

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL – UFRGS
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL – UERGS
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, ÊNFASE EM BIOLOGIA
MARINHA E COSTEIRA**

MAICON PEGORARO DE LARA

**INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE ALIMENTAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL SOBRE A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM AVES
COSTEIRAS**

**IMBÉ
2024**

MAICON PEGORARO DE LARA

**INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE ALIMENTAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL SOBRE A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM AVES
COSTEIRAS**

Monografia apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas, com ênfase em Biologia Marinha e Costeira, na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Tavares Nunes.

IMBÉ

2024

Catálogo de Publicação na Fonte

L318i Lara, Maicon Pegoraro de.

Influência das estratégias de alimentação e distribuição espacial sobre a contaminação por microplásticos em aves costeiras. – Imbé, 2024.

31 f.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Tavares Nunes.

Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Curso de Bacharel em Ciências Biológicas, ênfase em Gestão Ambiental Marinha e Costeira, Unidade em Osório (Uergs) e Imbé (UFRGS), 2024.

MAICON PEGORARO DE LARA

**INFLUÊNCIA DAS ESTRATÉGIAS DE ALIMENTAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO
ESPACIAL SOBRE A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM AVES
COSTEIRAS**

Monografia apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em convênio com a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Dr. Guilherme Tavares Nunes

Aprovada em: ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Andreia Neves Fernandes
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Dr. Fernando Azevedo Faria
Universidade Federal do Rio Grande

Prof. Dr. Fábio Lameiro Rodrigues
Coordenador da atividade
Trabalho de conclusão II – CBM

Prof^a. Dra. Camila Chiamenti Both
Coordenadora da atividade
Trabalho de conclusão II – CBM

IMBÉ

2024

AGRADECIMENTOS

À minha família, minha base e alicerce em todos os momentos da minha vida, por todo o apoio em todas as fases da vida, especialmente por me incentivarem a buscar os meus sonhos, deixando um outro curso para me tornar biólogo. Por não medirem esforços e embarcarem comigo na empreitada de sair da capital para estudar e viver perto do mar. Amo muito vocês.

Aos meus avós maternos, por tudo que fizeram por mim, estando pertinho de mim no litoral, me dando todo o apoio, amor e incentivo durante essa trajetória e comemorando cada conquista comigo.

Aos meus amigos, que sempre estiveram comigo há muito tempo e aqueles que fiz ao longo dessa caminhada na Biomar, por todo apoio, incentivo, risadas e por se tornarem a minha segunda família, levarei vocês sempre no meu coração.

À equipe do LASS, por todo suporte, apoio e por me acolherem no laboratório durante minha pesquisa, especialmente à Gabriela Milani. À toda equipe do LAPACE por me acolherem e compartilharem tantos conhecimentos comigo. Especialmente a Crislaine Bertoldi e a Gabriela Lando, minha eterna gratidão.

Ao Derek Blaese, que foi além de um chefe, um mentor e amigo no CERAM e para a vida, obrigado por todo o aprendizado, parcerias em necropsias e por todo incentivo a buscar novos caminhos na academia.

À minha companheira Júlia Jacoby, por toda amizade, inspiração, incentivo, ajuda, apoio e carinho ao longo dessa jornada, te amo.

Ao meu orientador, Guilherme Tavares, por ir além um mentor, mas também amigo e por ter me inspirado a trilhar esse caminho com as aves marinhas e costeiras, por todas as oportunidades proporcionadas durante a graduação e pela paciência, incentivo e direcionamento para a construção desse trabalho e da minha trajetória acadêmica.

Aos professores da UERGS e da UFRGS, por todos os ensinamentos. Vocês foram fundamentais para a construção de todo o conhecimento adquirido durante essa trajetória acadêmica para me tornar biólogo marinho. Especialmente aos professores Felipe Caron, Gerson Fernandino, Fábio Iameiro e Matias Ritter, todo meu carinho.

Ao curso de Biologia Marinha, de ensino público, gratuito e de qualidade! Por toda a sua contribuição para a construção e geração de conhecimento para a conservação dos ecossistemas marinhos e costeiros.

RESUMO

Microplásticos são partículas menores que 5mm que em zonas costeiras que podem se acumular no sedimento e na coluna d'água, estando disponíveis para organismos que utilizam esses ambientes. Aves que utilizam o ambiente costeiro, como os Charadriiformes, apresentam diferentes estratégias de forrageio, o que diminui a competição por recursos e possibilita a coexistência. Considerando uma distribuição heterogênea dos microplásticos no ambiente costeiro, diferentes estratégias de forrageio podem representar variação na contaminação por microplásticos. Nesse contexto, o presente estudo avaliou diferenças da contaminação plástica em fezes de aves bentívoras (*Haematopus palliatus* e *Himantopus melanurus*) e piscívoras (*Sterna hirundo* e *Rynchops niger*) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), e variações espaciais de contaminação por microplásticos de *H. palliatus* entre diferentes sítios reprodutivos no sul do Brasil. Foram analisadas 35 amostras de fezes de bentívoros e 35 de piscívoros, as quais apresentaram 2447 partículas. Aves bentívoras apresentaram contaminação significativamente maior ($68,53 \pm 25,01$ partículas por amostra) que as piscívoras ($23,20 \pm 15,01$). Adicionalmente, foi analisado um total de 57 amostras de *H. palliatus*, sendo 16 do PNL, 15 da Praia das Cabras (CABRAS), 13 do Parque Estadual de Itapeva (PEVA) e 13 da Praia Grande (PG). Foram contabilizadas 2952 partículas, sendo a maior contaminação em CABRAS ($68,53 \pm 25,01$), seguido de PG, PNL e PEVA. Fibras brancas/transparentes foram predominantes nas amostras de ambos os grupos tróficos no PNL, assim como em *H. palliatus* ao longo de sua distribuição (>98%), seguidas por fibras pretas (~1%). Foram analisadas 41 partículas através de espectroscopia micro-FTIR, as quais foram predominantemente identificadas como material celulósico (58,5%), seguido por poliacetato de vinila (7,3%), quitina (7,3%) e poliéster (2,4%). As diferenças entre os grupos tróficos estudados demonstram potenciais variações de contaminação em relação às estratégias de forrageio das aves costeiras. Nesse sentido, o contato direto de aves bentívoras com os microplásticos presentes no sedimento e a forma de forrageio filtradora e detritívora de suas presas, podem contribuir para uma maior contaminação na relação entre macroinvertebrados bentônicos e aves bentívoras. A variação espacial na contaminação de *H. palliatus* sugere uma distribuição heterogênea de microplásticos ao longo da área de estudo, a qual pode estar relacionada com o grau de urbanização e a intensidade de uso antrópico em cada área, considerando que CABRAS e PG apresentam centros urbanos próximos, enquanto PNL e PEVA são áreas protegidas e com menor intensidade de uso antrópico. Adicionalmente, variações espaciais na dieta da espécie também podem influenciar na contaminação por microplástico, assumindo uma contaminação diferencial entre diferentes espécies de presas que mudam ao longo da costa. Por fim, o presente trabalho reforça o potencial das aves costeiras como sentinelas da contaminação por microplásticos, permitindo inferências a respeito da transferência trófica e da variação espacial de contaminação em áreas costeiras.

Palavras-chave: Charadriiformes. Luz ultravioleta. Poluição plástica. Praias arenosas. Teia trófica.

ABSTRACT

Microplastics are particles smaller than 5mm that in coastal areas can accumulate in sediment and the water column, becoming available to organisms inhabiting such environments. Birds using coastal environments, such as Charadriiformes, exhibit different foraging strategies, reducing competition for resources and enabling coexistence. Considering the heterogeneous distribution of microplastics in coastal environments, diverse foraging strategies may result in variations in microplastic contamination. In this context, the present study assessed differences in plastic contamination in the feces of benthivorous (*Haematopus palliatus* and *Himantopus melanurus*) and piscivorous birds (*Sterna hirundo* and *Rynchops niger*) in the Lagoa do Peixe National Park (PNLP). Spatial variations in *H. palliatus* microplastic contamination between different breeding sites in southern Brazil were also tested. Thirty-five fecal samples from benthivores and thirty-five from piscivores were analyzed, revealing a total of 2447 particles. Benthivorous birds showed significantly higher contamination (68.53 ± 25.01 particles per sample) than piscivores (23.20 ± 15.01). Additionally, a total of 57 samples of *H. palliatus* were analyzed, including 16 from PNL, 15 from Praia das Cabras (CABRAS), 13 from Itapeva State Park (PEVA), and 13 from Praia Grande (PG). A total of 2952 particles were counted, with the highest contamination in CABRAS (68.53 ± 25.01), followed by PG, PNL, and PEVA. White/transparent fibers were predominant in the samples from both trophic groups in PNL, as well as in *H. palliatus* throughout its distribution (>98%), followed by black fibers (~1%). Forty-one particles were analyzed using micro-FTIR spectroscopy, predominantly identified as cellulose material (58.5%), followed by polyvinyl acetate (7.3%), chitin (7.3%), and polyester (2.4%). Differences among the studied trophic groups indicate potential variations in contamination related to the foraging strategies of coastal birds. The direct contact of benthivorous birds with microplastics in sediment, and their prey's filtering and detritivorous foraging methods, may contribute to increased contamination in the relationship between benthic macroinvertebrates and benthivorous birds. Spatial variation in *H. palliatus* contamination suggests a heterogeneous distribution of microplastics across the study area, potentially related to the degree of urbanization and anthropogenic use intensity in each area. Coastal areas with nearby urban centers, such as CABRAS and PG, showed higher contamination, while PNL and PEVA, being protected areas with lower anthropogenic use intensity, exhibited lower avian contamination. Additionally, spatial variations in species' diets may influence microplastic contamination, assuming differential contamination between different prey species along the coast. Finally, this study reinforces the potential of shorebirds as sentinels of microplastic contamination, allowing inferences about trophic transfer and spatial contamination variations in coastal areas.

