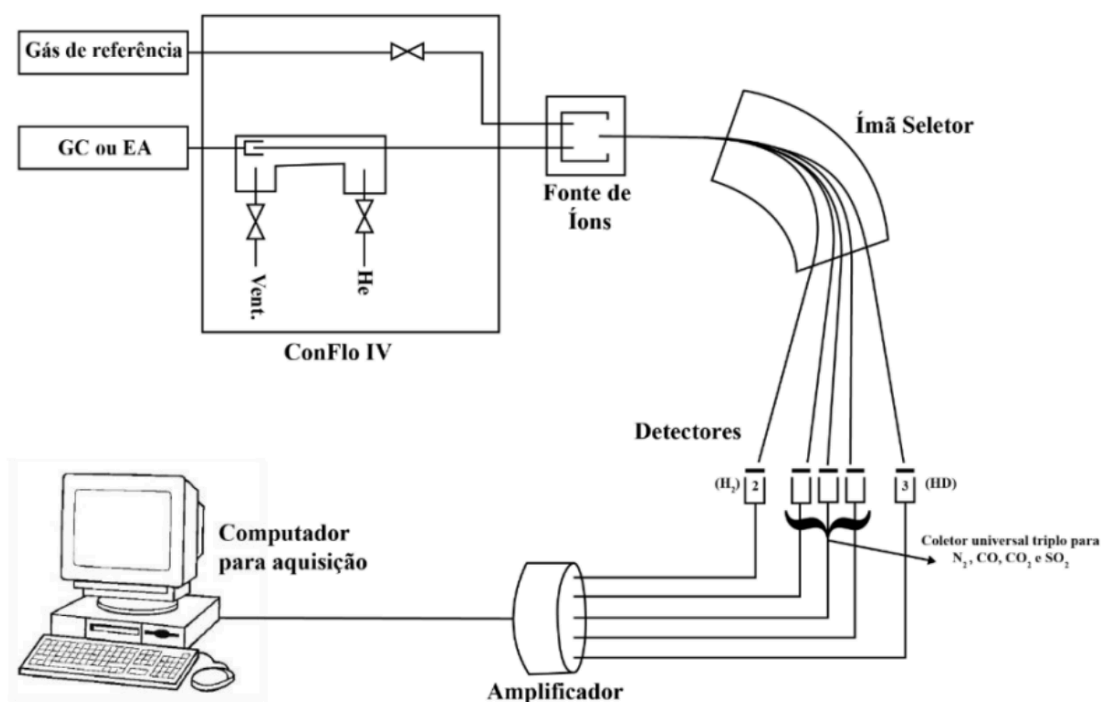


Figura 6. Ilustração do espectrômetro de massas. Fonte: Cardoso, 2018.

3.3 Distribuição e Abundância de Microplásticos nos Ecossistemas Marinhos

Os MPs foram identificados nos oceanos pela primeira vez no início da década de 1970, quando partículas plásticas foram observadas flutuando no Mar de Sargaço (Carpenter; Smith, 1972). No entanto, o termo “microplástico” só foi introduzido em 2004 por Richard Thompson (Thompson et al., 2004). A partir disso, tornaram-se foco de pesquisa crescente e passaram a investigar a presença, origem e os impactos dessas partículas nos ecossistemas marinhos.

Atualmente, estudos sugerem que os MPs estão amplamente distribuídos em todos os ecossistemas marinhos, desde zonas costeiras e estuarinas até o oceano aberto e regiões profundas. Embora sejam encontrados em diferentes ambientes, as maiores concentrações geralmente estão associadas às áreas próximas à costa, onde há maior influência de atividades humanas. Nessas regiões, estudos relatam abundâncias médias de $1,25 \pm 0,88$ partículas/m³ em águas costeiras como na Índia (Robin et al., 2020). Em baías, os valores podem variar de 1,40 para 21,3 partículas/m³, como registrado na Baía de Guanabara (Olivatto et al., 2019).

Em ambientes de mar aberto e no oceano profundo, as concentrações tendem a ser menores quando comparadas às zonas costeiras. No oceano Atlântico, por exemplo, as concentrações em águas superficiais variam de $0,011 \pm 0,017$ partículas/m³ (Andersen et al.,

2024). Mesmo em áreas consideradas protegidas, a presença de MPs já foi observada, como é o caso do Fernando de Noronha, no Brasil, um arquipélago considerado de grande valor ecológico, com 0,03 partículas/m³ (Ivar do Sul et al., 2014). A variação observada nesses ambientes está associada principalmente a hidrodinâmica local e a proximidade de atividades antrópicas.

A abundância e a distribuição dos MPs são moduladas por diferentes fatores oceanográficos e ambientais. As correntes marinhas, por exemplo, transportam partículas por longas distâncias, enquanto o vento e as ondas favorecem sua dispersão e ressuspensão na coluna d'água (Staneva et al., 2021). A distribuição dos MPs no oceano é ainda mais complexa, resultante da interação entre dinâmicas ambientais, processos oceanográficos e características físicas dos próprios plásticos.

Kubota et al. (2005) utilizaram modelos globais para prever zonas de acúmulo desses detritos marinhos e observaram que sua dispersão está associada às correntes de superfície. Um exemplo é a ação das correntes de Ekman, geradas pela força do vento na superfície do oceano e impulsionadas pelos ventos alísios nas regiões tropicais, que deslocam a água superficial para fora da linha equatorial, tanto para o norte quanto para o sul, dependendo da localização. À medida que esses detritos alcançam as latitudes médias, passam a ser transportados por correntes geostróficas, dominadas pelo equilíbrio entre o gradiente de pressão e a força de Coriolis. Esse processo favorece a formação de grandes zonas de convergência, como a registrada ao norte do Haváí, onde resíduos oriundos de diferentes regiões, incluindo o leste do Japão e o leste do Pacífico Norte, são acumulados.

A circulação do Pacífico, por ser mais extensa e menos influenciada por barreiras continentais próximas, apresenta maior estabilidade, o que contribui para o acúmulo contínuo de resíduos ao longo do tempo (Law et al. 2010). Essa zona de convergência concentra a maior quantidade de plásticos e outros resíduos flutuantes, hoje conhecida como a Grande Mancha de Lixo do Pacífico (Great Pacific Garbage Patch - GPGP).

No Oceano Atlântico, a dinâmica apresenta diferenças em relação ao Pacífico. O acúmulo de plástico ocorre por meio do sistema de circulação do Giro do Atlântico Norte (Law et al. 2010). Por se tratar de uma bacia oceânica menor e sem uma zona de convergência tão intensa, os detritos tendem a ser continuamente transportados para o oeste pelas correntes equatoriais, sem se acumular em grandes áreas (Kubota et al., 2005). Essa característica está associada principalmente as variáveis atmosféricas, como a influência dos ventos meridionais, que dificultam a formação de zonas persistentes de concentração de plásticos (Law et al. 2010).

Quanto à composição dos MPs, estudos como os de Andrady et al. (2011) e Scarpa-de-Souza et al. (2024) indicam que os principais polímeros presentes nos ambientes aquáticos são o polietileno (PE) e o polipropileno (PP). Essa abundância se deve a ampla utilização na produção de sacolas plásticas, garrafas, tampas, canudos e embalagens alimentícias. Devido ao seu curto tempo de vida útil e ao descarte inadequado, contribuem significativamente para a crescente poluição plástica nos ecossistemas marinhos.

Ademais, as variedades de polímeros possuem comportamentos distintos em relação à coluna da água. Fatores como densidade do polímero, tamanho e formato e processos biológicos vão influenciar sua posição na estratificação. MPs de baixa densidade como o PE e PP tendem a se concentrar na superfície (Frère et al., 2017). Em relação ao tamanho e a forma, as fibras são os formatos mais comuns e estão presentes em todas as camadas, mas tendem a permanecer mais tempo em suspensão (Lenaker et al., 2019). Já os processos biológicos, como é o caso da bioincrustação, acúmulo indesejado de organismos em superfícies submersas ou úmidas, formam o chamado de plastíferas, aumentando a densidade dos MPs, uma vez que ocorre o aglomerado de microrganismos em sua superfície, facilitando seu afundamento e ocorrendo o processo de marine snow (queda de detritos orgânicos no oceano), assim, aumentando o fluxo vertical de MPs (Li et al., 2023, Lenaker et al., 2019).

3.4 Vias de Exposição a Microplásticos

As vias de exposição dos MPs incluem três principais: inalação, absorção cutânea e ingestão (Barceló et al., 2023; Sun; Wang, 2023). A inalação ocorre quando os MPs que são aerotransportados aderem ao material particulado presente na atmosfera e entram no organismo por meio do trato respiratório ou da cavidade oral (Amato-Lourenço et al., 2020). Uma vez inaladas, os MPs podem seguir diferentes destinos: partículas com diâmetro inferior a 2,5 μm podem atravessar os alvéolos pulmonares e alcançar a corrente sanguínea (Kelly e Fussel, 2012), aquelas com até 10 μm podem se alojar nos pulmões e a maior parte das partículas são eliminadas pelo sistema mucociliar, sendo eliminadas por meio da tosse ou dos espirros, atuando como mecanismo de defesa (Amato-Lourenço et al., 2021).

Uma outra via de exposição é a absorção cutânea, nesse caso, os MPs penetram a pele por meio das vias intracelulares e transcelulares, acessando o organismo diretamente pela superfície da pele ou através de estruturas como glândulas sudoríparas, folículos pilosos e feridas abertas (Hashempour et al., 2019). Embora essa via seja considerada menos significativa, ela permite que as partículas alcancem a corrente sanguínea, principalmente

quando há comprometimento da barreira cutânea. Como foi observado no estudo de Kuhn et al. (2014), nanoplasticos de poliestireno (40 nm) foram internalizados por células epiteliais através de endocitose mediada por clatrina e caveolina.

Já a ingestão é uma das formas mais abordadas na literatura para a entrada de MPs no organismo. Ao serem consumidos com alimentos ou água contaminada, os MPs passam pelos processos de mastigação, sendo posteriormente encaminhados ao estômago. Entram em contato com o ácido clorídrico, o que pode fragmentar as partículas e aumentar sua toxicidade (Gong et al., 2025). Quando os MPs chegam ao intestino, podem ser absorvidos pelo organismo por diferentes mecanismos, cuja eficiência depende de fatores como o tamanho das partículas, suas propriedades físico-químicas e o tipo celular envolvido (Kannan; Vimalkumar, 2021). Entre os principais processos de absorção destacam-se a endocitose, a transcitose mediada por células M (associadas ao tecido linfoide), passagem pelo espaço intercelular quando a barreira intestinal está comprometida e via paracelular entre as células epiteliais (Hirt; Body-Malapel, 2020).

A endocitose consiste em um processo ativo que demanda gasto energético e envolve o englobamento de substâncias do meio extracelular por meio da invaginação da membrana plasmática e formação de vesículas endocíticas (Conner; Schmid, 2003). Esse mecanismo pode ocorrer sob diferentes formas, entre as quais se destacam a fagocitose e a pinocitose, incluindo processos mediados por clatrina (CME), caveolina e macropinocitose (Conner; Schmid, 2003). Cada via endocítica é caracterizada pelo tamanho específico das vesículas formadas e vias mediadas por proteínas específicas, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Mecanismos de endocitose e tamanhos vesiculares.

Mecanismo	Tamanho da vesícula	Referência
Pinocitose mediada por clatrina	50 - 150 nm	Watanabe et al., 2014; Kaksonen e Roux, 2018.
Pinocitose mediada por caveolina	~ 50 - 80 nm	Mazumdar et al., 2021.
Macropinocitose	0,2 - 5 µm	Swanson e Watts, 1995.
Fagocitose	0,5 - 10 µm	Zhao e Stenzel, 2018.

A transcitose por células M localizadas no intestino (GALT), é um mecanismo relevante de internalização. Essas células capturam microrganismos e partículas presentes no lúmen intestinal e os transportam através de vesículas (Ohno, 2016). Esse processo

desempenha um importante papel para o sistema imunológico, mas pode permitir a entrada de MPs nos tecidos subjacentes. Quando a integridade da barreira intestinal está comprometida as junções firmes (*tight junctions*) entre as células epiteliais podem se afrouxar ou romper. Esse dano estrutural favorece a passagem de MPs pelo espaço intercelular, aumentando sua penetração nos tecidos e promovendo respostas inflamatórias (Fröhlich, 2024). De forma semelhante, na via paracelular as alterações nessas via também podem facilitar a translocação dos MPs, sem a necessidade de atravessar o citoplasma das células (Wu et al., 2022). Uma vez transpostos, os MPs podem acessar os vasos linfáticos, serem fagocitados por linfonodos e alcançar órgãos como o fígado e os rins, onde podem interferir em processos imunológicos e metabólicos chegando à circulação (Yang et al., 2019; Shen et al., 2022).

Além disso, fatores adicionais podem favorecer a internalização de MPs pelas células, como a carga superficial das partículas. MPs positivamente carregadas apresentam maior facilidade de atravessar a membrana celular por interação eletrostática (Dai et al., 2022), já que estas possuem carga negativa devido à presença de fosfolipídios. Outro fator físico associado é o potencial de danos mecânicos causados pelos MPs à membrana, o que pode facilitar sua entrada (Fleury; Baulin, 2021). Assim, a interação eletrostática não constitui, por si só, um mecanismo de internalização, mas atua como um passo facilitador que aumenta a probabilidade de ocorrer este processo.

3.5 Impacto dos Fatores Ambientais na Interação entre Microplásticos e os Organismos Marinhos

Os MP são ingeridos por organismos de todos os níveis da cadeia trófica. Diversos estudos já relataram a presença de MP em organismos de base da cadeia, como fitoplâncton, assim como já foi observada em organismos de níveis mais altos, incluindo peixes predadores e mamíferos (Nelms et al., 2018; Long et al., 2015). A presença de MP nesses organismos pode gerar diversos impactos: nas frações do plâncton, como o fitoplâncton, por exemplo, estudos demonstram redução da taxa fotossintética e alterações nas vias metabólicas, o que pode comprometer a produtividade primária e influenciar toda a cadeia alimentar (Wang et al., 2019). No zooplâncton, que geralmente ocupa o segundo nível trófico, a ingestão de MP já foi amplamente documentada (Desforges et al., 2015; Amin et al., 2020). Esses materiais podem reduzir a taxa de alimentação, o crescimento e a fecundidade, afetando a sobrevivência desses organismos (Botterell et al., 2019).

Nesse sentido, observa-se o acúmulo de MP nos indivíduos, quanto maior o tempo de vida, maior tende a ser o acúmulo (Miller et al., 2020), processo denominado de bioacumulação. Em contrapartida, outro processo ecotoxicológico que pode ocorrer simultaneamente é a biomagnificação trófica, que consiste no aumento da concentração de uma substância ao longo da cadeia alimentar. Assim, organismos em níveis tróficos mais elevados apresentam concentrações mais altas (Zhang et al., 2024). Diante disso, a presença de MP nesses organismos, como em peixes predadores, pode resultar em estresse oxidativo, danos celulares, como apoptose (Wright; Kelly, 2017; Zhang et al., 2024).

Uma vez dentro dos organismos, os MP podem desencadear efeitos físicos e químicos. Entre os efeitos físicos, destacam-se a obstrução e o dano mecânico, que podem causar bloqueio do trato digestivo, abrasão de tecidos, sensação falsa de saciedade e consequente redução na alimentação, no crescimento e na reprodução (Huang, et al., 2020; Foley et al., 2018; Duis; Coors, 2016). Nos efeitos químicos, ocorre a liberação de aditivos tóxicos presentes nos plásticos, como ftalatos, bisfenol A e retardantes de chama. Esses compostos são conhecidos como disruptores endócrinos e podem causar toxicidade reprodutiva e carcinogênese (Braver-Sewradj et al., 2020; Hlisníková et al., 2020). Além disso, MP e seus aditivos podem induzir estresse oxidativo, aumentando a produção de espécies reativas de oxigênio (EROs), o que leva a danos ao DNA e à inflamação crônica (Das, 2023). Vale ressaltar que esses dois tipos de efeitos, físicos e químicos, ocorrem simultaneamente, potencializando os impactos sobre os organismos (Prata et al., 2020).

Outro fator que torna os MP amplamente estudados é a sua capacidade de atuar como vetores de substâncias químicas e de microrganismos. Os MPs podem adsorver uma ampla variedade de compostos, como os POPs, HPAs, fármacos e pesticidas (Kinigopoulou et al., 2022; Rodrigues et al., 2019). Isso ocorre devido à sua elevada área de superfície, especialmente quando são provenientes de fontes secundárias ou estão mais envelhecidos, pois apresentam maior rugosidade, o que favorece a aderência de diferentes substâncias à sua superfície hidrofóbica (Fu et al., 2021). Além disso, a formação das plastíferas aumentam sua capacidade de sorção e de transporte de poluentes, patógenos e outros microrganismos associados (Amaral-Zettler et al., 2020).

3.6 Métodos de Detecção e Análise de Microplásticos

Desde a primeira descrição sobre os MP por Richard Thompson et al. (2004) no início dos anos 2000, essas partículas passaram a ocupar posição de destaque nas pesquisas

ambientais. A partir desse período, ocorreu um aumento exponencial nas publicações científicas, refletindo a crescente preocupação quanto à persistência, distribuição e impactos ecológicos e toxicológicos desses contaminantes emergentes em diferentes ecossistemas. No entanto, por se tratar de um tema recente, a literatura evidencia a ausência de padronização nos protocolos de preparo de amostras e nos procedimentos adotados para a identificação e a caracterização química das partículas.

Essa falta de padronização nas etapas de amostragem, extração, identificação física e química representa um dos principais desafios na área de MPs, principalmente em amostras ambientais como água, sedimento, areia e biota. Sem essa padronização, comprometem-se as análises comparativas em escala regional e global, o que impacta diretamente a confiabilidade dos dados.

Diversas abordagens analíticas estão sendo empregadas para a detecção, quantificação e caracterização de MP. Entre as principais técnicas destacam-se a FTIR e suas variações, como MIRS e μ FTIR; a espectroscopia Raman; a pirólise acoplada à cromatografia gasosa e espectrometria de massas (Py-GC/MS); a tecnologia LDIR (*Laser Direct Infrared Imaging*); e métodos baseados em fluorescência, voltados para técnicas de caracterização física como a coloração com vermelho de Nilo. Cada uma dessas metodologias apresentam vantagens e limitações, especialmente no que diz respeito ao custo operacional, ao tempo de análise, à sensibilidade analítica e ao fato de serem ou não técnicas destrutivas. As técnicas baseadas em espectroscópicos como a espectroscopia FTIR e Raman são indicadas pelo *Marine Strategy Framework Directive Technical Subgroup on Marine Litter in European Seas* (Nava et al., 2021; Hidalgo-Ruz et al., 2012), bem como pelo grupo Rede de Monitoramento de Microplásticos Costeiros (REMARCO), que destaca a espectroscopia no infravermelho como ferramenta fundamental para a análise de MP em matrizes ambientais. Na Tabela 2 está apresentado um resumo das principais técnicas de análise utilizadas para a identificação de MPs.

O processo de identificação dos polímeros ocorre por Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier com Reflexão Total Atenuada (ATR-FTIR) (Attenuated Total Reflectance - Fourier Transform Infrared Spectroscopy), quando o feixe de infravermelho interage diretamente com a superfície da amostra ao entrar em contato com um cristal. A radiação penetra na amostra, gerando ondas parcialmente absorvidas pela partícula. O sinal é convertido em um espectro de absorbância em função do número de onda, permitindo a identificação do polímero por meio de suas bandas características (Asensio et al., 2009). Esse método é caracterizado como não destrutivo e de baixo custo operacional. No

entanto, apresenta uma limitação importante, as partículas analisadas devem ser maiores que 300 μm , já que o cristal ATR necessita de contato físico adequado com a amostra (REMARCO, 2025).

Por outro lado, o μFTIR acoplado a um detector de Matriz de Plano Focal (FPA) (Focal Plane Array) representa uma variação mais avançada da espectroscopia no infravermelho. Nessa técnica, as amostras precisam ser preparadas e depositadas sobre um filtro específico de óxido de alumínio (Anodisc), invisível a luz infravermelha, o que permite gerar uma imagem química (Primpke et al., 2017). Assim, a amostra é exposta à radiação infravermelha, essa interação pode ocorrer nos modos de transmitância, refletância ou ATR. A radiação resultante é detectada pelo detector FPA, composto por milhares de sensoriais individuais, em que cada pixel produz um espectro próprio, possibilitando detecção multiplexada e resolução espacial definida pela matriz de detecção (Bhargava et al., 2003). Por fim, esses interferogramas registrados em cada pixel são convertidos em espectros de absorbância por meio da Fourier Transform (Fig. 7). A técnica é considerada de grande potencial para a análise automatizada de MP, uma vez que permite a identificação imparcial das partículas, sem a necessidade de uma pré-seleção manual (Xie, 2024). Embora também seja um método não destrutivo, apresenta um custo mais elevado, tanto em termos de instrumentação quanto de preparo da amostra. Além disso, o processo analítico tende a ser mais demorado, devido à necessidade de adquirir imagens espectrais em alta resolução (Zada et al. 2018). Apesar dessas desvantagens, o μFTIR -FPA apresenta uma vantagem crítica: permite detectar e identificar MPs com dimensões a partir de 5 μm , se aproximando da fronteira dos nanoplásticos. Em contraste, técnicas sem FPA geralmente apresentam um limite de detecção em torno de 50 μm , o que reforça a superioridade do μFTIR -FPA para a análise de partículas menores.

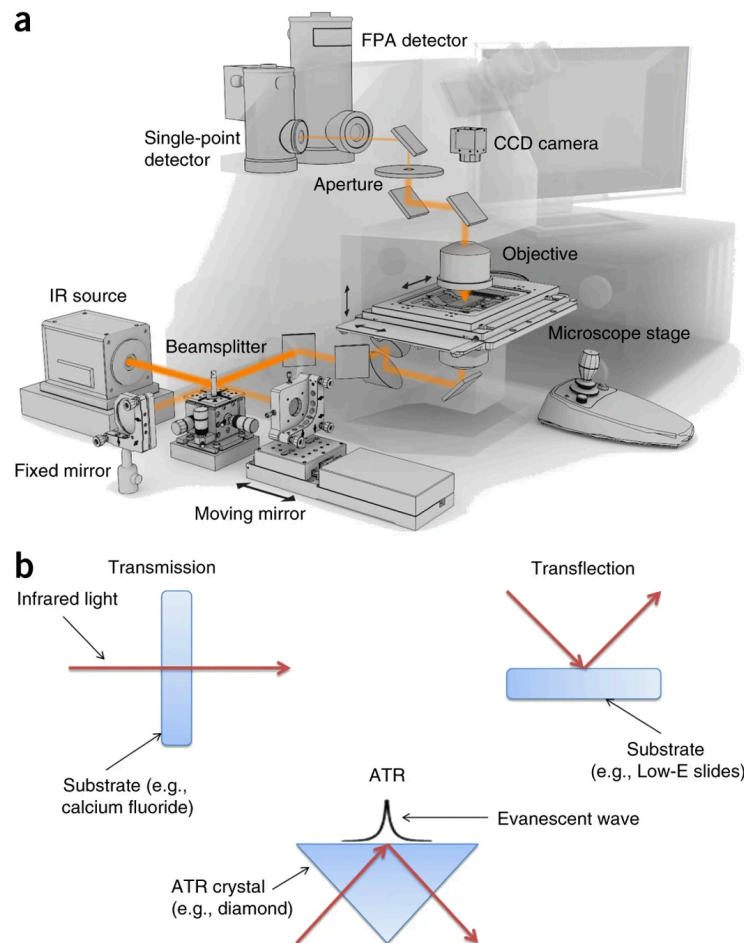


Figura 7. Ilustração da Espectroscopia de Infravermelho (Baker et al., 2014) A: Layout do μ FTIR. B: Representação esquemática dos três principais modos de interação do μ FTIR.

Enquanto a espectroscopia Raman acoplado a microscópio (μ -Raman) é uma técnica vibracional baseada na interação de um feixe de laser com a amostra. Quando o laser incide sobre o material, uma pequena fração dos fótons sofre espalhamento inelástico, fenômeno conhecido como efeito Raman (Baruah et al., 2021). Durante esse processo, ocorre uma transferência de energia entre o fóton incidente e as vibrações da molécula, gerando sinais que resultam em um espectro característico, permitindo a identificação química dos polímeros. A técnica é capaz de analisar partículas com resolução de até $1\ \mu\text{m}$ (Wootton et al., 2024). No entanto, o método apresenta limitações, como alto custo operacional, a necessidade de sistemas ópticos complexos e o tempo de análise elevado quando se realiza mapeamento em grandes áreas de filtros, o que pode atrasar a análise. Além disso, a fluorescência da matriz pode interferir na qualidade do sinal Raman, dificultando a interpretação dos espectros (Liu et al., 2023). Diante disso, uma opção mais rápida, baseada no princípio do Raman, é o Espalhamento Raman Estimulado (SRS). Essa técnica utiliza dois feixes de laser que incidem simultaneamente sobre a amostra. A detecção ocorre por meio da amplificação de um dos

feixes, devido à transferência de modulação decorrente da interação com o segundo feixe, assim ocorrendo a aquisição mais rápida dos espectros (Zada et al., 2018).

A pirólise acoplada à cromatografia gasosa e à espectrometria de massas (Py-GC/MS) é uma técnica de análise térmica. Nessa abordagem, a amostra é aquecida rapidamente, geralmente entre 500 e 700 °C, o que promove a degradação térmica dos polímeros em fragmentos característicos (Hermabessiere et al., 2018). Esses produtos de pirólise são separados por cromatografia gasosa e, posteriormente, identificados e quantificados por espectrometria de massas, utilizando íons marcadores específicos, comparados a bibliotecas de referência. Entre suas vantagens, destaca-se a capacidade de identificar simultaneamente e quantificar em massa os polímeros. Além disso, permite a análise de MPs muito pequenos, incluindo partículas na faixa dos nanoplásticos (Okoffo; Thomas, 2024). Entretanto, suas desvantagens são a técnica destrutiva, impedindo análises morfológicas posteriores, não fornece informações sobre forma, tamanho ou cor dos MPs, restringindo-se exclusivamente à composição química.

A Imagem infravermelha direta a laser (LDIR) (*Laser Direct Infrared Imaging*) é um sistema de imagem química que utiliza espectroscopia no infravermelho baseada em um laser sintonizável do tipo *Quantum Cascade Laser* (QCL), combinado com um detector de telureto de mercúrio-cádmio (MCT). O equipamento opera em dois modos principais: realiza uma varredura rápida em frequência fixa para localizar automaticamente as partículas no filtro; executa a varredura espectral com o feixe estacionário, permitindo a aquisição individual dos espectros de cada partícula detectada (Hildebrandt et al., 2020). Esses espectros são comparados a uma biblioteca de referência de polímeros. Entre as vantagens, destaca-se a alta velocidade analítica, como demonstrado por Ourgaud et al. (2022). O tempo médio de análise é de aproximadamente 3 horas por amostra, podendo chegar a 6 horas. A técnica é totalmente automatizada, requer mínima intervenção humana e não destrutiva. Em relação às limitações, destacam-se o custo elevado do equipamento, capacidade de detecção limitada para partículas abaixo de 10 - 12 μm , a técnica também exige filtros compatíveis com a região do infravermelho médio (MIR), por fim, sua faixa espectral restrita (975 - 1800 cm^{-1}) pode dificultar a distinção de polímeros com bandas semelhantes, como PET e PU (Nizamali et al., 2023).

Por fim, uma técnica comumente utilizada e descrita em artigos técnicos de fluorescência, é a aplicação de corantes lipofílicos, como o Vermelho de Nilo, empregado na triagem de MP, sobretudo em razão do alto custo dos equipamentos destinados à caracterização química (Prata et al., 2019, Maes et al., 2017). Esse método está associado à

análise morfológica, sendo utilizado para a contagem e seleção de partículas potencialmente plásticas antes da caracterização espectroscópica. O corante Vermelho de Nilo interage com as ligações hidrofóbicas dos polímeros sintéticos, promovendo a fluorescência das partículas sob iluminação UV (Maes et al., 2017). Entretanto, essa técnica apresenta limitações, pois não permite a identificação química do polímero, sendo considerada um método semiquantitativo e visual. Além disso, está sujeita a falsos positivos e margens de erro, devido à coloração de materiais orgânicos naturais (Galvão et al., 2023). A análise exclusivamente visual pode apresentar taxas de erro de 70% (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Tabela 2. Resumo das principais técnicas analíticas para identificação de microplástico.

Técnica	Vantagens	Limitações	Limite de detecção	
ATR-FTIR	Não destrutiva; baixo custo operacional; identificação confiável por bandas características.	Necessita contato físico com a amostra; restrita a partículas maiores.	> 300 μm	Asensio et al., 2009; REMARCO, 2025.
$\mu\text{FTIR-FPA}$	Não destrutiva; alta resolução; análise automatizada; identificação imparcial; reduz viés do operador; permite imagem química.	Custo elevado de instrumentação e preparo; tempo analítico elevado.	> 5 μm	Xie., 2024; Zada et al. 2018
μRaman	Não destrutiva; alta sensibilidade; elevada resolução espacial; análise de partículas muito pequenas.	Alto custo; sistemas ópticos complexos; tempo elevado para mapeamento de grandes áreas.	> 1 μm	Wootton et al., 2024; Liu et al., 2023
SRS	Não destrutiva; análise mais rápida que Raman convencional; maior eficiência de sinal.	Custo elevado; ainda pouco difundida.	> 1 μm	Zada et al., 2018
Py-GC/MS	Identificação e quantificação em massa; alta sensibilidade; detecta microplásticos e nanoplásticos.	Técnica destrutiva; não fornece informações morfológicas (tamanho, forma, cor).	MPs e NPs	Okoffo; Thomas, 2024
LDIR	Não destrutiva; alta velocidade analítica; totalmente automatizada.	Alto custo; limitação para partículas muito pequenas; faixa espectral restrita; dificuldade para polímeros semelhantes.	> 10 - 12 μm	Nizamali et al., 2023

4. Materiais e métodos

4.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a Baía de Guanabara (22°24'-22°57' S; 42°33'-43°19' W), com área aproximada de 4.081 km², e o Complexo Lagunar de Jacarepaguá (22°58'-23°00' S; 43°21'-43°25' W), que apresenta uma extensão de aproximadamente 280 km². Para a coleta das amostras, foram selecionados dois pontos distintos: Itaipu e Barra da Tijuca no estado do Rio de Janeiro, Brasil. As amostras foram obtidas nos últimos dias das estações do ano, correspondentes ao inverno e ao verão, nos meses de setembro e março, respectivamente. No estado do Rio de Janeiro, as estações do ano não são tão bem definidas quanto em regiões de clima temperado, é observado uma sazonalidade climática associada a precipitação. O verão é caracterizado por temperaturas mais elevadas e maior ocorrência de chuvas, enquanto o inverno apresenta temperaturas mais amenas e redução dos índices pluviométricos, configurando um período mais seco (Sobral et al., 2018).

