

**MICROPLÁSTICO EM COMPARTIMENTOS BIÓTICO E ABIÓTICO
DE PRAIAS ARENOSAS NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO
DE JANEIRO**

ARIANE DA SILVA OLIVEIRA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
FEVEREIRO - 2024

MICROPLÁSTICO EM COMPARTIMENTOS BIÓTICO E ABIÓTICO DE PRAIAS ARENOSAS NA COSTA NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

ARIANE DA SILVA OLIVEIRA

Tese apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, como
parte das exigências para a obtenção do
título de Doutor em Ecologia e Recursos
Naturais.

Orientadora: Prof^a. Ilana Rosental Zalmon

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Co-orientador: Prof^a. Leonardo Lopes Costa

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ

FEVEREIRO – 2024

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ouvir as minhas preces, guiar o meu caminho, me dar todo o suporte necessário e aumentar minha fé e força de vontade para alcançar meus objetivos. Obrigada, meu Deus, por todas as bênçãos e proteção.

Aos meus pais, Silvânia e Francisco, agradeço toda a dedicação, amor e apoio, por terem abdicado de seus sonhos para realizar os meus. Obrigada por toda atenção, paciência e ensinamentos, e por compartilharem comigo todos os momentos bons e ruins. Obrigada por vibrarem a cada conquista alcançada e sonho realizado. Sou extremamente grata a Deus por ter pais como vocês.

Ao meu marido Luiz Felipe, agradeço todo amor, companheirismo, incentivo, paciência, apoio, dicas e momentos especiais. Obrigada por cuidar de mim e da nossa relação. Você é meu complemento, e sou ainda mais feliz por ter encontrado você. Obrigada por me acompanhar durante todos esses anos na pós-graduação e por me fortalecer diariamente.

Ao meu irmão Diêgo, agradeço por ser meu parceiro de vida, incentivador e estar sempre disposto a ajudar. Sua bondade, força de vontade e seu coração são inspirações para mim. Agradeço também a minha cunhada, Camilla Arêas, por todas as conversas, amizade e por me receber tão bem na casa de vocês em todas as vezes que precisei ir a Campos.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UENF pela oportunidade de conclusão do meu doutorado, e ao Laboratório de Ciências Ambientais da UENF pelo espaço cedido para estudo e atividades laboratoriais.

À Prof^a. Ilana Rosental Zalmon, pela orientação e oportunidade concedida. Obrigada por compartilhar seus conhecimentos e contribuir para minha formação como profissional. Ao Prof. Leonardo Lopes Costa, pela co-orientação, por todo ensinamento e por ampliar meus horizontes. Obrigada pelo empenho na minha formação acadêmica, pela ajuda nas coletas, pela confecção dos gráficos e por toda dedicação nesses quatro anos.

Ao Prof. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho, agradeço por compor o Comitê de Acompanhamento, tirar minhas dúvidas relacionadas às atividades de laboratório, por emprestar as vidrarias e por todo apoio, amizade e conselhos. Sua ajuda foi fundamental, Carlinhos. À Profa. Marina Satika Suzuki, agradeço por compor o

Comitê de Acompanhamento e por estar sempre disposta a ajudar. Obrigada por toda contribuição.

À Elizabete Costa (Bete), secretária do PGERN, agradeço por tirar minhas dúvidas e me receber tão bem. Obrigada por todas as conversas e auxílio durante todo o processo. À Eloá Lessa, por toda ajuda e esclarecimentos quanto às metodologias aplicadas em laboratório. Aos Prof. Igor David, Prof. Juliano Lima e Prof. Phillipe Machado, agradeço por toda contribuição e dicas durante a confecção da tese e artigo.

À Lorrana Diniz, Jorge Luís, Marina Valente e Gabriela Martins, agradeço pelas inúmeras conversas e risadas. Vocês fizeram esses quatro anos serem divertidos. À Bruna Tavares, Maria Eduarda Sciammarella e Thayanne Nascimento, agradeço por chegarem à equipe para me auxiliar com as análises e por acabarem virando minhas alunas e amigas. Obrigada por toda ajuda no campo e no laboratório, e principalmente, por deixar o ambiente mais leve e divertido. Dividir a bancada com vocês foi muito satisfatório. Contem sempre comigo!

Ao Vitor Arueira e Prof. Igor David, por estarem presentes em todas as coletas. Sem vocês, não teria sido possível realizar os campos. Obrigada por todo apoio. Ao técnico de campo Gerson, agradeço por toda ajuda e bom humor durante as coletas. Obrigada pelo auxílio e boa vontade. Ao Andre, motorista da UENF, agradeço por ter feito nosso transporte diversas vezes e por ser tão agradável. Obrigada por toda gentileza e colaboração.

Aos meus amigos, Vinicius Schmidt, Dayane Rodrigues, Izabella Eber e Juliana Rufino que estão sempre se fazendo presentes, agradeço por compartilharem de todos os momentos comigo, pelo interesse no meu trabalho e pelas inúmeras conversas. Vocês fazem minha vida ser mais divertida. Obrigada por todo carinho e amizade.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE ANEXOS.....	XI
RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIII
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO GERAL.....	4
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
4. JUSTIFICATIVA.....	5
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	5
5.1. Área de estudo.....	5
5.2. Amostragem.....	6
5.3. Compartimento abiótico.....	7
5.4. Compartimento biótico.....	8
5.5. Controle de qualidade (QA/QG).....	9
5.6. Identificação de polímeros.....	9
5.7. Urbanização.....	10
5.8. Variáveis ambientais.....	10
5.9. Análise de dados.....	11
6. RESULTADOS.....	13
6.1. Compartimento abiótico.....	13
6.2. Compartimento biótico.....	21
6.3. Relação entre compartimentos bióticos e abióticos: Espécies monitoras....	24
6.4. Efeitos das guildas tróficas, habitat e urbanização.....	30
7. DISCUSSÃO.....	37
7.1. Compartimento abiótico.....	35
7.2. Compartimento biótico.....	39
7.3. Relação entre compartimentos bióticos e abióticos: Espécies monitoras....	41
7.4. Efeitos das guildas tróficas, habitat e urbanização.....	42
8. CONCLUSÃO.....	46
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47
10. APÊNDICES.....	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando os seis setores de praias arenosas no sudeste do Brasil, onde os MPs foram analisados em água, sedimentos e biota. Gr = Praia de Grussaí; Gu = Praia de Guaxindiba; Sa = Praia de Santa Clara. U = urbanizado; NU = não urbanizado.

Figura 2. Concentração de MPs no sedimento entremarés, supralitoral (A e B) e água (C) coletada em seis setores de praias no sudeste do Brasil. Grnu = Grussaí não urbanizado; Gru = Grussaí urbanizado; Gunu = Guaxindiba não urbanizado; Guu = Guaxindiba urbanizado; Sanu = Santa Clara não urbanizado; Sau = Santa Clara urbanizado. Os pequenos pontos em azul e vermelho dentro e ao redor das caixas representam cada amostra coletada; a linha no interior das caixas é a mediana; o ponto maior no interior das caixas é a média; as caixas são os intervalos interquartis; e as barras acima e abaixo das caixas são os intervalos superior e inferior não-outliers.

Figura 3. Concentração de MPs no sedimento do entremarés, supralitoral (A e B) e água (C) coletada em seis setores e duas temporadas (baixa e alta) no sudeste do Brasil. NU = Não urbanizado e U = Urbanizado.

Figura 4. Curva de acumulação de morfotipos dos MPs encontrados no sedimento do entremarés e do supralitoral (A e B), na água (C) e em ambos os compartimentos (sedimento e água) (D) coletados em seis setores de praias no sudeste do Brasil. SENU= sedimento do entremarés não urbanizado; SEU= sedimento do entremarés urbanizado; SSNU= sedimento do supralitoral não urbanizado; SSU= sedimento do supralitoral urbanizado; ANU = água não urbanizado; AU= água urbanizado; SE= sedimento do entremarés; SS = sedimento supralitoral; AG = água. O sombreado representa o intervalo de confiança de 95%, que em caso de sobreposição, indica riqueza similar de morfotipos de MPs entre esses compartimentos abióticos.

Figura 5. nMDS mostrando a dissimilaridade estimada a partir da abundância dos morfotipos de MPs encontrados na baixa (BT) e alta temporadas (AT) em seis setores de praias no sudeste do Brasil.