Key-words: Charadriiformes. Plastic pollution. Sandy beaches. Trophic web. Ultraviolet light.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
1.1 OBJETIVOS	10
1.1.1 Objetivo geral	10
1.1.2 Objetivos específicos	11
2 MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1 COLETA DE AMOSTRAS	12
2.2 ISOLAMENTO E CONTABILIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS	13
2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS.....	14
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	17
3 RESULTADOS.....	18
3.1 CONTAMINAÇÃO DIFERENCIAL ENTRE GRUPOS TRÓFICOS	18
3.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA CONTAMINAÇÃO	20
3.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA	22
4 DISCUSSÃO	23
5 CONCLUSÃO	28
REFERÊNCIAS.....	29

1 INTRODUÇÃO

Microplásticos, partículas plásticas menores que 5mm, são considerados poluentes onipresentes, com estimativa de 82 a 358 trilhões de partículas flutuando na superfície dos oceanos (ERIKSEN *et al.*, 2023), além da deposição de partículas em praias (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015), no fundo dos oceanos (TSUCHIYA *et al.*, 2023) e nos giros oceânicos (LEBRETON *et al.*, 2018). Desta forma, essas partículas estão disponíveis para organismos de variados níveis tróficos em ambientes marinhos e costeiros (UGWU *et al.*, 2021), desde o zooplâncton (BOTTERELL *et al.*, 2019) e macroinvertebrados (HORN *et al.*, 2019; TRUCHET *et al.*, 2021) até peixes (VENDEL *et al.*, 2017; JUSTINO *et al.*, 2023), aves (BATTISTI *et al.*, 2019; DE PASCALIS *et al.*, 2023), tartarugas (RICE *et al.*, 2021) e mamíferos marinhos (NELMS *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2023). Nesses organismos, a ingestão de microplásticos pode impactar fisicamente, por danos ao trato gastrointestinal e tecidos (CHARLTON-HOWARD *et al.*, 2023), e também fisiologicamente, através da contaminação por aditivos plásticos e por poluentes orgânicos e inorgânicos adsorvidos do ambiente (TURNER *et al.*, 2020; CORMIER *et al.*, 2021). No entanto, organismos com distintas características de história de vida podem apresentar exposição diferencial aos microplásticos, evidenciando uma contaminação mediada pela paisagem e/ou pelas estratégias de uso dos recursos.

As aves apresentam uma substancial interação com a poluição por plásticos, tanto espécies terrestres como aquáticas (BATTISTI *et al.*, 2019; DEONIZIAK *et al.*, 2022). No ambiente marinho, essa interação é ainda mais evidente, onde cerca de 39% das espécies de aves marinhas sofrem impactos por ingestão de detritos plásticos (GALL; THOMPSON, 2015), embora ainda seja um dos grupos de vertebrados menos estudados quanto à contaminação por microplásticos (PROKIĆ *et al.*, 2021; UGWU *et al.*, 2021). Gaivotas (Laridae) e petréis (Procellariidae) são os principais grupos de aves marinhas alvos de estudos (UGWU *et al.*, 2021), enquanto outros grupos que utilizam ambientes aquáticos costeiros, como aves limícolas (*shorebirds*, Subordem Charadri e Scolopaci), apresentam uma representatividade menor na literatura (FLEMMING *et al.*, 2022). Dessa forma, há um enviesamento acerca de estudos de interação de microplástico, que resultam em lacuna de conhecimento a respeito de grupos de aves aquáticas que ocupam ambientes costeiros.

A via primária de contaminação da biota por microplásticos é através da alimentação e, portanto, considerando uma distribuição heterogênea dos microplásticos no ambiente marinho, organismos pertencentes a diferentes grupos tróficos funcionais podem estar diferentemente expostos à contaminação por microplásticos (CARRILLO *et al.*, 2023; MYLIUS *et al.*, 2023). Por exemplo, um táxon com diversos grupos tróficos funcionais é a ordem aviária que compreende as aves costeiras (Aves: Charadriiformes), as quais são capazes de explorar recursos alimentares associados ao substrato ou à coluna d'água na linha de costa. Aves costeiras bentívoras que forrageiam no substrato de margens de corpos d'água costeiros ou em praias arenosas, como pernilongos (Recurvirostridae) e piru-pirus (Haematopodidae), são considerados altamente suscetíveis a contaminação (FLEMMING *et al.*, 2022). Essas espécies podem ser contaminadas através do consumo de diferentes invertebrados filtradores associados ao sedimento, como poliquetas, mexilhões e crustáceos, e também do contato direto do bico com o sedimento onde o microplástico pode estar acumulado devido à dinâmica de *swash* (LOURENÇO *et al.*, 2017; WARD *et al.*, 2022). Adicionalmente, organismos bentônicos ocorrendo em áreas urbanas costeiras tendem a apresentar maior contaminação por microplásticos do que áreas pristinas, sugerindo uma associação espacial de intensidade de atividades antrópicas com contaminação ambiental (CELIS-HERNÁNDEZ *et al.*, 2021). Por outro lado, aves piscívoras, como trinta-réis (Laridae), estão expostas através do consumo de peixes epipelágicos disponíveis nas camadas mais superficiais da coluna d'água na zona costeira, o que pode diminuir a ingestão direta do microplástico, mas aumentar a ingestão indireta através da captura de presas com níveis tróficos maiores do que aquelas associadas ao substrato (CARRILLO *et al.*, 2023). Nesse contexto, a estratégia de alimentação e o ambiente de forrageio de aves que habitam ambientes costeiros podem influenciar nas vias de contaminação e nos níveis de contaminação por microplástico, como tem sido observado para espécies pelágicas (TAVARES *et al.*, 2017; CALDWELL *et al.*, 2020).

Técnicas de quantificação e classificação de microplásticos têm sido aprimoradas nos últimos anos, especialmente no desenvolvimento de diferentes protocolos de isolamento e identificação das partículas. Protocolos de digestão química de tecidos orgânicos utilizam diferentes reagentes, como KOH, NaOH, H₂O₂, HNO₃ e HCl a fim de isolar microplásticos de amostras (KARAMI *et al.*, 2017; GULIZIA *et al.*, 2022). Além disso, a posterior identificação da composição química das

partículas através de técnicas como Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), tem sido fortemente recomendada, a fim de gerar informações mais robustas a respeito de origens e extensão da contaminação por microplásticos em ambientes costeiros e marinhos (FLEMMING *et al.*, 2022; PROKIĆ *et al.*, 2021; UGWU *et al.*, 2021). Adicionalmente, é essencial que todas as etapas do processamento de amostras realizem protocolos de garantia e controles de qualidade (QA/QC), a fim de garantir a confiabilidade e comparabilidade dos dados obtidos, evitando estimativas superestimadas da presença de microplásticos (BERTOLDI, 2022). Dessa forma, a execução de protocolos completos e controlados são essenciais na investigação da contaminação de organismos biológicos, como as aves costeiras e marinhas, as quais são importantes monitores de poluição plástica (FLEMMING *et al.*, 2022; LUSHER *et al.*, 2022).

Desta forma, o presente trabalho propõe comparar a contaminação entre grupos tróficos de aves costeiras, além de avaliar a distribuição espacial da contaminação de microplásticos entre aves costeiras ocorrendo em áreas urbanas e não urbanas. Devido à predação de diferentes presas em diferentes ambientes, espera-se encontrar variação nas concentrações de microplástico entre aves costeiras piscívoras e bentívoras. Assumindo que há maior contaminação ambiental por microplásticos em áreas urbanas, também espera-se encontrar diferenças na frequência de ocorrência e abundância de microplásticos entre os grupos tróficos. A partir deste estudo, espera-se compreender questões acerca da relação entre estratégias de forrageio e a contaminação de microplásticos por espécies costeiras, que pode auxiliar em prognósticos de riscos de contaminação de outras espécies de organismos costeiros.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a contaminação por microplástico em Charadriiformes que utilizam o ambiente costeiro para alimentação com distintas estratégias de forrageio.