Os exemplares de *M. furnieri* foram adquiridos em barracas de venda de pescadores locais. No total, foram coletados 10 indivíduos em Itaipu durante o verão, 10 no inverno, além de 7 indivíduos na Barra da Tijuca durante o verão e 9 no inverno. Os peixes foram capturados por meio de rede de arrasto e mantidos sob refrigeração em gelo até o transporte ao Núcleo de Análises de Alimentos (NAL) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), onde foram processados e analisados.

Os pontos estudados apresentam um posicionamento geográfico que permite observar diferentes composições geomorfológicas na dispersão de contaminantes ambientais. Itaipu está inserida na porção leste da Baía de Guanabara, sofrendo influência indireta do fluxo de massas d'água oceânicas e continentais. Já a Barra da Tijuca corresponde a uma região oceânica que passou por um intenso processo de urbanização desde a década de 1980, está diretamente influenciada pela descarga de águas com alto teor de matéria orgânica, provenientes do Complexo Lagunar de Jacarepaguá, impactado pelo elevado aporte de resíduos domésticos por meio do Canal da Joatinga. (Fig. 8).

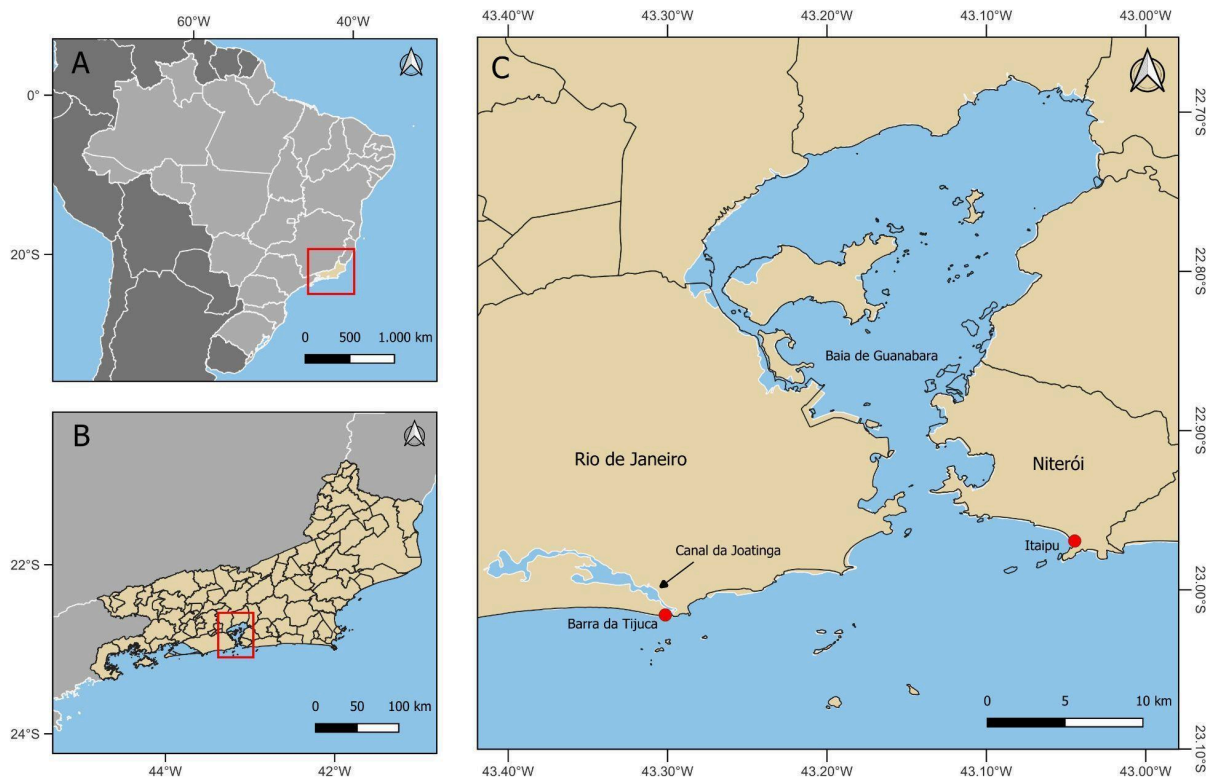


Figura 8. Localização das áreas de estudo e dos pontos de amostragem. (A) Mapa do Brasil com destaque para o estado do Rio de Janeiro. (B) Estado do Rio de Janeiro com foco na Baía de Guanabara. (C) Círculos em vermelho representam os pontos de coleta incluindo Itaipu, sob influência da entrada da Baía de Guanabara, e Barra da Tijuca, sob influência do Canal da Joatinga.

4.2 Preparo das amostras

4.2.1 Dissecção e biometria

Após a coleta, todas as amostras passaram por triagem e análise biométrica. Todas as vidrarias e os equipamentos utilizados foram completamente limpos com água Milli-Q para evitar contaminação cruzada. Durante essa etapa, foram registrados dados como comprimento padrão (cm), comprimento total (cm), sexo do animal, peso do animal (g), peso do estômago (g), gônada (g), fígado (g) e brânquia (g). Foi realizada uma caracterização amostral das corvinas coletadas, considerando o sexo nominal (determinado pelo desenvolvimento visual das gônadas) e uma classificação funcional (Adulto ou Juvenil) definida por limiares específicos de comprimento total para cada sexo propostos por Santos et al. (2015), considerando fêmeas com comprimento $\geq 34,1$ cm e machos $\geq 32,9$ cm como adultos. Além disso, foi realizada a identificação taxonômica, com o intuito de confirmar que a espécie

coletada pelos pescadores correspondia a *M. furnieri*, utilizando-se como referência os critérios descritos por Figueiredo e Menezes (1978, 1980, 2000) e Menezes e Figueiredo (1980, 1985).

Para a remoção do trato gastrointestinal, do fígado e da gônada, foi realizado um corte longitudinal na região ventral de cada exemplar, da cabeça ao ânus. Em seguida, os tecidos foram pesados, embalados em papel alumínio e armazenados a -20°C até a realização das análises laboratoriais.

4.3 Extração de Microplástico

O estudo dos MP se tornou um tema central no contexto dos contaminantes emergentes, voltando a comunidade científica para investigar sua ocorrência, distribuição e potenciais impactos ambientais e biológicos. No entanto, apesar do avanço das pesquisas, ainda não existe um protocolo metodológico bem estabelecido na literatura para a extração e identificação dessas partículas. Diante dessa lacuna, diferentes grupos de pesquisa têm se dedicado para o desenvolvimento de protocolos padronizados, com o objetivo de garantir reprodutibilidade, comparabilidade de resultados e aplicabilidade em diferentes laboratórios ao redor do mundo. Um exemplo é a rede de pesquisa REMARCO, que propôs protocolos consolidados para a análise de MPs em areia de praia e na água do mar, e atualmente está desenvolvendo metodologias voltadas a extração de MP em sedimentos (Remarco, 2026).

Em relação a análise de MPs na biota, ainda é observado uma grande diversidade de abordagens metodológicas descritas na literatura, refletindo a complexidade das matrizes biológicas e a ausência de consenso para protocolo (Lusher et al., 2017). Nesse contexto, muitos protocolos utilizam agentes oxidantes, como o H_2O_2 nas concentrações de 30% ou 15%, testados para a digestão de matéria orgânica (Avio et al., 2015; Arias et al., 2019; Terzi, 2023; Tamim et al. 2025). Em outros estudos são utilizados bases, como o KOH a 10% (Tanaka e Takada, 2016; Lusher et al., 2017; Karami et al., 2017) e há ainda métodos que adotam combinações de ácido nítrico (HNO_3) e ácido clorídrico (HCl) (Karami et al., 2017; Bitencourt et al., 2020). O HNO_3 isolado já foi reportado para extração de MPs em mexilhões (Claessens et al., 2013) enquanto o hipoclorito de sódio (NaClO) foi utilizado como alternativa oxidante em outros protocolos (Collard et al., 2015).

Assim, como parte deste trabalho, propõe-se avaliar e definir um protocolo para a extração de MPs em diferentes tipos de tecidos biológicos de peixe, bem como discutir os

métodos de análise das partículas extraídas, destacando as vantagens, limitações e desafios associados a cada etapa do processo analítico.

4.3.1 Controle de Qualidade

Todos os materiais utilizados no estudo foram previamente enxaguados com água Milli-Q, a fim de eliminar possíveis contaminantes residuais. As soluções utilizadas, como peróxido de hidrogênio a 15% (H_2O_2 15%), solução hipersalina de cloreto de sódio (NaCl , 1,2 g/cm³), hidróxido de potássio (KOH 10%) e iodeto de sódio (NaI , 1,8 g/cm³), passaram por etapas de filtração antes de serem adicionadas às amostras. Além disso, foram adotadas medidas preventivas para evitar contaminação externa, incluindo o uso de jalecos 100% algodão, luvas descartáveis nitrílicas e a manipulação das amostras dentro de capelas de fluxo laminar, reduzindo o risco de contato com partículas suspensas no ambiente. Em cada etapa de extração e filtração, foram utilizados filtros controles, ou seja, filtros submetidos aos mesmos procedimentos que as amostras, a fim de observar ou eliminar possíveis fontes externas de contaminação.

4.3.2 Filtração dos conteúdos estomacais

A extração de MP foi realizada com base no protocolo de Avio et al. (2015), adaptado com duas etapas de digestão utilizando H_2O_2 15%. O conteúdo estomacal de cada exemplar foi cuidadosamente removido e transferido para um béquer de vidro, onde foi submetido ao processo de digestão química com H_2O_2 15% por um período de 24 horas a 50°C em estufa. Essa etapa foi essencial para a degradação da matéria orgânica presente nas amostras. Após a digestão, foi realizada a suspensão do material em solução hipersalina (NaCl , 1,2 g/cm³), com a adição de 150 mL individualmente, seguida por um período de decantação.

Em seguida, foram conduzidas duas etapas de filtração a vácuo utilizando membranas de celulose estéril Whatman de 47mm, sendo a primeira com porosidade de 8 µm e a segunda com 0,45 µm. Esse procedimento garantiu a retenção de partículas de diferentes tamanhos, incluindo MPs menores e potencialmente mais preocupantes do ponto de vista ecotoxicológico. Após a filtração, as amostras foram transferidas para placas de Petri de vidro devidamente identificadas e submetidas à secagem em estufa a 50°C por 24 horas, assegurando a completa remoção de umidade antes da análise microscópica (Fig. 9).

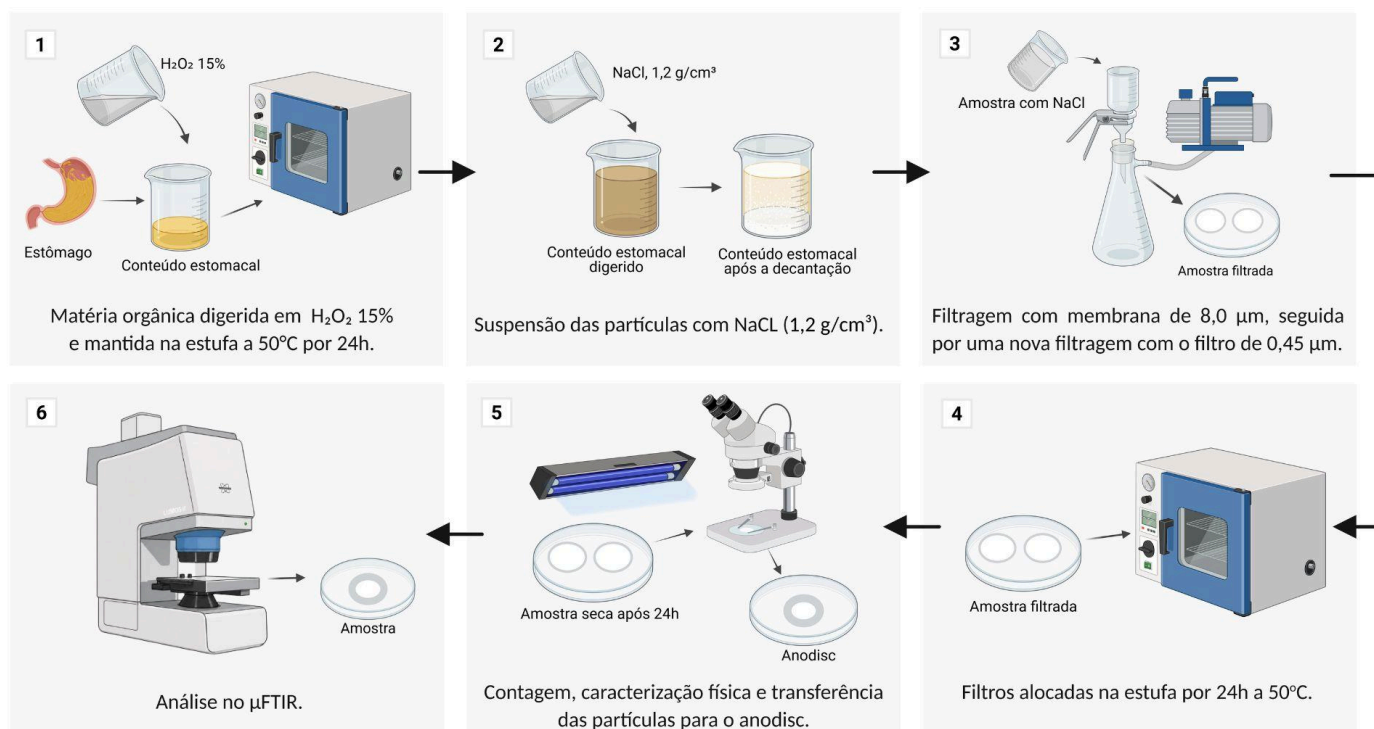


Figura 9. Esquema do processo de filtração e recuperação dos microplásticos do conteúdo estomacal. Ilustração elaborada no BioRender; o desenho do µFTIR foi gerado por inteligência artificial. Fonte: A autora, (2026).

As membranas foram analisadas em um estereomicroscópio Olympus SZ 71, com ampliação de até 4,5×, equipado com um retículo micrométrico linear de 10 mm/100 (U-OCM10/100) acoplado à lente. Na etapa de identificação das possíveis partículas plásticas, foram registradas informações sobre cor, formato e tamanho. O formato das partículas foi classificado em cinco tipos principais: filamento, fragmento, filme, emaranhado e grânulo. Para facilitar a visualização de possíveis polímeros e sua posterior recuperação, foi utilizada iluminação por luz UV. Em seguida, uma fração representativa (aproximadamente 30% das partículas recuperadas) foram então transferidas para filtros de óxido de alumínio (Anodisc®, diâmetro de 25 mm, Whatman) para análises espectroscópicas posteriores, utilizando espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (µFTIR), a fim de confirmar a composição química dos polímeros identificados. Devido às limitações orçamentárias e visando otimizar o uso dos filtros Anodisc, as amostras do trato gastrointestinal foram agrupadas por localidade e estação, originando quatro grupos analíticos: Itaipu Verão, Itaipu Inverno, Barra da Tijuca Verão e Barra da Tijuca Inverno.

4.3.3 Filtragem e processamento de gônadas, fígados e brânquias

Para a extração de MP em outros tecidos da corvina (gônada, fígado e brânquias), foi utilizado o protocolo baseado em Karami et al. (2017). As amostras foram colocadas separadamente em béqueres de 100 mL. Para a digestão do material biológico, foi adicionada uma solução de KOH a 10% em volume correspondente a dez vezes a massa do tecido (m/v). As amostras permaneceram em estufa a 50°C por 72 h para garantir a digestão completa dos tecidos.

Após esse período, a amostra foi filtrada utilizando um filtro metálico com poro de 300 µm e, posteriormente, uma nova filtragem foi realizada com um filtro metálico de 25 µm. O filtro de 25 µm contendo a amostra foi transferido para um béquer e foi imerso em 10-15ml de uma solução de NaI (1,8 g/cm³), cobrindo completamente o filtro. Para promover a separação dos polímeros plásticos, o filtro foi submetido a sonicação por 15 minutos a 50 Hz. Posteriormente, a amostra foi agitada por 20 minutos, dividida em quatro partes, cada uma sendo submetida a agitação por 5 minutos com auxílio de uma placa agitadora e um agitador magnético (Fig. 10).

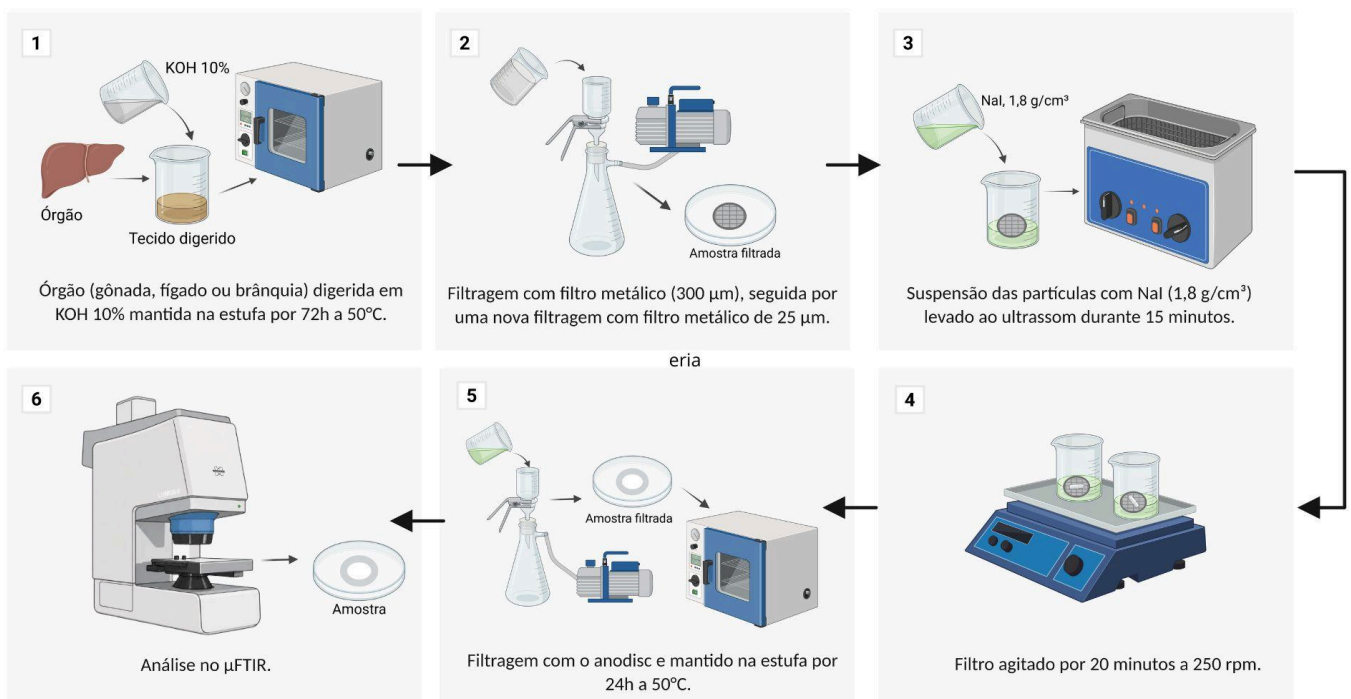


Figura 10. Esquema do processo de filtração e recuperação de microplásticos a partir dos tecidos: gônada, fígado e brânquias. Ilustração elaborada no BioRender; o desenho do µFTIR foi gerado por inteligência artificial. Fonte: A autora, (2026).

Por fim, para o isolamento dos MP, ambas as faces do filtro metálico foram lavadas com água ultrapura para assegurar a recuperação máxima dos MPs, a amostra passou por uma última filtragem à vácuo utilizando um filtro Anodisc (malha de 0,2 µm, diâmetro de 25 mm, Whatman). Finalmente, a membrana do filtro foi transferida para uma placa de Petri de vidro limpa e seca, e levada à estufa a 50°C para garantir a secagem completa.

4.4 Fator de Condição de Fulton

O fator de condição de Fulton (K) foi utilizado para avaliar a condição corporal e o balanço energético dos indivíduos analisados, sendo amplamente empregado como indicador indireto da saúde dos peixes e da qualidade ambiental. Para o cálculo do fator de condição, foram obtidos o peso total e o comprimento total de cada indivíduo. O índice foi calculado de acordo com a seguinte equação:

$$K = (P_{\text{total}} / L^3) * 100 \quad (1)$$

Em que: P_{total} corresponde ao peso total do peixe (g) e L ao comprimento total do indivíduo (cm).

Os valores de K foram posteriormente interpretados com base na classificação proposta por Morton e Routledge (2006), que categoriza o fator de condição em cinco classes: Muito Pobre (0,8-1,0), Pobre (1,0-1,2), Balanceado (1,2-1,4), Bom (1,4-1,6) e Muito Bom (> 1,6).

4.5 Índice de Plenitude Gástrica (IPG)

O Índice de Plenitude Gástrica (IPG) foi utilizado para avaliar a intensidade da atividade alimentar recente dos indivíduos analisados, proposto por Fanelli et al. (2009). Para o cálculo do IPG, foi obtido o peso do conteúdo estomacal e o peso total de cada peixe. O índice foi calculado de acordo com a seguinte equação:

$$IPG = (P_{\text{conteúdo estomacal}} / P_{\text{total}}) * 100 \quad (2)$$

Onde: $P_{\text{conteúdo estomacal}}$ corresponde ao peso do conteúdo presente no estômago (g) e $P_{\text{peso total}}$ ao peso total do indivíduo (g).

Os valores de IPG foram utilizados para comparar a atividade alimentar entre estações, regiões e classes ontogenéticas, permitindo inferir variações temporais e espaciais no padrão alimentar da espécie.

4.6 Análise Elementar de Isótopos Estáveis

A análise de isótopos estáveis constitui uma ferramenta utilizada em estudos ecológicos para a investigação do hábito alimentar e da estrutura trófica. As assinaturas isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ permitem identificar as principais fontes de carbono assimiladas pelos indivíduos, possibilitando a diferenciação entre populações de uma mesma espécie, bem como a detecção de variações espaciais e sazonais no uso de recursos alimentares (Sakamoto et al., 2023; Richardson et al., 2024). De forma complementar, os isótopos de $\delta^{15}\text{N}$ são utilizados como indicadores da posição trófica dos organismos, uma vez que apresentam enriquecimento ao longo da cadeia alimentar. Assim, variações nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ refletem mudanças no nível trófico ocupado pelos indivíduos e podem indicar alterações no nicho trófico ao longo do tempo ou entre diferentes áreas (Hussey et al., 2013; Richardson et al., 2024). Assim, foram avaliadas no presente estudo, as assinaturas isotópicas da corvina (*M. furnieri*).

Após a remoção do conteúdo estomacal e congelamento, o tecido do trato gastrointestinal (TGI) foi submetido ao processo de liofilização por um período de 48 h, sob uma pressão média de 0,1 mBar. Esse procedimento garantiu a remoção completa da umidade sem degradação térmica, preservando a integridade dos compostos orgânicos presentes nas amostras. Após a secagem, as amostras foram pesadas com precisão de 0,5 mg, utilizando uma balança eletrônica de alta precisão, com exatidão de 0,000001 g. Essa etapa foi essencial para garantir a exatidão dos dados isotópicos. Em seguida, cada amostra foi encapsulada em cápsulas de estanho com dimensões de 4 × 6 mm, preparadas para análise posterior (Fig. 11).



Figura 11. Esquema do preparo e da análise do tecido do trato gastrointestinal para análise de isótopos estáveis de carbono (C) e nitrogênio (N). Fonte: A autora, (2026).

A análise isotópica foi realizada com um analisador elementar com espectrometria de massas com razão isotópica acoplada (EA-IRMS - Flash 2000 - DELTA V Advantage, ThermoScientific), com o objetivo de determinar as razões isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Os valores isotópicos obtidos são expressos em notação Delta como parte por mil (‰) em relação a um padrão de referência. Eles fornecem informações fundamentais sobre a origem e composição da matéria orgânica ingerida pelos organismos, possibilitando inferências sobre a estrutura trófica e o nível de contaminação ambiental.

A determinação dos valores δ foi calculada pela seguinte equação:

$$\delta x (\text{‰}) = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 10^3 \quad (3)$$

Onde: x representa ^{13}C ou ^{15}N , e R_{amostra} e $R_{\text{padrão}}$ correspondem às razões isotópicas de isótopos pesados para leves ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) das amostras e dos padrões de referência, respectivamente (Fry, 2006).

Além disso, foi aplicada a correção lipídica aos valores isotópicos quando a razão C:N foi superior a 3,5 no TGI, conforme recomendado por Post et al. (2007). A calibração dos valores isotópicos foi realizada com padrões internacionais certificados, garantindo a confiabilidade dos resultados analíticos. Foram utilizados os padrões Acetanilida (CAS # 103-84-4), Ureia #0 (IVA33802174) e Glicina (USGS65 - CAS 56-40-6). Essa abordagem permite não apenas a caracterização da dieta dos organismos analisados, mas também a

identificação de potenciais fontes de contaminação antropogênica nos ecossistemas estudados (tabela 3).

Tabela 3. Padrões utilizados nas amostras analisadas.

Matriz	Código	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Acetanilida	CAS # 103-84-4	$-29,53 \pm 0,04$	$1,18 \pm 0,03$
Ureia #0	IVA33802174	$-41,3 \pm 0,04$	$-0,32 \pm 0,2$
Glicina	USGS65 - CAS 56-40-6	$-20,29 \pm 0,04$	$20,68 \pm 0,06$

Uma outra ferramenta utilizada através dos marcadores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$, são utilizar para estimar a posição trófica dos indivíduos, para isso foi aplicando a fórmula proposta por Wada (1987):

$$PT = \frac{(\delta^{15}\text{N}_{\text{animal}} - \delta^{15}\text{N}_0) + \lambda}{\Delta} \quad (4)$$

Onde: $\delta^{15}\text{N}_{\text{animal}}$ corresponde à razão isotópica de nitrogênio do indivíduo estudado e $\delta^{15}\text{N}_0$ representa a razão isotópica da base da cadeia alimentar, adotada neste estudo como 3,75 ‰, referente ao fitoplâncton (Bernardo, 2024). O valor de Δ indica o enriquecimento isotópico médio por nível trófico, adotado como 3,4 ‰ com base em referências da literatura (Minagawa e Wada, 1984), e λ é a posição trófica da fonte basal da cadeia alimentar, neste caso, igual a 1. Essa abordagem permitiu calcular a posição trófica dos indivíduos, considerando tanto a assinatura isotópica da base quanto o enriquecimento esperado por nível trófico.

4.7 Caracterização química dos polímeros

Para a caracterização química dos MPs, foi utilizado a técnica de microscopia de infravermelho por transformada de Fourier com um detector de arranjo focal plano ($\mu\text{FTIR}+\text{FPA}$) (LUMOS II) composto por 64×64 detectores. A aquisição espectral ocorreu

na faixa de aproximadamente 400 a 4000 cm^{-1} , com resolução de 4 cm^{-1} . Cada espectro foi obtido a partir de 6375 varreduras (tiles) com uma grade retangular de 75×85 (unidade) foi selecionada para análise. As amostras foram preparadas em filtros Anodisc, adequados para transmissões no infravermelho. A luz infravermelha é então direcionada sobre a amostra, e as ligações químicas dos materiais presentes absorvem essa luz em diferentes comprimentos de onda, gerando um espectro de absorção (Fig. 12). Cada tipo de polímero possui uma assinatura espectral única, os espectros obtidos geram imagens hiperespectrais.

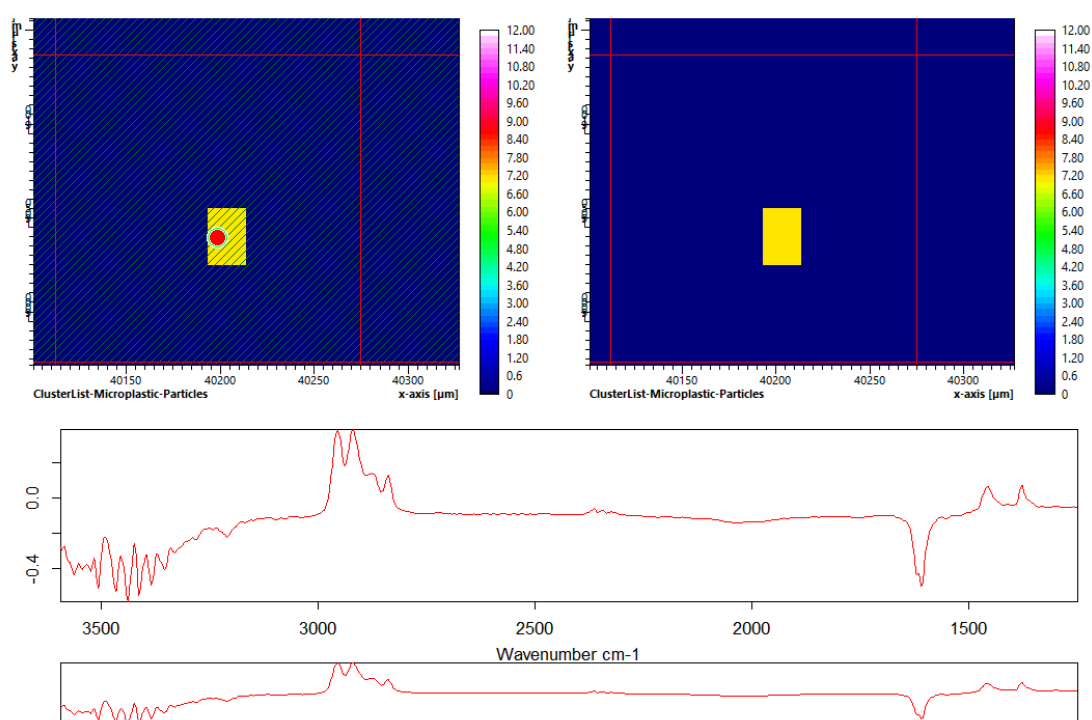


Figura 12. Espectros de absorbância com os picos de identificação do PVC.