Figura 6. Relação entre a concentração de MPs na água (A) e no sedimento do entremarés (B) com a taxa pluviométrica 24h antes da coleta de água, e 30 dias antes de cada campanha de amostragem nas praias do sudeste do Brasil. O sombreado representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de confiança.

Figura 7. Relação bivariada entre a abundância média e a máxima de microplásticos no trato digestivo dos peixes da zona de surf e a abundância média de microplásticos em água e sedimento. O sombreado representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de confiança. A, B, C e D = Ariidae; E, F, G e H = Carangidae; I, J, K e L = Engraulidae; M, N, O e P = Sciaenidae; Q, R, S e T = Haemulidae e U, V, W e X = Atherinidae.

Figura 8. Relação bivariada entre a abundância média e a máxima de microplásticos no trato digestivo dos macroinvertebrados e a abundância média de microplásticos em água, sedimento do entremarés e sedimento do supralitoral. O sombreado representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de confiança. A, B, C e D = *Callinectes sapidus*; E, F, G e H = *Emerita brasiliensis*; I, J, K e L = *Excrolana braziliensis*; M, N, O e P = *Atlantorchestoidea brasiliensis*; Q, R, S e T = *Ocypode quadrata*; U, V, W e X = *Phaleria testacea*.

Figura 9. Concentração de MPs nos macroinvertebrados (A e B) e nos peixes (C e D) coletados em seis setores de praias no sudeste do Brasil separados em guildas tróficas e habitats. CAR= carnívoro; DEP= depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM= entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM= demersais e PEL= pelágicos. Os pequenos dots coloridos ao redor e dentro das caixas representam cada indivíduo coletado; a linha no interior das caixas é a mediana; o dot maior no interior das caixas é a média; as caixas são os intervalos interquartis; e as barras acima e abaixo das caixas são os intervalos superior e inferior não-outliers. Indivíduos sem MPs não aparecem no

gráfico, mas foram incluídos no cálculo das medidas de posição e dispersão supracitadas.

Figura 10. Relação entre a concentração de MPs no tecido dos macroinvertebrados (A e B) e peixes (C e D) separados por guildas tróficas (A e C) e zonas (B e D) com o nível de urbanização (Human Modification Metric, por Kennedy et al. 2019) dos setores de praias no sudeste do Brasil. CAR= carnívoro; DEP= depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM= entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM= demersais e PEL= pelágicos. O sombreado representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de confiança. As concentrações foram transformadas em $\log + 1$ para melhor visualização dos padrões.

Figura 11. Curva de acumulação de morfotipos de MPs encontrados nos macroinvertebrados (A e B) e peixes (C e D) coletados em seis setores de praias no sudeste do Brasil, separados em guildas tróficas e habitats. CAR= carnívoro; DEP= depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM= entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM= demersais e PEL= pelágicos. O sombreado representa o intervalo de confiança de 95%, que em caso de sobreposição, indica riqueza similar de morfotipos de MPs entre esses compartimentos bióticos.

Figura 12. Ordenação nMDS mostrando a dissimilaridade estimada a partir da abundância dos morfotipos de MPs encontrados na água (ÁGUA), sedimento do entremarés (SEM), sedimento do supralitoral (SSL), macroinvertebrados (A e B) e peixes (C e D) em seis setores de praias no sudeste do Brasil. CAR= carnívoro; DEP= depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM= entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM= demersais e PEL= pelágicos.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Anova comparando a influência dos setores e temporadas sobre a presença dos morfotipos de MPs encontrados no sedimento do entremarés, sedimento do supralitoral e água em seis setores de três praias (fator aleatório) no sudeste do Brasil. Construiu-se três modelos: A= sedimento supralitoral; B= sedimento entremarés; C= água.

Tabela 2. PERMANOVA comparando a dissimilaridade dos morfotipos de MPs encontrados na água, sedimento do entremarés e supralitoral nos diferentes compartimentos, setores e temporadas em praias no sudeste do Brasil.

Tabela 3. SIMPER demonstrando a abundância média e contribuição percentual de cada morfotipo de microplástico para a dissimilaridade entre as temporadas turísticas. BT = Baixa temporada; AT = Alta temporada.

Tabela 4. Regressões múltiplas mostrando o efeito das variáveis que foram testadas como preditoras da concentração de MPs na água e no sedimento do entremarés. Nenhuma variável teve efeito significativo na concentração de MPs no sedimento do supralitoral.

Tabela 5. Lista de espécies de peixes e macroinvertebrados amostrados em seis praias no sudeste do Brasil e ocorrência (X) de MPs em seu trato digestivo.

Tabela 6. Regressões bivariadas mostrando os valores da equação da reta, valores de R^2 e de P considerando a relação entre a concentração média e máxima de MPs nos peixes com a média de MPs na água e no sedimento do entremarés (SED EM).

Tabela 7. Regressões bivariadas mostrando os valores da equação da reta, valores de R^2 e de P considerando a relação entre a concentração média e máxima de MPs nos macroinvertebrados com a média de MPs na água, no sedimento do entremarés (SED EM) e sedimento do supralitoral (SED SUP).

Tabela 8. PERMANOVA comparando a dissimilaridade dos morfotipos de MPs encontrados na água (ÁGUA), sedimento do entremarés (SEM), sedimento do supralitoral (SSL), macroinvertebrados e peixes (compartimentos) em seis setores de praias (fator aleatório) no sudeste do Brasil. Construiu-se quatro modelos: A= macroinvertebrados agrupados em guildas tróficas; B= macroinvertebrados agrupados em habitats; C= peixes agrupados em guildas tróficas; D= peixes agrupados em habitats.

LISTA DE ANEXOS

Apêndice 1. Guilda, habitat e método de coleta dos peixes e macroinvertebrados analisados no presente estudo.

Apêndice 2. Modelos lineares generalizados com distribuição de Poisson testando o efeito de características ecológicas (modo de alimentação e habitat) e nível de urbanização (métrica de modificação humana por Kennedy *et al.* 2019) na concentração de microplástico em macroinvertebrados e peixes de seis setores de praias arenosas no sudeste do Brasil. Valores significativos são marcados em negrito.

Apêndice 3. Espécies amostradas e compartimentos de coleta.

1 RESUMO

2 Os compartimentos biótico e abiótico das praias podem refletir a poluição por
3 plástico nesse ecossistema costeiro, uma vez que seus organismos possuem
4 relação direta com a água e o sedimento, principalmente como área de alimentação.
5 Assim, espera-se que a composição e concentração de microplásticos (MPs) em
6 peixes e macroinvertebrados estejam diretamente relacionados com o ambiente,
7 nível de urbanização das praias e com os atributos funcionais das espécies,
8 evidenciado nas diferentes guildas tróficas e hábitos de vida. Peixes da zona de
9 surfe, macrofauna do entremarés e supralitoral, água e sedimento do entremarés
10 foram coletados na primavera e verão de 2021 e 2022 em setores urbanizados e não
11 urbanizados de três arcos praias do norte do estado Rio de Janeiro. A Praia de
12 Grussaí, setor não urbanizado (GrNU) apresentou a maior concentração de MPs em
13 todos os compartimentos abióticos. Dos 748 peixes e 697 macroinvertebrados
14 analisados, 27% e 57%, respectivamente, ingeriram MPs. Entre os táxons, 10
15 macroinvertebrados e 12 espécies de peixes foram relatados pela primeira vez por
16 ingerir MPs. Além disso, 10 dos 12 táxons não tiveram concentração de MPs
17 linearmente relacionada com as registradas no sedimento e na água. Entre os
18 macroinvertebrados, a maior concentração de MPs foi encontrada em espécies
19 detritívoras, que habitam o supralitoral e praias urbanizadas. No entanto, a maior
20 riqueza de MPs foi observada em espécies carnívoras da zona de
21 arrebentação. Entre os peixes, a maior concentração de MPs foi encontrada
22 em espécies planctívoras e pelágicas. A proporção de morfotipos de MPs variou
23 significativamente entre compartimentos abióticos e bióticos,
24 sugerindo seletividade na ingestão ou excreção de partículas. Os resultados
25 sugerem que apenas as espécies de praias arenosas como *Callinectes sapidus*,
26 *Excirrolana braziliensis* e Engraulídeos podem ser usados como biomonitores
27 eficientes, embora quase todas tenham ingerido MPs.