1.1.2 Objetivos específicos

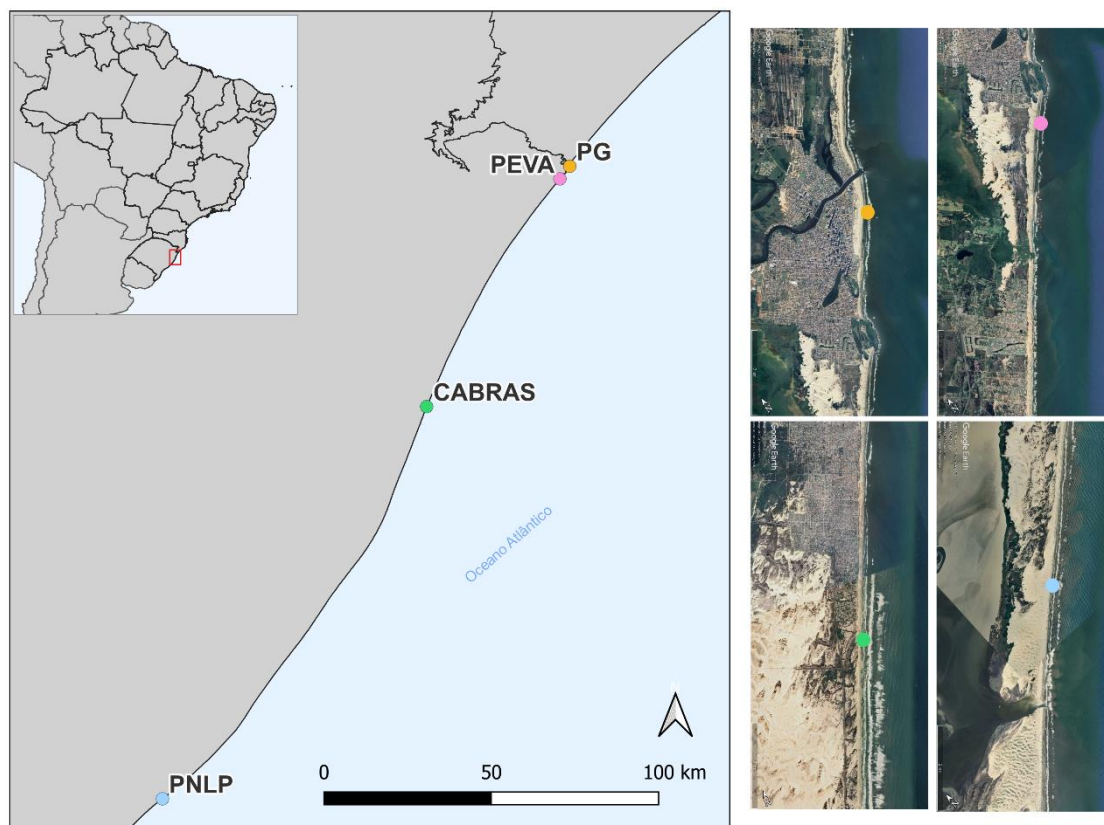
- Isolar e quantificar as partículas de microplásticos em fezes de aves costeiras;
- Quantificar a contaminação por microplástico nas aves analisadas;
- Caracterizar física e quimicamente as partículas isoladas;
- Comparar a contaminação por microplásticos entre aves piscívoras e bentívoras que utilizam a praia para alimentação;
- Avaliar a abundância de microplásticos em *H. palliatus* em diferentes pontos do litoral do Rio Grande do Sul.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 COLETA DE AMOSTRAS

Para avaliar a contaminação diferencial entre grupos tróficos, foram coletadas fezes frescas em áreas de concentração de bandos monoespecíficos de Charadriiformes que utilizam a praia para a alimentação no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP, -31,3268396 S; -50,9996479 O), localizado no extremo sul do Brasil (Fig.1). Foram coletadas fezes de *H. melanurus* e *H. palliatus*, como representantes de aves bentívoras, e de *Rynchops niger* (talha-mar) e *Sterna hirundo* (trinta-réis-boreal), como representantes de Charadriiformes piscívoros. Adicionalmente, para avaliar a distribuição espacial da contaminação em praias do Rio Grande do Sul, também foram coletadas amostras de *H. palliatus* na Praia das Cabras (CABRAS - 30.0920664 S; -50.1690999 O), no Parque Estadual de Itapeva (PEVA, -29.3750958 S; -49.7502086 O) e na Praia Grande (PG, -29.3352654 S; -49.7191070 O) (Fig. 1). CABRAS e PG são praias próximas à centros urbanos, com população estimada entre 40 e 55 mil habitantes (IBGE, 2023), mas com aumento populacional sazonal nos meses de verão, quando o crescimento populacional pode ser acima de 140% (ZUANAZZI; BARTELS, 2016). PEVA e PNLP são áreas protegidas, com restrições de uso público, sendo a primeira apresentando 6km de extensão de faixa de praia e próximo ao mesmo centro urbano que PG, e a segunda, apresentando 43km de extensão de faixa de praia. As fezes foram coletadas logo após as aves alçarem voo e foram armazenadas em microtubos, os quais foram congelados a -18°C para posterior processo de isolamento dos microplásticos.

Figura 1 - Localização dos pontos de coleta de fezes de aves bentívoras e piscívoras no litoral do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, com detalhamento da urbanização próximo aos pontos de coleta. CABRAS= Praia das Cabras; PEVA= Parque Estadual de Itapeva; PG= Praia Grande; PNLP=Parque Nacional da Lagoa do Peixe.



Fonte: Autor (2024)

2.2 ISOLAMENTO E CONTABILIZAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Em laboratório, as fezes foram digeridas quimicamente e individualmente através de protocolo adaptado de Karami *et al.* (2017). Para digestão da matéria orgânica, as amostras úmidas foram colocadas em frascos de vidro, nos quais foi adicionada uma solução de 50mL de KOH 10%. Em seguida, as amostras foram colocadas em uma incubadora *Shaker* (agitador orbital), sob agitação de 90 rpm e temperatura de 40°C, durante 24 horas. Posteriormente, o digestato de cada amostra foi filtrado através de membrana filtrante de ésteres de celulose com tamanho de poro de 0,45µm.

A membrana com o digestato filtrado foi colocada em um béquer com uma solução de 150mL de NaI 4,4 M e sonicado por cinco minutos. A solução sonicada foi mantida em repouso durante 20 minutos em um balão de decantação e, então, o conteúdo decantado foi descartado e esse processo foi repetido. Após a segunda decantação, a solução com matéria sobrenadante foi filtrada utilizando uma nova membrana filtrante. Por fim, as amostras foram secas em temperatura ambiente em uma placa de Petri vedada, a fim de evitar contaminação.

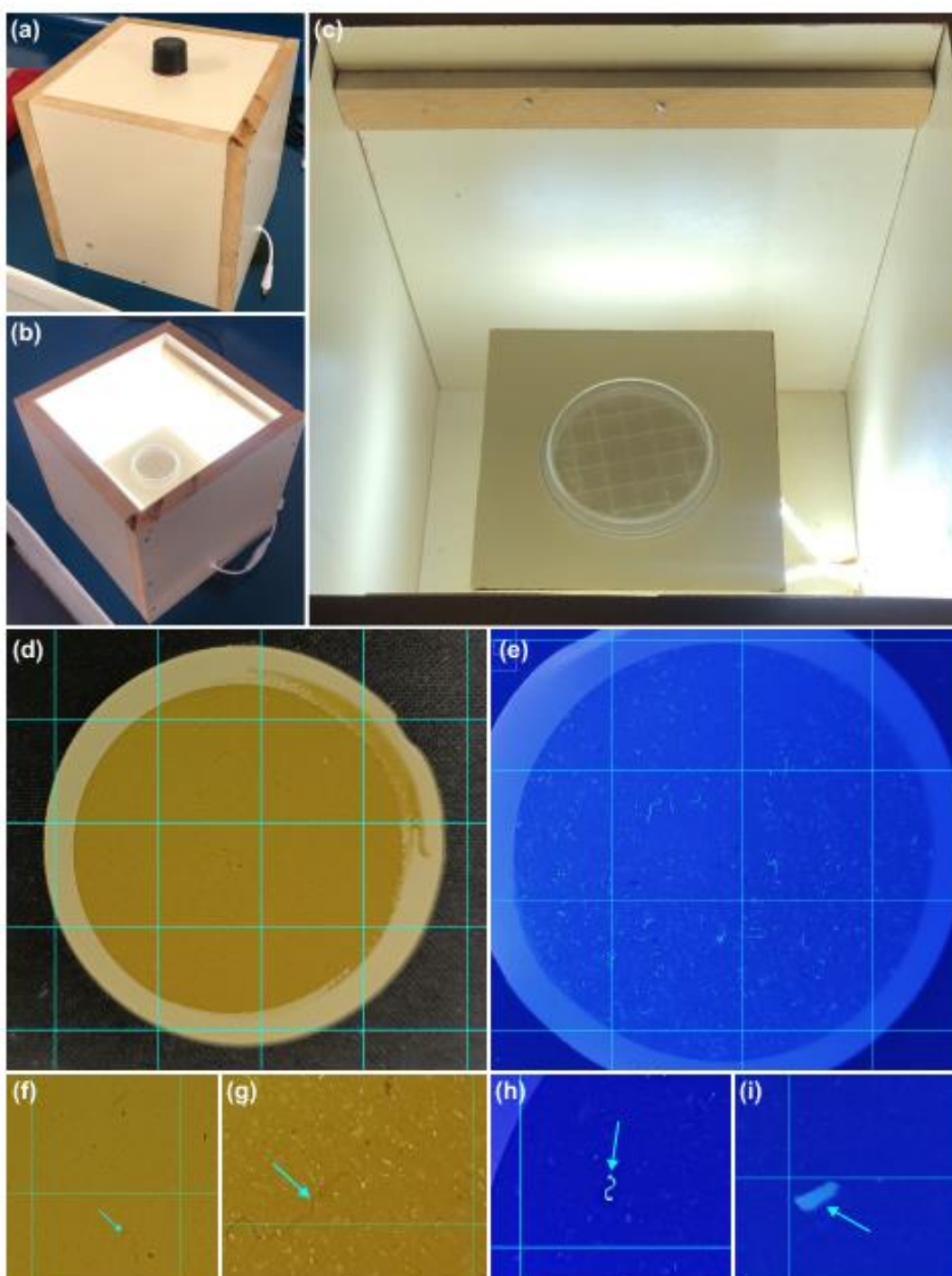
Os procedimentos de controle de qualidade e garantia de qualidade (QA/QC, *Quality Assurance* e *Quality Control*) incluíram limpeza regular das bancadas e vidrarias com KOH e água deionizada, uso de jalecos de algodão, além de todos os processamentos serem realizados em um laboratório fechado (sem fluxo de ar contínuo) por apenas um pesquisador. Além disso, foram realizados controles negativos, os quais passaram por todos o protocolo de isolamento de microplásticos, mas sem material biológico. Dessa forma, foi possível identificar possíveis contaminações nas amostras provenientes do ar, reagentes e equipamentos. Esses procedimentos foram executados no Laboratório de Análise de Água e Sedimento do Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (CECLIMAR/UFRGS).