Em seguida, as áreas dos filtros foram escaneadas automaticamente, gerando mapas hiperespectrais. Os dados obtidos foram processados no software Microplastic Identifier (MPID), integrado ao OPUS® (versão 9.2.4, Bruker), no qual os espectros foram pré-processados e comparados a bibliotecas de polímeros por meio de índices de similaridade. Esse procedimento permitiu a identificação, quantificação e classificação morfológica das partículas. O processamento dos dados no MPID envolve a análise automática das imagens hiperespectrais dos filtros, que são divididas em blocos sobrepostos para garantir a detecção completa das partículas. Os espectros obtidos são padronizados para reduzir variações instrumentais, como ruído do detector e interferência de CO_2 e H_2O . Em seguida, a inteligência artificial presente no software (*foreground detection*), diferencia pixels contendo MPs do fundo do filtro, e um segundo modelo (*deep learning*) realiza a identificação dos

diferentes polímeros comparando com uma biblioteca de espectros de referência. Pixels adjacentes são agrupados para formar partículas individuais, para as quais é calculado um espectro médio representativo e um índice de similaridade espectral (*HIT score*), que é comparado a um limiar definido pelo usuário para assegurar a confiabilidade das identificações. No nosso estudo foram considerados espectros com valores de *high quality* superiores a 650, obtidos a partir da comparação com a biblioteca espectral disponível no próprio software. Por fim, o software gera tabelas contendo tamanho, morfologia e tipo de polímero de cada partícula, permitindo uma análise quantitativa e reprodutível dos MPs presentes nas amostras (Fig. 13).

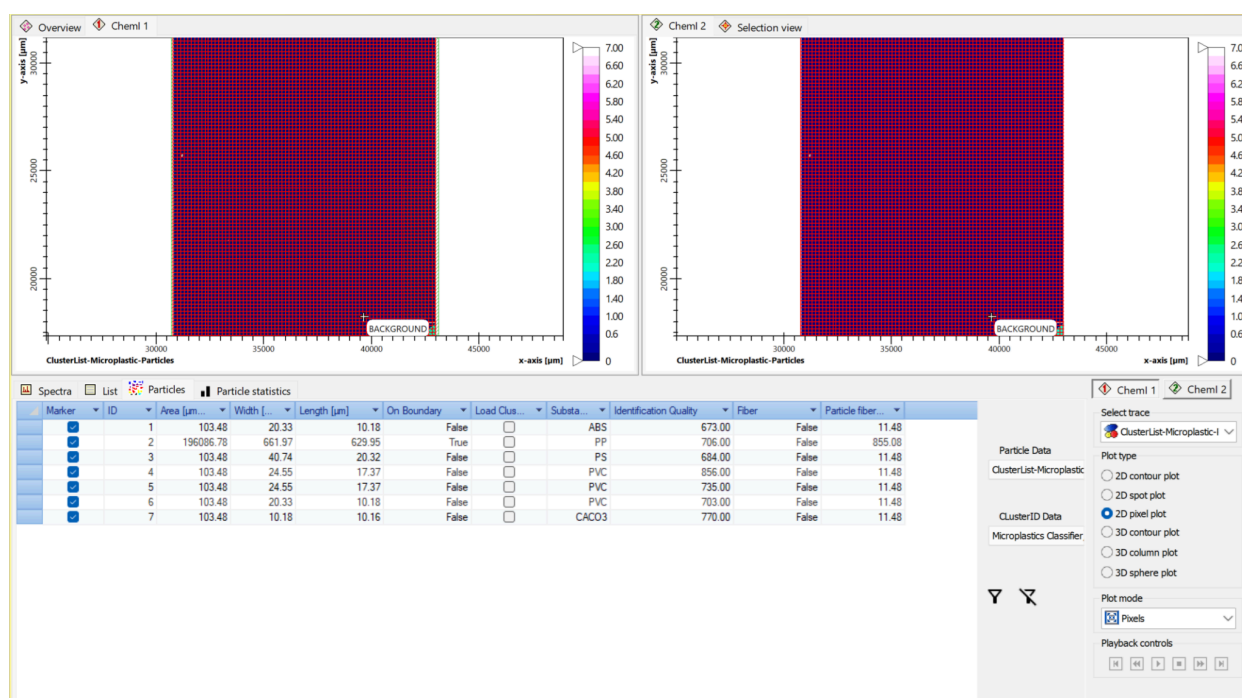


Figura 13. Resultado do processamento dos dados no *Microplastics Identifier* (MP-ID).

4.8 Quantidade Mínima Detectável (MDA)

Em relação a avaliação da qualidade analítica, neste estudo foi utilizado o método da Quantidade Mínima Detectável (MDA) descrito por Lao e Wong (2023), com o objetivo de distinguir a ocorrência real de MPs da possível contaminação de fundo. Foram utilizados dois critérios distintos, denominados MDAA e MDAB, de acordo com o número de brancos controle disponíveis.

O MDAA foi aplicado quando mais de um branco controle estava disponível, sendo utilizado para as amostras de fígado, gônada e brânquia. O valor mínimo detectável foi calculado conforme descrito na seguinte equação:

$$MDAa = Nb + 3 + 3,29 \times SDb \times \sqrt{1 + \frac{1}{n}} \quad (6)$$

Onde: Nb = média das partículas de cada polímero nos brancos;

SDb = desvio padrão das contagens de cada polímero nos brancos;

n = número de réplicas dos brancos.

Enquanto para as análises em que foi aplicado o método de recuperação de partículas para identificação química, os brancos foram submetidos aos mesmos procedimentos aplicados às amostras. Nesse caso, os 7 brancos foram reunidos e transferidos para um único branco, em *Anodisc*, o qual foi posteriormente analisado no μ FTIR através do software OPUS©. Assim, o MDAb foi aplicado quando apenas um branco controle estava disponível, sendo aplicado às amostras do trato gastrointestinal. A Quantidade Mínima Detectável foi estimada de acordo com a seguinte equação:

$$MDAb = Nb + 3 + 4,64 \times \sqrt{Nb} \quad (7)$$

Onde: Nb : número de partículas de cada polímero i.

Foram reportados apenas os polímeros, onde a abundância total foi maior que o valor mínimo detectável, adotando-se como critério $MDA > 3$, conforme recomendado por Lao e Wong (2023).

4.9 Índice de Shannon-Wiener

O índice de Shannon-Wiener (H') é utilizado para quantificar a diversidade em comunidades ecológicas, sendo também aplicado no estudo da diversidade de MPs em amostras ambientais (Li et al., 2024). Este índice permite avaliar a variedade e a abundância relativa de diferentes categorias de MPs presentes nas amostras, considerando atributos como forma, cor e tamanho.

A fórmula do índice de Shannon-Wiener é dada por:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln (p_i) \quad (5)$$

Onde: H': Índice de diversidade de Shannon, que quantifica a diversidade total da amostra.

S: Número total de categorias de microplásticos analisadas (como formas, cores e tamanhos).

p_i: Proporção de microplásticos da categoria i, calculada como a razão entre a quantidade de microplásticos dessa categoria e o número total de microplásticos na amostra.

O valor do índice de Shannon-Wiener varia conforme a diversidade presente na amostra e pode ser interpretado conforme descrito por Valentin et al. (1991)

$H' \geq 3,0$: Diversidade alta;

$2,0 \leq H' < 3,0$: Diversidade moderada;

$1,0 \leq H' < 2,0$: Diversidade baixa;

$H' < 1,0$: Diversidade muito baixa.

5. Análise Estatística

Foi realizada uma análise descritiva dos dados, com cálculo de médias e desvios-padrão para os parâmetros biométricos (massa corporal, comprimento total e comprimento padrão), índices fisiológicos (Índice de Plenitude Gástrica - IPG e fator de condição de Fulton - K), posição trófica (PT) e o estágio de maturação foi analisado separadamente segundo região e estação. A normalidade dos dados foi avaliada por meio do teste de Shapiro-Wilk, enquanto a homogeneidade das variâncias foi verificada pelo teste de Levene. Quando os pressupostos de normalidade foram atendidos, os dados foram analisados por meio de análise de variância bifatorial (ANOVA). Para os casos em que os dados não apresentaram distribuição normal, foram empregados os testes não paramétricos de Mann-Whitney (teste U) e o teste exato de Fisher, quando apropriado. Quando observadas diferenças estatisticamente significativas, foram realizadas comparações múltiplas pelo teste de Tukey. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (versão 4.4.1), adotando-se nível de significância de $p < 0,05$. Assim como os gráficos, utilizando os pacotes

ggplot2, *ggthemes*, *dplyr*, *tidyr*, *forcats*, *readxl*, *ggpattern*, *stringr*, *ggpubr*, *tidyverse*, *ggalluvial*, *ggnewscale* e *scales*.

6. Resultados e Discussões

6.1 Resultados dos protocolos para extração de MP

As amostras submetidas ao protocolo de digestão com H₂O₂ apresentaram uma digestão moderada do material orgânico. Resultando em um tempo de filtração prolongado, principalmente devido a rápida saturação das membranas. Uma outra limitação observada está relacionada a utilização de NaCl, com densidade de 1,2 g cm⁻³, no qual restringe a recuperação de polímeros de maior densidade (Duong et al., 2022). Embora esse protocolo apresente baixo custo dos reagentes, ele se mostrou limitado para a análise química por μ FTIR-FPA, uma vez que as partículas retidas nas membranas precisam ser recuperadas e transferidas para filtros de Anodisc, etapa que pode resultar em perdas amostrais.

No presente estudo, a taxa de recuperação das partículas foi de 34,4%. Vale ressaltar que outros trabalhos também adotaram a seleção de um subconjunto de amostras para análise, como o estudo de Alves e Figueiredo (2023), que analisou aproximadamente 40% das partículas de forma aleatória. O estudo de Kamari et al. (2017) demonstrou que a utilização de agentes oxidantes como H₂O₂ e NaClO não é adequada para a extração de MPs em matrizes biológicas, diante a baixa eficiência na digestão dos tecidos, além do potencial de degradação dos polímeros quando submetidos a temperaturas iguais ou superiores a 50 °C. Esses reagentes podem alterar a coloração e modificar picos característicos do PET e nylon 6 (Nuelle et al., 2024; Kamari et al., 2017).

Por outro lado, a extração de MPs com agentes alcalinos, como KOH 10%, demonstrou elevada eficiência na digestão da matéria orgânica. Além disso, a utilização de NaI na etapa de separação por densidade, possibilitou a recuperação mais ampla de polímeros, incluindo aqueles de maior densidade, diante a capacidade do NaI atingir densidades de até 1,8 g cm⁻³. Nesse método, as etapas de filtração foram significativamente mais rápidas em razão da pré-filtração do material e do processo de centrifugação associado à solução de NaI, o que melhorou o desempenho da suspensão, separação dos sólidos ainda existentes nas amostras e reduziu o tempo de filtração. Outro aspecto relevante é a possibilidade de realizar a filtração direta em filtros Anodisc, permitindo que todas as partículas permaneçam no

próprio suporte analítico, o que viabiliza uma análise química mais precisa por μ FTIR-FPA, com maior resolução espacial e menor perda de partículas.

Entretanto, uma das limitações observadas desse protocolo são: a formação de espuma durante o processo de filtração em algumas amostras de fígado e gônada, fenômeno também relatado em outros estudos e associado ao processo de saponificação em tecidos rico em lipídeos (Dawson et al. 2020), potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente, e o elevado custo, sobretudo o NaI (Cutroneo et al. 2021). Diante disso, o estudo de Constant et al. (2021) propõe a reutilização da solução de NaI após o processo de filtração, o que contribui para a redução dos custos do procedimento. Diante disso, para garantir a eficiência e evitar a contaminação de futuras amostras, é necessário a realização de uma nova filtração utilizando filtros de menor porosidade, como filtro de fibra de vidro (GF 0,7 μ m).

A digestão com KOH 10% é atualmente uma das abordagens mais aceitas para tecidos de organismos, enquanto métodos enzimáticos têm sido apontados como alternativas promissoras em estudos que priorizam a máxima preservação da integridade das partículas (Cole et al., 2014; Karlsson et al., 2017). Na tabela 4 a seguir, são apresentadas as principais vantagens e limitações de cada protocolo de extração avaliado neste estudo.

É importante destacar que o desenvolvimento de um protocolo eficiente para matrizes biológicas é um desafio, considerando que diferentes organismos apresentam variações no teor de lipídios, além de diferenças inerentes ao tipo de tecido analisado. Até o momento, não existe um protocolo padronizado. No entanto, nossos resultados neste estudo estão em concordância com outras pesquisas que também propuseram a combinação de KOH e NaI, demonstrando sua eficiência no isolamento de MPs. Karami et al. (2017), por exemplo, recomendam o uso de KOH 10% a 40 °C, destacando que essa condição não compromete a integridade de polímeros plásticos como o PET.

Tabela 4. Resumo dos protocolos de digestão química e separação por densidade para extração de microplásticos.

Protocolo	Agente digestivo	Separação por densidade	Vantagem	Limitação	Implicações analíticas	Referência
H ₂ O ₂ (15%) + NaCl	H ₂ O ₂ 15% (digestão oxidativa)	NaCl (1,2 g/cm ³)	Digestão moderada da matéria orgânica; baixo custo de reagentes.	Tempo de filtração prolongado; rápida saturação do filtro.	Recuperação e transferência de partículas para o Anodisc antes da análise μ FTIR-FPA; risco de perda de partículas.	Kamari et al 2017; Duong et al., 2022; Nuelle et al., 2024
KOH (10%) + NaI	KOH 10% (digestão alcalina)	NaI (1,8 g/cm ³)	Alta eficiência digestiva; melhor recuperação de polímeros de alta densidade; filtração mais rápida quando aplicada pré-filtração.	Alto custo do NaI; manuseio cuidadoso.	Permite a filtração direta em Anodisc, possibilitando análises no μ FTIR-FPA com perda mínima de partículas.	Cole et al., 2014; Karami et al., 2017; Dawson et al., 2020

A pré-filtragem se mostrou necessária para otimizar o processo de filtragem subsequente com os filtros Anodisc, uma vez que apresentam poros com 0,2 μm . Sem essa etapa prévia, haveria uma rápida saturação dos filtros Anodisc, dificultando e prolongando a extração. Outro fator que justifica o uso da pré-filtragem é a aplicação da técnica de $\mu\text{FTIR-FPA}$. No entanto, o excesso de material orgânico que poderia se acumular no filtro comprometeria a identificação e caracterização dos polímeros, interferindo na qualidade e precisão dos resultados.

6.2 Propriedade morfométrica

A Tabela 5 a seguir apresenta a distribuição de indivíduos por região, estação e sexo nominal, juntamente com a proporção de indivíduos classificados funcionalmente como adultos ou juvenis.

Tabela 5. Resumo amostral de *Micropogonias furnieri* (corvina) por região do estado do Rio de Janeiro (Barra da Tijuca e Itaipu), estação e sexo nominal, com classificação funcional (Adulto/Juvenil) e estatísticas biométricas (média \pm DP). N.: Número de indivíduos; C.T.: Comprimento total dos peixes; C.P.: Comprimento padrão dos peixes. Os valores são apresentados como média \pm desvio padrão; NA indica que o desvio padrão não pode ser calculado devido ao número insuficiente de amostras ($n = 1$).

Região	Estação	Sexo	N	Amostra		Biometria (média \pm DP)		
				Adulto	Juvenil	Massa (g)	C.T. (cm)	C.P. (cm)
Barra da Tijuca	Inverno	Fêmea	4	4	-	537,8 \pm 71,3	37,2 \pm 1,6	32,1 \pm 1,6
		Macho	5	3	2	490,2 \pm 121,6	35,5 \pm 3,3	30,5 \pm 3,2
	Verão	Fêmea	1	-	1	199,0 \pm NA	24,0 \pm NA	20,4 \pm NA
		Macho	6	-	6	216,8 \pm 22,2	27,4 \pm 1,7	23,4 \pm 2,0
Itaipu	Inverno	Fêmea	6	5	1	646,3 \pm 259,9	37,7 \pm 4,7	32,0 \pm 4,0
		Macho	4	2	2	474,5 \pm 216,4	34,9 \pm 4,5	29,8 \pm 3,6
	Verão	Fêmea	5	1	4	338,6 \pm 126,9	30,4 \pm 5,6	25,8 \pm 3,3
		Macho	5	1	4	307,6 \pm 99,3	30,2 \pm 2,6	24,5 \pm 2,8

Entretanto, é importante ressaltar que as amostras analisadas foram adquiridas de pescadores locais, com finalidade comercial e destinadas ao consumo humano. Dessa forma, não foi possível acessar o número total de indivíduos capturados em cada pescaria, tendo sido a análise padronizada para um subconjunto de dez indivíduos por estação e região. Essa

limitação metodológica impede a extrapolação dos resultados para toda a população capturada no verão, não sendo possível afirmar que todos os indivíduos pescados nesse período eram juvenis. Ainda assim, dentro do conjunto amostral analisado no presente estudo, foi observado predominância de indivíduos jovens tanto em Itaipu quanto na Barra da Tijuca durante o verão.

Diante disso, a estrutura populacional das corvinas variou principalmente ao longo das estações do ano, enquanto as diferenças espaciais entre as regiões amostradas foram menos evidentes. A composição etária funcional apresentou variação sazonal, a ANOVA indicou efeito significativo da estação sobre a proporção de adultos e juvenis ($p < 0,001$), com predominância de adultos no inverno e de juvenis no verão. Esse padrão sazonal é corroborado pelas diferenças observadas no comprimento total e no comprimento padrão, que foram significativamente maiores no inverno ($p < 0,001$), refletindo a maior frequência de indivíduos de maior porte nessa estação. A ausência de diferenças significativas entre as regiões indica que a variação observada está predominantemente associada à sazonalidade, e não à segregação espacial por tamanho.

Esse padrão pode ser explicado pelo período reprodutivo da espécie. Vizziano et al. (2002) demonstraram que o período reprodutivo de *M. furnieri* se estende durante os meses mais quentes, como primavera e verão. De forma complementar, Costa e Araújo (2003) apontam que a plataforma continental interna adjacente e as áreas estuarinas constituem um dos principais locais de desova da espécie. Outros estudos como o de Jaureguizar et al. (2008), indicam que a desova pode ocorrer no interior dos estuários, em águas rasas, o que corrobora os resultados do presente estudo e explica a maior frequência de juvenis observada no verão, uma vez que os indivíduos adultos migram para áreas reprodutivas nesse período. Durante a fase reprodutiva, os adultos tendem a se concentrar em regiões próximas aos estuários, enquanto os juvenis passam a ocupar preferencialmente ambientes costeiros rasos.

A ausência de diferenças significativas entre as regiões amostradas sugere que essas áreas funcionam como habitats compartilhados ao longo do ciclo anual, e não como unidades populacionais isoladas. Assim, embora os indivíduos se desloquem entre áreas costeiras, o uso do habitat para fins reprodutivos pode variar espacial e temporalmente ao longo do ano, conforme já descrito por Costa e Araújo (2003).

A fim de compreender o balanço energético dos indivíduos, foi avaliado o índice de condição de Fulton (K), uma vez que esse índice integra processos como crescimento, alimentação, manutenção metabólica e investimento reprodutivo, sendo amplamente empregado como indicador indireto da condição corporal e da qualidade ambiental (Mozsár et

al., 2015; Farrag et al., 2025). No entanto, não foram observadas diferenças significativas nos valores de K entre as regiões ($F(1,30) = 0,40$; $p = 0,534$) e maturação ($F(1,30) = 0,77$; $p = 0,388$), indicando condição corporal semelhante entre os grupos analisados.

Os valores de K variaram entre 0,88 e 1,91 (Tabela 6), sendo interpretados nas categorias “pobre” e “balanceado”, segundo a classificação proposta por Morton e Routledge (2006). Esses valores são comparáveis aos observados por Azevedo et al. (2017) ao avaliar indivíduos machos e fêmeas de *M. furnieri* no Maranhão. Valores classificados como “pobre” a “balanceado” não indicam limitação alimentar, mas podem refletir o elevado custo metabólico associado ao crescimento acelerado observado em juvenis e ao investimento energético na reprodução em indivíduos adultos, especialmente em espécies com desova prolongada (Audzijonyte e Richards, 2018). Esse padrão pode explicar a ausência de diferenças significativas no K entre juvenis e adultos neste estudo. Estudos prévios indicam que espécies costeiras como *M. furnieri*, o fator de condição pode variar ao longo do ano em função da sazonalidade e do ciclo reprodutivo (Isaac-Nahum e Vazzoler, 1983). No entanto, no presente estudo, essa variação não foi detectada entre juvenis e adultos, sugerindo que os indivíduos apresentaram um balanço energético semelhante, independente do estágio ontogenético.

Tabela 6. Resumo amostral de *Micropogonias furnieri* (corvina) por região do estado do Rio de Janeiro (Barra da Tijuca e Itaipu) e maturidade sexual (adulto/juvenil), com os índices biométricos apresentados como média \pm desvio padrão (DP). N: Número de indivíduos analisados; C.T.: Comprimento total dos peixes; K: Fator de condição de Fulton (calculado a partir da Equação 1); IPG: Índice de plenitude gástrica (calculado a partir da Equação 2).

Região	Maturação	N	Biometria (média \pm DP)		Índice (média \pm DP)	
			Massa (g)	C.T. (cm)	K	IPG
Barra da Tijuca	Adulto	9	547,0 \pm 57,8	37,1 \pm 1,3	1,04 \pm 0,08	1,87 \pm 6,08
	Juvenil	7	213,0 \pm 66,6	28,0 \pm 2,8	1,09 \pm 0,16	1,20 \pm 0,53
Itaipu	Adulto	9	588,0 \pm 221,4	37,5 \pm 3,3	1,09 \pm 0,13	1,44 \pm 0,56
	Juvenil	11	287,5 \pm 64,3	30,05 \pm 3,08	1,05 \pm 0,30	1,48 \pm 0,55

Assim, os resultados sugerem que os ambientes amostrados são capazes de sustentar a população ao longo do ciclo anual, embora não favoreçam o acúmulo elevado de reservas

energéticas, o que reflete condições ambientais funcionalmente adequadas, mas sujeitas a pressões em áreas costeiras.

Um outro fator avaliado para compreender possíveis mudanças na ecologia trófica da corvina em relação ao estágio de vida e a região, foi o Índice de Plenitude Gástrica (IPG) utilizado como medida da intensidade alimentar recente (Tabela 6). Esse índice reflete a disponibilidade imediata de alimento e indiretamente as condições ambientais locais. Diante disso, não foram observadas diferenças significativas nos valores de IPG entre a região ($F(1,30) = 0,007$; $p = 0,933$) e maturação ($F(1,30) = 0,933$; $p = 0,342$) indicando intensidade alimentar semelhante nas áreas e fases de vida. A ausência de diferenças entre juvenis e adultos sugere que ambos os grupos apresentaram intensidade alimentar recente semelhante, refletindo sobreposição de hábitos alimentares e de disponibilidade de recursos.

A similaridade entre as regiões indica que apesar das diferenças ambientais entre a Barra da Tijuca e Itaipu, a disponibilidade de alimento parece suficiente para manter a alimentação recente dos indivíduos. Esse padrão é consistente com os resultados observados para K, que também não apresentou variação significativa, sugerindo condição corporal semelhante entre os grupos analisados. Em conjunto, esses índices apontam para um balanço energético relativamente homogêneo, no qual a alimentação recente tem sido suficiente para manter a condição corporal, mas não para promover diferenças expressivas no acúmulo de reservas energéticas.

6.3 Dados isotópicos

Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e da razão C:N, considerando as variações sazonais e espaciais, estão apresentados na Tabela 7. Na Barra da Tijuca, os indivíduos adultos apresentaram valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ de $-16,8 \pm 0,5 \text{ ‰}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ de $12,4 \pm 0,6 \text{ ‰}$, com razão C:N de $3,4 \pm 0,3$. Já os juvenis exibiram valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos ($-15,4 \pm 1,8 \text{ ‰}$) em comparação aos adultos, enquanto os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram semelhantes ($12,3 \pm 0,6 \text{ ‰}$). A razão C:N foi mais elevada nos juvenis ($5,3 \pm 2,5$), indicando maior variabilidade na composição elementar desse grupo.

Em Itaipu, os adultos apresentaram valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ de $-16,8 \pm 0,9 \text{ ‰}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ de $12,8 \pm 0,7 \text{ ‰}$, com razão C:N de $3,6 \pm 0,7$. Os juvenis mostraram valores de $\delta^{13}\text{C}$ semelhantes ($-16,7 \pm 1,3 \text{ ‰}$) e valores ligeiramente mais enriquecidos de $\delta^{15}\text{N}$ ($13,0 \pm 0,9 \text{ ‰}$), enquanto a razão C:N foi de $4,0 \pm 1,2$, indicando condição intermediária entre os grupos avaliados.

Tabela 7. Dados médios das análises de composição da *Micropogonias furnieri* (corvina) por região do estado do Rio de Janeiro (Barra da Tijuca e Itaipu). C:N: Razão do carbono orgânico total (COT) e o nitrogênio total (NT); PT: Posição trófica (calculada a partir da Equação 4).

Região	Maturidade	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	C:N	PT
Barra da Tijuca	Adulto	$-16,8 \pm 0,5$	$12,4 \pm 0,6$	$3,4 \pm 0,3$	$3,5 \pm 0,2$
	Juvenil	$-15,4 \pm 1,8$	$12,3 \pm 0,6$	$5,3 \pm 2,5$	$3,5 \pm 0,2$
	Adulto	$-16,8 \pm 0,9$	$12,8 \pm 0,7$	$3,6 \pm 0,7$	$3,7 \pm 0,2$
Itaipu	Juvenil	$-16,7 \pm 1,3$	$13,0 \pm 0,9$	$4,0 \pm 1,2$	$3,7 \pm 0,3$

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ obtidos neste estudo para os indivíduos adultos são semelhantes aos reportados por Pizzochero et al. (2018) ao analisar *M. furnieri*, que registraram valores variando entre -16 e -14‰. Em contraste, os valores observados para os juvenis no presente estudo (-16,7 a -15,4‰) diferem daqueles reportados por Pizzochero et al. (2018) (-18 a -16‰), que observaram valores mais enriquecidos em adultos de plataforma e mais empobrecidos em juvenis associados a ambientes estuarinos.

Ao analisar os valores de $\delta^{13}\text{C}$, a ANOVA não indicou efeito significativo da região ($F = 2,33$, $p = 0,137$) e estágio de maturação ($F = 1,26$, $p = 0,270$). Esse padrão pode estar relacionado ao fato de a corvina apresentar hábito alimentar generalista-oportunista em ambas as fases de vida, explorando recursos disponíveis de forma semelhante ao longo do desenvolvimento ontogenético (Denadai et al., 2015). Assim, a similaridade desses valores sugere que juvenis e adultos utilizam fontes de carbono comparáveis, podendo estar associado a ambientes e itens alimentares semelhantes.

Enquanto, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ não apresentaram efeitos significativos para maturação ($F(1,30) = 0,25$, $p = 0,618$), a ausência de diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre juvenis e adultos contrasta com a expectativa de enriquecimento isotópico com o avanço do estágio de vida (Pizzochero et al., 2018). Esse resultado indica que ambos os estágios ontogenéticos exploram recursos de níveis tróficos semelhantes. Uma possível explicação para esse padrão está relacionada ao comportamento migratório da corvina, que se desloca entre ambientes costeiros e estuarinos ao longo do ciclo de vida (Franco et al., 2019). Quando juvenis e adultos permanecem por períodos longos em ambientes com bases isotópicas de nitrogênio semelhantes, como uma mesma baía, as diferenças esperadas associadas a mudanças na dieta tendem a ser pequenas. Como consequência, essas variações podem não ser detectadas estatisticamente, resultando em valores de $\delta^{15}\text{N}$ semelhantes entre os estágios de vida, conforme descrito por Mont'alverne et al. (2016).

Por outro lado, foi observado efeito significativo para região ($F(1,30) = 4,36$; $p = 0,046$), indicando diferenças entre Barra da Tijuca e Itaipu. Essa diferença pode estar associada às características ambientais específicas de cada área. A Barra da Tijuca apresenta um intenso processo de urbanização e influência direta do Canal da Joatinga, que recebe aporte de efluentes domésticos, o que pode favorecer maior disponibilidade de matéria orgânica de origem antrópica, alterando a disponibilidade de recursos de níveis tróficos mais baixos, influenciando a assimilação isotópica pela corvina. Enquanto Itaipu está localizada na entrada da Baía de Guanabara e apresenta maior influência marinha e presença de costões rochosos, contribuindo para o aumento da complexidade estrutural do habitat (Kostylev et al., 2005), o que pode explicar os valores mais elevados de $\delta^{15}\text{N}$ observados nessa região em comparação à Barra da Tijuca.

Na Figura 14, é possível observar os dados individuais de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em função dos envelopes tróficos das fontes alimentares, considerando as variáveis região e maturação. Os centroides indicaram que os juvenis da Barra da Tijuca (laranja) apresentaram valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de $-15,4\text{‰}$ e $12,4\text{‰}$, respectivamente, enquanto os adultos da mesma região (azul) apresentaram $-16,8\text{‰}$ e $12,4\text{‰}$. Em Itaipu, os juvenis (laranja) e adultos (azul) apresentaram centroides mais próximos, com $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ médios de $-16,8\text{‰}$ e $12,8\text{‰}$ para juvenis e $-16,7\text{‰}$ e 13‰ para adultos, sugerindo maior sobreposição da dieta média entre os estágios nessa região.