28

29 **Palavras-chave:** praia; plástico; guilda trófica; macroinvertebrados; peixes;
30 sedimento; água; atributos ecológicos; urbanização.

31

32

33

34 **ABSTRACT**

35 The biotic and abiotic compartments of beaches can reflect plastic pollution in this
36 coastal ecosystem since their organisms have a direct relationship with water and
37 sediment, especially as a feeding area. Thus, it is expected that the composition and
38 concentration of microplastics (MPs) in fish and macroinvertebrates are directly
39 related to the environment, urbanization level of the beaches, and the functional
40 attributes of species, as evidenced in different trophic guilds and lifestyles. Fish from
41 the surf zone, intertidal and supralittoral macrofauna, intertidal water and sediment
42 were collected in the spring and summer of 2021 and 2022 in urbanized and non-
43 urbanized sectors of three beach arcs in the northern state of Rio de Janeiro.
44 Grussaí Beach, a non-urbanized sector (GrNU), had the highest concentration of
45 MPs in all abiotic compartments. Out of 748 fish and 697 macroinvertebrates
46 analyzed, 27% and 57%, respectively, ingested MPs. Among the taxa, 10
47 macroinvertebrates and 12 fish species were reported for the first time to ingest MPs.
48 Furthermore, 10 out of the 12 taxa did not have MPs concentration linearly related to
49 those found in sediment and water. Among the macroinvertebrates, the highest
50 concentration of MPs was found in detritivorous species inhabiting the supralittoral
51 and urbanized beaches. However, the highest richness of MPs was observed in
52 carnivorous species from the breaker zone. Among the fish, the highest
53 concentration of MPs was found in planktivorous and pelagic species. The proportion
54 of MP morphotypes varied significantly between abiotic and biotic compartments,
55 suggesting selectivity in particle ingestion or excretion. The results suggest that only
56 sandy beach species such as *Callinectes sapidus*, *Excirolana braziliensis*, and
57 Engraulids can be used as efficient biomonitors, although nearly all of them have
58 ingested MPs.

59

60 **Keywords:** beach; plastic; trophic guild; macroinvertebrates; fish; sediment; water;
61 ecological attributes; urbanization.

62 1. INTRODUÇÃO

63 A poluição do ecossistema marinho por plástico está associada a fatores não
64 mutuamente excludentes como: i) descarte direto em áreas costeiras (praias,
65 restingas e estuários) proveniente de atividades turísticas e portuárias, embarcações
66 e plataformas de petróleo; ii) descargas fluviais, esgotos, águas pluviais e transporte
67 passivo por ação dos ventos, ondas e marés e iii) descarte incidental devido à perda
68 de material durante atividades marítimas (pesca, transporte de carga, atividades
69 petrolíferas) (Laist, 1987; UNEP, 2005 & Cole *et al.*, 2011). Este material, composto
70 por polímeros sintéticos, apresenta alta durabilidade e resistência à degradação, o
71 que o torna bastante versátil, mas também persistente na natureza (Carvalho *et al.*,
72 2021).

73 Este poluente pode ser classificado pelo tamanho como macrolástico (>25
74 mm), mesoplástico (5-25 mm) e microplástico (<5 mm) (GESAMP, 2015 & Imhof *et*
75 *al.*, 2017). Os microplásticos (MPs) são considerados sérias ameaças para a
76 biodiversidade e para saúde pública (Thompson *et al.*, 2004 & Cox *et al.*, 2019).
77 Estes podem ingressar ao ambiente marinho diretamente (primários) como grânulos
78 usados na produção de plásticos maiores e cosméticos (ex. esfoliantes e pastas de
79 dente) (Fendall e Sewell, 2009 & Thompson *et al.*, 2009), ou indiretamente
80 (secundário) após a fragmentação de itens plásticos maiores (Browne *et al.*, 2007 &
81 Thompson *et al.*, 2009).

82 Atualmente, os MPs encontram-se espalhados por toda a superfície do
83 planeta, inclusive em praias arenosas que são ambientes dinâmicos, distintos dos
84 outros ecossistemas marinhos, devido à ação das ondas intensas e variação diária
85 das marés (Beyst *et al.*, 1999; Barnes *et al.*, 2009 & Auta *et al.*, 2017). Seus limites
86 se estendem desde a região de dissipação da energia das ondas (zona de surfe) até
87 o início da vegetação de restinga, dunas ou falésias. Por ser um típico ambiente de
88 transição, espécies terrestres, semi-terrestres e marinhas, as usam como habitat
89 exclusivo (espécies residentes) ou facultativo (espécies transientes); as últimas
90 utilizam praias principalmente como áreas de berçário, alimentação e descanso
91 (Jarrin e Miller, 2016). Juvenis e larvas de peixes, por exemplo, habitam zonas de
92 surfe onde os recursos alimentares como zooplâncton e macroinvertebrados são
93 abundantes (Clark *et al.*, 1996 & Benazza *et al.*, 2015).

94

95 Os MPs se encontram desde a superfície da água até o sedimento e por se
96 acumular na areia da praia (Thompson *et al.*, 2004 & Auta *et al.*, 2017) aumenta o
97 risco de ingestão de tais resíduos por macroinvertebrados (Costa *et al.*, 2010; Iannilli
98 *et al.*, 2018 & Costa *et al.*, 2019a). Estudos demonstram primeiramente a ingestão de
99 MPs por crustáceos talitrídeos em laboratório (Ugolini *et al.* 2013), mas em seguida
100 diversos estudos mostram incorporação desse poluente no ambiente natural (Iannilli
101 *et al.*, 2018). Até o presente, quase 50 espécies encontradas em praias foram
102 reportadas por ingerir micro e macroplásticos no próprio ambiente (Costa *et al.*,
103 2022a). Dentre essas espécies, incluem-se as pulgas-da-praia (Crustacea:
104 Talitridae) (Hodgson, *et al.*, 2018), caranguejos-fantasma (Crustacea: Ocypodidae)
105 (do Vale *et al.*, 2022), poliquetas e nematóides da meiofauna (Gusmão *et al.*, 2016 &
106 Kang *et al.*, 2021), tatuís (Crustacea: Hippidae) (Horn *et al.*, 2019) e principalmente
107 moluscos bivalves (Suebala *et al.*, 2018; Bendell *et al.*, 2020; Narmatha *et al.*, 2020;
108 Xu *et al.*, 2020; Baechler *et al.*, 2020; Mayoma *et al.*, 2020; Truchet *et al.*, 2021 &
109 Ben-Haddad *et al.*, 2022).

110 Experimentos manipulados em laboratório corroboram que a ingestão de MPs
111 por invertebrados tem consequências negativas para a fauna das praias (Tosetto *et al.*
112 *et al.*, 2016), como redução das taxas de alimentação (Xu *et al.*, 2017), respostas
113 inflamatórias (Tlili *et al.*, 2020), aumento da mortalidade, diminuição da retenção de
114 ovos (Horn *et al.*, 2020) e redução nas taxas de crescimento e fertilidade (Aloy *et al.*,
115 2011 & Barboza *et al.*, 2021). Apesar desses mecanismos, a ingestão de MPs
116 pode ser por conta dos efeitos em nível do organismo, um dos fatores responsáveis
117 pela redução do tamanho das populações em praias urbanas em todo o mundo, de
118 forma sinérgica com outros estressores físicos e químicos (Costa *et al.*, 2022a).

119 Existem duas circunstâncias principais em que MPs podem ser ingeridos por
120 esses organismos: semelhança com a presa em tamanho e aparência, e, portanto,
121 ingerido intencionalmente por simples confusão com o alimento (De Sá *et al.*, 2015)
122 ou acidentalmente durante a predação (ingestão secundária), filtração ou
123 depositivoria (Besseling *et al.*, 2015). Além disso, outras condições podem influenciar
124 a ingestão de MPs como as estratégias de forrageamento, tamanho da boca,
125 ontogenia, comprimento dos organismos e habitat preferencial, assim como o
126 tamanho do plástico.