2.3 CARACTERIZAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

Os microplásticos foram caracterizados e categorizados de acordo com parâmetros físicos (forma, cor e tamanho) a partir da adaptação do protocolo de Bertoldi *et al.* (2021a), através de inspeção visual (a olho nu) de imagens digitais. As imagens foram obtidas com uma câmera com resolução de 108 MP, posicionada a 10 cm da amostra e a 90° em relação ao filtro com microplásticos, utilizando uma caixa de madeira com dimensões de 30 x 18 x 19 cm com sistema de iluminação de luz branca e ultravioleta em seu interior (Fig. 2a-c). As imagens foram analisadas no software ImageJ (SCHNEIDER *et al.*, 2012), através do qual os microplásticos presentes em todo o filtro foram contabilizados e classificados de acordo com sua forma, cor e tamanho com o auxílio de um grid de 11mm² disponibilizado pelo software (Fig. 2d-e). Em relação à forma, foram classificados em fragmentos, fibras ou microesferas. Quanto à cor, foram classificados em branco/transparente, vermelho, azul, verde, preto ou amarelo. Em relação ao tamanho, foram classificados em categorias de 5–100, 101–250, 251–500, 501–1000, 1001–3000, ou 3001–5000µm.

Por fim, a identificação química dos polímeros foi realizada através de espectroscopia na região do Infravermelho com Transformada de Fourier (micro-FTIR), em modo reflexão (Nicolet-6700 / *Continuum* da *Thermo Scientific*), na região entre 4000 e 600 cm^{-1} . As análises foram realizadas em placa metalizada de prata, com resolução de 4 cm^{-1} , 64 varreduras e velocidade óptica de 1,89, no Laboratório Multiusuário de Análise Térmica do Instituto de Química da UFRGS a partir do protocolo de Bertoldi *et al.* (2021b).

Figura 2 - (a), (b), (c) Caixa de madeira com sistema de iluminação de luz branca e ultravioleta utilizada para obter imagens dos filtros; (d) Fotografia do filtro sobre luz branca; (e) fotografia do filtro sobre luz ultravioleta; (f) Fotografia de uma fibra preta observada no filtro sobre luz branca; (g) Fotografia de uma fibra vermelha observada no filtro sobre luz branca; (h) Fotografia de uma fibra transparente observada irradiando fluorescência sobre luz ultravioleta; (i) Fotografia de fragmento branco observado irradiando fluorescência sobre luz ultravioleta.



Fonte: Autor (2024)

2.3 ANÁLISE DE DADOS

A abundância dos microplásticos encontrados nas aves foram comparadas entre os diferentes grupos funcionais abordados nesse estudo. Foi utilizado o teste U de Mann-Whitney para avaliar diferenças entre os dois grupos tróficos funcionais considerados e teste de Kruskal-Wallis para avaliar diferenças entre as espécies analisadas. O teste de Kruskal-Wallis também foi aplicado para avaliar diferença na contaminação de *H. palliatus* entre as diferentes localidades amostradas, com ajuste de p-valor após múltiplas comparações (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012). Para a caracterização física, foi considerado o número total de microplásticos encontrados nas amostras, sem descontos do controle, pois não há como identificar quais partículas são provenientes dos organismos e quais são as provenientes de contaminação incidental do ambiente.

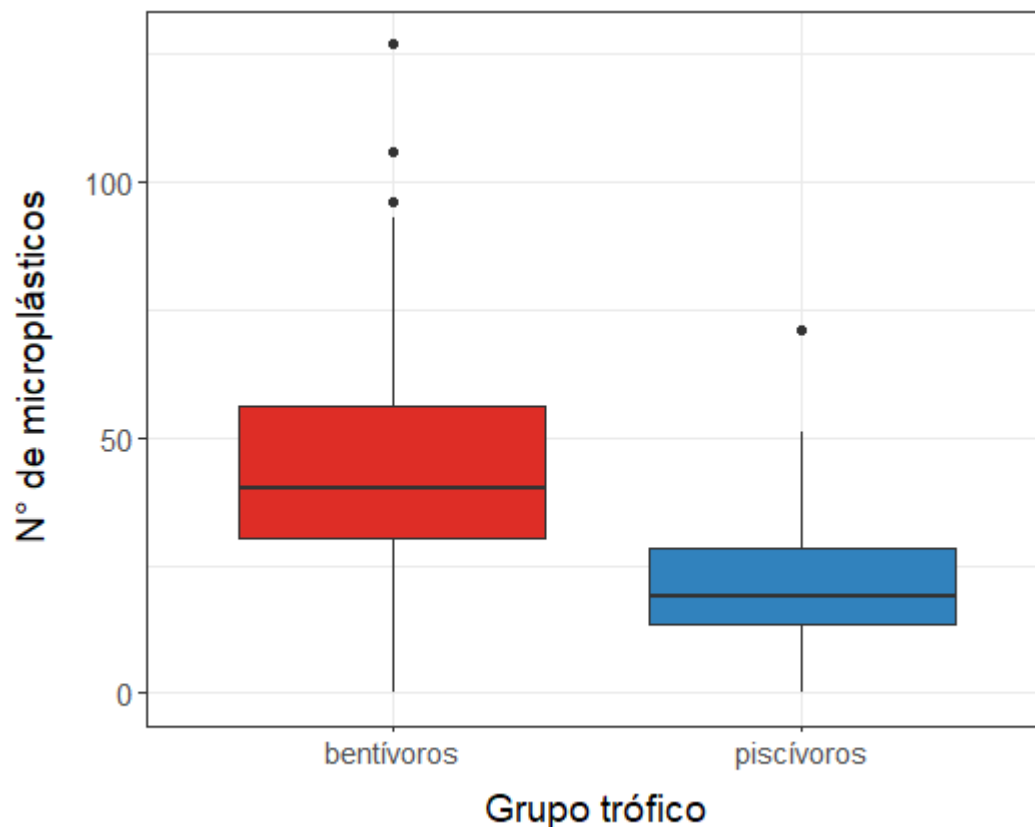
3 RESULTADOS

3.1 CONTAMINAÇÃO DIFERENCIAL ENTRE GRUPOS TRÓFICOS

Foram analisadas 70 amostras de fezes, sendo 35 amostras de aves bentívoras (*H. melanurus*= 19 e *H. palliatus*= 16) e 35 de piscívoras (*R. niger*= 18 e *S. hirundo*= 17). Foram contabilizadas 2447 partículas plásticas descontando os controles negativos de laboratório (n=5695). Nas amostras das aves bentívoras, foi contabilizado um total de 1635 partículas (descontando os controles), com média de $46,71 \pm 27,13$ partículas por amostra, enquanto nas amostras de aves piscívoras foram contabilizadas 812 partículas com média de $23,20 \pm 15,01$ partículas por amostra ($p < 0,01$) (Fig. 3). Entre as espécies amostradas, *H. melanurus* apresentou a maior ($52,11 \pm 31,5$) e *S. hirundo* a menor ($19,88 \pm 12,64$) média de microplásticos (Tabela 1, Fig. 4). As diferenças pareadas foram significativas entre *H. palliatus* e *S. hirundo* ($p < 0,01$), entre *H. palliatus* e *R. niger* ($p < 0,05$), entre *H. melanurus* e *S. hirundo* ($p < 0,01$) e entre *H. melanurus* e *R. niger* ($p = 0,01$). As diferenças entre as duas espécies bentívoras não foram significativas ($p = 0,46$), assim como entre as duas espécies piscívoras ($p = 0,29$).