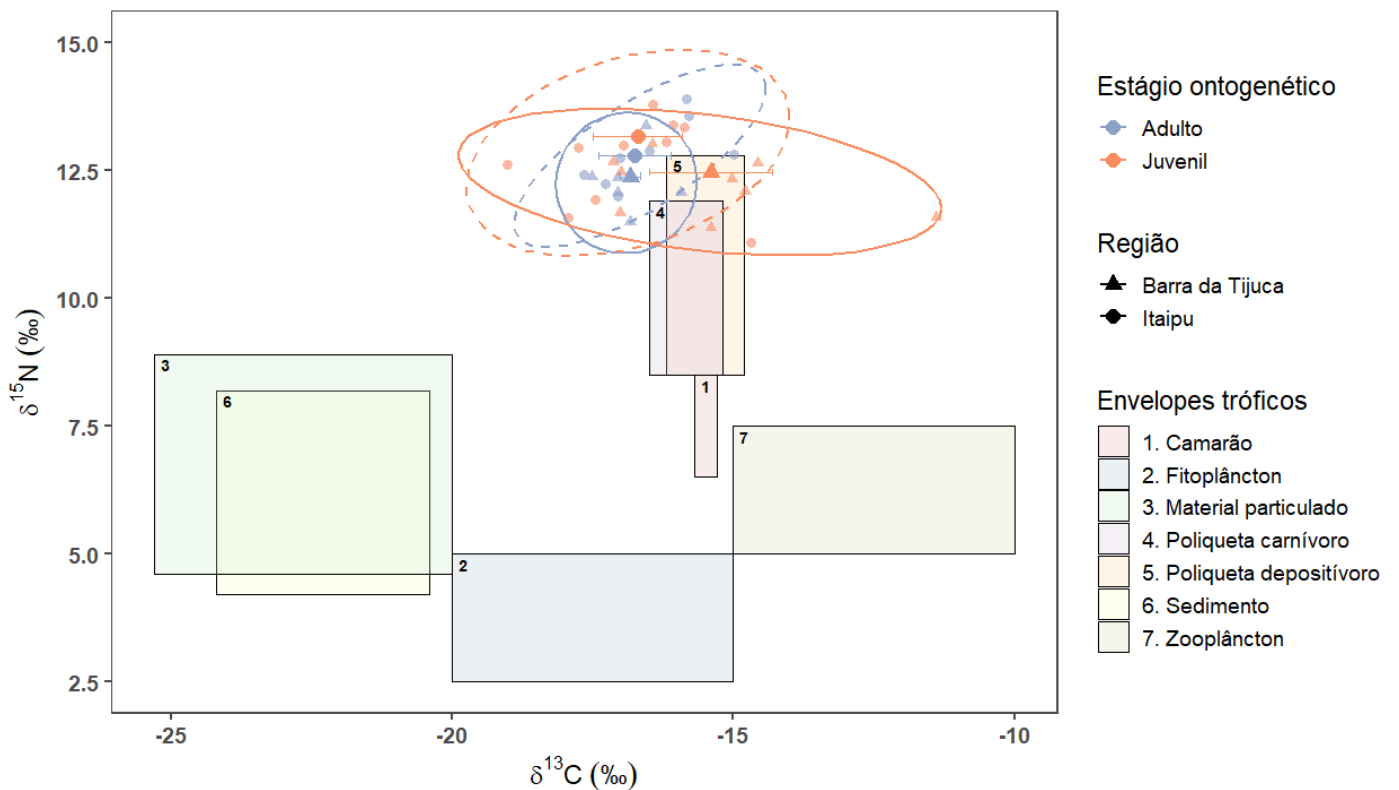


Figura 14. Gráfico bivariado de $\delta^{15}\text{N}$ x $\delta^{13}\text{C}$ de *Micropogonias furnieri*, separado por regiões de estudo, juntamente com as fontes potenciais de alimentação reportadas na literatura. As fontes tróficas incluem fitoplâncton e zooplâncton (Bernardo, 2024), camarão (Carvalho et al., 2021), poliquetas depositívoros e carnívoros (Trevizani, 2018), sedimento (Senez-Mello et al., 2024) e material particulado em suspensão (Martins et al., 2015). Na legenda: as cores representam os estágios de maturação, laranja para juvenis; azul para adultos e as formas geométricas indicam as regiões de amostragem, triângulo para Barra da Tijuca; círculo para Itaipu. As linhas das elipses de 95% representam a amplitude isotópica individual por grupo: Linha sólida para Barra da Tijuca; Linha tracejada para Itaipu; cor Laranja para Juvenil e cor Azul para Adulto.

As elipses tróficas de 95%, que representam a variação isotópica individual, evidenciaram diferenças expressivas na amplitude da exploração trófica. O semieixo maior e menor para os juvenis da Barra da Tijuca (linha sólida, laranja) foram de 4,46 e 1,19, respectivamente, resultando em uma área de 16,65, indicando que esses indivíduos exploram uma ampla variedade de recursos tróficos. Em contraste, os adultos da Barra da Tijuca (linha sólida, azul) apresentaram semieixos de 1,21 e 1,20, com área de 4,55, sugerindo dieta mais especializada. Em Itaipu, os juvenis (linha tracejada, laranja) apresentaram semieixos de 3,05 e 1,19 (área = 11,42), enquanto os adultos (linha tracejada, azul) tiveram semieixos de 2,22 e 1,19 (área = 8,30), mostrando que embora os juvenis também apresentem maior diversidade alimentar, a diferença entre estágios é menos ampla do que na Barra da Tijuca.

Esse padrão corrobora descrições dietárias clássicas da espécie que o caracterizam como um consumidor bentônico oportunista (Denadai et al., 2015). Os envelopes isotópicos mais amplos observados para os juvenis sugerem maior variabilidade no uso de recursos tróficos, indicando uma dieta menos especializada em comparação aos adultos. Indivíduos jovens tendem a explorar uma gama mais ampla de presas disponíveis no ambiente, o que pode refletir na maior dispersão dos valores isotópicos (Bearhop et al. 2004). Além disso, a predominância de juvenis durante o verão pode ter influenciado esse padrão trófico, uma vez que esse período é geralmente associado ao aumento da produtividade e à maior disponibilidade de nutrientes e presas, favorecendo dietas mais generalistas em peixes juvenis (Valentin e Monteiro-Ribas, 1993)

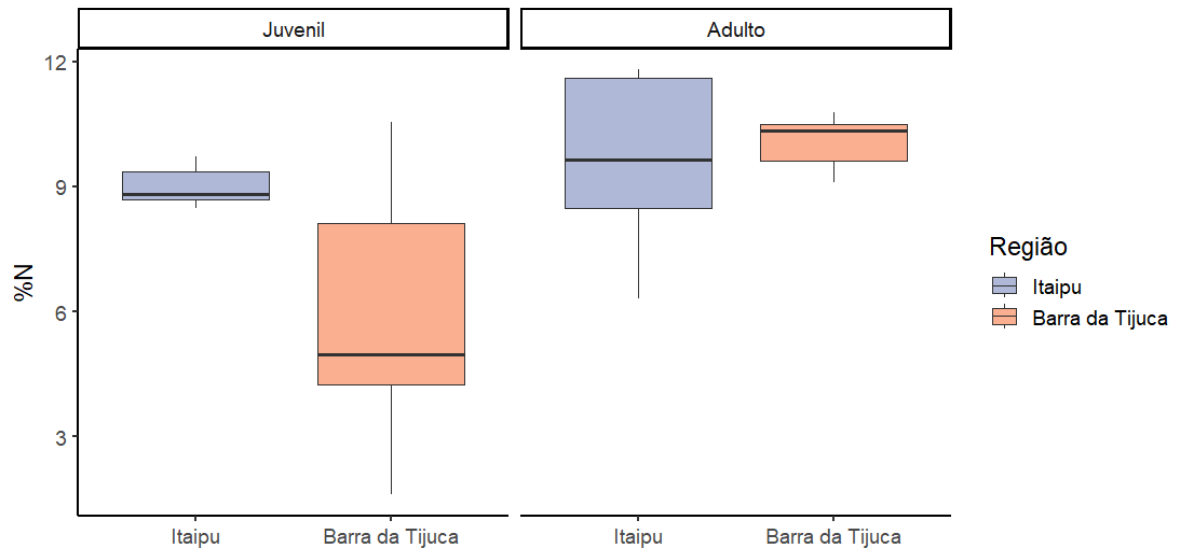
Ainda, foi observado uma expansão do nicho isotópico, particularmente em Itaipu, indicando maior diversidade de recursos explorados. Esse resultado pode estar relacionado à sazonalidade da produtividade e a disponibilidade de presas, que tendem a ser mais elevadas em períodos de maior aporte nutricional, favorecendo estratégias alimentares mais generalistas e oportunistas (Brandini et al., 2018; Valentin e Monteiro-Ribas, 1993).

Os resultados de $\delta^{15}\text{N}$ refletem a PT. Os resultados de PT diferiram significativamente entre as regiões amostradas ($p = 0,047$), com valores ligeiramente mais elevados em Itaipu ($PT = 3,64 \pm 0,05$) em comparação à Barra ($PT = 3,50 \pm 0,05$). Não foram observadas diferenças significativas em função da maturação ($p = 0,625$), indicando que a condição trófica dos indivíduos não variou entre juvenis e adultos. As diferenças regionais observadas para o PT sugerem que fatores ambientais locais exercem maior influência sobre a condição trófica do que o estágio ontogenético. Em Itaipu, a presença de costões rochosos contribui para o aumento da complexidade estrutural do habitat, favorecendo cadeias alimentares mais complexas e maior riqueza e diversidade de organismos, o que pode resultar em maior disponibilidade e qualidade de recursos tróficos para os indivíduos (Ferreira et al., 2001).

Enquanto o $\delta^{15}\text{N}$ reflete a posição trófica, o teor de nitrogênio (%N) está associado à composição corporal e ao estado fisiológico dos indivíduos, sendo relacionado ao conteúdo proteico dos tecidos. Dessa forma, a ausência de variação nos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ entre os estágios ontogenéticos não implica na ausência de diferenças nutricionais ou fisiológicas entre juvenis e adultos. Neste estudo, foi observada correlação positiva significativa entre os teores de carbono (%C) e nitrogênio (%N) apenas nos indivíduos adultos (teste t, $p = 0,006$, Fig. 15 A), esse padrão pode indicar a estabilidade da densidade energética nos adultos, como descrito por Martin et al. (2017). No entanto, os juvenis apresentaram valores de %N menores

em comparação aos adultos (Fig. 15 A), o que pode estar associado ao investindo em processos de crescimento somático ou de manutenção metabólica.

(A)



(B)

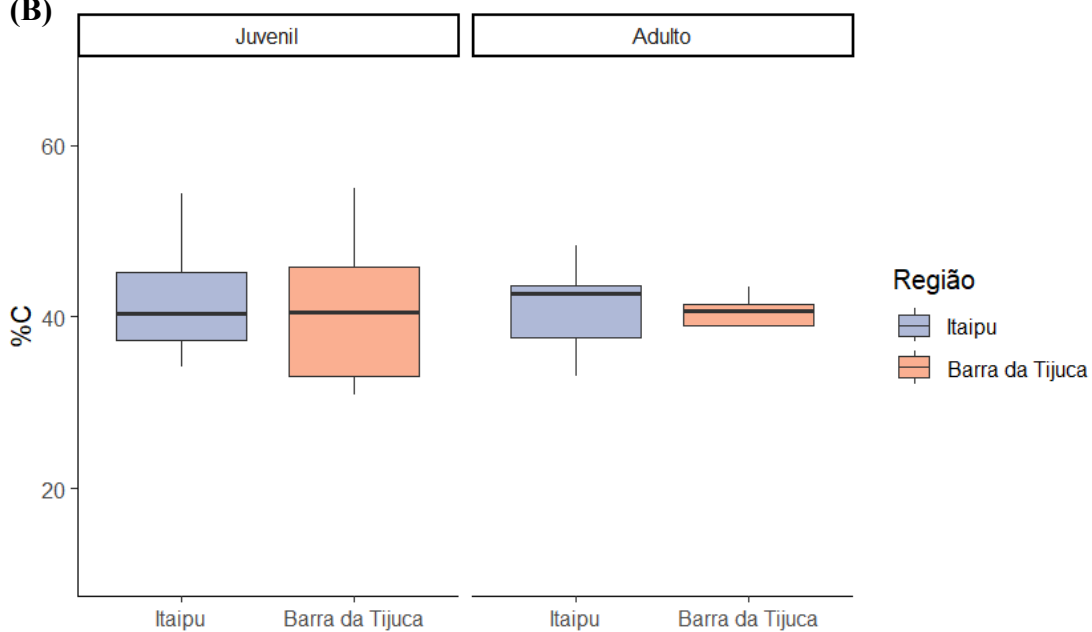


Figura 15. Boxplot da distribuição percentual de juvenis e adultos de *Micropogonias furnieri* (corvina) coletados em Itaipu e Barra da Tijuca (Rio de Janeiro). (A) e (B) Percentuais de nitrogênio (%N) e carbono (%C), respectivamente.

Enquanto o teor de carbono (%C), está relacionado ao teor lipídico dos tecidos, uma vez que os lipídios são ricos em carbono e pobres em nitrogênio. Assim, tecidos com maior acúmulo de gordura tendem a apresentar valores mais elevados de %C. No entanto, não foram detectadas diferenças significativas no %C entre juvenis e adultos ($p = 0,612$) e entre as regiões ($p = 0,154$), sugerindo que ambos os estágios apresentam níveis semelhantes de reserva energética.

Os resultados indicam que, embora juvenis e adultos apresentem teores semelhantes de carbono total, os adultos possuem maior teor de nitrogênio, refletindo maior conteúdo proteico. Esse padrão resulta em uma correlação positiva entre %C e %N apenas nos indivíduos adultos, enquanto a maior plasticidade fisiológica e o crescimento acelerado dos juvenis enfraquecem essa relação. Ainda, os indivíduos jovens apresentaram mais lipídios do que proteínas. Isso pode ser explicado pelo depósito de lipídios, uma vez que os juvenis se deslocam menos (Welsh et al., 2013). O estudo de Martin et al., 2017 juvenis tendem a aumentar a densidade energética (que está intimamente ligada ao teor de lipídios) com o crescimento corporal durante a fase juvenil, enquanto em adultos essa densidade estabiliza.

Assim, ao observar os valores da razão C:N, ela diferiu significativamente entre indivíduos juvenis e adultos ($p = 0.0127$), a correlação dos grupos foi positiva, porém fraca (Fig. 16). Os juvenis apresentaram valores mais elevados e maior variabilidade na razão C:N (mediana = 4,22), enquanto os adultos exibiram valores menores e mais homogêneos (mediana = 3,53), o que pode ser por adultos apresentarem maiores valores de %N em comparação aos juvenis. Logo, as variâncias entre os grupos foram heterogêneas, indicando maior dispersão nos valores de juvenis. A maior razão C:N observada em juvenis sugere maior proporção de lipídios no tecido muscular, compatível com demandas energéticas associadas ao crescimento e ao desenvolvimento ontogenético. Em contraste, adultos apresentaram composição bioquímica mais estável, refletindo mudanças fisiológicas relacionadas à maturação e ao investimento reprodutivo.

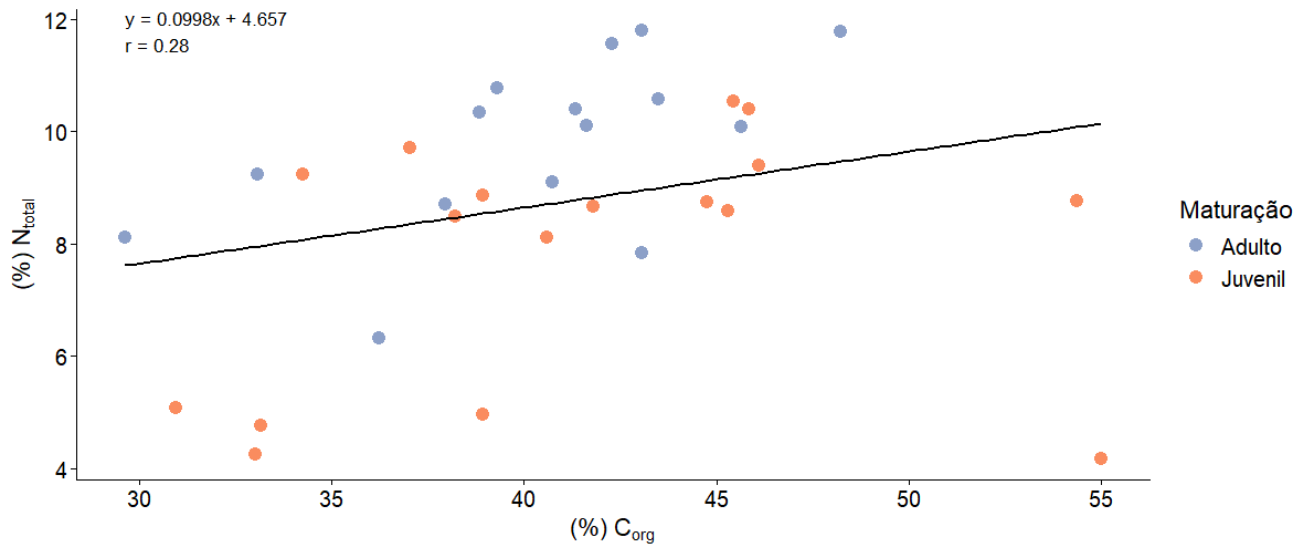


Figura 16. Porcentagem de carbono orgânico (%C_{org}) e nitrogênio total (%N_{total}) em indivíduos juvenis e adultos de *Micropogonias furnieri* (corvina) na Barra da Tijuca e Itaipu (Rio de Janeiro).

6.4 Ingestão de Microplásticos

Um total de 491 partículas foi registrado no conteúdo estomacal (CE) dos 36 indivíduos, com média de $13,6 \pm 7,0$ part/ind. Em relação aos estágios de maturação, 276 partículas (56,21%) foram observadas em indivíduos juvenis e 215 (43,79%) em adultos. Quanto às regiões, 281 partículas (57,11%) foram encontradas em Itaipu e 211 (42,89%) na Barra da Tijuca. Em relação ao sexo, 287 partículas (58,45%) foram observadas em machos e 204 (41,55%) em fêmeas.

Apesar dessas variações na distribuição, as quantidades de potenciais MPs não apresentaram diferenças significativas entre sexos, estágios de maturação ou regiões (Mann-Whitney, $p > 0,05$). A média de partículas por indivíduo observada neste estudo foi semelhante à registrada para a mesma espécie (*M. furnieri*) na região de Bahía Blanca, Argentina, onde foi reportada uma média de $12,1 \pm 6,2$ MPs por indivíduo (Arias et al., 2019).

A correlação de Spearman indicou que não há uma relação significativa entre o comprimento total dos indivíduos e a quantidade de possíveis partículas plásticas ingeridas ($\rho(\text{rho}) = -0,028$, $p = 0,8745$). Esse resultado pode estar relacionado ao hábito alimentar semelhante entre os estágios de vida, conforme descrito no capítulo anterior, onde as diferentes fases não apresentaram diferenças significativas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, indicando padrões alimentares similares.

Por outro lado, foi observado que a relação entre a massa corporal do peixe (Tabela 5, sessão 6.2) e a quantidade de MPs diferiu significativamente entre os estágios de maturação ($U = 42,5$, $p = 0,0002$), com maiores valores em indivíduos juvenis (Fig. 17). Esse padrão indica diferenças ontogenéticas na exposição e no processamento dessas partículas, caracterizando um processo de biodiluição ao longo do crescimento, e não de bioacumulação. Resultados semelhantes foram observados por Alves e Figueiredo (2023), que também registraram maior quantidade de MPs nos estômagos de juvenis de *M. furnieri* na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, quando considerada a massa corporal dos indivíduos.

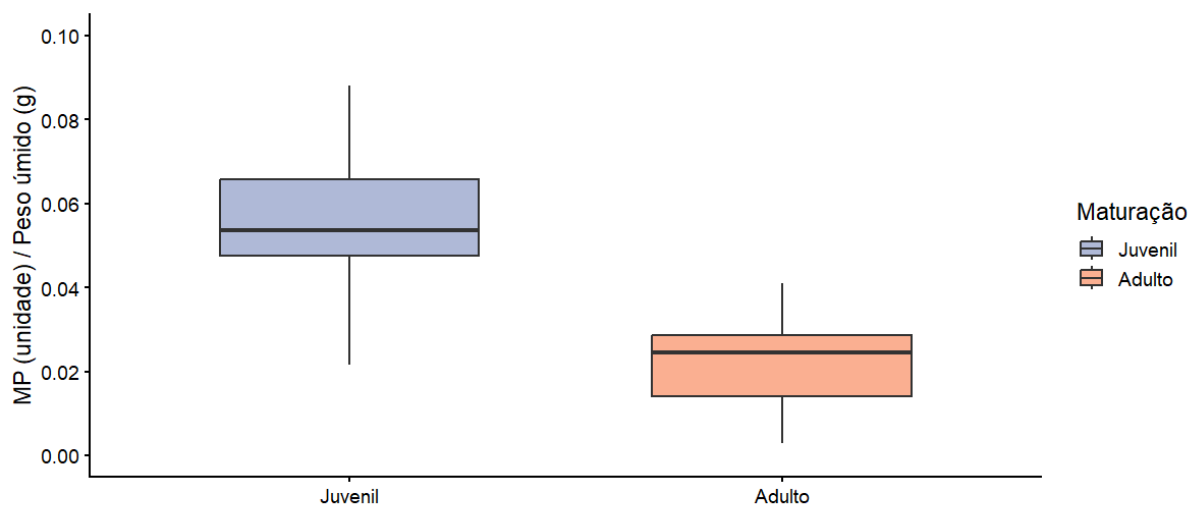


Figura 17. *Boxplot* da contagem de potenciais microplásticos por grama de massa corporal de *Micropogonias furnieri* (corvina) extraídos do trato gastrointestinal. As cores representam os estágios de maturação (juvenil e adulto).

Apesar de não terem sido observadas diferenças na dieta entre os estágios de maturação, como indicado pelos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, esse resultado pode estar associado ao tempo prolongado de permanência tanto de juvenis quanto de adultos em ambientes estuarinos, os quais apresentam bases isotópicas relativamente homogêneas. A ocupação contínua desses ambientes pode mascarar potenciais variações ontogenéticas na dieta assimilada, reduzindo a sensibilidade dos isótopos estáveis em detectar mudanças tróficas sutis entre os estágios de vida, como já comentado anteriormente.

Nesse contexto, a maior quantidade de potenciais MPs por massa observada em indivíduos juvenis pode estar relacionada principalmente a diferenças no uso do habitat e na exposição ambiental, e não a mudanças na posição trófica. Durante as fases iniciais de vida, os juvenis tendem a ocupar áreas estuarinas rasas e regiões costeiras, onde a concentração de MPs é mais elevada (Arias et al., 2019). Estudos anteriores também relataram uma relação

negativa entre o tamanho corporal dos peixes e a quantidade de MPs em relação à massa corporal, indicando maiores concentrações em indivíduos menores (Alves e Figueiredo, 2023).

Além disso, o padrão de biodiluição observado pode ser explicado pelo efeito de diluição por crescimento (McIlwraith et al., 2021), uma vez que o aumento da massa corporal ao longo do desenvolvimento ocorre de forma mais acelerada do que a retenção de MPs. Logo, a diluição por crescimento está relacionada, à medida que o peixe cresce, a concentração de MPs por massa tende a diminuir.

Em relação as formas, foi observado que a maior predominância foi do tipo linha, que representou 77,0% do total analisado ($n = 378$). Em menor proporção, foram registrados fragmentos, correspondendo a 20,6% das partículas ($n = 101$). As demais formas incluem os filmes (1,63%, $n = 8$), emaranhados (0,41%, $n = 2$) e grânulos (0,41%, $n = 2$) (Fig. 18). A predominância de MPs do tipo linha é amplamente reportada em ambientes marinhos e está associada principalmente a itens provenientes da atividade pesqueira (Wright; Napper; Thompson, 2021), além de fontes relacionadas à indústria têxtil e às águas residuais domésticas (Cesa; Turra; Baruque-Ramos, 2017). Essa elevada frequência pode ser explicada pela liberação de fibras sintéticas durante a lavagem de tecidos, uma vez que um único ciclo de lavagem pode liberar mais de 1.900 fibras de uma peça de roupa (Browne et al., 2011). Além disso, o hábito alimentar da corvina, caracterizado pela ingestão de sedimento e de organismos bentônicos, como poliquetas, cuja morfologia alongada se assemelha a fibras, pode favorecer a ingestão acidental de MPs (Alves e Figueiredo, 2023; Ory et al., 2017).

A distribuição dos formatos de potenciais MPs não apresentou variações significativas entre as regiões de estudo, os estágios de maturação ou o sexo dos indivíduos (Kruskal-Wallis $p > 0,05$). A ausência dessas diferenças indica uma exposição constante ao longo do ano, associada a fontes antrópicas e semelhantes entre as áreas amostradas, possivelmente influenciada pela hidrodinâmica costeira e pela persistência ambiental dessas partículas. Além disso, os hábitos alimentares oportunistas da corvina podem contribuir para padrões semelhantes de ingestão das diferentes formas de MPs.

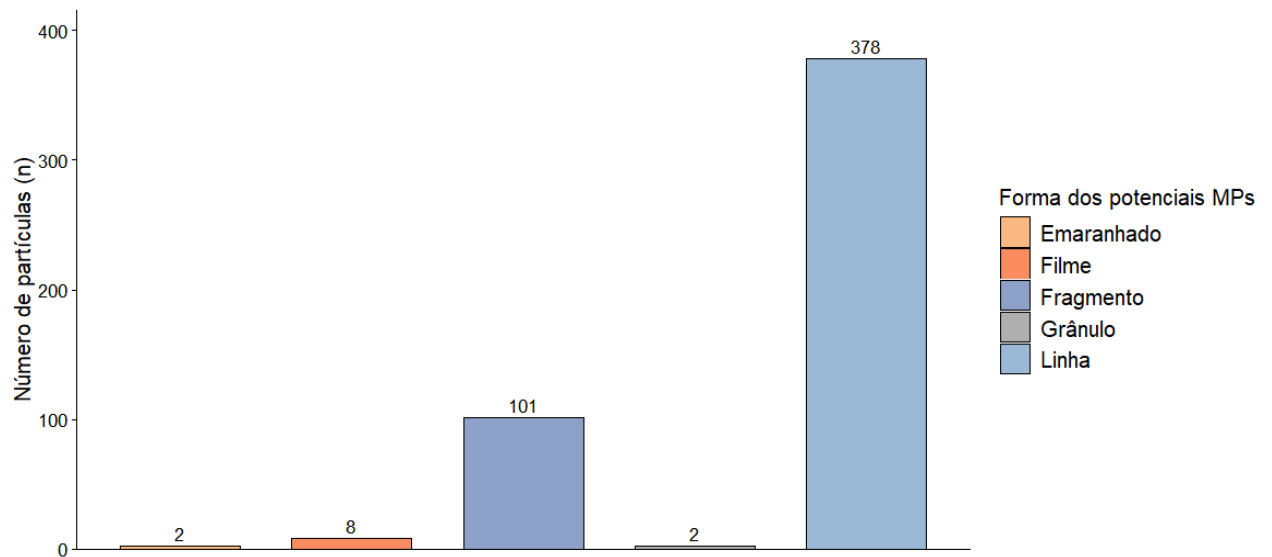


Figura 18. Gráfico da abundância de microplásticos em relação às formas do trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina). As cores indicam as diferentes formas de microplásticos identificadas.

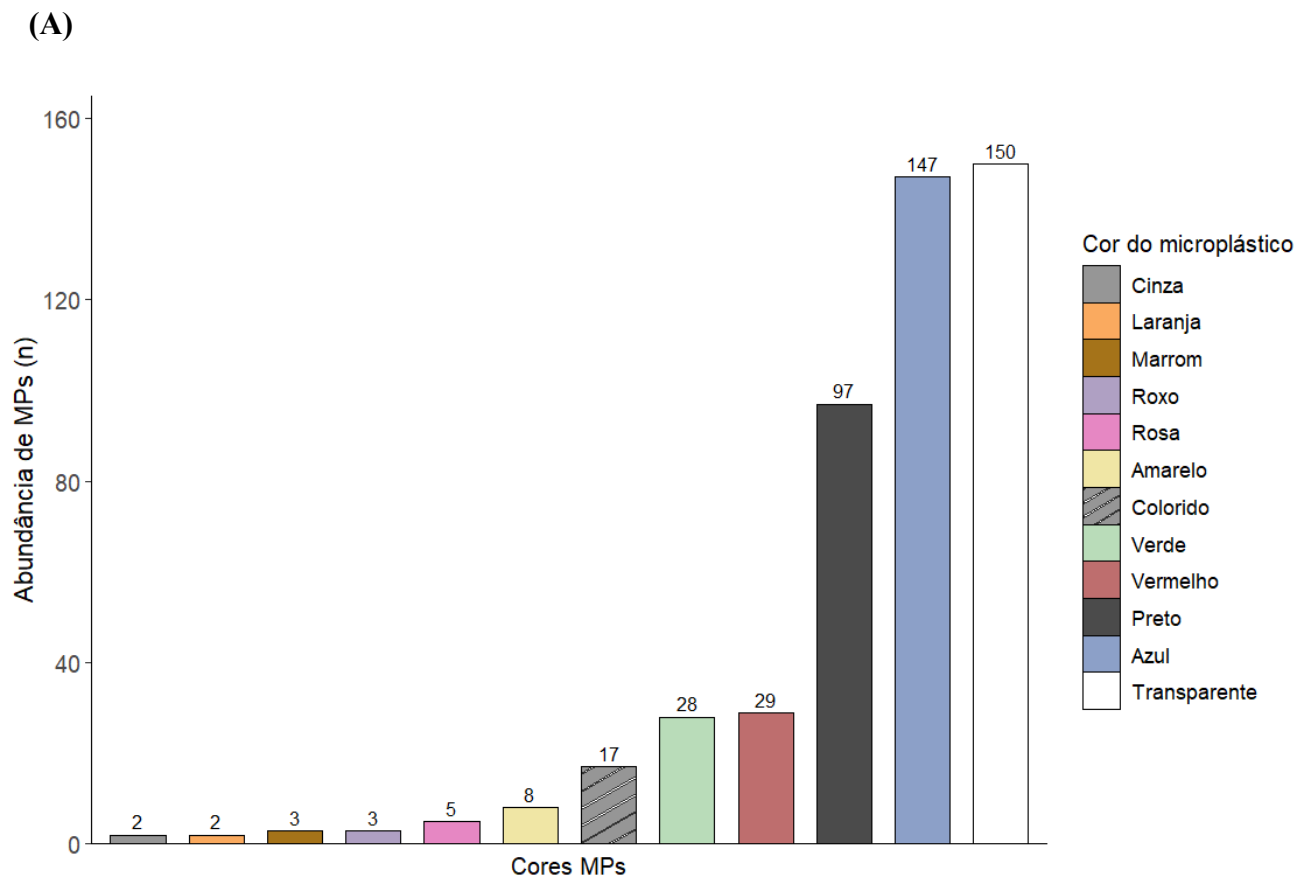
Em relação à cor dos potenciais MPs, a maior frequência de partículas foi a transparente (30,5%, $n = 150$), seguida pelas cores azul (29,9%, $n = 147$), preta (19,8%, $n = 97$), vermelha (5,91%, $n = 29$) e verde (5,70%, $n = 28$), em conjunto, representaram a maior parte das partículas caracterizadas (Fig. 19 A). Ao analisar a distribuição das cores em relação às formas, a análise revelou que os potenciais MPs do tipo linha apresentaram a maior diversidade e abundância em termos de cores, enquanto as demais formas ocorreram em menores proporções. As partículas do tipo linha foram predominantes, com destaque para as cores transparente (35,19%), azul (29,37%) e preta (24,07%).

Os fragmentos também apresentaram essa diversidade, sendo mais frequentes nas cores azul (32,67%) e verde (23,76%), seguidas por partículas coloridas (15,84%). Já os filmes ocorreram predominantemente na cor transparente (62,50%), com menores proporções de partículas azuis (25%, Fig. 19 B). Assim como observado para os formatos, a predominância de partículas transparentes tem sido amplamente documentada na literatura (Siddique et al., 2022; Xu et al., 2021; Alves e Figueiredo, 2023).