127 A composição e abundância dos MPs ingerido pelos organismos também
128 dependem da biodisponibilidade deste nos compartimentos abióticos, além dos
129 atributos ecológicos e funcionais supracitados (Wright *et al.*, 2013). Durante a

130 alimentação, no modo de ingestão direto, a depender do hábito alimentar do
131 organismo em questão, pode-se verificar a ingestão dos resíduos na proporção em
132 que eles estão disponíveis no ambiente, tornando-os bons indicadores de poluição
133 por plástico. Em estudo realizado por Ben-Haddad *et al.* (2022), os autores afirmam
134 que o molusco *Donax trunculus* pode servir como bioindicador de poluição em áreas
135 costeiras pois é altamente suscetível a acumulação de MPs. Do mesmo modo, Capó
136 *et al.* (2022) consideraram os peixes bioindicadores adequados a ingestão de MPs
137 em escala local, pois é improvável que retenham MPs ingeridos longe dos locais de
138 amostragem (Sbrana *et al.*, 2020).

139 Apesar de serem considerados bons indicadores, os macroinvertebrados e
140 peixes possuem diferentes mecanismos de ingestão de plástico que variam de
141 acordo com hábitos alimentares, posição trófica e, conseqüentemente, atributos
142 morfofuncionais (Cardona *et al.*, 2012). A classificação em guildas tem se mostrado
143 útil na descrição dos papéis funcionais das espécies nos ecossistemas (Franco *et*
144 *al.*, 2008). Root (1967) definiu uma guilda como "um grupo de espécies que
145 exploram a mesma classe de recursos ambientais de maneira semelhante". Guildas
146 tróficas agregam espécies ecologicamente semelhantes que consomem recursos
147 alimentares similares (Dias *et al.*, 2020). A utilização de guildas tróficas na avaliação
148 de impactos ambientais baseia-se no pressuposto de que ações antrópicas que
149 afetam os recursos alimentares irão afetar similarmente os membros das guildas que
150 os utilizam (Severinghaus, 1981).

151 As espécies podem ser agrupadas, portanto, de acordo com seu hábito
152 alimentar e uso do habitat. Nas praias arenosas, em relação à alimentação, as
153 espécies de macroinvertebrados podem ser classificadas como suspensívoras
154 (animais que se alimentam de material em suspensão), depositívoras (animais que
155 se alimentam de detritos depositados no sedimento) ou predadoras, que
156 normalmente envolve espécies também necrófagas (Cabrini *et al.*, 2018 &
157 McLachlan e Defeo, 2018). Na zona permanentemente imersa, diferentes espécies
158 ícticas, principalmente juvenis, se alimentam do plâncton (planctívoros), de
159 invertebrados (invertívoros) e pequenos peixes (carnívoros) ou são generalistas,
160 alimentando-se de material animal e vegetal mais disponível (onívoros, carnívoros e
161 planctívoros) (McLachlan e Defeo, 2018 & Dantas *et al.*, 2020).

162 Já em relação ao habitat, apesar da baixa profundidade da zona de surfe (~
163 1.5 m), diferentes espécies de peixes distribuem-se em diferentes estratos da coluna
164 d'água, e assim, as assembleias ícticas são compostas por espécies demersais,

165 bento-pelágicas e pelágicas (McLachlan e Defeo, 2018). Habitats de
166 macroinvertebrados, a zona de surfe (região permanentemente imersa), a zona
167 entremarés (imersão-emersão variável de acordo com a maré) e a zona supralitoral
168 (zona permanente seca) constituem divisões físicas típicas desse ecossistema
169 (McLachlan e Defeo, 2018).

170 Em suma, hábitos alimentares e habitat são fatores importantes que afetam a
171 probabilidade de ingestão de MPs por parte dos organismos ao longo de suas áreas
172 de distribuição (Romeo *et al.*, 2015 & Battaglia *et al.*, 2016), e podem assim ter uma
173 relação direta com a vulnerabilidade das espécies a tal poluente. No presente
174 estudo, assume-se que a guilda trófica e o habitat dos organismos em praias
175 arenosas são importantes preditores da concentração de microplástico no ambiente.
176 Espera-se, assim, que os MPs encontrados no conteúdo estomacal de peixes e
177 macroinvertebrados reflitam o modo de vida, o hábito alimentar e a concentração de
178 partículas encontradas no sedimento e na água do local.

179

180 **2. OBJETIVO GERAL**

181 Avaliar a abundância e diversidade de MPs ingeridos por espécies residentes
182 (macrofauna) e transientes (peixes da zona de arrebentação) em diferentes níveis de
183 urbanização de praias arenosas, de acordo com suas características ecológicas e
184 atributos funcionais e relacioná-los à concentração no sedimento e água.

185 **3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 186 • Caracterizar os microplásticos quanto aos morfotipos nos compartimentos
187 abióticos e bióticos em praias com diferentes níveis de urbanização e em
188 diferentes temporadas turísticas.
- 189 • Verificar se a concentração de microplásticos nos compartimentos bióticos
190 relaciona-se a da água e do sedimento.
- 191 • Avaliar se a concentração de microplásticos nos compartimentos bióticos
192 varia de acordo com guilda trófica e habitat.

193

194

195

196 4. JUSTIFICATIVA

197 O crescimento desordenado do turismo, o descarte incorreto de resíduos
198 plásticos e a falta de fiscalização quanto a esse descarte são potenciais fontes de
199 poluição por MPs em praias arenosas, e conseqüentemente, na teia trófica que
200 envolve peixes e macroinvertebrados. Diferenças na suscetibilidade de peixes e
201 macroinvertebrados à ingestão por plástico, dependentes de características
202 ecológicas das espécies, como hábito alimentar, refletem na abundância de MPs em
203 seu trato digestivo. Além disso, fatores ambientais como habitat, grau de
204 urbanização, temporada turística, intensidade pluviométrica, vento e distância da
205 praia para rios, podem influenciar os padrões de distribuição dos MPs em praias
206 arenosas. A identificação de tais parâmetros, dos compartimentos mais afetados
207 bem como das espécies mais afetadas por tal poluente permitirá a elaboração de
208 estratégias específicas de monitoramento deste ecossistema costeiro.

209

210 5. MATERIAL E MÉTODOS

211 5.1. Área de estudo

212

213 Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, foram selecionadas três praias
214 que receberem turistas em diferentes intensidades durante o verão. A Praia de
215 Grussaí (município de São João da Barra), com aproximadamente 150.000 visitantes
216 (Machado *et al.*, 2016); a Praia de Guaxindiba e a Praia Santa Clara (município de
217 São Francisco do Itabapoana) com 35 mil visitantes (SecTur, 2020). A extensão total
218 da área de estudo compreende 104 quilômetros e a distância entre o setor
219 urbanizado e não urbanizado na Praia de Grussaí corresponde a 4,5 quilômetros,
220 Guaxindiba e Santa Clara a 2 quilômetros. Em estudo realizado nestas praias, Suciú
221 *et al.* (2017) identificaram uma elevada abundância de resíduos sólidos (plástico –
222 84%), particularmente nas áreas urbanizadas, com valores mais elevados que em
223 outras praias ao redor do mundo.