A forma de fibra foi predominante nas amostras analisadas em ambos os grupos tróficos e apenas cinco fragmentos foram encontrados (Fig.2f-i). As partículas plásticas foram identificadas em seis categorias de cores. Fibras brancas/transparentes foram as mais abundantes (98,06%), seguidas de preto (1,01%). As proporções de cores foram equivalentes entre os grupos tróficos. Em relação ao tamanho, microplásticos com tamanho de 101–250µm apresentaram maior abundância (61,05%), seguido de 251–500µm (16,0%) e 5–100µm (14,91%). Os tamanhos de 101–250µm foram também os mais abundantes para bentívoros (64,53%) e piscívoros (56,65%), embora para bentívoros seja seguido por 251–500µm (14,98%) e 5–100µm (12,27%), e para piscívoros é seguido por 5–100µm (17,81%) e 251–500µm (17,11%).

Figura 3 - Variação do número de partículas de microplástico encontradas em fezes de aves bentívoras e piscívoras coletadas no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Brasil.



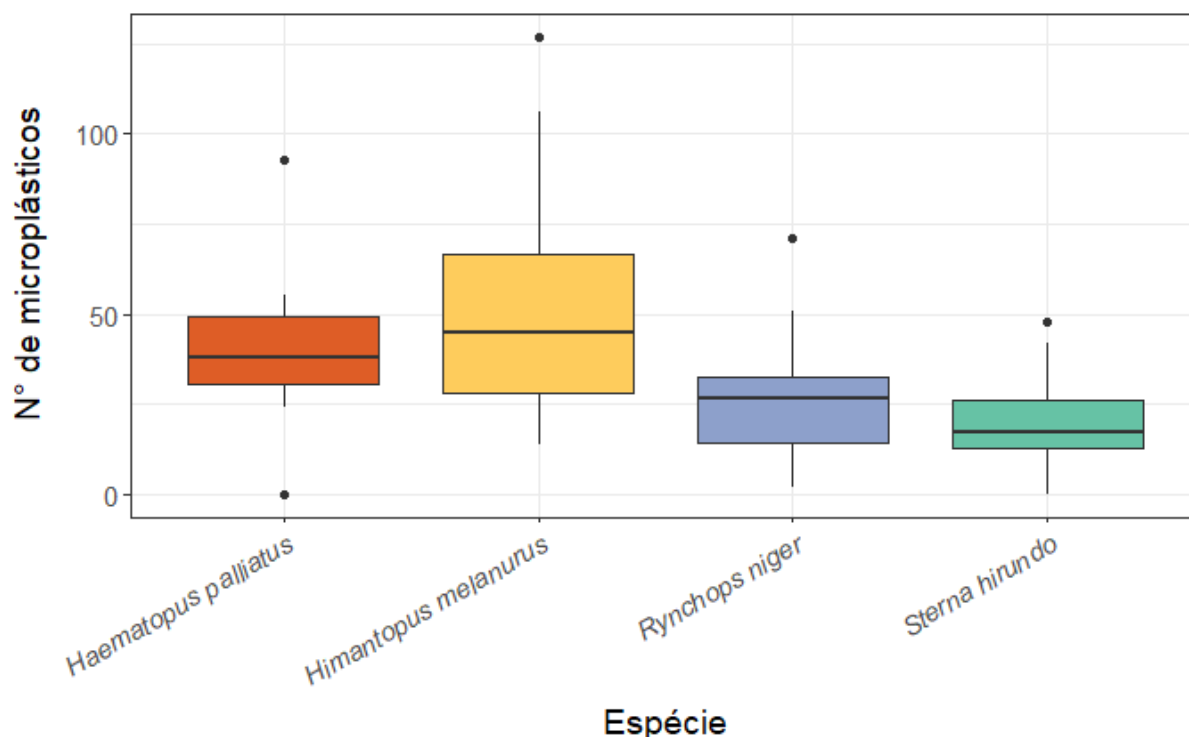
Fonte: Autor (2024)

Tabela 1 - Tamanho amostral (N), total de microplásticos encontrados por espécie (Total MP), média \pm desvio padrão (Média \pm DP), mínimo (Min) e máximo (Máx) de partículas de microplástico encontradas em amostras fezes de aves coletadas no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Brasil. ND = número de amostras com um número menor de partículas do que os controles (QA/QC) e foram consideradas como zero.

Espécie	N	Total MP	Média \pm DP	Min	Máx	ND
<i>Haematopus palliatus</i>	16	645	40,31 \pm 19,65	0	93	1
<i>Himantopus melanurus</i>	19	990	52,11 \pm 31,65	14	127	0
<i>Rynchops niger</i>	18	338	26,33 \pm 16,70	2	71	0
<i>Sterna hirundo</i>	17	474	19,88 \pm 12,64	0	48	1

Fonte: Autor (2024)

Figura 4 - Variação do número de partículas de microplástico encontradas em fezes de aves costeiras coletadas no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Brasil.



Fonte: Autor (2024)

3.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA CONTAMINAÇÃO

Para avaliar a diferença na distribuição espacial da contaminação por microplásticos, foram analisadas 57 amostras, sendo 16 para PNLP, 15 para CABRAS, 13 para PEVA e 13 para PG (Tabela 2). Foram contabilizadas 2952 partículas plásticas descontando o controle ($n=4571$). CABRAS apresentou maior abundância e média de microplásticos por amostra ($68,53 \pm 25,01$) e PEVA apresentou os menores valores $37,00 \pm 10,23$ (Tabela 2, Fig. 5). As diferenças pareadas foram significativas entre PEVA e CABRAS ($p < 0,01$), entre PEVA e PG ($p < 0,01$), entre PG e PNLP ($p < 0,01$) e entre PNLP e CABRAS ($p < 0,01$). Não foram encontradas diferenças significativas entre PG e CABRAS e entre PNLP e PEVA ($p = 0,6$).

A forma de fibra foi predominante nas amostras analisadas e apenas três fragmentos foram encontrados. As partículas brancas/transparente apresentaram maior abundância (98,56%), seguido de preto (0,63%). Considerando cada local em separado, a proporção de partículas brancas/transparentes foi acima de 98%, seguido pelo preto e azul. Em relação ao tamanho, microplásticos com tamanho de 101–

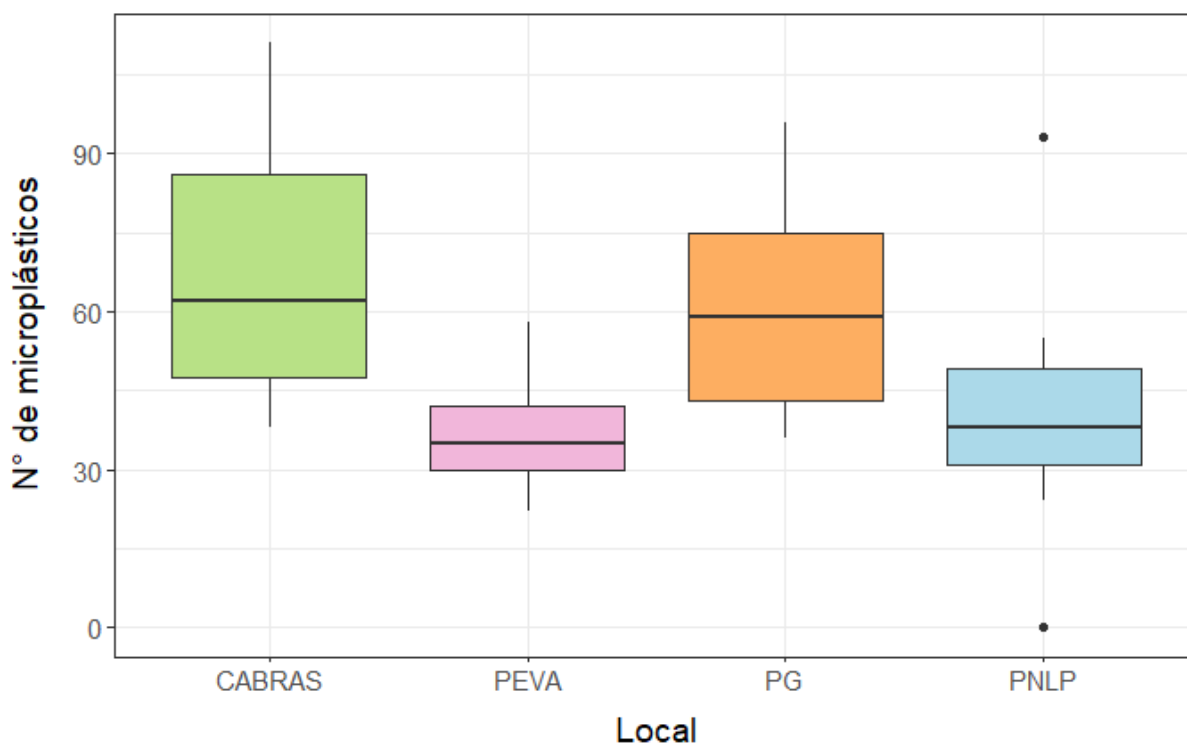
250µm apresentaram maior abundância (76,62%), seguido de 251–500µm (12,83%) e 5–100µm (4,13%). PG e PEVA seguiram proporções similares às proporções gerais, somente em CABRAS e PNLP que a terceira maior abundância foi dos tamanhos de 501–1000µm, ao invés de 5-100µm como os demais.