As cores associadas às formas dos MPs podem contribuir para identificar as fontes de origem, principalmente quando associadas à análise química. Os itens provenientes da pesca, como cordas sintéticas, incluindo a prática de pesca fantasma, tendem a apresentar cores características, como azul, preta e transparente, além de formato filamentosos, o que gera MPs secundários (Andrady, 2011). Esses resultados sugerem uma possível relação com a atividade

pesqueira nas áreas de estudo, como as regiões de Itaipu e Barra da Tijuca, onde há intensa atividade antrópica, incluindo pesca artesanal e turismo.

Além disso, a coloração azul mais frequente nos formatos de fragmentos também pode estar relacionada a itens pesqueiros, como indicado por Castro et al. (2016), que observaram a fragmentação de galões azuis utilizados como suporte no cultivo de mariscos, na região de Jurujuba (RJ), originando MPs com coloração e morfologia semelhantes às observadas no ambiente.



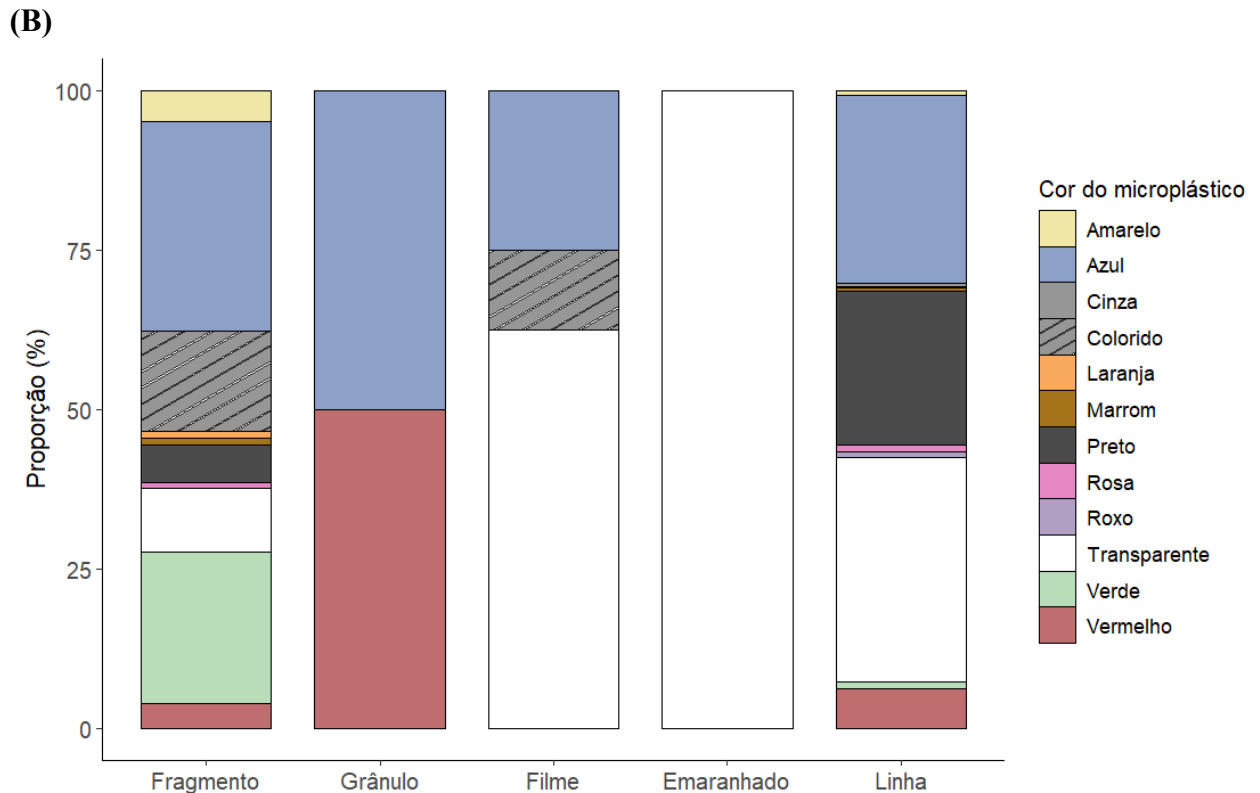


Figura 19. Gráfico da abundância das cores dos microplásticos do trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina). (A) representa a abundância total (n) das cores de microplásticos encontradas. (B) representa a abundância relativa (%) das cores de microplásticos discriminadas por suas diferentes formas. Na legenda, as cores indicam as categorias de cor dos microplásticos.

Em relação ao tamanho das partículas encontradas no TGI, foram agrupadas de acordo com as sete categorias propostas pela norma ISO 24187. Foram identificadas 476 possíveis partículas. Apresentaram distribuição heterogênea entre as classes de tamanho, conforme ilustrado na Figura 20. No entanto, 15 partículas apresentaram comprimento superior a 5 mm, classificadas como mesoplástico (GESAMP, 2019). Não houve diferença estatisticamente significativa na distribuição das classes de tamanho dos potenciais MP em relação ao sexo, classificação ontogenética, região e a estação do ano (Kruskal-Wallis $p > 0,05$).

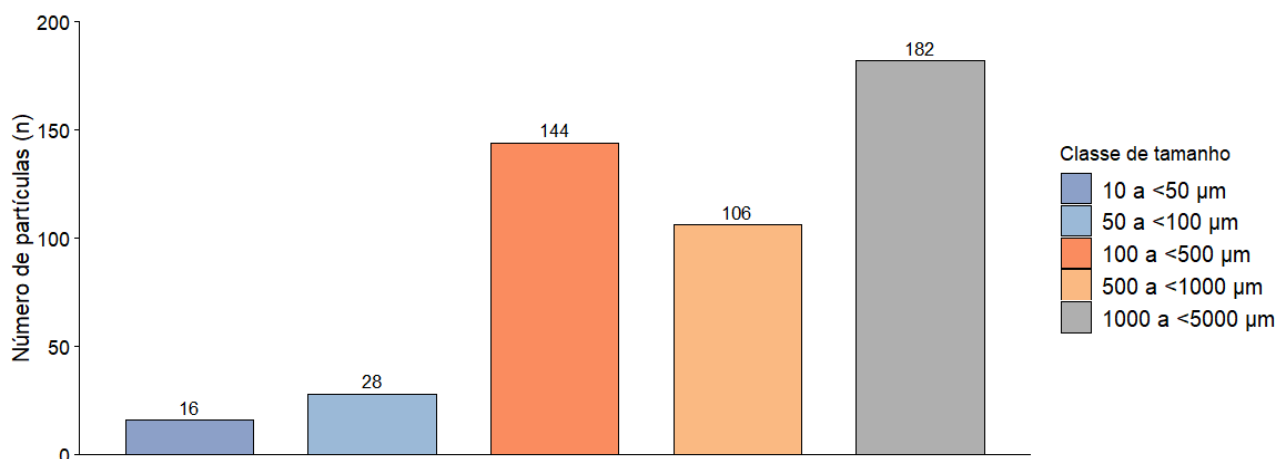


Figura 20. Gráfico do número de potenciais partículas plásticas em relação as classes de tamanho extraídas do trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina), conforme a ISO 24187. As cores indicam as diferentes categorias de tamanho dos microplásticos.

A distribuição das partículas por classes de tamanho é relevante, pois o destino fisiológico dessas partículas no organismo está diretamente relacionado às suas dimensões. MPs maiores que 150 µm apresentam maior taxa de excreção, sendo eliminados nas fezes como descrito no estudo de Kannan e Vimalkumar, 2021. Dessa forma, as partículas classificadas nas faixas de 500 a 1000 µm e 1000 a 5000 µm observadas neste estudo provavelmente apresentam menor tempo de permanência no TGI.

As partículas que estão nas categorias entre 10 a 50 µm e 50 a 100 µm tendem a se acumular na mucosa intestinal, favorecendo processos de bioacumulação (Hirt e Body-Malapel, 2020). Esse acúmulo pode desencadear efeitos físicos e químicos adversos, como abrasão tecidual, oxidação, estresse oxidativo e inflamação do epitélio intestinal, além de interferir na taxa de saciedade (Kannan e Vimalkumar, 2021). Essas alterações impactam diretamente a condição fisiológica das corvinas e podem, em longo prazo, influenciar a dinâmica populacional da espécie (Hasan et al., 2024). Além disso, a persistência de MPs no trato gastrointestinal pode favorecer sua transferência trófica, ampliando o risco de biomagnificação ao longo da cadeia alimentar (Kangas et al., 2023).

Por outro lado, partículas menores que 20 µm, como as 16 observadas dentro da classe de 10 a 50 µm, apresentam maior risco por sua capacidade de internalização celular. Conforme discutido por Kannan e Vimalkumar (2021), esses MPs podem atravessar a barreira intestinal por diferentes mecanismos de transporte ativo, incluindo endocitose, transendocitose e pinocitose, processos seletivos para faixas específicas de tamanho. A eficiência dessas vias de internalização depende tanto do tamanho da partícula quanto do tipo de polímero, uma vez que cada mecanismo envolve vesículas com dimensões distintas

(Swanson e Watts, 1995; Watanabe et al., 2014; Kaksonen e Roux, 2018; Mazumdar et al., 2021; Zhao e Stenzel, 2018). Esse processo aumenta o potencial de translocação das partículas para outros órgãos e tecidos, como fígado e gônadas, aumentando os impactos nos organismos expostos (Qiang; Cheng, 2021; Shen et al., 2022). Assim, o tamanho dos potenciais MPs emerge como um fator determinante não apenas para sua permanência no trato gastrointestinal, mas também para a magnitude dos efeitos fisiológicos, ecológicos e tróficos associados à exposição crônica.

Em relação à distribuição das classes de tamanho entre as formas dos potenciais MPs (Fig. 21), as linhas foram predominantes na faixa de 1000 a <5000 μm (47,1%), seguidas por 500 a <1000 μm (26,7%) e 100 a <500 μm (21,4%), possivelmente associadas a roupas e itens de pesca. A forma emaranhado ocorreu exclusivamente na faixa de 1000 a <5000 μm , provavelmente relacionada a cordas de náilon e redes de pesca. Os filmes foram encontrados principalmente na classe de 100 a <500 μm (75%), enquanto 25% estavam na faixa de 500 a <1000 μm , associados a sacolas plásticas e outras embalagens maleáveis.

Os fragmentos apresentaram maior diversidade das classes de tamanhos, sendo predominante a classe 100 a <500 μm (55,4%), provenientes de embalagens e produtos plásticos maiores fragmentados. Os grânulos, observados em menor número, ocorreram nas classes 50 a <100 μm e 100 a <500 μm , possivelmente correspondendo a microbeads, MP produzidos para produtos de higiene, como pastas de dente. Estudos como o de Madhumitha et al. (2022) relatam microbeads em faixas de tamanho <100 μm , 100 a 400 μm e >400 μm , compatíveis com essas observações.

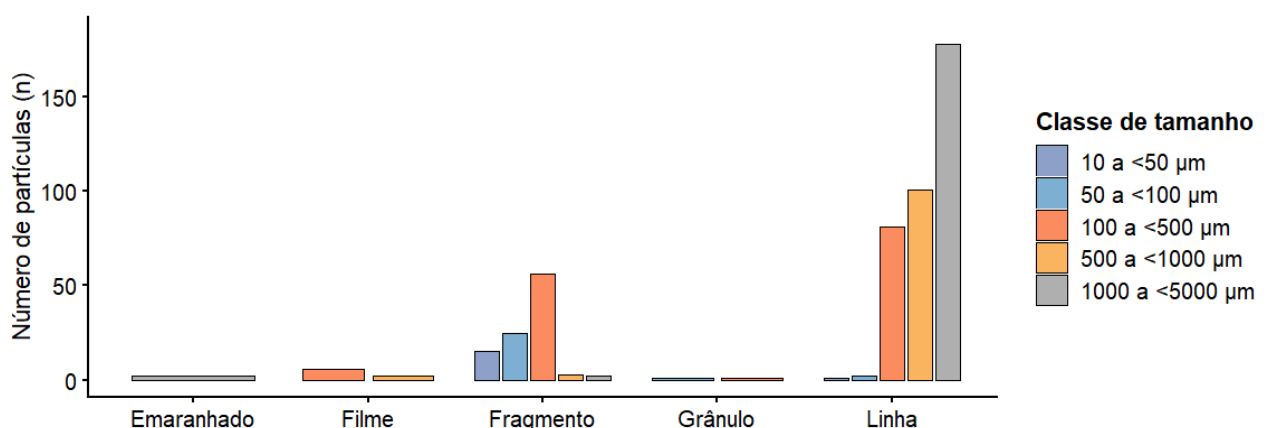


Figura 21. Gráfico das formas dos potenciais microplásticos em relação as classes de tamanho de *Micropogonias furnieri* (corvina).

Com base nas características físicas das partículas, foi calculada a diversidade global dos potenciais MPs em cada amostra de *M. furnieri* utilizando o índice de Shannon-Wiener (H'), uma ferramenta amplamente empregada na ecologia para avaliar diversidade (Fig. 22). Estudos recentes sugerem a aplicação desse índice para compreender a diversidade de MPs, considerando categorias como forma, cor e tamanho (Li et al., 2024; Murrell et al., 2025). Os valores médios de H' entre as fases ontogenéticas estudadas foram semelhantes (Adultos $2,118 \pm 0,38$ e Juvenis $2,043 \pm 0,44$), correspondendo a uma diversidade moderada ($2,0 \leq H' < 3,0$), segundo a classificação proposta por Valentin et al. (1991), indicando a presença de várias categorias e dominância de algumas.

Além disso, não foram observadas diferenças significativas entre as regiões analisadas ($U = 186,5$; $p = 0,408$), sugerindo que a exploração dos recursos alimentares ao longo do ciclo de vida é relativamente homogênea. No entanto, a análise de dominância revelou padrões distintos na composição das categorias: em Itaipu, a predominância foi de MPs do tipo linha, transparentes, com tamanho entre 1000 e $<5000 \mu\text{m}$, enquanto na Barra da Tijuca, os MPs dominantes foram do tipo linha, transparentes, com tamanho entre 100 e $<500 \mu\text{m}$. Esses resultados corroboram o hábito alimentar generalista da espécie. A ausência de diferenças significativas entre adultos e juvenis ($U = 168,5$; $p = 0,799$) indica um padrão homogêneo de exposição ambiental, refletindo a predominância de determinados perfis de MPs no ambiente estudado.

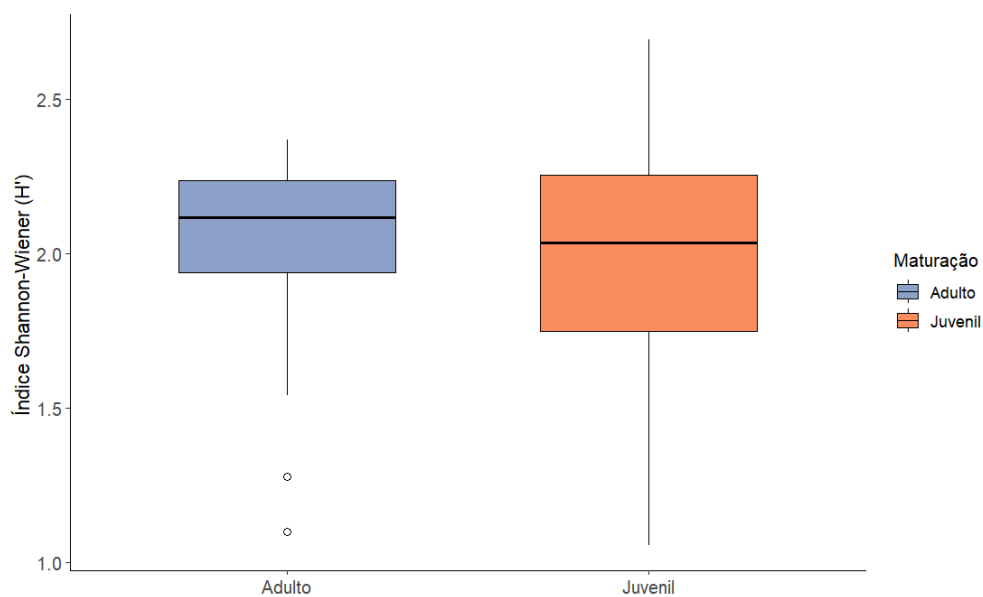


Figura 22. Boxplot do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). As cores indicam os estágios de maturação de *Micropogonias furnieri* (corvina).

Com relação aos polímeros analisados, foi realizado um subconjunto, onde as amostras foram recuperadas, como descrito na metodologia. Assim, 169 partículas foram recuperadas e analisadas, dentre 491 inicialmente classificadas como potenciais partículas plásticas, resultando em uma taxa média de recuperação e confirmação de 34,4%. Durante o verão, em Itaipu, 46 partículas foram analisadas por μ FTIR, a partir de 158 potenciais MPs, desta 26,1% das partículas analisadas eram MPs. Em contraste, na Barra da Tijuca durante o verão, apenas 2 partículas foram recuperadas e analisadas dentre 74 potenciais MPs, resultando na menor taxa de confirmação e recuperação observada 2,7%; foi encontrada apenas uma MP do tipo PP. No inverno, Itaipu apresentou o maior número de partículas analisadas por μ FTIR (89 partículas), associadas a 122 potenciais MPs, do total de partículas analisadas, 16,9% eram MPs. Enquanto, na Barra da Tijuca, foram recuperadas e analisadas no inverno 32 partículas, de 137 partículas classificadas como potenciais MPs, dessas 6,3% eram MPs.

Tabela 8. Número de potenciais microplásticos, partículas recuperadas e microplásticos (MPs) identificados em *Micropogonias furnieri* (corvina) por estação do ano e região de estudo no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca).

Estação	Região	Potenciais MPs	Partículas Recuperadas	MPs
Verão	Itaipu	158	46	12
Verão	Barra da Tijuca	74	2	1
Inverno	Itaipu	122	89	15
Inverno	Barra da Tijuca	137	32	2

A composição dos tipos de polímeros diferiu significativamente entre as regiões de estudo (Fisher, $p = 0,0007$) e estações do ano (Fisher, $p = 0,0021$). A celulose foi o polímero mais abundante em Itaipu, correspondendo a 54,0% no inverno e 85,3% no verão (Fig. 23). Na Barra da Tijuca, a celulose também apresentou elevada ocorrência no inverno (54,8%), porém, no verão, apenas uma partícula de celulose foi registrada. A alta predominância de celulose em todos os subconjuntos amostrados pode representar uma contaminação cruzada durante o processo de recuperação dos possíveis MPs para o Anodisc, uma vez que os filtros utilizados na etapa anterior eram feitos de acetato de celulose.

Em relação as PA, destaca-se que o software OPUS utilizado não distingue poliamidas naturais das sintéticas. Diante disso, esse grupo foi considerado o segundo polímero mais

abundante. Em Itaipu, as poliamidas representaram 31,0% no inverno e 14,7% no verão. Já na Barra da Tijuca, corresponderam a 41,9% no inverno, não sendo registradas no verão.

Foi observado na região de Itaipu predominância do polímero PET em ambas as estações com 12,6% no inverno e 29,4% no verão, além do registro de PVC (4,6%) durante o inverno. Por outro lado, na região da Barra da Tijuca, não foram observadas partículas de PET ou PVC em nenhuma das estações do ano, sendo registrados apenas polímeros sintéticos como PP (3,2%) e PS (3,2%) no inverno, enquanto no verão foi registrada apenas uma partícula de PP.

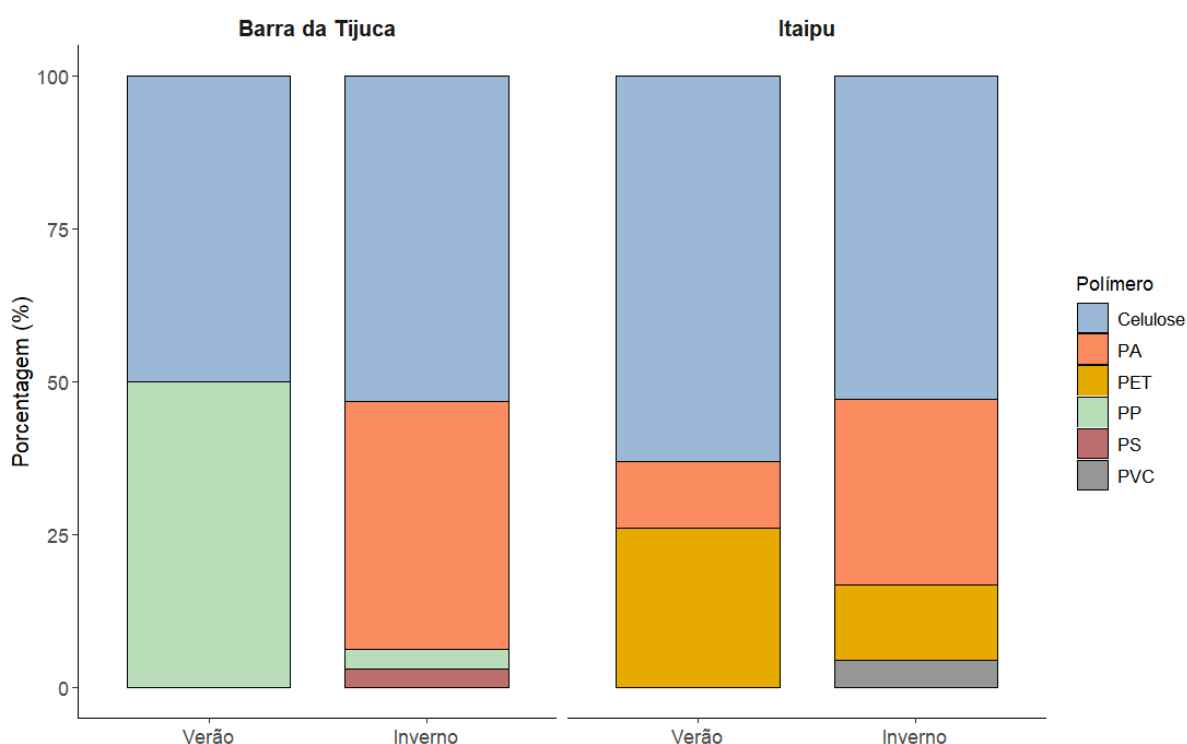


Figura 23. Abundância relativa (%) de potenciais microplásticos em relação aos polímeros identificados no trato gastrointestinal de *Micropogonias furnieri* (corvina).

Embora a recuperação de polímeros sintéticos tenha apresentado taxas baixas, a ingestão de fibras de poliamida e celulose ainda representa um risco ecológico, podendo afetar a fisiologia digestiva e o comportamento das espécies, além de atuar como vetor de contaminantes químicos (Macieira et al., 2021). Resultados semelhantes foram relatados em outros estudos, como o de Ergas et al. (2023), que investigaram os peixes antárticos *Harpagifer antarcticus* e *H. bispinis* e encontraram 358 fibras no TGI das quais 69% eram de celulose. A presença de celulose pode estar associada a fibras derivadas de papel ou têxteis naturais, bem como a possíveis partículas retidas em etapas anteriores de filtragem.

Já as fibras de poliamida, geralmente associadas a tecidos sintéticos, como roupas e redes de pesca, mesmo em pequena quantidade, indicam impacto direto de atividades humanas no ambiente. Santonicola et al. (2025) observaram que na região do Mar Adriático, fibras naturais dominaram as fibras ingeridas por peixes comerciais, representando cerca de 80% de todos os itens antropogênicos isolados, demonstrando que essa predominância não é apenas um artefato laboratorial, mas reflete a composição real da contaminação por fibras no ambiente estudado.

A predominância de PET entre os polímeros sintéticos pode estar associada à sua maior densidade ($\sim 1,37 \text{ g/cm}^3$) em relação à água do mar, característica que favorece o afundamento dos MPs e aumenta sua disponibilidade em compartimentos bentônicos (Dudek et al., 2025; Scarpa-de-Souza et al., 2024; GESAMP, 2015). Considerando o hábito alimentar demersal-bentônico de *M. furnieri*, a ingestão desse polímero torna-se mais provável devido a maior interação da espécie com sedimentos contaminados. De forma semelhante, Phaksopa et al. (2021) registraram a ocorrência de PET em 64% dos peixes pelágicos e demersais analisados na Tailândia. De forma semelhante, Athukorala et al. (2024) reportaram o PET e o PP como os polímeros mais frequentes em peixes comerciais do estuário de Negombo (Sri Lanka). Além disso, outros polímeros de maior densidade, como a poliamida sintética (nylon) e o PVC ($\sim 1,38 \text{ g/cm}^3$), também foram detectados, reforçando a influência das propriedades físico-químicas dos polímeros em sua distribuição ambiental (GESAMP, 2015; Andrady, 2011).

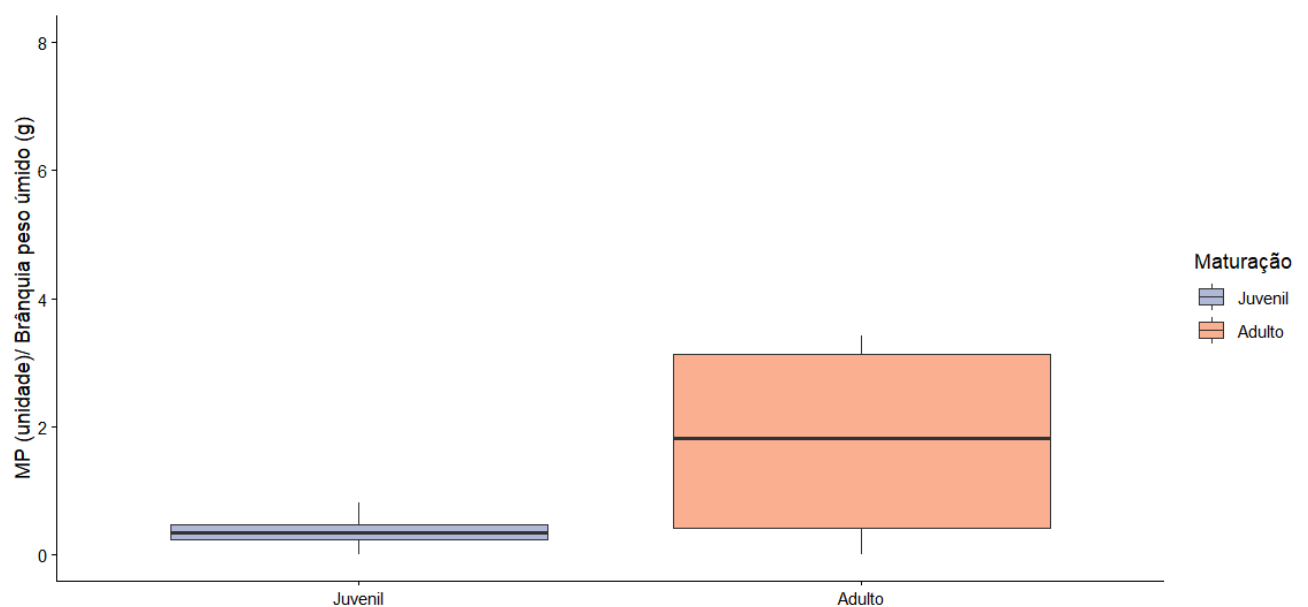
6.5 Microplásticos nas Brânquias

No presente estudo, foram identificados MPs nas brânquias de todos os indivíduos analisados. Ao todo, foram registradas 280 partículas nos 12 peixes, correspondendo a uma média de $23,1 \pm 46,5$ part/ind. As brânquias são estruturas especializadas, formadas por arcos e filamentos vascularizados, com lamelas secundárias responsáveis pelas trocas gasosas (O_2 e CO_2) entre a água e o sangue, ocorrendo uma ligação direta com o sistema circulatório. Devido à grande área de superfície e ao contato direto e contínuo com a água, esse órgão representa uma das principais vias de exposição dos peixes para contaminantes, como os MPs (Elsheikh, 2013). Durante a respiração, essas partículas podem aderir às superfícies branquiais ou ficar retidas no muco, aumentando a probabilidade de acúmulo (Karami et al., 2017b). Algumas partículas podem ser transportadas para outros tecidos do organismo via corrente sanguínea, potencializando a exposição sistêmica de MP nos peixes (Jovanović et al., 2018).

Ao analisar a abundância de MPs em relação ao estágio de maturação, foi observado uma diferença significativa. Indivíduos adultos apresentaram maior média de partículas ($44,6 \pm 60,9$ part/ind) em comparação aos juvenis ($2 \pm 0,8$ part/ind). O teste de Mann-Whitney confirmou o efeito significativo do estágio de maturação sobre a quantidade de MPs nas brânquias ($p = 0,04271$), indicando que peixes adultos acumulam mais partículas do que juvenis. Esse padrão pode estar relacionado ao maior tempo de exposição dos indivíduos adultos ao ambiente ao longo da vida, aumentando a probabilidade de contato com partículas em suspensão, bem como à maior área de superfície branquial e capacidade de retenção dessas partículas. Além disso, Yin et al. (2022) reportaram a presença significativa de MPs em brânquias, destacando que órgãos em contato direto com o meio apresentam maior probabilidade de acumulação.

A influência do estágio de maturação também foi evidenciada ao considerar a quantidade de MPs em relação à massa das brânquias. Foi observado um efeito significativo da maturação tanto sobre o número quanto sobre a massa de MPs ($U = 33$; $p = 0,041$), com valores mais elevados em indivíduos adultos (Fig. 24 A). Quando comparado as regiões, não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$; Fig. 24 B). Esses resultados sugerem que tanto a fase de vida quanto o ambiente em que os peixes estão inseridos influenciam a retenção de MPs nas brânquias. Assim, peixes adultos, por permanecerem mais tempo expostos a esse ambiente, tendem a apresentar maior contato contínuo com partículas suspensas e, conseqüentemente, maior acumulação nas brânquias.