224

225

226

227

228

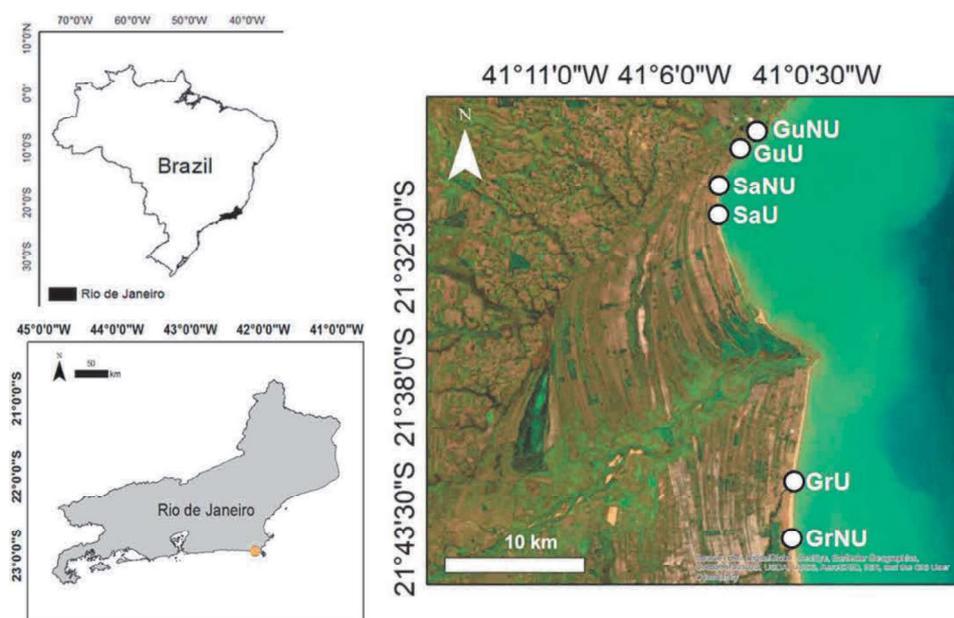
229

230 5.2. Amostragem

231 O estudo foi conduzido em seis setores de três praias arenosas no norte do
232 estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Fig. 1). Esses setores possuem
233 diferentes níveis de urbanização, morfodinâmica variando de dissipativa a
234 intermediária e estão sob influência da pluma do Rio Paraíba do Sul (RPS) (Costa *et*
235 *al.*, 2022b & Diniz *et al.*, 2022). Os setores urbanizados foram classificados como
236 áreas de maior atividade antropogênica, acessibilidade facilitada, presença de
237 quiosques, casas próximas à beira mar e eventos locais. Os setores não
238 urbanizados foram classificados como áreas que possuem acesso restrito, redução
239 de atividades antropogênicas, ausência de quiosques e eventos de verão. As
240 principais atividades antrópicas no RPS são agricultura e indústria, tendo uma ampla
241 área ocupada por assentamentos urbanos e elevada concentração de MPs perante
242 outros rios no mundo (concentração média = 18.3 MPs/m³) (da Costa *et al.*, 2022). A
243 vazão máxima do rio pode atingir aproximadamente 4.380 m³/s⁻¹ nos períodos de
244 cheia (Marengo e Alves, 2005).

245 As coletas de água, sedimento e organismos foram conduzidas na baixa
246 (setembro a novembro de 2021) e na alta (janeiro a março de 2022) temporada
247 turística, totalizando 12 campanhas de amostragem. O processo de identificação das
248 espécies, digestão e filtração das amostras, extração e triagem de plástico foi
249 realizado no Laboratório de Ciências Ambientais – LCA.

250



251

252 **Figura 1.** Mapa da área de estudo mostrando os seis setores de praias arenosas no
253 sudeste do Brasil, onde os MPs foram analisados em água, sedimentos e biota. Gr =

254 Praia de Grussaí; Gu = Praia de Guaxindiba; Sa = Praia de Santa Clara. U =
255 urbanizado; NU = não urbanizado.

256

257 **5.3. Compartimento abiótico**

258 *Água*

259 Amostras de água foram coletadas na zona de surfe em cinco frascos de vidro
260 de 80ml (previamente higienizados com água ultrapura filtrada para evitar
261 contaminação externa). Em laboratório, cada amostra foi filtrada à vácuo em filtros
262 de acetato de celulose 0,45µm de poro em kits de filtração de 250 ml da Millepore
263 com bomba de vácuo. Os filtros foram inspecionados sob estereomicroscópio (zoom
264 10-40x) e foi realizada a quantificação e categorização pela cor e morfotipo do
265 microplástico em (fragmentos rígidos, fragmentos flexíveis, filamentos, isopor e
266 microesferas).

267

268 *Sedimento*

269 O sedimento superficial (~2cm) foi coletado em potes de vidro de (50g)
270 (previamente higienizados com água ultrapura filtrada) na zona de espraiamento e
271 na linha de maré alta em cinco alíquotas.

272 A extração dos MPs no sedimento foi realizada através da análise visual e,
273 posteriormente, com base nas diferenças de densidade entre fragmentos de plástico
274 e sedimento (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015) por flutuação em solução concentrada
275 de cloreto de sódio (NaCl 1,20g/ml). Para realizar o processo de separação por
276 densidade, foi adicionado às amostras de sedimento, a solução concentrada de
277 NaCl, e, em seguida, a solução foi misturada com o auxílio de uma vareta de vidro
278 por 2 minutos e posteriormente, decantada por 1hora (Bellasi *et al.*, 2021). Esse
279 procedimento foi realizado 2x para garantir uma maior eficiência na extração dos
280 MPs. Esta solução, devido a sua elevada densidade, faz com que o plástico de baixa
281 densidade flutue, sendo posteriormente filtrados em filtros de acetato de celulose
282 0,45µm de poro em kits de filtração de 250 ml da Millepore com bomba de vácuo.

283 Os filtros foram inspecionados sob estereomicroscópio (zoom 10-40x) e foi
284 realizada a quantificação e categorização pela cor e morfotipo de microplástico
285 (fragmentos rígidos, fragmentos flexíveis, filamentos, isopor e microesferas).

286

287

288 **5.4. Compartimento biótico**

289 *Peixes*

290 Os peixes da zona de surfe foram coletados no setor urbanizado e não
291 urbanizado das três praias através de arrastos a favor da corrente com redes de 25 x
292 3m (malha de 12 mm, com 2,5 m de saco, malha de 9 mm). Os peixes coletados
293 foram imediatamente acondicionados em potes de vidro (previamente higienizados
294 com água ultrapura filtrada) e fixados com álcool absoluto.

295 Em laboratório, os peixes foram identificados, medidos (paquímetro), pesados
296 (balança analítica) e o trato gastrointestinal de todos os indivíduos foi removido.
297 Posteriormente foi realizada a digestão de toda a matéria orgânica com peróxido de
298 hidrogênio a 30% (3:1; reagente: volume da amostra) em estufa a 45°C por 48
299 horas, até que todo o conteúdo estomacal fosse digerido. Em seguida, esta solução
300 foi filtrada à vácuo em filtros de acetato de celulose 0,45µm de poro em kits de
301 filtração de 250 ml da Millepore com bomba de vácuo.

302 Os filtros foram inspecionados sob estereomicroscópio (zoom 10-40x) e foi
303 realizada a quantificação e categorização pela cor e morfotipo de microplástico
304 (fragmentos rígidos, fragmentos flexíveis, filamentos, isopor e microesferas).

305

306 *Macroinvertebrados*

307 As diferentes espécies de macroinvertebrados foram coletadas nas zonas
308 entremarés e ao longo de toda a zona seca das praias durante a maré baixa (Turra e
309 Denadai, 2015 & Machado *et al.*, 2016).

310 Os indivíduos encontrados foram coletados manualmente ou através de
311 armadilhas de queda, e posteriormente, acondicionados separadamente em potes
312 de vidro contendo álcool absoluto (detalhes em Apêndice 1).

313 Em laboratório, as amostras foram digeridas separadamente com de peróxido
314 de hidrogênio (3:1; reagente: volume da amostra) a 30% e deixadas na estufa a
315 45°C por 48h até sua digestão total. Subsequentemente, esta solução foi filtrada à
316 vácuo em filtros de acetato de celulose 0,45µm de poro em kits de filtração de 250
317 ml da Millepore com bomba de vácuo. Devido ao tamanho reduzido, espécimens de
318 *Phaleria testacea* (Say 1824), *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Dana, 1853) e
319 *Excrolana brasiliensis* (Richardson, 1912) foram acondicionados na solução ácida
320 por inteiro. Os indivíduos dessas espécies não foram totalmente digeridos, mas
321 ficaram translúcidos, permitindo a inspeção e recuperação dos MPs do trato
322 digestivo. Posteriormente, os filtros inspecionados sob estereomicroscópio (zoom 10-

323 40x) e foi realizada a quantificação, medição e categorização pela cor e morfotipo do
324 microplástico em (fragmentos rígidos, fragmentos flexíveis, filamentos, isopor e
325 microesferas).