Tabela 2 - Tamanho amostral (N), total de microplásticos encontrados por local (Total MP), média ± desvio padrão (Média ± DP), mínimo (Min) e máximo (Máx) de partículas de microplástico encontradas em fezes de *Haematopus palliatus* coletadas na Praia das Cabras (CABRAS), Parque Estadual de Itapeva (PEVA), Praia Grande (PG) e no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), Brasil. ND = número de amostras com um número menor de partículas do que os controles (QA/QC) e foram consideradas como zero.

Local	N	Total MP	Média ± DP	Min	Máx	ND
CABRAS	15	1028	68,53 ± 25,01	38	111	0
PEVA	13	481	37,00 ± 10,23	22	58	0
PG	13	798	61,38 ± 19,81	36	96	0
PNLP	16	645	40,31 ± 19,65	0	93	1

Fonte: Autor (2024)

Figura 5 - Variação do número de partículas de microplástico encontradas em amostras de fezes de *Haematopus palliatus* coletadas na Praia das Cabras (Cabras), Parque Estadual de Itapeva (PEVA), Praia Grande (PG) e no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), Brasil.



Fonte: Autor (2024)

3.3 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

Foram caracterizadas 41 partículas selecionadas manualmente, considerando o tamanho mínimo para a espectroscopia micro-FTIR, variedade de cor e forma. Quatro partículas foram provenientes de piscívoros, nove de bentívoros do PNLP, nove de *H. palliatus* de CABRAS, nove de PEVA e 10 de PG, através da espectroscopia micro-FTIR, as quais foram predominantemente identificadas como material celulósico (58,5%), seguido de poliacetato de vinila (PVA, 7,3%), quitina (7,3%), poliéster (2,4%), polietileno (2,4%) e minerais (2,4%). Não foi possível identificar 19,5% das partículas devido à sua degradação acentuada e das condições de análise e dos espectros obtidos.

4 DISCUSSÃO

O presente trabalho evidenciou diferenças significativas de contaminação por microplástico entre diferentes grupos tróficos de aves costeiras, de modo que aves bentívoras apresentaram maiores quantidades de microplástico em amostras de fezes em comparação com aves piscívoras. Adicionalmente, foi detectada contaminação diferencial para *H. palliatus* ao longo da costa sul brasileira, sugerindo que os microplásticos podem estar distribuídos de forma heterogênea ao longo da linha de costa e, portanto, que a exposição de uma espécie aos microplásticos pode ser variável no espaço. Os principais achados reforçam as aves como um grupo negativamente impactado pela contaminação ambiental por microplásticos em áreas costeiras, com variações relacionadas à distribuição espacial e às estratégias de forrageio, mas também sugerem que as aves costeiras podem ser utilizadas como sentinelas de contaminação ambiental.

O ambiente e estratégias de forrageio, bem como as presas consumidas podem influenciar diretamente na contaminação diferencial entre os grupos tróficos. A presença de microplásticos em aves bentívoras tem sido associada ao comportamento de forrageio no sedimento, como observado em maçaricos (*Calidris* spp., *Tringa* spp.) e batuíras (*Charadrius* spp.) (LOURENÇO *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2023). Por sua vez, a contaminação de espécies piscívoras, como trinta-réis (*Sterna* spp.) e *Rynchops niger*, tem sido relacionada à ingestão secundária, através do consumo de presas inteiras, e não diretamente pela água (NAVES; VOOREN, 2006; CALDWELL *et al.*, 2022). Neste trabalho, a maior abundância de microplásticos em espécies bentívoras em relação às piscívoras pode estar relacionada ao ambiente ou ao contato direto com os microplásticos presentes no sedimento durante a captura de suas presas (MESQUITA *et al.*, 2022; LIU *et al.*, 2023). Além disso, pode estar associada à forma de forrageio de suas presas, considerando o registro de contaminação por microplásticos em espécies detritívoras, como crustáceos e anelídeos (HORN *et al.*, 2019) e espécies filtradoras, como moluscos bivalves (COSTA *et al.*, 2023a; RIBEIRO *et al.*, 2023). Nesse sentido, é possível que a contaminação de microplásticos pelas presas seja dada através do sedimento ou da coluna d'água na zona de surf (COSTA *et al.*, 2023b), indicando transferência dessas partículas para os invertebrados bentônicos e depois para os demais predadores ao longo da teia trófica (HORN *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2023). Em relação às aves

piscívoras, a abundância de microplásticos pode ser menor devido à dieta de *S. hirundo* na área de estudo, composta por peixes predominantemente demersais (BUGONI; VOOREN, 2004), os quais apresentam contaminação relativamente baixa de microplásticos (NETO *et al.*, 2020). Comparativamente, peixes planctívoros da zona de surf, que estão presentes na dieta de *R. niger*, tendem a apresentar maior contaminação por microplásticos em relação a espécies carnívoras e onívoras demersais, fator relacionado à ação das ondas e constante suspensão do sedimento na zona de surf (COSTA *et al.*, 2023b). Desta forma, o presente estudo, associado a resultados obtidos em estudos anteriores, sugere que organismos que exploram recursos alimentares no sedimento de praias arenosas podem ser mais suscetíveis a ingestão de microplásticos do que aqueles que exploram alimento na coluna d'água.

A variação intraespecífica na contaminação de *H. palliatus* sugere uma distribuição heterogênea de microplásticos ao longo da área de estudo, que pode estar associada com a proximidade à centros urbanos ou ainda com variações espaciais na dieta da espécie. PG e CABRAS são praias utilizadas fortemente durante o verão para fins recreativos, nas quais os centros urbanos adjacentes tendem a duplicar sua população durante esse período (ZUANAZZI; BARTELS, 2016). Áreas com maior intensidade de uso antrópico têm sido associadas à maior densidade macro e microplásticas no sedimento de praias (RAMOS *et al.*, 2021; PEGADO *et al.*, 2024) e em organismos associados, como bivalves (BEN-HADDAD *et al.*, 2022; LI *et al.*, 2022). Comparativamente, PEVA e PNLP são áreas protegidas e apresentam maiores restrições de uso público e construções urbanas. Nesse sentido, a contaminação diferencial de *H. palliatus* entre as áreas analisadas pode indicar que as restrições de atividades antrópicas em áreas protegidas podem contribuir para uma menor contaminação de aves costeiras, mesmo quando as áreas protegidas são próximas de centros urbanos, como PEVA que está localizado há apenas 3km de PG. Alternativamente, a distribuição de microplásticos no sedimento ao longo da área de estudo poderia ser homogênea, como demonstrado entre áreas recreativas e protegidas em amostras de sedimento coletadas na costa do Mar Báltico (ESIUKOVA *et al.*, 2021). Nesse caso, variações intraespecíficas na dieta poderiam influenciar na contaminação por microplástico, assumindo uma contaminação diferencial entre diferentes espécies de presas. Recentemente foi observada diferença intraespecífica na dieta de *H. palliatus* ao longo da área de estudo, de modo que os bivalves contribuem em média 60% para a dieta da espécie, mas com diferenças na principal

espécie de bivalve consumida entre as áreas (GLIESCH *et al.*, 2023). Adicionalmente, as presas que complementam a dieta também variaram entre as áreas, sugerindo que a contaminação diferencial pode estar associada às diferentes presas consumidas. Independente da causa que leva à contaminação diferencial da espécie ao longo da área de estudo, é importante destacar que a contaminação por microplásticos pode apresentar variações intraespecíficas e, portanto, que análises interespecíficas e de maior escala espacial considerem que a contaminação pode ser sítio-específica.

Microfibras são uma das principais formas de microplástico encontradas, sendo potencialmente oriundas do esgoto doméstico, industrial e de atividades no mar como pesca e turismo (BORGES-RAMÍREZ *et al.*, 2020; DENG *et al.*, 2020). Além disso, são facilmente dispersas no ar e na água, tornando-se facilmente disponível para espécies filtradoras, como bivalves e planctônicas, como peixes (CALDWELL *et al.*, 2022; COSTA *et al.*, 2023a). Desta forma, a prevalência de microfibras em ambos os grupos tróficos corrobora outros estudos realizados com espécies de aves (LIU *et al.*, 2023), macroinvertebrados (TRUCHET *et al.*, 2021) e peixes (JUSTINO *et al.*, 2023). Em relação à cor, preto e azul já foram relatadas como predominantes em aves aquáticas (CALDWELL *et al.*, 2022; SENES *et al.*, 2023). Porém, neste estudo foi encontrada uma prevalência de fibras transparentes/brancas, assim como outros estudos realizados em aves, peixes e macroinvertebrados (NETO *et al.*, 2020; CARRILLO *et al.*, 2023; RIBEIRO *et al.*, 2023). A identificação de fibras com essa coloração pode ser potencializada com a utilização da luz UV durante a contagem de microplásticos, pois tende a potencializar sua identificação e evitar a subestimação de amostras. Isso ocorre devido à reação de agentes branqueadores fluorescentes (*Fluorescet Whitening Agents – FWAs*), aditivos da produção de plástico que evitam que fiquem amarelados com o tempo e que, ao absorverem luz UV, irradiam fluorescência (QIU *et al.*, 2015; BALESTRA; BELLOPÈDE, 2022). Entretanto, outras partículas de origem orgânica e inorgânica também podem reagir e irradiar fluorescência, evidenciando a importância de técnicas complementares para identificação e caracterização de microplásticos.