(A)



(B)

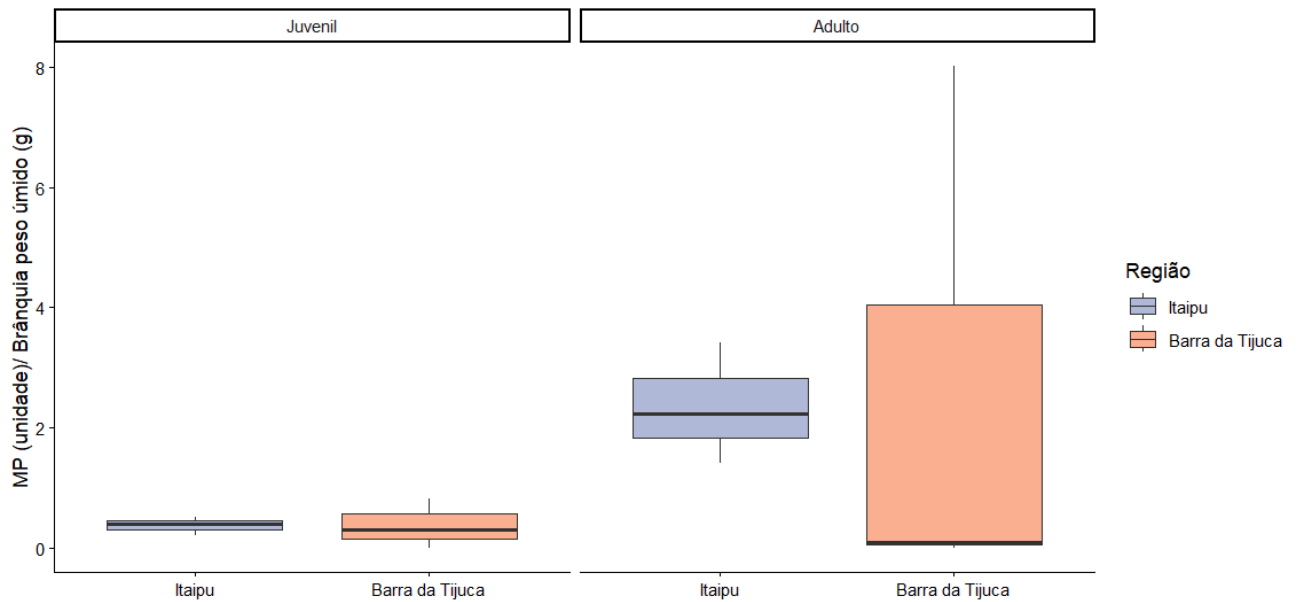


Figura 24. Quantidade de microplásticos por unidade em relação ao peso úmido das brânquias de *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). (A) Número de microplásticos por peso úmido das brânquias em função da maturação (adulto e juvenil) por indivíduos. (B) Número de microplásticos por peso úmido das brânquias em função da maturação, considerando as diferentes regiões por indivíduo.

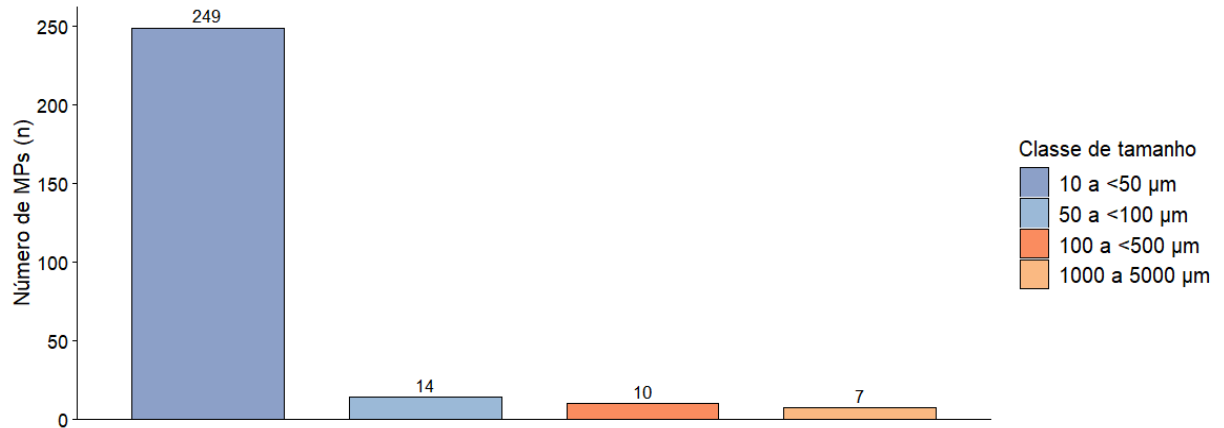
Em relação à variação espacial, as médias de MPs nas brânquias foram de $29,6 \pm 66,3$ partículas por indivíduo na Barra da Tijuca e $16,6 \pm 16,1$ em Itaipu. No entanto, não foi observado efeito significativo da região sobre a quantidade de MP nas brânquias (Mann-Whitney $p = 0,5704$).

Em relação ao tamanho, as partículas entre 10 e 50 μm foram as mais abundantes, enquanto as classes de 1000 a 5000 μm foram menos frequentes (Fig. 25 A). Sugerindo uma maior retenção de partículas menores nas brânquias, uma vez que sua dimensão reduzida pode facilitar o aprisionamento entre as lamelas branquiais e a interação com o muco respiratório. Outros estudos corroboram com essa ideia, indicando que MPs de menor tamanho apresentam maior probabilidade de retenção nesse órgão, reforçando o papel das brânquias como um importante sítio de interação com MPs (Batel et al., 2018).

Além disso, os indivíduos adultos apresentaram mais MPs do que os juvenis, sobretudo na categoria de 10 a 50 μm (Fig. 25 B). Esse resultado também sugere que há um maior tempo de exposição ambiental dos adultos ao longo do ciclo de vida, bem como à maior taxa de ventilação branquial e ao maior volume de água filtrado, o que aumenta a probabilidade de contato e aprisionamento dos MPs em suspensão. Nesse contexto, as brânquias não atuam apenas como locais de retenção, mas também como áreas sensíveis à

presença dos MPs. Estudos experimentais já demonstraram que a exposição a MPs pode desencadear inflamação, aumento da produção de muco e estresse oxidativo no tecido branquial (Cao et al., 2023).

(A)



(B)

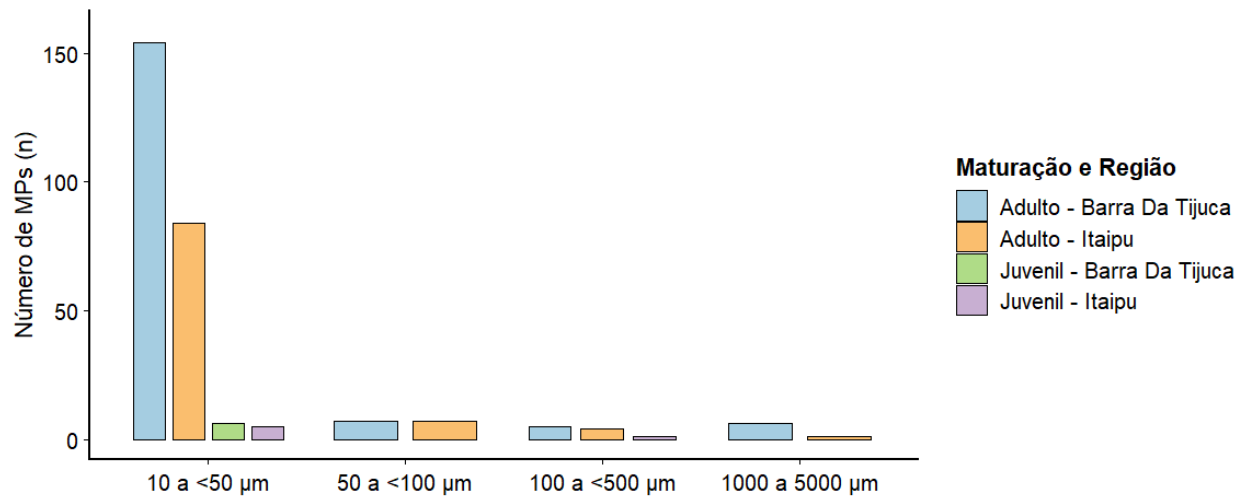


Figura 25. Abundância de microplásticos em relação às categorias de tamanho presente em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca), conforme a ISO. (A) Abundância de microplásticos (número total) em todas as brânquias analisadas (12), por categoria de tamanho. (B) Abundância de microplásticos (número total) em todas as amostras analisadas (12), considerando categoria de tamanho, maturação (juvenil vs. adulto) e região (Itaipu e Barra da Tijuca).

Os resultados indicaram que a distribuição das categorias de tamanho dos MP na brânquia não difere significativamente entre adultos e juvenis, e entre as regiões Barra da Tijuca e Itaipu (Fisher $p = 0,5488$). A retenção de MPs nas brânquias pode estar mais relacionada as características físicas das partículas, como o tamanho, do que as diferenças espaciais entre as áreas de estudo.

Dentre os 280 MPs encontrados nas 12 brânquias, o PP foi o polímero mais frequente, presente em ambas as regiões e estágios de maturação, sendo observado em Itaipu com 61,4% nos adultos e 57,1% nos juvenis, e em Barra da Tijuca com 55,6% nos adultos e 40% nos juvenis. O PET, por sua vez, foi o segundo mais frequente, porém presente apenas nos indivíduos adultos, correspondendo a 11,6% em adultos de Itaipu e 21,3% em adultos de Barra da Tijuca (Fig. 26). O teste de Fisher indicou diferenças na composição de polímeros entre adultos e juvenis ($p = 0,01456$) e entre as regiões Barra da Tijuca e Itaipu ($p < 0,001$), indicando que tanto a maturidade quanto a localização geográfica influenciam a distribuição de polímeros nas brânquias dos peixes.

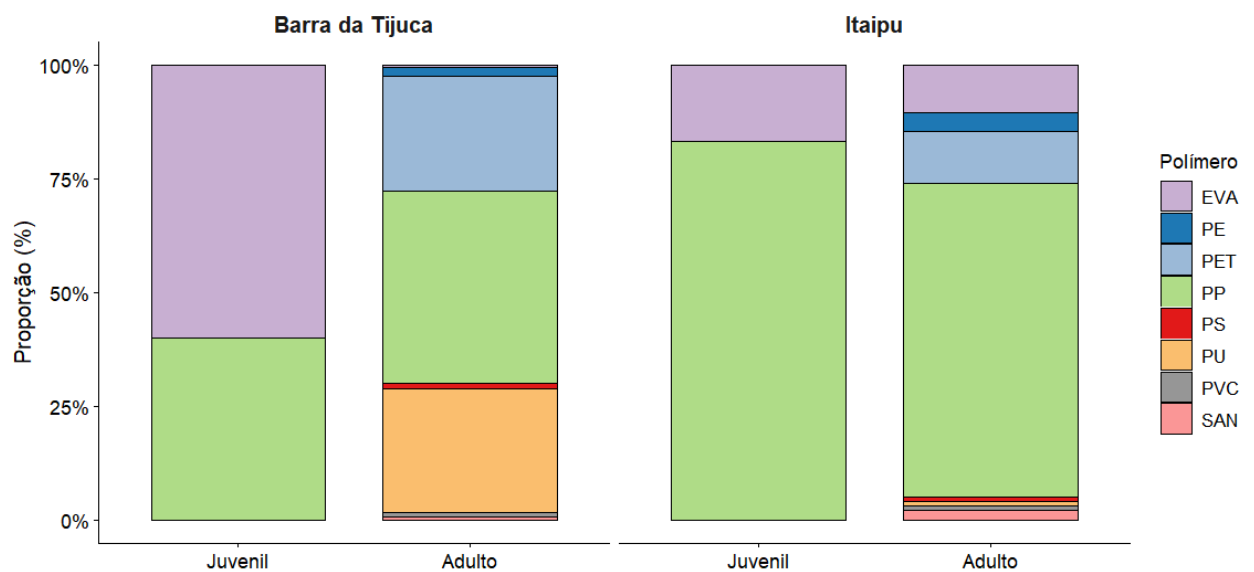


Figura 26. Abundância relativa (%) dos microplásticos em relação aos polímeros identificados nas brânquias de *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca).

Como a classe de tamanho de 10 a 50 μm foi a mais frequente entre os MPs. Foi analisada a sua diversidade em relação aos polímeros, no qual indicou diferença significativa (Fisher, $p > 0,0001$), com predominância de PP (48,19%), seguido por PET (21,29%) e PU (18,07%). Nossos resultados são semelhantes a outros estudos que também reportam maior predominância de MPs dos tipos PP e PET em peixes (Yin et al., 2022; Athukorala et al., 2024; Pingki et al., 2025). Essa predominância pode estar associada ao elevado consumo e a ampla produção desses polímeros, que figuram entre os plásticos mais utilizados no mercado, especialmente em embalagens de uso único e de descarte rápido (Eriksen et al., 2019; Nistico, 2020).

6.6 Translocação de Microplásticos

Neste estudo, além de identificar a presença de MPs ingeridos e acumulados em órgãos diretamente expostos ao meio ambiente, como as brânquias, também foram analisados tecidos internos importantes, como fígado e gônadas para investigar quais partículas podem estar mais associadas a essas interações.

No fígado dos indivíduos analisados, foram registradas 88 partículas de MPs, 66,7% dos fígados analisados apresentaram pelo menos uma partícula. Considerando todos os 12 peixes avaliados, a média foi de $2,5 \pm 13,6$ part/ind no fígado. O fígado é um órgão que está relacionado ao metabolismo, detoxificação de substâncias e a síntese de diversas moléculas essenciais à homeostase do organismo (Brusle e Anadon, 1996). Essa função metabólica o torna suscetível a acumulação e aos efeitos de contaminantes ambientais, como os MPs, que podem alterar vias metabólicas e causar estresse oxidativo e alterações funcionais hepáticas em organismos expostos. (Zhang et al., 2024).

Para as gônadas, foi registrado um total de 33 partículas, 83,3% apresentaram MP nas gônadas, a média registrada foi de $2,0 \pm 2,4$ part/ind. A exposição por MPs nas gônadas têm sido associada a respostas celulares e histológicas nos peixes, incluindo aumento de espécies reativas de oxigênio (ROS) e alterações estruturais que podem comprometer a função reprodutiva (Qiang; Cheng, 2021).

Nossos resultados estão abaixo dos observados em outros estudos. Por exemplo, Akinhanmi et al. (2024), ao avaliar quatro espécies de peixes na Nigéria, identificou médias de $7,2 \pm 1,9$ e $9,5 \pm 4,4$ partículas no fígado. Lu et al. (2016) investigaram a absorção e o acúmulo tecidual de MP de poliestireno (PS-MPs) em peixes-zebra expostos a água contaminada. Esses trabalhos demonstram o potencial de acumulação e translocação dos MP nos tecidos, evidenciando que diferentes espécies e condições de exposição podem influenciar a quantidade de partículas acumuladas.

Ao analisar a massa do órgão em relação à quantidade de MP, não foi observada diferença significativa no fígado entre os estágios de maturação ($U = 6,5$; $p = 0,073$). Por outro lado, as gônadas apresentaram diferença significativa entre os estágios de maturação ($U = 5,0$; $p = 0,045$), indicando maior quantidade de MP entre indivíduos juvenis do que adultos (Fig. 27 B).

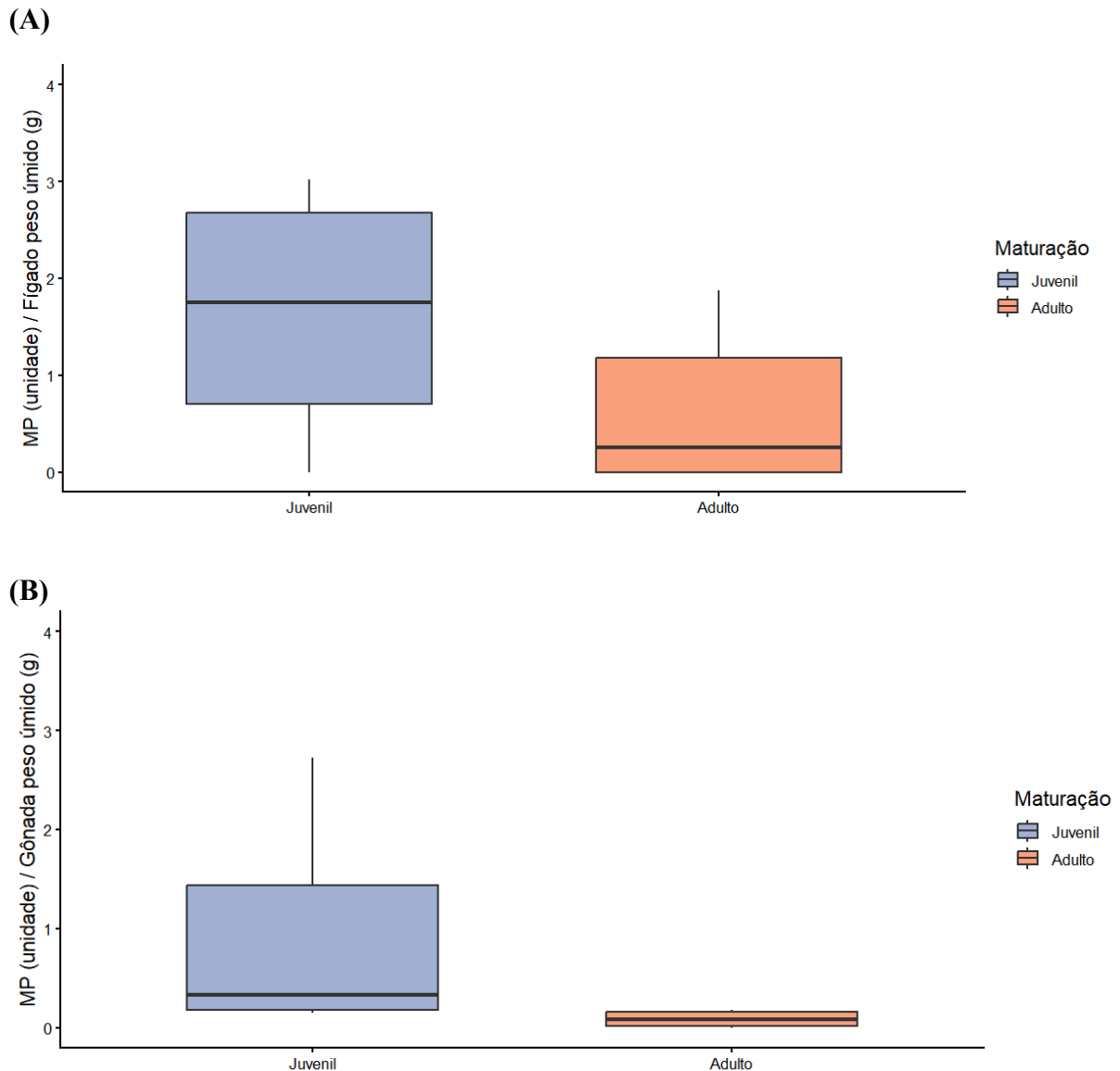


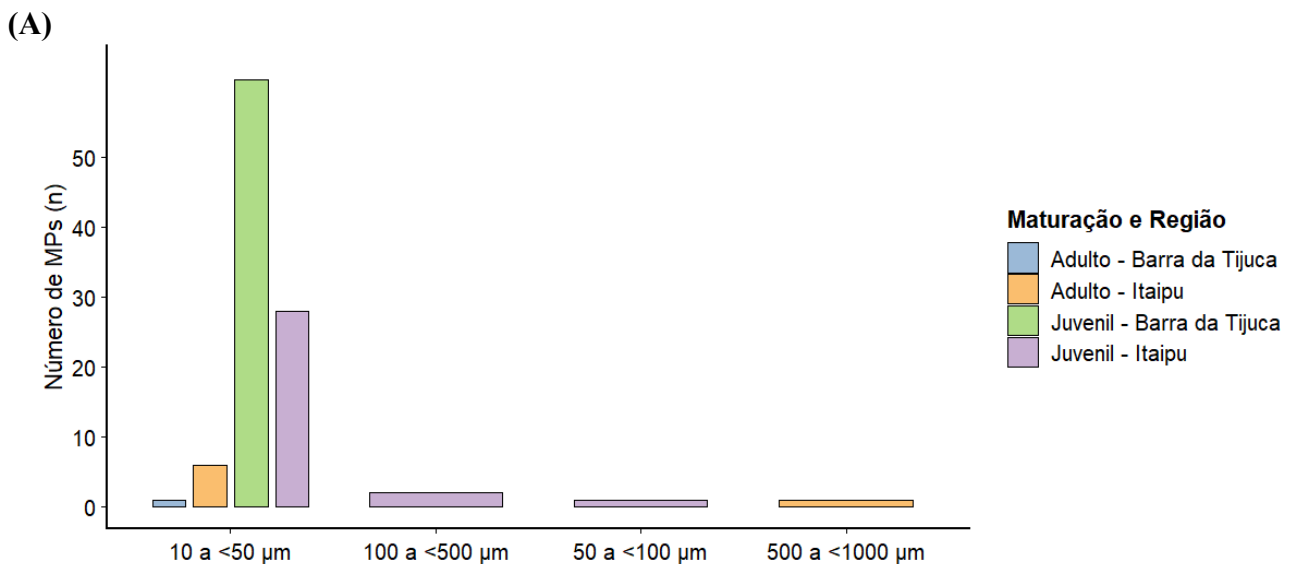
Figura 27. Quantidade de microplásticos por unidade em relação ao peso úmido em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca). (A) Número de microplásticos por peso úmido do fígado em função da maturação por indivíduos. (B) Número de microplásticos por peso úmido das gônadas em função da maturação por indivíduos.

Essa maior quantidade de MPs em gônadas juvenis pode estar relacionada ao desenvolvimento gonadal e à fisiologia reprodutiva. Xiang et al. (2026) demonstraram que MPs em *Pelteobagrus fulvidraco* causaram danos testiculares e alteraram a expressão de genes reprodutivos, sugerindo que a exposição pode afetar a qualidade gonadal e a reprodução. Esses resultados são consistentes com Santos et al. (2025), que indicam que MPs interferem nos mecanismos endócrinos e no eixo hipotálamo-hipófise-gônadas (HPG), gerando variações na acumulação de partículas entre diferentes estágios maturacionais. Diante

disso, a presença de MP nas gônadas pode reduzir a qualidade reprodutiva e, consequentemente, impactar negativamente a população.

Em relação à região de coleta, não foram observadas diferenças significativas na abundância de MPs entre as regiões para o fígado ($U = 12,5$; $p = 0,415$) e para as gônadas ($U = 23,0$; $p = 0,466$). As regiões de Barra da Tijuca e Itaipu não influenciaram a quantidade de MPs nos órgãos analisados. Esses resultados são consistentes com os observados em outros órgãos, como TGI e brânquias, sugerindo que a exposição a MPs é relativamente homogênea entre as áreas estudadas.

Em relação às categorias de tamanhos observados, o fígado não apresentou diferença estatisticamente (Fisher, $p = 0,066$ para maturação; $p = 0,053$ para região). Foi observado que juvenis acumularam quantidades maiores de MPs pequenos ($10 < a < 50 \mu\text{m}$) em comparação com adultos, e a Barra da Tijuca apresentou mais partículas pequenas que Itaipu (Fig. 28 A). Na gônada, não foram observadas diferenças significativas por maturação ($p = 0,107$) e por região ($p = 0,856$). As contagens em relação as categorias de tamanho sugerem que adultos e juvenis, e as diferentes regiões apresentaram distribuição de MPs relativamente similares (Fig. 28 B).



(B)

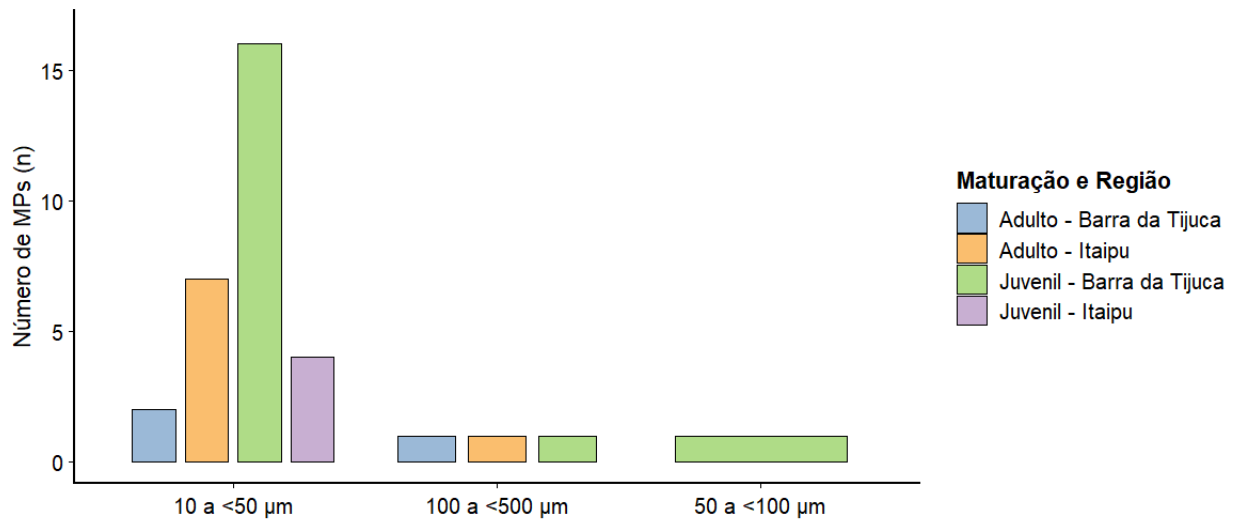


Figura 28. Abundância total de microplásticos nas 12 amostras analisadas em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro, considerando as categorias de tamanho, estágio de maturação (juvenil e adulto) e região de coleta (Itaipu e Barra da Tijuca). (A) corresponde à abundância de microplásticos no fígado e (B) na gônada.

A presença e a translocação de MPs em diferentes tecidos de peixes vêm sendo relatadas com resultados inconsistentes, refletindo diferenças no tamanho das partículas, espécies estudadas e metodologias empregadas. Avio et al. (2015) observaram MPs com tamanho variando entre 0,1 e 1 mm, administradas por via alimentar, foram detectadas no fígado de peixes com dimensões entre 0,2 e 0,6 mm, utilizando cortes criostáticos para análise. Em contraste, Kim et al. (2020) não identificaram evidências de translocação de MPs esféricos menores (10 a 300 µm) em trutas arco-íris adultas (*Oncorhynchus mykiss*) após 24 h de exposição, sugerindo que fatores como o tamanho da partícula e o tempo de exposição podem ser determinantes para a internalização.

De forma semelhante, Collard et al. (2017) relataram a presença de MPs no fígado de 80% das anchovas europeias (*Engraulis encrasicolus*), com partículas significativamente maiores (124 a 438 µm). A detecção de partículas maiores em espécies marinhas corrobora a possibilidade de acumulação hepática em condições ambientais, embora contrasta em tamanho com experimentos laboratoriais controlados.

Em relação à caracterização química, dos 88 MPs encontrados no fígado, 95,4% eram PP e estavam presentes em todas as regiões e estágios de maturação. Em Itaipu, adultos e juvenis apresentaram apenas PP. Na Barra da Tijuca, adultos também tiveram predominância de PP e juvenis apresentaram 93,5% PP, seguido por PET (3,23%), enquanto PE e EVA

representaram 1,61% cada. Não houve diferença significativa entre estágios de maturação (Fisher, $p = 0,376$), mas a região apresentou efeito significativo (Fisher, $p < 0,0001$).

Nas gônadas, dos 33 MPs registrados, 62,5% eram PP, seguido por PVC (9,4%), PET (6,3%) e EVA (6,3%). Em Itaipu, adultos apresentaram distribuição heterogênea (25% PP, 25% PET, 37,5% PVC e 12,5% ABS/PS), enquanto juvenis acumularam exclusivamente PP. Na Barra da Tijuca, adultos tinham 50% PP e 25% EVA, e juvenis 80% PP com pequenas proporções de EVA, PE e PET. Tanto o estágio de maturação (Fisher, $p < 0,0001$) quanto a região ($p = 0,00239$) influenciaram significativamente a composição de MPs nas gônadas.

Quando comparados os polímeros em função dos tamanhos, o fígado apresentou maioria dos MPs do tipo PP na faixa de tamanho de 10 a $<50 \mu\text{m}$, representando 95,12% do total. Como observado na Figura 29, as curvas mais espessas em azul indicam que MPs pequenos são predominantes e se distribuem principalmente para PP. Partículas maiores de PP (500 a $1000 \mu\text{m}$) foram pouco registradas. Outros polímeros, incluindo PET, PE e EVA, foram detectados apenas em pequenas proporções, todos na faixa de 10 a $<50 \mu\text{m}$. Esses resultados indicam que a internalização hepática de MPs ocorre predominantemente para partículas pequenas, com PP sendo o polímero mais abundante.

Na gônada, a maioria dos MPs detectados foi PP em MPs pequenos (10 a $<50 \mu\text{m}$), representando 60,6%. Partículas maiores de PP (100 a $500 \mu\text{m}$) foram pouco frequentes. Outros polímeros, incluindo PVC (9,1%), PET (6,1%), ABS, EVA, PE e PS, foram encontrados principalmente na faixa de 10 a $<50 \mu\text{m}$, com EVA também presente na categoria 100 a $<500 \mu\text{m}$ (Fig. 29). Esses resultados indicam que assim como no fígado, a internalização de MPs nas gônadas ocorre predominantemente para partículas pequenas, com PP sendo o polímero mais abundante.

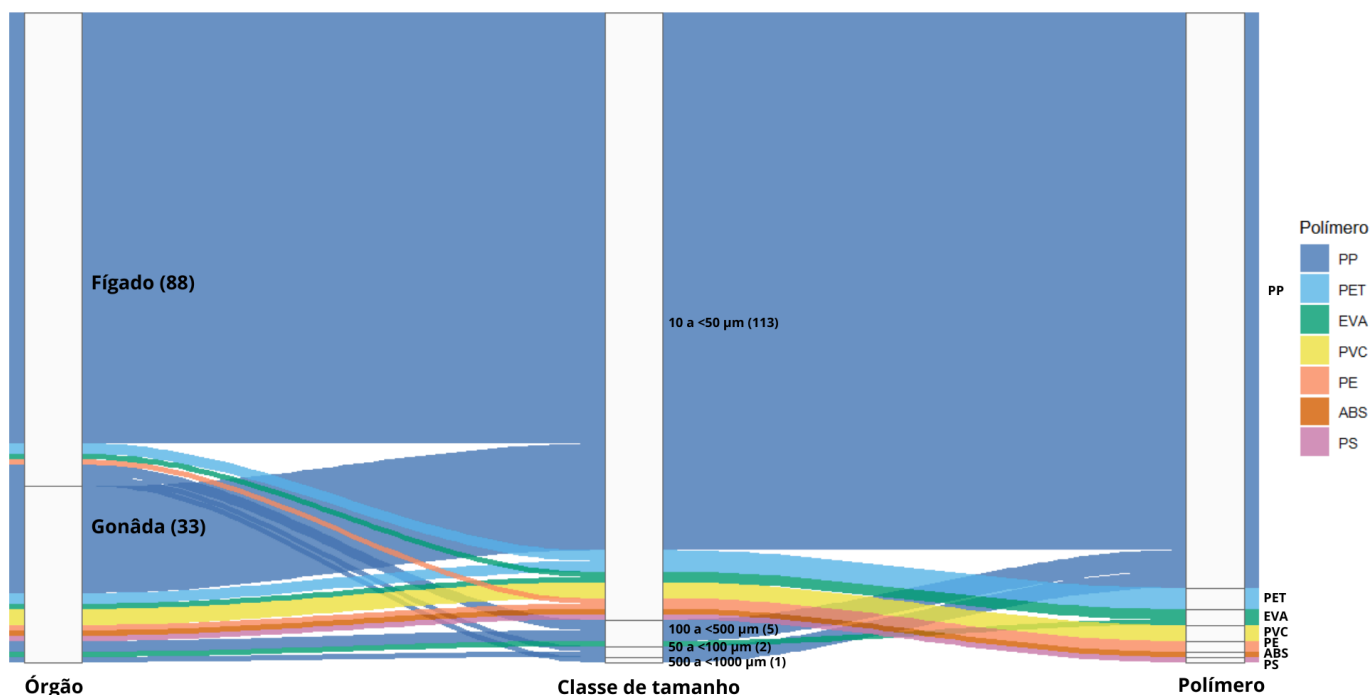


Figura 29. Diagrama aluvial mostrando a distribuição de microplásticos nos tecidos fígado e gônada em relação às classes de tamanho (10 a <50 µm, 50 a <100 µm, 100 a <500 µm e 500 a <1000 µm) e aos polímeros detectados pelas cores (PP, PET, EVA, PVC, PE, ABS e PS), presente em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca).