326

327 **5.5 Controle de qualidade (QA/QG)**

328 Todos os potes de vidro usados no campo foram previamente higienizados
329 com água ultrapura filtrada. Para evitar contaminação externa das amostras por
330 MPs, todos os equipamentos e materiais também foram mantidos embrulhados em
331 papel alumínio durante todas as coletas. Antes de iniciar as análises em laboratório,
332 a bancada foi limpa com álcool a 70% filtrado, e todos os instrumentos foram
333 previamente enxaguados três vezes com água ultrapura filtrada. Durante todo o
334 processo de coleta de amostras e análise laboratorial, foram utilizadas bandejas de
335 alumínio, recipientes de vidro, luvas de nitrila e roupas de algodão. Os reagentes
336 utilizados para a fixação e digestão dos espécimes estiveram sempre
337 acondicionados em recipientes de vidro. Para monitorar a contaminação do ar, uma
338 placa de Petri foi posicionada ao lado das amostras e cada branco foi enxaguado
339 com água ultrapura filtrada (Milli-Q) seguida de filtração a vácuo. Após a análise de
340 cada filtro, nenhum MPs foi encontrado. Os MPs foram identificados e distinguidos
341 das partículas inorgânicas, seguindo as recomendações de inspeção visual
342 fornecidas por Hidalgo-Ruz *et al.* (2012). Quando as partículas pareciam duvidosas
343 quanto à natureza, uma agulha quente era usada para confirmar se eram plásticas
344 (Carvalho *et al.*, 2021).

345 **5.6 Identificação dos polímeros**

346 Para identificar os polímeros constituintes nos MPs encontrados em todos os
347 compartimentos abióticos e bióticos de todas as praias, 162 partículas foram
348 selecionadas aleatoriamente. Os MPs foram analisados usando Fourier Transform
349 Infrared Spectroscopy (FTIR) (informações detalhadas sobre procedimentos
350 técnicos e preparação de amostras estão disponíveis em Frias e Nash, 2019). As
351 amostras foram comprimidas em uma célula de compressão de bigorna de
352 Thermo diamond e os espectros infravermelhos foram adquiridos com
353 um espectrofotômetro Shimadzu IRTracer-100. Os espectros foram coletados no
354 modo de transmitância ($4000-700\text{ cm}^{-1}$) com uma resolução de 4 cm^{-1} e
355 digitalizados 128 vezes. Apenas os polímeros que corresponderam a >85% dos

356 espectros de referência (em comparação com Open Specy - MicroplasticSpectra)
357 foram considerados.

358

359 **5.7 Urbanização**

360 Coordenadas geográficas de todos os setores de praias foram usadas para
361 calcular a Métrica de Modificação Humana (HMc) como proxy do nível de
362 urbanização local (escala de 1,000 m), usando os pacotes “raster” (Hijmans *et al.*,
363 2020) e “rgdal” (Bivand *et al.*, 2021) no software R. O HMc é calculado como o
364 produto por pixel (HMs) da extensão espacial e a intensidade esperada de impactos,
365 incluindo a densidade populacional humana, áreas construídas e de pastagem,
366 agricultura, estradas, mineradoras, poços de petróleo, turbinas eólicas e luz artificial.
367 O HMc final é calculado por:

$$368 \quad \text{HMc} = 1.00 - \prod_{s=1}^n (1 - (\text{HMs}))$$

369 Essa soma difusa é uma função que assume que a contribuição de um determinado
370 fator diminui à medida que outros estressores co-ocorrem. O HMc é um gradiente
371 contínuo de modificação que varia de 0 a 1. O HMc demonstrou estar intimamente
372 relacionado à classificação do nível de perturbação humana nas praias em escalas
373 locais após descrições categóricas fornecidas pelos autores (Barboza *et al.*, 2021 &
374 Costa *et al.*, 2022a).

375 **5.8 Variáveis ambientais**

376 As variáveis ambientais selecionadas como preditoras da concentração de
377 MPs nos compartimentos abióticos foram coletadas previamente, como: Métrica de
378 modificação humana (HMc), o nível do rio, o volume de chuva nos últimos 30 dias
379 antes da coleta, nos últimos 7 dias e no dia anterior, bem como a velocidade do
380 vento no dia anterior às coletas. Além disso, foram registradas as distâncias dos
381 pontos de coleta nas praias em relação aos rios Paraíba do Sul e Itabapoana, assim
382 como a distância até o rio mais próximo. As informações necessárias, como
383 coordenadas geográficas para calcular o HMc e distância até os rios, foram obtidas
384 por meio do Google Maps, enquanto o nível do rio foi extraído do banco de dados do
385 INEA, e os registros de volume de chuva e velocidade do vento foram obtidos pelo
386 site do INMET.

387

388

389 **5.9 Análise de dados**

390 A concentração (média± desvio padrão) de MPs na água, no sedimento e na
391 biota foi representada por mps/mL, mps/g (peso úmido), e mps/g (peso úmido)
392 respectivamente. Para avaliar se a concentração de MPs nos compartimentos
393 abióticos variou entre diferentes praias e temporadas utilizou-se uma Análise de
394 Variância bidirecional. A mesma análise foi realizada substituindo o fator “praia”
395 (GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU e SaU) por “setor”, agrupando as praias por nível
396 de urbanização (U: urbanizado e NU: não-urbanizado).

397 As espécies de macroinvertebrados e peixes foram agrupadas em guildas
398 tróficas e habitats. Os macroinvertebrados foram agrupados nas guildas tróficas
399 “carnívoro-necrófago” (CAR), “depositívoro” (DEP) e “suspensívoro” (SUS) e nos
400 habitats “entremarés” (INT), “supralitoral” (SUP) e “zona de surfe” (SZO). Os peixes
401 foram agrupados nas guildas tróficas “carnívoro” (CAR), “onívoro” (ONI) e
402 “planctívoro” (PLA) e nos habitats “bento-pelágico” (BPEL), “demersal” (DEM) e
403 “pelágico” (PEL). A lista de espécies, guildas tróficas, habitats, método de coleta e
404 referências usadas como base para essa classificação está disponível como material
405 suplementar (Apêndice 1).

406 Curvas de acumulação de morfotipos (tipos e cores) de MPs (variação do
407 número de morfotipos em função da quantidade de MPs recuperados) foram
408 construídas para cada uma das guildas tróficas e habitat dos peixes e
409 macroinvertebrados, assim como para água e sedimento do entremarés e
410 supralitoral, com intervalo de confiança de 95%. A sobreposição das curvas de
411 acumulação indica que possíveis diferenças na riqueza de morfotipos entre os
412 compartimentos bióticos e abióticos não são significativas. As análises e gráficos
413 foram realizados através do software R usando os pacotes vegan, BiodiversityR,
414 ggsci e ggplot2 (Kindt e Coe, 2005; Oksanen *et al.*, 2013; Wickham, 2016 & Xiao,
415 2018).

416 A Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) foi
417 utilizada para visualizar diferenças na composição (morfotipos e cores) de MPs no
418 compartimento abiótico de cada praia em diferentes temporadas (alta e baixa) e
419 possíveis diferenças na associação dos morfotipos de MPs encontrados nos
420 compartimentos abióticos e bióticos. Para essas análises, construiu-se uma matriz
421 multivariada de abundância de MPs transformada em raiz quadrada que subsidiou o
422 cálculo da similaridade de Bray-Curtis. Os morfotipos dos MPs e suas respectivas

423 cores foram incluídos como variáveis e as amostras de macroinvertebrados e peixes
424 como unidades amostrais. Para verificar diferenças estatísticas na dissimilaridade
425 dos morfotipos de MPs encontrados no compartimento abiótico entre setores (U vs.
426 NU), temporadas turísticas e entre compartimentos abióticos e bióticos uma Análise
427 Permutacional de Variância (PERMANOVA) a um nível de 95% de confiança foi
428 realizada, incluindo “praia” e setores de praia como fatores aleatórios. A análise de
429 similaridade Percentual (SIMPER) foi utilizada para estimar a contribuição de cada
430 morfotipo de MP para a dissimilaridade no compartimento abiótico e biótico. As
431 análises multivariadas foram realizadas no software Primer 6.1.11 e Permanova
432 v.1.0.1 (Anderson *et al.*, 2008).

433 Para investigar quais variáveis preditoras (vide item “variáveis ambientais”,
434 página 12) demonstraram influência significativa nas variáveis respostas, foram
435 realizadas análises de correlação de Pearson utilizando o software R, com a
436 utilização dos pacotes MuMIn, Hmisc, corrplot e vegan (Oksanen *et al.*, 2013; Harrel
437 Jr, 2020, Barton, 2020 & Wei e Simko, 2021).