A maior proporção de material celulósico encontrado pode ser resultado de limitações metodológicas relacionadas a uma escassez de registros na literatura de espectros do FTIR ou, mesmo sendo identificadas corretamente, podem apresentar consequências equivalentes a microplásticos em organismos. Nas análises com o FTIR nem sempre é possível obter uma distinção estatisticamente relevante entre os

tipos de fibras derivadas de celulose, diante das condições dos espectros obtidos. Dessa forma, pode não ser possível diferenciar partículas de origem celulósica natural (e.g. algodão) de origens sintéticas e modificadas (e.g. viscose) e, assim, as partículas são classificadas como material celulósico (COMNEA-STANCU *et al.*, 2017; GEMINIANI *et al.*, 2022). Entretanto, mesmo consideradas fibras “naturais”, fibras derivadas de celulose ou lã promovem preocupações análogas aos microplásticos, visto que podem estar associadas a diversos compostos químicos, como aditivos e corantes, incorporados durante sua manufatura ou a substâncias orgânicas ou inorgânicas adsorvidos do ambiente (ZHAO *et al.*, 2016). Alguns desses compostos podem gerar efeitos mutagênicos e carcinogênicos ao estarem biodisponíveis para os organismos, podendo afetar diretamente sua saúde (REMY *et al.*, 2015; BERRADI *et al.*, 2019). Assim, evidencia-se a importância da caracterização química de partículas plásticas, a fim de potencializar a identificação da origem dos microplásticos e promover maior acurácia na identificação da composição dos plásticos em aves costeiras, para evitar sub e superestimação de partículas.

Técnicas de isolamento e identificação de microplásticos têm sido constantemente aprimoradas, dada a crescente preocupação com esses poluentes em ecossistemas naturais. O uso de fezes para estudos de análise de contaminação por poluentes em aves é relativamente recente, tendo iniciado com aves limícolas (GIL-DELGADO *et al.*, 2017; LOURENÇO *et al.*, 2017), mas vem sendo aplicado em outros grupos, como gaivotas (*Larus* sp.) e pardelas (*Fulmarus* sp.) (PROVENCHER *et al.*, 2018; SENES *et al.*, 2023). As principais vantagens do uso de fezes envolvem a amostragem não-invasiva, sem a necessidade de captura do animal, e também a diminuição de custos e esforço de campo e de laboratório, pois a digestão química do trato gastrointestinal é muito mais dispendiosa em relação a tempo e reagentes. A coleta de fezes ainda diminui a necessidade do encontro de carcaças e animais mortos para acessar contaminação por microplásticos no trato gastrointestinal, possibilitando ampliar o número de espécies amostradas. Adicionalmente, apesar de representarem o que é excretado do animal, amostras de fezes geram informações do que potencialmente tem sido ingerido e transportado no trato gastrointestinal e, portanto, atuam como indicadores da poluição plástica em organismos (GIL-DELGADO *et al.*, 2017). Em relação aos métodos de isolamento de microplásticos, há uma falta de padronização em relação aos estudos e, neste estudo, propusemos uma adaptação de um protocolo (KARAMI *et al.*, 2017) utilizado em peixes para fezes de

aves, sendo bem-sucedido no que tange a separação de sedimento por densidade com NaI. Por fim, o uso de luz UV para identificação de MP tem sido utilizada associada à coloração fluorescente (e.g. Nile Red) e à microscopia de fluorescência (MAES *et al.*, 2017; EHLERS *et al.*, 2020). Entretanto, considerando a presença de aditivos (FWB), Balestra e Bellopède (2022) utilizaram a luz UV sem a coloração ao estudarem amostras de sedimento em cavernas. De forma similar, adaptamos essa alternativa mais barata à microscopia de fluorescência e que, embora possa refletir outras partículas orgânicas e inorgânicas, a associação de técnicas de digestão de matéria orgânica e FTIR promovem resultados mais robustos e acurados.

5 CONCLUSÃO

A costa brasileira é uma das maiores em extensão do mundo, sendo muito exposta a poluição plástica proveniente do oceano aberto (CHASSIGNET *et al.*, 2021) e centros urbanos (PEGADO *et al.*, 2024). Praias arenosas são potenciais áreas de acúmulo de microplásticos, tornando-os disponíveis para organismos ao longo da teia trófica, e por esses motivos são considerados locais modelo para estudos da “ecologia do microplástico” (COSTA *et al.*, 2023b). Apesar disso, estudos com espécies que utilizam áreas costeiras no Brasil, como as aves aquáticas ainda são insipientes, sendo restritos à relatos de contaminação espécie-específica (DAUDT *et al.*, 2023) ou estudos pontuais espacialmente. Estas abordagens também limitam avaliações de potenciais consequências do microplástico em aves costeiras, como danos físicos e fisiológicos (CHARLTON-HOWARD *et al.*, 2023), além de aditivos e contaminantes adsorvidos cujos efeitos ainda são pouco conhecidos, mas que podem ter sua origem e transferência através do ambiente costeiro, e estarem presentes em toda a teia trófica. Neste sentido, o estudo de microplástico em aves com abordagens ecológicas, para além de relatos de contaminação, permite inferir relações de transferência trófica, ao associar contaminação diferencial de acordo com dietas e ambientes. Além disso, o uso de espécies residentes amplamente distribuídas na costa, como *H. palliatus*, permitem comparações espaciais em escalas mais amplas e o uso de espécies migratórias com padrões sazonais bem marcados, como *S. hirundo*, permitem abordagens continentais de contaminação por microplástico e potenciais variações sazonais entre locais reprodutivos e não-reprodutivos. Assim, o presente estudo reforça o potencial de aves costeiras como sentinelas de contaminação por microplásticos, pois podem subsidiar prognósticos de riscos de contaminação de outras espécies de organismos costeiros e marinhos especialmente e através da teia trófica.

REFERÊNCIAS

- BALESTRA, V.; BELLOPÈDE R. Microplastic pollution in show cave sediments: first evidence and detection technique. **Environmental Pollution**, v. 292, 118261, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118261>
- BATTISTI, C. *et al.* Interactions between anthropogenic litter and birds: a global review with a 'black-list' of species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 93–144, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.017>
- BEN-HADDAD, M. *et al.* The wedge clam *Donax trunculus* L., 1758 as a bioindicator of microplastic pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 178, 113607, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113607>
- BERRADI, M. *et al.* Textile finishing dyes and their impact on aquatic environs. **Heliyon**, v. 5, e02711, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02711>
- BERTOLDI, C. *et al.* Microplastic abundance quantification via a computer-vision-based chemometrics-assisted approach. **Microchemical Journal**, v. 160, 105690. 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105690>
- BERTOLDI, C. *et al.* First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 759, 143503, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>
- BERTOLDI, C. **Distribuição espaço-temporal, abundância e caracterização de microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2022. <http://hdl.handle.net/10183/235554>
- BORGES-RAMÍREZ, M. M. *et al.* Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. **Environmental Pollution**, v. 267, 115659, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115659>
- BOTTERELL, Z. L. R. *et al.* Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: a review. **Environmental Pollution**, v. 245, p. 98–110, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- BUGONI L.; VOOREN, C. M. Feeding ecology of the Common Tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. **Ibis**, v. 146, p. 438–453, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00277.x>
- CALDWELL, A.; SEAVEY, J.; CRAIG, E. Foraging strategy impacts plastic ingestion risk in seabirds. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 5, p. 163–168, 2020. <https://doi.org/10.1002/lol2.10126>

CALDWELL, A. *et al.* Incidence of microplastic fiber ingestion by Common Terns (*Sterna hirundo*) and Roseate Terns (*S. dougallii*) breeding in the Northwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 177, 113560, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113560>

CARRILLO, M. S. *et al.* Microplastic ingestion by common terns (*Sterna hirundo*) and their prey during the non-breeding season. **Environmental Pollution**, v. 327, 121627, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121627>

CELIS-HERNÁNDEZ, O. *et al.* Microplastic distribution in urban vs pristine mangroves: using marine sponges as bioindicators of environmental pollution.

Environmental Pollution, v. 284, 117391, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117391>

CHARLTON-HOWARD, H. S. *et al.* 'Plasticosis': characterising macro- and microplastic-associated fibrosis in seabird tissues. **Journal of Hazardous Materials**,

v. 450, 131090, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131090>

CHASSIGNET, E. P.; XU, X.; ZAVALA-ROMERO, O. Tracking marine litter with a global ocean model: Where does it go? Where does it come from? **Frontiers in Marine Science**,

v. 8, 667591, 2021. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.667591>

COMNEA-STANCU, I. R. *et al.* On the identification of Rayon/viscose as a major fraction of microplastics in the marine environment: discrimination between natural and manmade cellulosic fibers using Fourier Transform Infrared Spectroscopy.