O processo de translocação de MPs depende de diversos fatores, incluindo o tamanho das partículas, polaridade e tipo de polímero (Xu et al., 2020; Ramsperger et al., 2022; Jasinski et al., 2024). Na literatura, alguns estudos abordaram essas interações e os mecanismos de translocação em diferentes tecidos, porém a maior parte se concentra em MPs virgens (Jovanović et al., 2018; Magni et al., 2018).

A internalização de MPs é limitada, somente uma parcela das partículas que alcançam órgãos como fígado ou intestino é translocada (Prata, 2023). MPs podem se ligar a proteínas secretadas pelos organismos aquáticos, formando complexos conhecidos como “corona de proteínas” (Luo et al., 2022). Essas interações físico-químicas podem modificar as propriedades superficiais das partículas, facilitando sua internalização nos tecidos do organismo. No entanto, os mecanismos precisos do processo de internalização e da formação da coroa de MP ainda são insuficientes na literatura, representando uma lacuna para estudos futuros.

Por fim, a Tabela 9 faz uma síntese sobre a abundância de MPs nos diferentes tecidos analisados neste estudo, evidenciando variações na abundância, composição química e classes de tamanho. De modo geral, foi observada uma maior média de part./ind. nas brânquias, o que

pode representar um excelente órgão-alvo para investigações de trabalhos futuros para MPs. Em relação ao fígado e gônadas apresentam menores abundâncias, porém com predominância de partículas de menor tamanho (10 a <50 μm), indicando possível translocação para tecidos internos. Além disso, diferenças no padrão ontogenético são evidentes, com maior ocorrência de MPs em juvenis no TGI e nas gônadas, e em adultos nas brânquias.

Tabela 9. Abundância de microplásticos por tecido em *Micropogonias furnieri* (corvina) no estado do Rio de Janeiro (Itaipu e Barra da Tijuca).

Tecidos	Abundância MP (n)	MPs por indivíduo (média \pm DP)	Polímeros predominantes	Classes de tamanho (%)	Abundância por maturação
Trato gastrointestinal	491	13,6 \pm 7,0	PET, PP, PS e PVC.	10<50 μm - 3,26% 50<100 μm - 5,70% 100<500 μm - 29,33% 500<1000 μm - 21,59% 1000<5000 μm - 37,07% >5000 μm - 3,05%	Maior em juvenis.
Brânquias	280	23,1 \pm 46,5	PP, PET e PU.	10<50 μm - 88,93% 50<100 μm - 5,00% 100<500 μm - 3,57% 1000<5000 μm - 2,50%	Maior em adultos.
Fígado	88	2,5 \pm 13,6	PP.	10<50 μm - 95,65% 50<100 μm - 1,09% 100<500 μm - 2,17% 1000<5000 μm - 1,09%	Sem diferença.
Gônadas	33	2,0 \pm 2,4	PP, PVC, PET e EVA.	10<50 μm - 87,88% 50<100 μm - 3,03% 100<500 μm - 9,09%	Maior em juvenis.

Os resultados reforçam a necessidade de estudos adicionais sobre os efeitos dos MPs em organismos marinhos, uma vez que essas partículas podem comprometer funções fisiológicas importantes, como a alimentação, respiração, metabolismo e reprodução, afetando não apenas os indivíduos, mas toda uma dinâmica populacional da espécie. A *M. furnieri* encontra-se classificada como espécie vulnerável desde 2024, segundo o SALVE/ICMBio (2024). Assim, a contaminação por MPs pode atuar como um fator adicional de estresse ambiental (Kannan e Vimalkumar, 2021; Cao et al., 2023; Hasan et al., 2024; Santos et al., 2025; Xiang et al., 2026).

7. Conclusão

O presente estudo buscou investigar os padrões de translocação de MPs em diferentes tecidos da *M. furnieri*, como o TGI, brânquias, fígado e gônadas comercializadas nas regiões de Itaipu e Barra da Tijuca. Para isso, foram comparados e adaptados dois protocolos de extração de MPs. O protocolo adaptado de Karami et al. (2017), utilizando KOH 10% e NaI demonstrou ser mais eficiente em relação à digestão e tempo de extração quando comparado ao protocolo de Avio et al. (2015), com H₂O₂ 15% e NaCl. Como observado, a falta de um protocolo padronizado para tecidos biológicos ainda é discutida na literatura como uma limitação metodológica. Dessa forma, embora existam propostas de padronização, é importante ressaltar que adaptações são frequentemente necessárias dependendo da espécie analisada e do tipo de tecido, especialmente em tecidos com maior concentração de lipídios.

Os resultados demonstram que o EA-IRMS é uma importante ferramenta para investigar a dieta e a posição trófica de *M. furnieri*. Quando associado às técnicas de extração e análise de MPs, contribui para compreender como esses contaminantes podem ser transferidos ao longo da cadeia alimentar. A semelhança nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre juvenis e adultos indica padrões alimentares semelhantes, reforçando o caráter generalista e oportunista da espécie durante os estágios de maturação. No entanto, foram observadas diferenças regionais nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e na posição trófica, com indivíduos de Itaipu apresentando valores mais elevados. Esse padrão pode estar associado às características ambientais locais, como maior complexidade estrutural do habitat, como a presença de costões rochosos.

Os resultados obtidos demonstram que a contaminação por MPs em *M. furnieri* representa um problema ambiental nos ecossistemas costeiros. A presença de MPs no TGI, brânquias, fígado e gônadas confirma a capacidade dessas partículas de serem ingeridas, retidas e translocadas para tecidos internos, demonstrando o potencial impacto sobre funções fisiológicas, como alimentação, respiração, metabolismo e reprodução. A identificação de MPs em órgãos internos reforça a preocupação quanto aos efeitos dessas partículas nos organismos marinhos, podendo comprometer toda uma dinâmica populacional da espécie e a estabilidade dos ecossistemas marinhos.

Embora a hipótese inicial estivesse relacionada à maior concentração de MPs em indivíduos adultos devido aos processos de bioacumulação, os resultados observados no TGI indicaram um padrão de biodiluição, com juvenis apresentando maior quantidade de partículas em relação aos adultos. Esses resultados demonstram a complexidade das

interações ecológicas e fisiológicas envolvidas nos MPs, destacando a necessidade de estudos adicionais sobre taxas de ingestão, retenção e excreção em diferentes fases ontogenéticas. No entanto, nas brânquias os adultos apresentaram maiores concentrações de MPs, reforçando o papel desse órgão como uma via direta de exposição aos contaminantes presentes na coluna d'água, devido à sua ampla área de contato com o ambiente e à intensa circulação de água durante o processo respiratório, o que pode tornar esse órgão um importante alvo em estudos sobre MPs em peixes.

As diferenças observadas entre Barra da Tijuca e Itaipu sugerem que os fatores ambientais e diferentes níveis de pressão antrópica influenciam a disponibilidade de MPs nos organismos. A predominância de fibras e polímeros como PET e PP demonstra uma forte influência de fontes urbanas, atividades pesqueiras e efluentes domésticos. Nesse contexto, a contaminação por MPs pode representar uma falha nos sistemas de gerenciamento de resíduos e saneamento.

Além dos impactos ecológicos, a presença de MPs em espécies comercializadas voltadas para o consumo humano levanta preocupações relacionadas à saúde pública e à segurança alimentar. A capacidade dessas partículas de alcançarem tecidos internos, como observado no estudo ($2,0 \pm 2,4$ gônadas e $2,5 \pm 13,6$ part/ind. para fígado), indica um risco de transferência ao longo da cadeia trófica, podendo expor os consumidores humanos não apenas aos MPs, mas também a contaminantes químicos adsorvidos em sua superfície. Sob a perspectiva do *One Health*, a contaminação plástica deve ser trabalhada de maneira integrada, considerando as conexões entre saúde ambiental, animal e humana. Uma vez que reflete na qualidade dos alimentos consumidos pela população e na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Os resultados deste estudo também demonstram a necessidade de fortalecimento de políticas públicas voltadas à redução da produção, consumo e descarte inadequado de plásticos. Apesar do crescente número de estudos sobre MPs em alimentos, ainda não existem limites máximos estabelecidos para MPs em pescados destinados ao consumo humano. Atualmente, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) não possui regulamentação específica que determine valores permitidos de MPs em alimentos.

Para trabalhos futuros, serão utilizados equipamentos capazes de detectar MPs menores que $5 \mu\text{m}$, como técnicas baseadas em pirólise, a fim de compreender melhor a presença desses contaminantes em tecidos internos. Além disso, a integração com técnicas complementares, como microscopia eletrônica de varredura (MEV), pode ampliar a capacidade de caracterização das partículas e possíveis danos no tecido. A aplicação de

ferramentas como o MDA (*Minimum Detectable Amount*) também se torna necessária em estudos de MPs, sendo importante que pesquisadores adotem esse tipo de abordagem em trabalhos futuros, uma vez que ela contribui para minimizar erros analíticos e contaminações, representando um ponto-chave para o avanço das pesquisas diante da complexidade e dos desafios associados ao estudo desse contaminante emergente.

Referências

- ABU ALSAUD, Loay; AL-QOBBAJ, Amer. *Stable isotope and radiocarbon dating of human skeletal remains from Islamic settlement, Khirbet Al-Sheikh Humaid, Nablus, Palestine*. **Radiocarbon**, v. 65, n. 6, p. 1366–1371, 2023.
- ABIPLAST - Associação Brasileira da Indústria do Plástico. 2024. Disponível em: <<https://www.abiplast.org.br/noticias/perfil-2023-industria-do-plastico-impulsiona-economia-brasileira-gerando-mais-de-370-mil-empregos/>>. acesso em: 10 de novembro 2025
- AKBAY, İsmail Kutlugün ; ÖZDEMİR, Tonguç. Monomer migration and degradation of polycarbonate via UV-C irradiation within aquatic and atmospheric environments. **Journal of Macromolecular Science**, Part A, v. 53, n. 6, p. 340–345, 2016.
- AKINHANMI, Fadekemi O.; AYANDA, Opeyemi I. ; DEDEKE, Gabriel A. Assessment of microplastic-contaminated liver through gene expression profiling of four commercial fish species in the Lagos Lagoon, Nigeria. **Scientific African**, v. 24, p. e02242, 2024
- ALVES, Vivianne EN; FIGUEIREDO, Gisela M. Assessment of microplastic impacts on whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*) and ecosystem services in Guanabara Bay, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 106, n. 12, p. 2177-2192, 2023.
- AMARAL-ZETTLER, Linda A.; ZETTLER, Erik R. ; MINCER, Tracy J. Ecology of the plastisphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, n. 3, p. 139–151, 2020
- AMATO-LOURENÇO, Luís Fernando; CARVALHO-OLIVEIRA, Regiani; JÚNIOR, Gabriel Ribeiro; *et al.* Presence of airborne microplastics in human lung tissue. **Journal of Hazardous Materials**, v. 416, p. 126124, 2021.
- AMIN, Roswati MD; SOHAIMI, Erqa Shazira; ANUAR, Sabiqah Tuan; *et al.* Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, p. 110616, 2020.
- ANDRADY, Anthony L. Microplastics in the Marine Environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011.
- ANDERSEN, Regitze *et al.* Abundance, distribution and characteristics of microplastics in the North and South Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 209, p. 117217, 2024.
- ANVISA. (2008). *Resolução RDC n° 275* – Regulamento técnico de boas práticas para serviços de alimentação.

ARIAS, Andrés H.; RONDA, Ana C.; OLIVA, Ana L.; *et al.* Evidence of Microplastic Ingestion by Fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 102, n. 6, p. 750–756, 2019.

ASENSIO, Ruth C. *et al.* Analytical characterization of polymers used in conservation and restoration by ATR-FTIR spectroscopy. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 395, n. 7, p. 2081-2096, 2009.

ATLAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V: Baía de Guanabara e Sistemas Lagunares de Maricá e Jacarepaguá. (2021) 1. ed. Rio de Janeiro: CBH-BG. Disponível em: https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2022/09/Atlas_CBH-BG.pdf. Acesso em: 20 nov. 2025.

ATHUKORALA, Ashini; AMARATHUNGA, A.D.D; DE SILVA; *et al.* Pervasive Microplastic Ingestion by Commercial Fish Species from a Natural Lagoon Environment. **Water**, v. 16, n. 20, p. 2909–2909, 2024.

AUDZIJONYTE, Asta; RICHARDS, Shane A. The energetic cost of reproduction and its effect on optimal life-history strategies. **The American Naturalist**, v. 192, n. 4, p. E150-E162, 2018.

AVIO, Carlo Giacomo; GORBI, Stefania ; REGOLI, Francesco. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 18–26, 2015.

AZEVEDO, James Werllen de Jesus; CASTRO, Antonio Carlos Leal de; SILVA, Marcelo Henrique Lopes. Length-weight relation, condition factor and gonadosomatic index of the whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)(Actinopterygii: Sciaenidae), caught in Lençóis Bay, state of Maranhão, eastern Amazon, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, p. 1-8, 2017.

BARCELÓ, Damià; PICÓ, Yolanda ; ALFARHAN, Ahmed H. Microplastics: Detection in human samples, cell line studies, and health impacts. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 101, p. 104204, 2023.

BATEL, Annika *et al.* Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo [a] pyrene to adult zebrafish (*Danio rerio*) gills and zebrafish embryos. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 918-930, 2018.

BEARHOP, Stuart *et al.* Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. **Journal of animal ecology**, v. 73, n. 5, p. 1007-1012, 2004.

BERNARDO, Thamires Alves Silva. Análise da dinâmica da bioacumulação de mercúrio em peixes: estudo de caso em ecossistemas costeiros fluminenses. Dissertação de Mestrado, Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM), Universidade Federal Fluminense, Arraial do Cabo-RJ, 2024

BERGMANN, Melanie; COLLARD, France; FABRES, Joan; et al. Plastic Pollution in the Arctic. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 3, n. 3, p. 1–15, 2022.

BORRELLE, Stephanie B.; RINGMA, Jeremy; LAW, Kara Lavender; *et al.* Predicted Growth in Plastic Waste Exceeds Efforts to Mitigate Plastic Pollution. **Science**, v. 369, n. 6510, p. 1515–1518, 2020.

BHARGAVA, Rohit; WANG, Shi-Qing ; KOENIG, Jack L. FTIR Microspectroscopy of Polymeric Systems. *Liquid Chromatography / FTIR Microspectroscopy / Microwave Assisted Synthesis*, p. 137–191, 2003.

BITENCOURT, Gustavo R.; MELLO, Paola A.; FLORES, Erico M. M.; *et al.* Determination of microplastic content in seafood: An integrated approach combined with the determination of elemental contaminants. **Science of The Total Environment**, v. 749, p. 142301, 2020.

BRAVER-SEWRADJ, Shalene P. D; SPRONSEN, Rob V; HESSEL, Ellen V. S. Substitution of bisphenol A: a review of the carcinogenicity, reproductive toxicity, and endocrine disruption potential of alternative substances. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 50, n. 2, p. 128–147, 2020.

BRANDINI, Frederico P.; TURA, Pedro M.; SANTOS, Pedro PGM. Ecosystem responses to biogeochemical fronts in the South Brazil Bight. **Progress in Oceanography**, v. 164, p. 52-62, 2018.

BROWNE, Mark Anthony et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

BRUSLÉ, Jacques; ANADON, Gemma G. The Structure and Function of Fish Liver. **Fish Morphology**, p. 77–93, 2017.

BOTTERELL, Zara L.R.; BEAUMONT, Nicola; DORRINGTON, Tarquin; *et al.* Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. **Environmental Pollution**, v. 245, n. 245, p. 98–110, 2019

CASTRO, Belmiro Mendes de; MIRANDA, Luiz Bruner de. Hydrographic properties in the São Sebastião Channel: daily variations observed in March 1980. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 46, n. 2, p. 111-123, 1998.

- CASTRO, R. O. et al. Evaluation of microplastics in jurujuba cove, niterói, rj, brazil, an area of mussels farming. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 555–558, 2016
- CARPENTER, Edward J.; SMITH JR, K. L. Plastics on the Sargasso Sea surface. **Science**, v. 175, n. 4027, p. 1240-1241, 1972.
- CARVALHO FILHO, Alfredo. **Peixes: costa brasileira**. Editora Melro, 1999.
- CARNEIRO, M. H. et al. *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). Estoque Sudeste. **Análise das principais pescarias comerciais da região sudeste-sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. Série Documentos REVIZEE-Score Sul. Instituto Oceanográfico-USP. São Paulo**, p. 94-100, 2005.
- CESA, Flavia Salvador; TURRA, Alexander; BARUQUE-RAMOS, Julia. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings. **Science of the total environment**, v. 598, p. 1116-1129, 2017.
- CHAO, Ning. L. Sciaenidae. In: W. Fischer, G. Bianchi and W.B. Scott (eds), FAO species identification sheets for fishery purposes, eastern Central - Atlantic; fishing area 37 and 47, pp. 1-37. **FAO**, Rome, 1981.
- CHEREL, Yves; HOBSON, Keith A.; GUINET, Christophe; *et al.* Stable isotopes document seasonal changes in trophic niches and winter foraging individual specialization in diving predators from the Southern Ocean. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, n. 4, p. 826–836, 2007.
- COELHO, Victor. Baía de Guanabara: Uma história de agressão ambiental. Casa da Palavra, Rio de Janeiro, 2007. 278 p.
- COLE, Matthew et al. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific reports**, v. 4, n. 1, p. 4528, 2014.
- CORDEIRO, R. C. et al. Environmental and anthropic variabilities at Guanabara Bay (Brazil): A comparative perspective of metal depositions in different time scales during the last 5,500 yrs. **Chemosphere**, v. 267, p. 128895, 2021.
- CLAESSENS, Michiel; VAN CAUWENBERGHE, Lisbeth; VANDEGEHUCHTE, Michiel B.; *et al.* New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. **Marine Pollution Bulletin**, v. 70, n. 1-2, p. 227–233, 2013.
- CLOUGH, Roger Lee; BILLINGHAM, Norman C.; GILLEN, Kenneth T. (Ed.). **Polymer durability: degradation, stabilization, and lifetime prediction**. 1996.

COLLARD, France; GILBERT, Bernard; EPPE, Gauthier; *et al.* Detection of Anthropogenic Particles in Fish Stomachs: An Isolation Method Adapted to Identification by Raman Spectroscopy. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 331–339, 2015. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00244-015-0221-0>>.

COLLARD, France; GILBERT, Bernard; COMPÈRE, Philippe; *et al.* Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus* , L.). **Environmental Pollution**, v. 229, p. 1000–1005, 2017.

COLE, Matthew; LINDEQUE, Pennie; HALSBAND, Claudia; *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 12, p. 2588–2597, 2011.

CONNER, Sean D. ; SCHMID, Sandra L. Regulated portals of entry into the cell. **Nature**, v. 422, n. 6927, p. 37–44, 2003.

COSTA, Micheli D. P; MUELBERT, José H; MORAES, Leonardo ; *et al.* Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. **Fisheries Research**, v. 160, p. 77–84, 2014.

COSTA, Marcus Rodrigues ; ARAÚJO, Francisco Gerson . Length-weight relationship and condition factor of *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Perciformes, Sciaenidae) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. **Revista Brasileira De Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 685–690, 2003.

COUSSEAU, María B; PERROTTA, Ricardo G. 1998. Peces marinos de Argentina. Biología, distribución, pesca. INIDEP, **Mar del Plata**, 163 pp.

CONSTANT, M.; BILLON, G.; ALARY, C. Extraction of microplastics from sediment matrices: Experimental comparative analysis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 420, n. 126571, p. 1–8, 2021.

CUTRONEO, L. *et al.* Considerations on salts used for density separation in the extraction of microplastics from sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 166, m. 112216, 2021

DAI, Shang; YE, Rui; HUANG, Jianxiang; *et al.* Distinct lipid membrane interaction and uptake of differentially charged nanoplastics in bacteria. **Journal of Nanobiotechnology**, v. 20, n. 1, 2022.

DANOPOULOS, Evangelos; TWIDDY, Maureen; WEST, Robert; *et al.* A rapid review and meta-regression analyses of the toxicological impacts of microplastic exposure in human cells. **Journal of Hazardous Materials**, v. 427, p. 127861, 2021.

DAS, Amlan. The emerging role of microplastics in systemic toxicity: Involvement of reactive oxygen species (ROS). **Science of The Total Environment**, v. 895, p. 165076, 2023.

DAWSON, Amanda L.; MOTTI, Cherie A. ; KROON, Frederieke J. Solving a Sticky Situation: Microplastic Analysis of Lipid-Rich Tissue. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, 2020.

DEFORGES, Jean-Pierre W.; GALBRAITH, Moira ; ROSS, Peter S. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 69, n. 3, p. 320–330, 2015.

DENADAI, Márcia Regina et al. Feeding habits of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Perciformes: Sciaenidae) in Caraguatatuba Bay, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n. 2, p. 125-134, 2015.

DENIRO, Michael J.; EPSTEIN, Samuel. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 42, n. 5, p. 495–506, 1978.

DENIRO, Michael J.; EPSTEIN, Samuel. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 45, n. 3, p. 341–351, 1981.

DRABINSKI, Thiago L.; DE CARVALHO, Diego G.; GAYLARDE, Christine C.; et al. Microplastics in Freshwater River in Rio de Janeiro and Its Role as a Source of Microplastic Pollution in Guanabara Bay, SE Brazil. **Micro**, v. 3, n. 1, p. 208–223, 2023.

DUDEK, Kassandra; POLIDORO, Beth; NEUER, Susanne. Biotic and abiotic factors affecting microplastic degradation and deposition. **Marine Environmental Research**, p. 107432, 2025.

DUIS, Karen; COORS, Anja. Microplastics in the Aquatic and Terrestrial environment: Sources (with a Specific Focus on Personal Care products), Fate and Effects. **Environmental Sciences Europe**, v. 28, n. 1, 2016.

DUONG, Thi Thuy et al. Selection of a density separation solution to study microplastics in tropical riverine sediment. **Environmental monitoring and assessment**, v. 194, n. 2, p. 65, 2022.

ELSHEIKH, Eman. H. Scanning electron microscopic studies of gill arches and rakers in relation to feeding habits of some fresh water fishes. **The Journal of Basic & Applied Zoology**, v. 66, n. 3, p. 121–130, 2013.

ERGAS, Mauricio et al. Cellulosic and microplastic fibers in the Antarctic fish *Harpagifer antarcticus* and Sub-Antarctic *Harpagifer bispinis*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 194, p. 115380, 2023.

ERIKSEN, Marie K. et al. Closing the loop for PET, PE and PP waste from households: Influence of material properties and product design for plastic recycling. **Waste management**, v. 96, p. 75-85, 2019.

ESPINOZA, María José et al. Do birds select the plastics debris used for nest construction? A case study in a Mediterranean agricultural landscape. **Environmental research**, v. 255, p. 119117, 2024.

FANELLI, Emanuela; REY, Javier; TORRES, Pedro; *et al.* Feeding habits of blackmouth catshark *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810 and velvet belly lantern shark *Etmopterus spinax* (Linnaeus, 1758) in the western Mediterranean. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 83–93, 2009.

FARRAG, Elsayed ; ALHERBAWI, Majd ; AL-SHAER, Mustafa . Length-weight relationships and condition factor of commercial species from South Arabian Gulf of the United Arab Emirates. **International Journal of Fauna and Biological Studies**, v. 12, n. 3, p. 20–23, 2025.

FERREIRA, Carlos EL; GONÇALVES, José EA; COUTINHO, Ricardo. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. **Environmental biology of fishes**, v. 61, n. 4, p. 353-369, 2001.

FLEURY, Jean-Baptiste ; BAULIN, Vladimir A. Microplastics destabilize lipid membranes by mechanical stretching. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 31, 2021.

FIPERJ - Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro. *Relatório técnico semestral nº 02/2024: Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira no Estado do Rio de Janeiro (PMAP-RJ)*. Rio de Janeiro: FIPERJ, 2024. Disponível em: https://www.rj.gov.br/fiperj/sites/default/files/arquivos-paginas/PMAP-RJ.Relatório%20Técnico%20Semestral%2002_2024.pdf. Acesso em: 18 jan. 2026.

FIGUEIREDO, José Lima de; MENEZES, Naercio Aquino. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo 1 vol.110p. 1978.

FIGUEIREDO, José Lima de; MENEZES, Naercio Aquino. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. 1980.

FIGUEIREDO, José Lima de; MENEZES, Naercio Aquino. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo 5 vol 110p. 2000.

FISCHER, Luciano Gomes; DIAS, Eduardo; VIEIRA, João. Peixes Estuarinos e Costeiros. ResearchGate, Edição 2, p. 131, 2011.

FOLEY, Carolyn J.; FEINER, Zachary S.; MALINICH, Timothy D.; *et al.* A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. **Science of The Total Environment**, v. 631-632, p. 550–559, 2018.

FRANCO, Taynara Pontes; VILASBOA, Anderson; ARAÚJO, Francisco Gerson; *et al.* Identifying Whitemouth Croaker (*Micropogonias furnieri*) Populations along the Rio de Janeiro Coast, Brazil, through Microsatellite and Otolith Analyses. **Biology**, v. 12, n. 3, p. 360–360, 2023.

FRANCO, Taynara P; ALBUQUERQUE, Cristiano Q.; SANTOS, Rosa S; *et al.* Leave forever or return home? The case of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in coastal systems of southeastern Brazil indicated by otolith microchemistry. **Marine Environmental Research**, v. 144, p. 28–35, 2019.

FRÈRE, Laura; PAUL-PONT, Ika; RINNERT, Emmanuel; *et al.* Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France). **Environmental Pollution**, v. 225, p. 211–222, 2017.

FRIAS, João PGL; NASH, Roisin. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine pollution bulletin**, v. 138, p. 145-147, 2019.

FRÖHLICH, Eleonore. Local and systemic effects of microplastic particles through cell damage, release of chemicals and drugs, dysbiosis, and interference with the absorption of nutrients. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, v. 27, n. 8, p. 315–344, 2024.

FOOD AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, FAO, 2022.

FOOD AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Consumption of aquatic foods. www.fao.org. 2022. Disponível em: <<https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/9df19f53-b931-4d04-acd3-58a71c6b1a5b/content/sofia/2022/consumption-of-aquatic-foods.html>>. Acesso em: 10 jan. 2026.

FOOD AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). The State of World Fisheries and Aquaculture. 2024. FAO, 2024. Disponível em: <<https://openknowledge.fao.org/items/3bffafd3-c474-437b-afd4-bb1182feeea6>>. Acesso em: 04 mai. 2026.

FU, Lina; LI, Jing; WANG, Guoyu; *et al.* Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 217, p. 112207, 2021.

FRY, Brian. **Stable isotope ecology**. New York: Springer, 2006.

GALLOWAY, Tamara S.; COLE, Matthew ; LEWIS, Ceri. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 5, 2017.

GALVÃO, Luciana S. et al. Analysis of selective fluorescence for the characterization of microplastic fibers: use of a Nile Red-based analytical method to compare between natural and synthetic fibers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 443, p. 130217, 2023.

GEYER, Roland; JAMBECK, Jenna R. ; LAW, Kara Lavender. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, n. 7, 2017.

GESAMP. *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. Londres: IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP, 2015. (Reports and Studies GESAMP, n. 90).

GIGAULT, Julien; HALLE, Alexandra ter; BAUDRIMONT, Magalie; *et al.* Current opinion: What is a nanoplastic? **Environmental Pollution**, v. 235, p. 1030–1034, 2018.

GIBBS, M. M. Protocols on the use of the CSSI technique to identify and apportion soil sources from land use. NIWA report HAM2013-106 to Joint FAO/IAEA Division of Nuclear Techniques in Food and Agriculture. **Contract**, n. 15491/R1, p. 126, 2014.

GONG, Liyuan; PAN, Animesh; MATSUO, Takeshi; *et al.* Effects of weathering and simulated gastric fluid exposure on cellular responses to polystyrene particles. **Environmental Science: Nano**, v. 12, n. 1, p. 528–547, 2025.

GU, Binhe; SCHELSKE, Claire L. ; HOYER, Mark. Stable isotopes of carbon and nitrogen as indicators of diet and trophic structure of the fish community in a shallow hypereutrophic lake. **Journal of Fish Biology**, v. 49, n. 6, p. 1233–1243, 1996.

HAHLADAKIS, John N.; VELIS, Costas A.; WEBER, Roland; *et al.* An Overview of Chemical Additives Present in Plastics: Migration, release, Fate and Environmental Impact during Their Use, Disposal and Recycling. **Journal of Hazardous Materials**, v. 344, n. 344, p. 179–199, 2018

HAIMOVICI, Manuel; CARDOSO, Luis Gustavo; UNPIERRE, Ricardo Gatto. Stocks and management units of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) in southwestern Atlantic. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 5, p. 1080–1095, 2016.

HASAN, AKM Munzurul et al. A review of the neurobehavioural, physiological, and reproductive toxicity of microplastics in fishes. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 282, p. 116712, 2024.

HASHEMPOUR, Sara et al. Skin toxicity of topically applied nanoparticles. **Therapeutic Delivery**, v. 10, n. 6, p. 383-396, 2019.

HASEGAWA, Takaaki ; NAKAOKA, Masahiro. Trophic transfer of microplastics from mysids to fish greatly exceeds direct ingestion from the water column. **Environmental Pollution**, v. 273, p. 116468, 2021.