438 Modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição de Poisson foram
439 usados para testar o efeito de variáveis locais (HMc, nível do rio e velocidade do
440 vento) e da paisagem (volume de chuva e distância dos pontos de coleta para os
441 rios) na concentração de MPs nos compartimentos abióticos, assim como, para
442 testar o efeito das guildas, habitats e HMc na concentração de MPs incorporados por
443 macroinvertebrados e peixes (quatro modelos diferentes, Apêndice 2). A
444 concentração de MPs em cada indivíduo foi utilizada como menor unidade amostral
445 dessa variável resposta. A escolha dos modelos de Poisson foi baseada na inspeção
446 visual de resíduos de modelos lineares tradicionais. Uma distribuição normal dos
447 resíduos do modelo não foi alcançada após a transformação empírica da variável de
448 resposta e, portanto, o GLM poisson foi escolhido. A escolha do modelo mais
449 parcimonioso a partir do modelo global foi baseada no critério de informação de
450 Akaike para todas as combinações possíveis de variáveis preditivas. Nenhuma
451 variável preditiva foi removida e a linearidade e a homocedasticidade foram
452 confirmadas por inspeção visual de resíduos do modelo.

453 Para testar se a concentração (valores médios e máximos) de MPs no trato
454 digestivo da biota de praias arenosas aumenta com a concentração média dessas
455 partículas em sedimentos (entremarés ou supralitoral) e a água, foram construídos
456 modelos de regressão bivariada. Os táxons que não ocorreram em todas as praias

457 foram removidos dessas análises, restando seis espécies de macroinvertebrados e
458 seis famílias de peixes (Apêndice 3). A inspeção visual dos resíduos dos modelos
459 precedeu o ajuste da função linear, bem como a confirmação da homocedasticidade
460 e da normalidade. A variável de resposta foi empiricamente transformada sempre
461 que necessário para atender às suposições estatísticas de regressão.

462

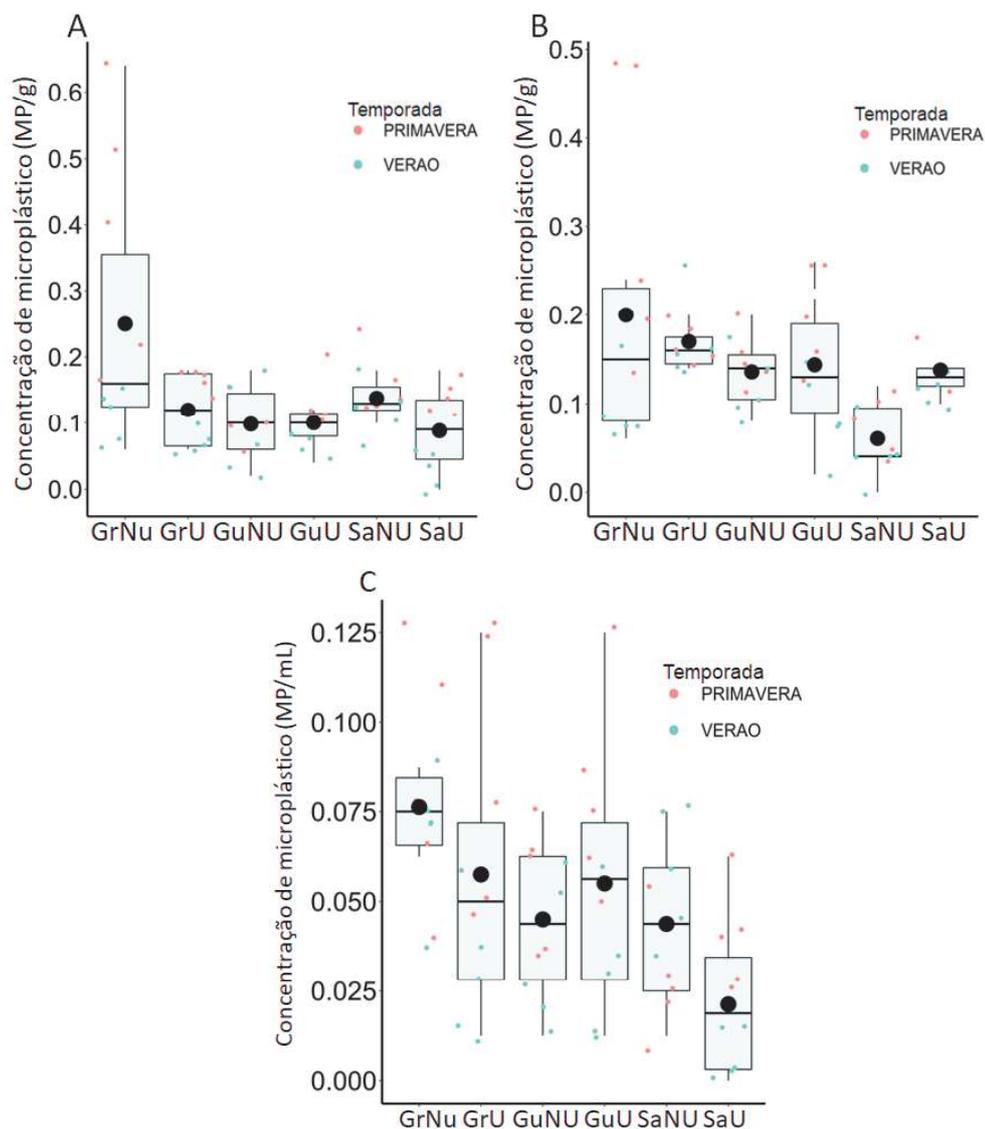
463 **6. RESULTADOS**

464 *6.1. Compartimento abiótico*

465 Considerando os diferentes setores e temporadas turísticas nas três praias
466 estudadas, 1.060 partículas de MPs foram encontradas, sendo 239 partículas na
467 água e 821 no sedimento. Em termos de prevalência, registrou-se a presença de
468 MPs em 98% (n= 59 amostras), 100% (n= 60 amostras) e 95% (n = 57 amostras)
469 das amostras de sedimento do entremarés, do supralitoral e na água superficial,
470 respectivamente. Ao analisar a concentração de MPs no sedimento do entremarés e
471 do supralitoral, observou-se que a concentração variou de 0 a 0,64 MPs/g de peso
472 úmido ($0,13 \pm 0,11$) e de 0 a 0,48 MPs/g peso úmido ($0,14 \pm 0,09$), respectivamente
473 (Figs. 2A e 2B). Na água, a concentração de MPs variou de 0 a 0,13 MPs/mL ($0,05 \pm$
474 $0,03$ MPs/mL) (Fig. 2C).

475 O setor NU da praia de Grussaí apresentou a maior concentração média de
476 MPs no sedimento do entremarés ($0,25 \pm 0,19$ MPs/g), no sedimento do supralitoral
477 ($0,16 \pm 0,12$ MPs/g) e na água ($0,08 \pm 0,03$ MPs/mL), comparado aos valores
478 observados em todos os setores das praias de Guaxindiba e Santa Clara (Fig. 2).
479 Essa diferença teve suporte estatístico com 95% de confiança de acordo com a
480 ANOVA (Tab. 1). O fator “temporada” também foi significativo, com maiores
481 concentrações na baixa temporada turística (Tab.1) (Fig. 2).