Applied Spectroscopy, v. 71, p. 939-950, 2017.

<https://doi.org/10.1177/0003702816660725>

CORMIER, B. *et al.* Chemicals sorbed to environmental microplastics are toxic to early life stages of aquatic organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, 111665, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111665>

COSTA, M. B. *et al.* Abundance, composition, and distribution of microplastics in intertidal sediment and soft tissues of four species of Bivalvia from Southeast Brazilian urban beaches. **Science of The Total Environment**, v. 897, 159352,

2023a. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159352>

COSTA, L. L. *et al.* "Microplastic ecology": testing the influence of ecological traits and urbanization in microplastic ingestion by sandy beach fauna. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 290, 108406, 2023b.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108406>

DAUDT, N. W.; BUGONI, L.; NUNES, G. T. Plastics and waterbirds in Brazil: a review of ingestion, nest materials and entanglement reveals substantial knowledge gaps and opportunities for research. **Environmental Pollution**, v. 316, 120615,

2023. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120615>

DE PASCALIS, F. *et al.* The hidden cost of following currents: microplastic ingestion in a planktivorous seabird. **Marine Pollution Bulletin**, v. 182, 114030, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114030>

DENG, H. *et al.* Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. **Environmental Pollution**, v. 258, 113658, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113658>

DEONIZIAK, K. *et al.* Thrushes (Aves: Passeriformes) as indicators of microplastic pollution in terrestrial environments. **Science of The Total Environment**, v. 853, 158621, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158621>

EHLERS, S. M. *et al.* Low-cost microplastic visualization in feeding experiments using an ultraviolet light-emitting flashlight. **Ecological Research**, v. 35, p. 265–273, 2020. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12080>

ERIKSEN, M. *et al.* A growing plastic smog, now estimated to be over 170 trillion plastic particles afloat in the world's oceans - urgent solutions required. **PLoS ONE**, v.18, e0281596, 2023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281596>

ESIUKOVA, E. *et al.* Microplastic contamination of sandy beaches of national parks, protected and recreational areas in southern parts of the Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, 113002, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113002>

FLEMMING, S. A. Shorebirds ingest plastics too: what we know, what we do not know, and what we should do next. **Environmental Reviews**, v. 30, p. 537–551, 2022. <https://doi.org/10.1139/er-2022-0008>

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

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>

GEMINIANI, L. *et al.* Differentiating between natural and modified cellulosic fibres using ATR-FTIR spectroscopy. **Heritage**, v. 5, p. 4114–4139, 2022.

<https://doi.org/10.3390/heritage5040213>

GIL-DELGADO, J. A. *et al.* Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 732–736, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.054>

GLIESCH, L. *et al.* Specialist shorebird respond to prey and habitat availability through trophic plasticity. **Food Webs**, v. 36, e00300, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2023.e00300>

GULIZIA, A. M. *et al.* Evaluating the effect of chemical digestion treatments on polystyrene microplastics: recommended updates to chemical digestion protocols. **Macromolecular Chemistry and Physics**, v. 223, 2100485, 2022.

<https://doi.org/10.1002/macp.202100485>

HORN, D. *et al.* Microplastics are ubiquitous on California beaches and enter the coastal food web through consumption by Pacific mole crabs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 231–237, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.039>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Brasileiro 2022**. Rio de Janeiro, 2023.

JUSTINO, A. K. S. *et al.* Exploring microplastic contamination in reef-associated fishes of the Tropical Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 192, 115087, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115087>

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

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.213>

LEBRETON, L. *et al.* Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. **Scientific Reports**, v. 8, 4666, 2018.

<https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>

LEGENBRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Elsevier, 2012.

LI, J. *et al.* Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 177–184, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.012>

LIU, W. *et al.* Varying abundance of microplastics in tissues associates with different foraging strategies of coastal shorebirds in the Yellow Sea. **Science of The Total Environment**, v. 866, 161417, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161417>

LOURENÇO, P. M. *et al.* Plastic and other microfibers in sediments, macroinvertebrates and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and west Africa. **Environmental Pollution**, v. 321, p. 123–133, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.103>

LUSHER, A. L. *et al.* Monitoring litter and microplastics in Arctic mammals and birds. **Arctic Science**, v. 8, p. 2117–1235, 2022. <https://doi.org/10.1139/as-2021-0058>

MAES, T. *et al.* A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. **Scientific Reports**, v. 7, 4401, 2017.

<https://doi.org/10.1038/srep44501>

MESQUITA, Y. W.; MENGATTO, M. F.; NAGAI, R. H. Where and how? A systematic review of microplastic pollution on beaches in Latin America and the Caribbean (LAC). **Environmental Pollution**, v. 314, 120231, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120231>

MYLIUS, K. L. *et al.* Foraging strategy influences the quantity of ingested micro- and nanoplastics in shorebirds. **Environmental Pollution**, v. 319, 120844, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120844>

NAVES, L. C.; VOOREN, C. M. Diet of black skimmers in southern Brazil.

Waterbirds, v. 29, p. 335–344, 2006. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2006\)29\[335:DOBSIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2006)29[335:DOBSIS]2.0.CO;2)

NELMS, S. E. *et al.* Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 999–1007, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.016>

NETO, J. G. B. *et al.* Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. **Environmental Pollution**, v. 267, 115508, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>

PEGADO, T. *et al.* Meso- and microplastic composition, distribution patterns and drivers: A snapshot of plastic pollution on Brazilian beaches. **Science of The Total Environment**, v. 907, 167769, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167769>

PEREIRA, L. G. *et al.* Exploring microplastic contamination in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): insights into plastic pollution in the southwestern tropical Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 194, 115407, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115407>

PROKIĆ, M. D. *et al.* Studying microplastics: Lessons from evaluated literature on animal model organisms and experimental approaches. **Journal of Hazardous Materials**, v. 414, 125476, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125476>

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125476>

PROVENCHER, J. F. *et al.* Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. **Science of The Total Environment**, v. 644, p. 1477–1484, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.101>

QIU, Q. *et al.* Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: First observation on sediment of China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, p. 274–280, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.028>

RAMOS, B. *et al.* Spatio-temporal characterization of litter at a touristic sandy beach in South Brazil. **Environmental Pollution**, v. 280, 116927, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116927>

REMY, F. *et al.* When microplastic is not plastic: the ingestion of artificial cellulose fibers by macrofauna living in seagrass macrophytodebris. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 11158–11166, 2015.

<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02005>

RIBEIRO, V. V. *et al.* Oysters and mussels as equivalent sentinels of microplastics and natural particles in coastal environments. **Science of The Total Environment**, v. 874, 162468, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162468>

RICE, N.; HIRAMA, S.; WITHERINGTON, B. High frequency of micro- and meso-plastics ingestion in a sample of neonate sea turtles from a major rookery. **Marine Pollution Bulletin**, v.167, 112363, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112363>

SENES, G. P. *et al.* Microplastics in feces and pellets from yellow-legged gull (*Larus michahellis*) in the Atlantic Islands National Park of Galicia (NW Spain). **Marine Pollution Bulletin**, v. 195, 115531, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115531>

SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature Methods**, v. 9, p. 671–675, 2012.

<https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>

TAVARES, D. C. *et al.* Incidence of marine debris in seabirds feeding at different water depths. **Marine Pollution Bulletin**, v. 119, p. 68–73, 2017.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.012>

TRUCHET, D. M. *et al.* Microplastics in bivalves, water and sediments from a touristic sandy beach of Argentina. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, 113023, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113023>

TSUCHIYA, M. *et al.* Distribution of microplastics in bathyal- to hadal-depth sediments and transport process along the deep-sea canyon and the Kuroshio Extension in the Northwest Pacific. **Marine Pollution Bulletin**, v. 199, 115466, 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115466>

TURNER, A. *et al.* Metals and marine microplastics: adsorption from the environment versus addition during manufacture, exemplified with lead. **Water Research**, v. 173, 115777, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115777>

UGWU, K.; HERRERA, A.; GÓMEZ, M. Microplastics in marine biota: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, 112540, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>

VAN CAUWENBERGHE, L. *et al.* Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. **Marine Environmental Research**, v. 111, p. 5–17, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>

VENDEL, A. L. *et al.* Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, p. 448–455, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>

WARD, R. M. *et al.* Microplastic transfer from the American horseshoe crab to shorebirds through consumption of horseshoe crab eggs in Jamaica Bay, NY. **Marine Pollution Bulletin**, v. 184, 114148, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114148>

ZHAO, S.; ZHU, L.; LI, D. Microscopic anthropogenic litter in terrestrial birds from Shanghai, China: not only plastics but also natural fibers. **Science of The Total Environment**, v. 550, p. 1110–1115, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.112>

ZUANAZZI, P. T.; BARTELS, M. **Estimativas para a população flutuante do Litoral Norte do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Fundação de Economia e Estatística (FEE), 2016.