HERMABESSIERE, Ludovic et al. Optimization, performance, and application of a pyrolysis-GC/MS method for the identification of microplastics. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 410, n. 25, p. 6663-6676, 2018.

HIDALGO-RUZ, Valeria et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.

HLISNÍKOVÁ, Henrieta; PETROVIČOVÁ, Ida; KOLENA, Branislav; *et al.* Effects and Mechanisms of Phthalates' Action on Reproductive Processes and Reproductive Health: A Literature Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 18, p. 6811, 2020.

HILDEBRANDT, Lars; GAREB, Fadi R; ZIMMERMANN, Tristan; *et al.* Agilent Application Note: Fast, Automated Microplastics Analysis Using Laser Direct Chemical Imaging - Characterizing and quantifying microplastics in water samples from marine environments, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/344646427_Agilent_Application_Note_Fast_Automated_Microplastics_Analysis_Using_Laser_Direct_Chemical_Imaging_-_Characterizing_and_quantifying_microplastics_in_water_samples_from_marine_environments . Acesso em: 10 jan. 2026.

HIRT, Nell; BODY-MALAPEL, Mathilde. Immunotoxicity and intestinal effects of nano-and microplastics: a review of the literature. **Particle and fibre toxicology**, v. 17, n. 1, p. 57, 2020.

HUANG, Wei; SONG, Biao; LIANG, Jie; *et al.* Microplastics and associated contaminants in the aquatic environment: A review on their ecotoxicological effects, trophic transfer, and potential impacts to human health. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, p. 124187, 2020.

HUSSEY, Nigel E. *et al.* Rescaling the trophic structure of marine food webs. **Ecology letters**, v. 17, n. 2, p. 239-250, 2014.

ILHAVIVA. Corvina – *Micropogonias furnieri*. Rio de Janeiro: Escola de Belas Artes, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <https://ilhaviva.eba.ufjf.br/corvina/>. Acesso em: 13 maio 2026.

ISO (2023) ISO 24187:2023 Plastics – Microplastics identification and quantification by infrared spectroscopy. International Organization for Standardization, Geneva

ISAAC-NAHUM, Victória Judith; VAZZOLER, Anna Emília Amato de Moraes. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)(Teleostei, Sciaenidae): 1. Fator de condição como indicador do período de desova. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 32, n. 1, p. 63-69, 1983.

INEA. BOLETIM DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V - BAÍA DE GUANABARA BACIA DA BAÍA DE GUANABARA. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro. 2025.

INEA. BOLETIM DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V - BAÍA DE GUANABARA BACIA DO SISTEMA LAGUNAR DE JACAREPAGUÁ. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro. 2025.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (SALVE). Disponível em: <https://salve.icmbio.gov.br/#/>. Acesso em: 13 maio 2026.

IVAR DO SUL, Juliana A.; COSTA, Monica F.; FILLMANN, Gilberto. Microplastics in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. **Water, air, & soil pollution**, v. 225, n. 7, p. 2004, 2014.

JAMBECK, Jenna. R., GEYER, Roland, WILCOX, Chris., SIEGLER, Theodoro. R., PERRYMAN, Miriam., ANDRADY, Anthony., NARAYAN, Ramani., & LAW, Kara. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**. v. 347, n. 6223, p. 768–771, 2015.

JASINSKI, Julia; MATTHIAS VÖLKL; WILDE, Magdalena V; *et al.* Influence of the polymer type of a microplastic challenge on the reaction of murine cells. **Journal of Hazardous Materials**, v. 465, p. 133280–133280, 2024.

JAUREGUIZAR, Andres J.; MILITELLI, M. Ines; GUERRERO, Raúl. Distribution of *Micropogonias furnieri* at different maturity stages along an estuarine gradient and in relation to environmental factors. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 88, n. 1, p. 175-181, 2008.

JOVANOVIĆ, Boris; GÖKDAĞ, Kerem; GÜVEN, Olgaç; *et al.* Virgin microplastics are not causing imminent harm to fish after dietary exposure. **Marine Pollution Bulletin**, v. 130, p. 123–131, 2018.

KAKSONEN, Marko; ROUX, Aurélien. Mechanisms of clathrin-mediated endocytosis. **Nature reviews Molecular cell biology**, v. 19, n. 5, p. 313-326, 2018.

KARAMI, Ali; GOLIESKARDI, Abolfazl; CHOO, Cheng Keong; *et al.* A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. **Science of The Total Environment**, v. 578, p. 485–494, 2017.

KARLSSON, Therese M. et al. Screening for microplastics in sediment, water, marine invertebrates and fish: Method development and microplastic accumulation. **Marine pollution bulletin**, v. 122, n. 1-2, p. 403-408, 2017.

KANNAN, Kurunthachalam; VIMALKUMAR, Krishnamoorthi. A Review of Human Exposure to Microplastics and Insights Into Microplastics as Obesogens. **Frontiers in Endocrinology**, v. 12, 2021

KANGAS, Anna; SETÄLÄ, Outi; KAUPPI, Laura; *et al.* Trophic transfer increases the exposure to microplastics in littoral predators. **Marine Pollution Bulletin**, v. 196, p. 115553, 2023.

KELLY, Frank J. ; FUSSELL, Julia C. Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. **Atmospheric Environment**, v. 60, p. 504–526, 2012.

KJERFVE, Björn; RIBEIRO, Cesar H.A.; DIAS, Gilberto T.M.; *et al.* Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, v. 17, n. 13, p. 1609–1643, 1997.

KIM, Joel; POIRIER, David G.; HELM, Paul A.; *et al.* No evidence of spherical microplastics (10–300 μm) translocation in adult rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after a two-week dietary exposure. **PLOS ONE**, v. 15, n. 9, p. e0239128, 2020.

KINIGOPOULOU, Vasiliki; PASHALIDIS, Ioannis; KALDERIS, Dimitrios; *et al.* Microplastics as carriers of inorganic and organic contaminants in the environment: A review of recent progress. **Journal of Molecular Liquids**, v. 350, p. 118580, 2022.

KOSTYLEV, Vladimir E. et al. The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: fractal application on rocky shores. **Ecological complexity**, v. 2, n. 3, p. 272-286, 2005.

KUBOTA, Masahisa; TAKAYAMA, Katsumi ; NAMIMOTO, Daisuke. Pleading for the use of biodegradable polymers in favor of marine environments and to avoid an asbestos-like problem for the future. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 67, n. 4, p. 469–76, 2005.

KUHN, Dagmar A. et al. Different endocytotic uptake mechanisms for nanoparticles in epithelial cells and macrophages. **Beilstein journal of nanotechnology**, v. 5, n. 1, p. 1625-1636, 2014.

LAMOREE, Marja H; BOXEL, van; NARDELLA, Federica; *et al.* Health impacts of microplastic and nanoplastic exposure. **Nature Medicine**, p. 1–15, 2025.

LAO, Wenjian; WONG, Charles S. How to establish detection limits for environmental microplastics analysis. **Chemosphere**, v. 327, p. 138456, 2023.

- LAW, Kara Lavender et al. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. **Science**, v. 329, n. 5996, p. 1185-1188, 2010.
- LEPOINT, Gilles; DAUBY, Patrick ; GOBERT, Sylvie. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 11-12, p. 887–891, 2004.
- LESLIE, Heather A.; J. M. VAN VELZEN, Martin; BRANDSMA, Sicco H.; *et al.* Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment International**, v. 163, n. 107199, p. 107199, 2022.
- LEVY, José Alberto; MAGGIONI, Rodrigo; CONCEIÇÃO, M.B. Close genetic similarity among populations of the white croaker (*Micropogonias furnieri*) in the south and south-eastern Brazilian coast. I. Allozyme studies. **Fisheries Research**, v. 39, n. 1, p. 87–94, 1998.
- LENAKER, Peter L. et al. Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 21, p. 12227-12237, 2019.
- LI, Jiasen et al. The factors influencing the vertical transport of microplastics in marine environment: A review. **Science of the Total Environment**, v. 870, p. 161893, 2023.
- LI, Xueyan et al. The effects of rainfall events on the composition and diversity of microplastics on beaches in Xiamen City on a short-term scale. **Toxics**, v. 12, n. 5, p. 375, 2024.
- LIU, Yu; HU, Jiale; LIN, Liqian; *et al.* Overcoming the fluorescent interference during Raman spectroscopy detection of microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 897, p. 165333, 2023.
- LOBELLE, Delphine ; CUNLIFFE, Michael. Early microbial biofilm formation on marine plastic debris. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 1, p. 197–200, 2011.
- LOPES, Clara; RAIMUNDO, Joana; CAETANO, Miguel; *et al.* Microplastic ingestion and diet composition of planktivorous fish. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 5, n. 1, p. 103–112, 2020.
- LONG, Marc; MORICEAU, Brivaëla; GALLINARI, Morgane; *et al.* Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates. **Marine Chemistry**, v. 175, p. 39–46, 2015.
- LU, Yifeng; ZHANG, Yan; DENG, Yongfeng; *et al.* Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 7, p. 4054–4060, 2016.

LUSHER, Amy; HOLLMAN, Peter; MENDOZA-HILL, Jeremy. Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. **FAO**, 2017.

LUO, Hongwei; DU, Qingping; ZHONG, Zuanjia; *et al.* Protein-coated microplastics corona complex: An underestimated risk of microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 851, p. 157948, 2022.

MACIEIRA, Raphael M. *et al.* Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112371, 2021.

MAES, Thomas *et al.* A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 44501, 2017.

MAGNI, Stefano; GAGNÉ, François; ANDRÉ, Chantale; *et al.* Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). **Science of The Total Environment**, v. 631-632, p. 778–788, 2018.

MAGRO, Marizilda; CERGOLE, Maria Cristina; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, Carmen Lúcia Del Bianco. Síntese de conhecimentos dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente explotáveis na costa sudeste-sul do Brasil: peixes. 2000.

MARTIN, Benjamin T. *et al.* Integrating lipid storage into general representations of fish energetics. **Journal of Animal Ecology**, v. 86, n. 4, p. 812-825, 2017.

MARTINELLI, Luiz A., OMETTO, Jean Pierre H. B., FERRAZ, Epaminondas S., VICTORIA, Reynaldo L., CAMARGO, Plínio B., MOREIRA, Marcelo Z. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. São Paulo: **Oficina de Textos**, p. 144, 2009.

MAZUMDAR, Samrat; CHITKARA, Deepak ; MITTAL, Anupama. Exploration and insights into the cellular internalization and intracellular fate of amphiphilic polymeric nanocarriers. v. 11, n. 4, p. 903–924, 2021.

MBUGANI, John J. *et al.* Impaired growth performance of Wami Tilapia juveniles (*Oreochromis urolepis*)(Norman, 1922) due to microplastic induced degeneration of the small intestine. **Microplastics**, v. 1, n. 3, p. 334-345, 2022.

MCILWRAITH, Hayley K. *et al.* Evidence of microplastic translocation in wild-caught fish and implications for microplastic accumulation dynamics in food webs. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 18, p. 12372-12382, 2021.

MEKONNEN, Tizazu; MUSSONE, Paolo; KHALIL, Hamdy; *et al.* Progress in bio-based plastics and plasticizing modifications. **Journal of Materials Chemistry A**, v. 1, n. 43, p. 13379, 2013.

- MENEZES, Naercio Aquino & FIGUEIREDO, José Lima de. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Telostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96 p. 1980.
- MENEZES, Naercio Aquino & FIGUEIREDO, José Lima de. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo: Museu de Zoologia da USP. 105p. 1985.
- MICHENER, Robert; LAJTHA, Kate. Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science: Second Edition, 2007.
- MILLER, Michaela E.; HAMANN, Mark ; KROON, Frederieke J. Bioaccumulation and biomagnification of microplastics in marine organisms: A review and meta-analysis of current data. **PLOS ONE**, v. 15, n. 10, p. e0240792, 2020.
- MIRANDA, Daniele de A.; DE CARVALHO-SOUZA, Gustavo Freire. Are we eating plastic-ingesting fish?. **Marine pollution bulletin**, v. 103, n. 1-2, p. 109-114, 2016.
- MINAGAWA, Masao; WADA, Eitaro. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, n. 5, p. 1135–1140, 1984.
- MORGAN, Sarah E; ROMANICK, Samantha S; DELOUISE, Lisa; et al. Understanding Human Health Impacts Following Microplastic Exposure Necessitates Standardized Protocols. **Current Protocols**, v. 4, n. 7, 2024.
- MORTON, Alexandra; ROUTLEDGE, Richard D. Fulton's Condition Factor: Is it a Valid Measure of Sea Lice Impact on Juvenile Salmon? **North American Journal of Fisheries Management**, v. 26, n. 1, p. 56–62, 2006.
- MONT'ALVERNE, R.; PEREYRA, P. E. R.; GARCIA, A. M. Trophic segregation of a fish assemblage along lateral depth gradients in a subtropical coastal lagoon revealed by stable isotope analyses. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 770-792, 2016.
- MOZSÁR, Attila et al. Relationship between Fulton's condition factor and proximate body composition in three freshwater fish species. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 31, n. 2, p. 315-320, 2015.
- MUEHE, Dieter. Estado morfodinâmico praihal no instante da observação: uma alternativa de identificação. **Revista brasileira de Oceanografia**, v. 46, n. 2, p. 157-169, 1998.
- MURRELL, Jeny Adina Larrea et al. Microplastics in Cuban freshwaters: Diversity, temporal changes, and effects on extracellular enzymatic activity. **Environmental Pollution**, v. 368, p. 125764, 2025.

- NAVA, Veronica; FREZZOTTI, Maria Luce; LEONI, Barbara. Raman spectroscopy for the analysis of microplastics in aquatic systems. **Applied Spectroscopy**, v. 75, n. 11, p. 1341-1357, 2021.
- NELMS, Sarah E.; GALLOWAY, Tamara S.; GODLEY, Brendan J.; *et al.* Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 999–1007, 2018.
- NIZAMALI, Jenny; MINTENIG, Svenja M.; KOELMANS, Albert A. Assessing microplastic characteristics in bottled drinking water and air deposition samples using laser direct infrared imaging. **Journal of Hazardous Materials**, v. 441, p. 129942, 2023.
- NISTICÒ, Roberto. Polyethylene terephthalate (PET) in the packaging industry. **Polymer testing**, v. 90, p. 106707, 2020.
- NUELLE, Marie-Theres *et al.* A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. **Environmental pollution**, v. 184, p. 161-169, 2014.
- NUNES, Lucélia S.; SILVA, Allison G.; ESPÍNOLA, Luis A.; *et al.* Intake of microplastics by commercial fish: A Bayesian approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 7, 2021.
- OHNO, Hiroshi. Intestinal M cells. **Journal of Biochemistry**, v. 159, n. 2, p. 151–160, 2015.
- OLIVATTO, Glaucia P. *et al.* Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 139, p. 157-162, 2019.
- OKOFFO, Elvis D.; THOMAS, Kevin V. Quantitative analysis of nanoplastics in environmental and potable waters by pyrolysis-gas chromatography–mass spectrometry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 464, p. 133013, 2024.
- ORY, Nicolas Christian *et al.* Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 430-437, 2017.
- OURGAUD, Melanie *et al.* Identification and quantification of microplastics in the marine environment using the laser direct infrared (LDIR) technique. **Environmental science & technology**, v. 56, n. 14, p. 9999-10009, 2022.
- PENG, Licheng *et al.* Micro-and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats—A review. **Science of the total environment**, v. 698, p. 134254, 2020.
- PHAKSOPA, Jitraporn *et al.* Presence and characterization of microplastics in coastal fish around the eastern coast of Thailand. **Sustainability**, v. 13, n. 23, p. 13110, 2021.

PINGKI, Farjana H; ANISUZZAMAN, Md ; JOLLY, Yeasmin N; *et al.* Microplastics (MPs) accumulation in two edible marine fish species sourced from the Bay of Bengal: Contamination level and risk assessment. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 139, p. 107053–107053, 2024.

PIZZOCHERO, Ana Carolina *et al.* Use of multielement stable isotope ratios to investigate ontogenetic movements of *Micropogonias furnieri* in a tropical Brazilian estuary. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 75, n. 6, p. 977-986, 2018.

POST, David M. *et al.* Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. **Oecologia**, v. 152, n. 1, p. 179-189, 2007.

PRATA, Joana C.; SILVA, Ana L. P; DA COSTA, João P.; *et al.* Solutions and Integrated Strategies for the Control and Mitigation of Plastic and Microplastic Pollution. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 13, p. 2411, 2019.

PRATA, Joana C; DA COSTA, João P.; LOPES, Isabel; *et al.* Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. **Science of The Total Environment**, v. 702, n. 134455, 2020.

PRATA, Joana C. Microplastics and human health: Integrating pharmacokinetics. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 16, p. 1–23, 2023.

PRIMPKE, Sebastian *et al.* An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. **Analytical Methods**, v. 9, n. 9, p. 1499-1511, 2017.

QIANG, Liyuan; CHENG, Jinping. Exposure to polystyrene microplastics impairs gonads of zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 263, p. 128161, 2021.

REBELLO, A. De Luca *et al.* The fate of heavy metals in an estuarine tropical system. **Marine chemistry**, v. 18, n. 2-4, p. 215-225, 1986.

RAGUSA, Antonio; SVELATO, Alessandro; SANTACROCE, Criselda; *et al.* Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. **Environment International**, v. 146, n. 106274, p. 106274, 2021.

RAGUSA, Antonio; NOTARSTEFANO, Valentina; SVELATO, Alessandro; *et al.* Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. **Polymers**, v. 14, n. 13, p. 2700, 2022.

RÅNBY, Bengt. Plastics and Rubber. Macromolecular Concept and Strategy for Humanity in Science, **Technology and Industry**, p. 29–36, 1996.

RAMSPERGER, Anja F. R. M.; JASINSKI, Julia; VÖLKL, Matthias; *et al.* Supposedly identical microplastic particles substantially differ in their material properties influencing particle-cell interactions and cellular responses. **Journal of Hazardous Materials**, v. 425, p. 127961, 2022.

REMARCO. Determinación de microplásticos en arenas de playa. 2025. Disponível em: <https://remarco.org/wp-content/uploads/2025/02/MP-P-01-Determinacion-de-Microplasticos-en-Arenas-de-Playa-FEB-2025.pdf>. Acesso em: 19 jan. 2026.

REMARCO. Manual de Procedimientos Técnicos: Contaminación por Microplásticos. 2026. Remarco.org. Disponível em: <https://remarco.org/manual-de-procedimientos-tecnicos-contaminacion-por-microplasticos/>. Acesso em: 23 mar. 2026.

RICHARDSON, Chelsea; CHIGBU, Paulinus; ISHAQUE, Ali. Spatial, Temporal, and Interspecific Differences in Composition of Stable Isotopes in Fishes in Maryland Coastal Bays. **Diversity**, v. 16, n. 6, p. 331, 2024.

ROBIN, R. S. *et al.* Holistic assessment of microplastics in various coastal environmental matrices, southwest coast of India. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 134947, 2020.

ROCHA-SANTOS, Teresa. A. P., & DUARTE, Armando. C. Characterization and Analysis of Microplastics, 2017 Google Books. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=DqCpDQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=Ter+esa+A.P.+Rocha-Santos>. Acesso em: 10 nov. 2025.

ROCHMAN, Chelsea M.; HOH, Eunha; KUROBE, Tomofumi; *et al.* Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, v. 3, n. 1, 2013.

ROCHMAN, Chelsea M. Microplastics research—from sink to source. **Science**, v. 360, n. 6384, p. 28–29, 2018

RODRIGUES, Joana .P; DUARTE, Armando C; SANTOS-ECHEANDÍA, Juan; *et al.* Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. *III*, p. 252-260, 2019.

SAMPAIO, Marcelle. Estudo de Circulação Hidrodinâmica 3D e Trocas de Massas D'água da Baía de Guanabara. 220 f. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2003.

SANTOS, Rosa da Silva; SILVA, José Paulo C; COSTA, Marcus R; ARAÚJO, Francisco G. O tamanho de primeira maturação como parâmetro para estabelecimento de tamanho mínimo de captura

para corvina no sudeste do Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 41, n. 3, p. 507–518, 2015.

SANTOS, Dércia; CABECINHA, Edna; LUZIO, Ana; *et al.* Long-term effects of individual and combined exposure to microplastics and copper in zebrafish hypothalamic-pituitary-gonadal axis – A multi-biomarker evaluation. **Journal of Environmental Management**, v. 378, p. 124770, 2025.

SANTOS, Ana. L. F.; JIMÉNEZ, Laura. A.; ROSMAN, Patrícia. A.; ROSMAN, Paulo. C. C. Relatório: Baía de Guanabara. Rio de Janeiro: **COPPE/UFRJ**, 2017. Disponível em: <http://www.baiasdobrasil.coppe.ufrj.br>. Acesso em: 07 jan. 2026.

SANTONICOLA, Serena *et al.* Natural and regenerated cellulosic microfibers dominate anthropogenic particles ingested by commercial fish species from the Adriatic Sea. **Foods**, v. 14, n. 7, p. 1237, 2025.

SAKAMOTO, Tatsuya *et al.* Stable isotopes in eye lenses reveal migration and mixing patterns of diamond squid in the western North Pacific and its marginal seas. **ICES Journal of Marine Science**, v. 80, n. 9, p. 2313-2328, 2023.

SCARPA-DE-SOUZA, Júlia *et al.* A systematic review of microplastic contamination in commercially important bony fish and its implications for health. **Environments**, v. 11, n. 8, p. 174, 2024.

SOUZA MACHADO, Anderson Abel; KLOAS, Werner; ZARFL, Christiane; *et al.* Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, v. 24, n. 4, p. 1405–1416, 2018.

Schulting, RJ. 1998. Slighting the sea: stable isotope evidence for the transition to farming in north-western Europe. **Documenta Praehistorica**, v. 25, p. 203–218

SHEN, Rong; YANG, Keren; CHENG, Xin; *et al.* Accumulation of polystyrene microplastics induces liver fibrosis by activating cGAS/STING pathway. **Environmental Pollution**, v. 300, p. 118986, 2022.

SIDDIQUE, Mohammad Abdul Momin *et al.* Microplastics in an anadromous national fish, Hilsa shad *Tenualosa ilisha* from the Bay of Bengal, Bangladesh. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113236, 2022.

SOBRAL, Bruno Serafini; OLIVEIRA-JÚNIOR, José Francisco; GOIS, Givanildo; *et al.* VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL E INTERANUAL DA CHUVA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, n. 0, 2018.

STANEVA, Joanna; RICKER, Marcel; ALVAREZ, Ruben Carrasco; *et al.* Effects of Wave-Induced Processes in a Coupled Wave–Ocean Model on Particle Transport Simulations. **Water**, v. 13, n. 4, p. 415–415, 2021.

SUN, Anqi ; WANG, Wen-Xiong. Human Exposure to Microplastics and Its Associated Health Risks. **ACS Publications**, v. 1, n. 3, 2023.

SWANSON, Joel A. ; WATTS, Colin. Macropinocytosis. **Trends in Cell Biology**, v. 5, n. 11, p. 424–428, 1995.

TAMIM, Ashiqur Rahman; AL HARUN, Md Abdullah Yousuf; ISLAM, Md Atikul; *et al.* Microplastic contamination in vertical water columns and fish: a comparative study between the Buriganga River and the Bay of Bengal in Bangladesh. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 197, n. 8, 2025.

TANAKA, Kosuke ; TAKADA, Hideshige. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, 2016.

TARAFDAR, Ayon et al. The hazardous threat of Bisphenol A: Toxicity, detection and remediation. **Journal of hazardous materials**, v. 423, p. 127097, 2022.

TERZI, Yahya. Microplastic Occurrence in Mugil Cephalus. **Journal of anatolian environmental and animal sciences**, 2023.

TORRES, Fernando G.; DIOSES-SALINAS, Diana Carolina; PIZARRO-ORTEGA, Carlos Ivan; et al. Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends. **Science of The Total Environment**, v. 757, p. 143875, 2021.

THOMPSON, Richard C; OLSEN, Ylva; MITCHELL, Richard P ; *et al.* Lost at Sea: Where Is All the Plastic? **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838–838, 2004

UNEP. *From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution*. United Nations Environment Programme, 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/pollution-solution>. Acesso em: 2 abr. 2025.

UNEP. Turning off the Tap: How the world can end plastic pollution and create a circular economy, 2023. Disponível em: <https://www.unep.org>. Acesso em: 2 abr. 2025.

VALENTIN, Jean L. et al. A diversidade específica para a análise das sucessões fitoplanctônicas. Aplicação ao ecossistema da ressurgência de Cabo Frio (RJ). **Nerítica**, v. 6, n. 1-2, p. 7-26, 1991.

VALENTIN, Jean L.; MONTEIRO-RIBAS, Wanda M. Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18–23 S latitude). **Continental Shelf Research**, v. 13, n. 4, p. 407-424, 1993.

VAZZOLER, Gelso. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental brasileira, entre as latitudes 29°21'S (Tôrres) e 33°41'S (Chuí). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 24, p. 85-169, 1975.

VAZZOLER, Anna Emilia Amato de Moraes. Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823), da costa do Brasil. 1991.

VAN ELK, Ana G. H. P ; D'OLIVEIRA, Patrick M. S.; GIORDANO, Gandhi; *et al.* Potencial poluidor da disposição final de resíduos sólidos nas águas da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara – RJ. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 195–203, 2022.

VEZZONE, Mariana; DOS ANJOS, Roberto M.; CESAR, Ricardo G.; *et al.* Using stable isotopes to discriminate anthropogenic impacts of the sedimentary organic matter pollution in the Rodrigo de Freitas Lagoon (RJ, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 4, p. 4515–4530, 2020.

VIZZIANO, D. *et al.* Reproduction of *Micropogonias furnieri* in a shallow temperate coastal lagoon in the southern Atlantic. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p. 196-206, 2002.

XIE, Junhao; GOWEN, Aoife; XU, Wei; *et al.* Analysing micro- and nanoplastics with cutting-edge infrared spectroscopy techniques: a critical review. **Analytical Methods**, v. 16, n. 15, p. 2177–2197, 2024.

XU, Shen; MA, Jie; JI, Rong; *et al.* Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 134699, 2020.

XU, Xia *et al.* Microplastic pollution characteristic in surface water and freshwater fish of Gehu Lake, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 47, p. 67203-67213, 2021.

XIANG, Wenxi; GONG, Xiang; ZHU, Yue; *et al.* Subtle reproductive toxicity of microplastics in *Pelteobagrus fulvidraco*: Evidence from chronic exposure during gonadal development. **Environmental Pollution**, v. 389, p. 127405, 2026.

XIONG, Xiong; ZHANG, Kai; CHEN, Xianchuan; *et al.* Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 899–906, 2018.

WADA, Eitaro; TERAZAKI, Makoto; KABAYA, Yuko; *et al.* ^{15}N and ^{13}C abundances in the Antarctic Ocean with emphasis on the biogeochemical structure of the food web. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, v. 34, n. 5-6, p. 829–841, 1987.

WAGENER, Angela *et al.* Hydrocarbons in sediments of a chronically contaminated bay: the challenge of source assignment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 2, p. 284-294, 2012.

WANG, Wenfeng; GAO, Hui; JIN, Shuaichen; *et al.* The Ecotoxicological Effects of Microplastics on Aquatic Food web, from Primary Producer to human: a Review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 173, n. 1, p. 110–117, 2019.

WANG, Qing; ZHU, Xiaopeng; HOU, Chaowei; *et al.* Microplastic uptake in commercial fishes from the Bohai Sea, China. **Chemosphere**, v. 263, p. 127962, 2021.

WATANABE, Shigeki; TRIMBUCH, Thorsten; CAMACHO-PÉREZ, Marcial; *et al.* Clathrin regenerates synaptic vesicles from endosomes. **Nature**, v. 515, n. 7526, p. 228–233, 2014.

WRIGHT, Stephanie L.; THOMPSON, Richard C. ; GALLOWAY, Tamara S. The Physical Impacts of Microplastics on Marine organisms: a Review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483–492, 2013.

WRIGHT, Stephanie L. ; KELLY, Frank J. Plastic and Human Health: a Micro Issue? **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 12, p. 6634–6647, 2017.

WRIGHT, Luka Seamus; NAPPER, Imogen Ellen; THOMPSON, Richard C. Potential microplastic release from beached fishing gear in Great Britain's region of highest fishing litter density. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, p. 113115, 2021.

WOOTTON, Nina et al. **Marine sampling field manual for microplastics**. 2024.

WU, Junrong; ZHU, Zhenjun; LIU, Wenjing; *et al.* How Nanoparticles Open the Paracellular Route of Biological Barriers: Mechanisms, Applications, and Prospects. **ACS nano**, v. 16, n. 10, p. 15627–15652, 2022.

WWF BRASIL, O Brasil é o 4º maior país do mundo que mais gera lixo plástico. 2019. Disponível em:<<https://agenciabrasil.ebc.com.br/internacional/noticia/2019-03/brasil-e-o-4o-pais-que-mais-produz-lixo-no-mundo-diz-wwf>>. Acesso em 20 de novembro de 2025.

YANG, Ying-Fei; CHEN, Chi-Yun; LU, Tien-Hsuan; *et al.* Toxicity-based toxicokinetic/toxicodynamic assessment for bioaccumulation of polystyrene microplastics in mice. **Journal of Hazardous Materials**, v. 366, p. 703–713, 2019.

YIN, Liyun; CHEN, Bijuan; XIA, Bin; *et al.* Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (Sebastes schlegelii). **Journal of Hazardous Materials**, v. 360, p. 97–105, 2018.

YIN, Xiaowei; WU, Jiajun; LIU, Yunzhao; *et al.* Accumulation of microplastics in fish guts and gills from a large natural lake: Selective or non-selective? **Environmental Pollution**, v. 309, p. 119785, 2022.

ZADA, Liron et al. Fast microplastics identification with stimulated Raman scattering microscopy. **Journal of Raman spectroscopy**, v. 49, n. 7, p. 1136-1144, 2018.

ZHAO, Jiacheng; STENZEL, Martina H. Entry of nanoparticles into cells: the importance of nanoparticle properties. **Polymer Chemistry**, v. 9, n. 3, p. 259–272, 2018

ZHAO, Shiye; KVALE, Karin F; ZHU, Lixin; et al. The distribution of subsurface microplastics in the ocean. **Nature**, v. 641, n. 8061, p. 51–61, 2025.

ZHANG, Ming; JIN, Yijie; FAN, Cenyi; *et al.* Exploring the trophic transfer and effects of microplastics in freshwater ecosystems: A focus on *Bellamyia aeruginosa* to *Mylopharyngodon piceus*. **Environmental Pollution**, v. 357, p. 124426, 2024.

ZHANG, Huiling; GAO, Yameng; ZHENG, Yan; *et al.* Potential toxicity of microplastics on vertebrate liver: A systematic review and meta-analysis. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 286, p. 117166, 2024.