482



483

484

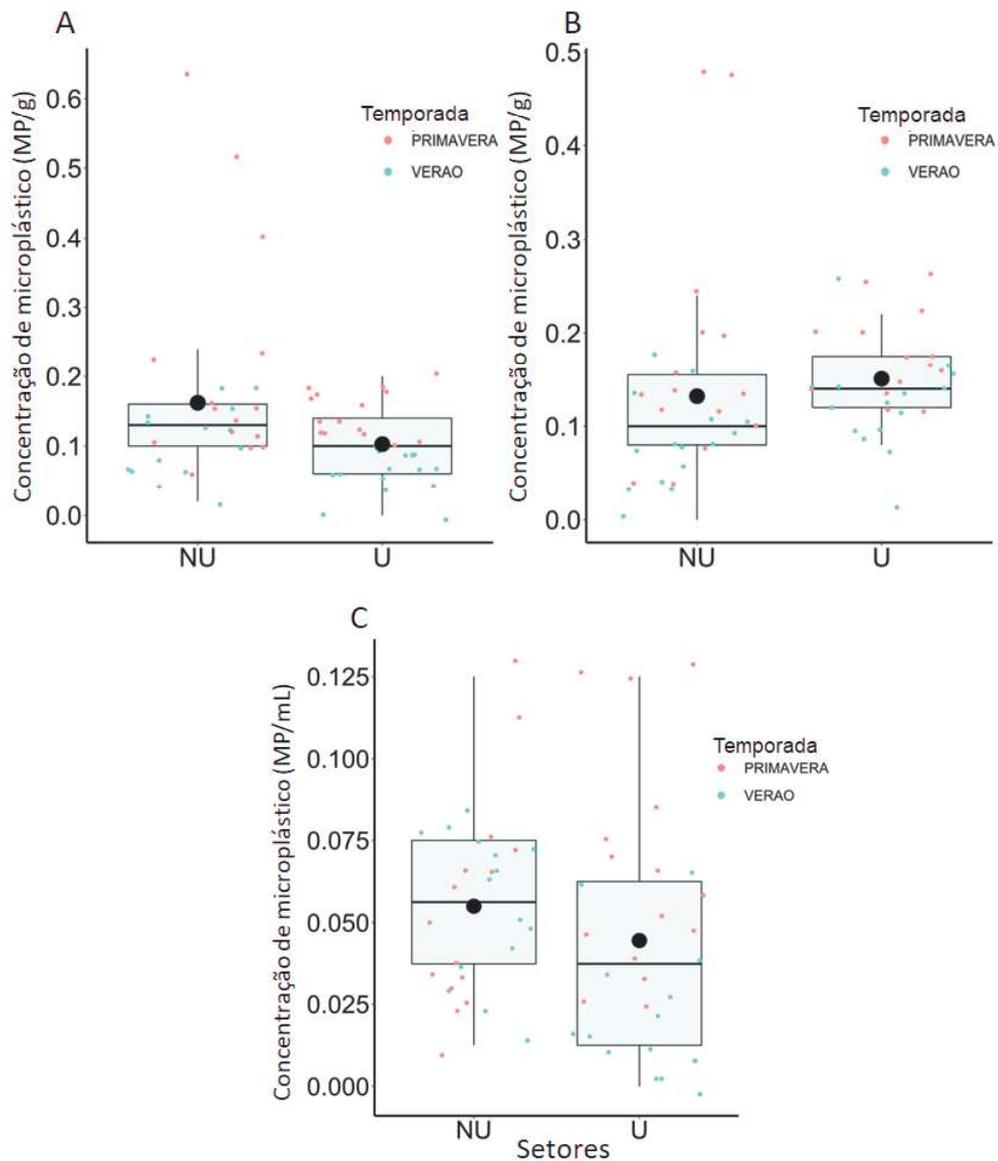
485 **Figura 2.** Concentração de MPs no sedimento entremarés, supralitoral (A e B) e
 486 água (C) coletada em seis setores de praias no sudeste do Brasil. Grnu = Grussaí
 487 não urbanizado; Gru = Grussaí urbanizado; Gunu = Guaxindiba não urbanizado;
 488 Guu = Guaxindiba urbanizado; Sanu = Santa Clara não urbanizado; Sau = Santa
 489 Clara urbanizado. Os pequenos pontos em azul e vermelho dentro e ao redor das
 490 caixas representam cada amostra coletada; a linha no interior das caixas é a
 491 mediana; o ponto maior no interior das caixas é a média; as caixas são os intervalos
 492 interquartis; e as barras acima e abaixo das caixas são os intervalos superior e
 493 inferior não-outliers.

494

495 Quando os valores de concentração de MPs foram agrupados por nível de
 496 urbanização (NU e U), não foi observada diferença significativa entre setores em
 497 nenhum dos compartimentos abióticos (Figs. 3A, 3B e 3C e Tab. 1). Apenas o fator

498 “temporada” foi significativo de acordo com a ANOVA, assim como no modelo
499 comparando todas as praias.

500



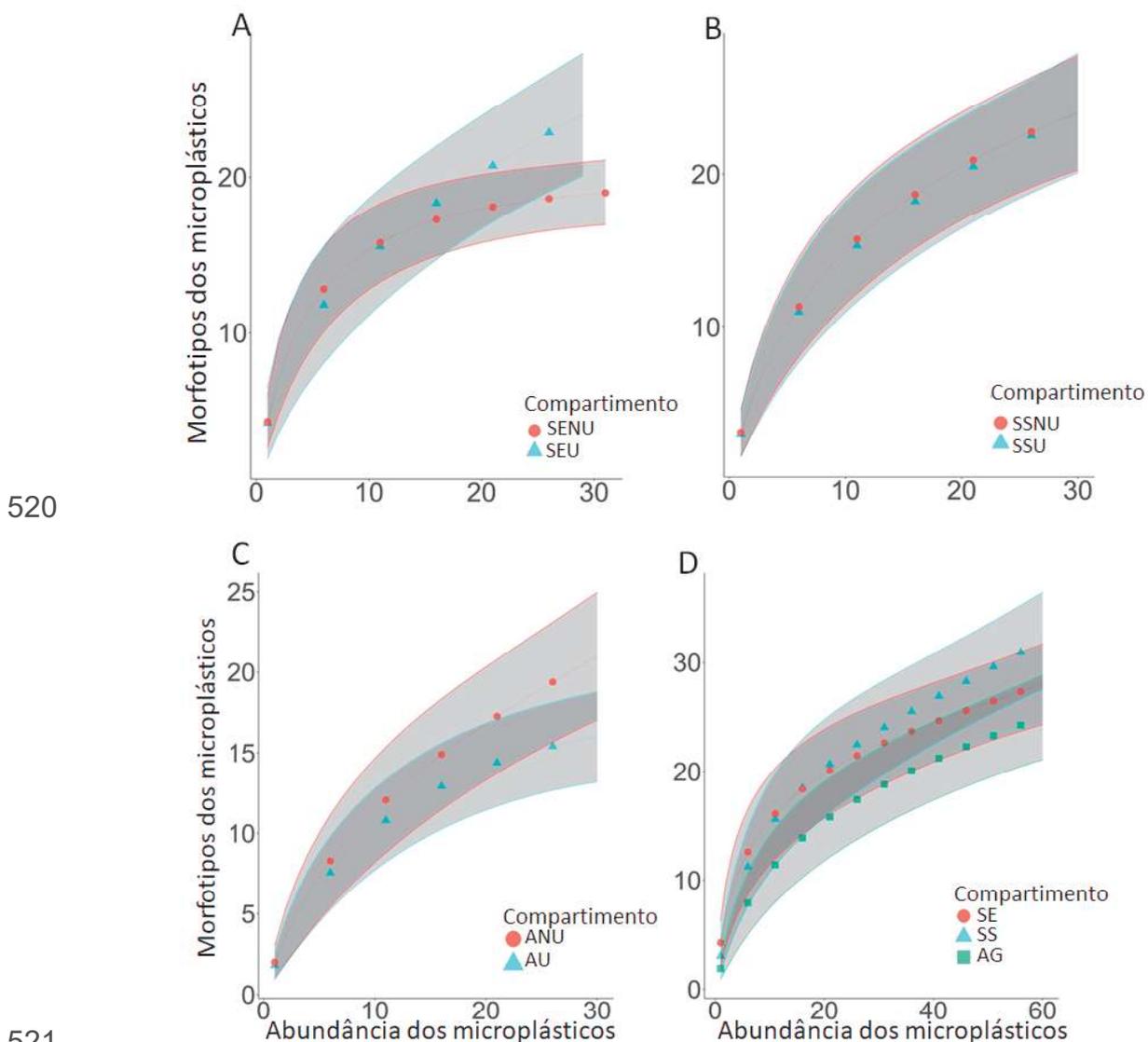
501

502 **Figura 3.** Concentração de MPs no sedimento do entremarés, supralitoral (A e B) e
503 água (C) coletada em seis setores e duas temporadas (baixa e alta) no sudeste do
504 Brasil. NU = Não urbanizado e U = Urbanizado.

505

506 No sedimento do entremarés, os principais morfotipos foram fragmentos
507 pretos (35%, n = 139), filamentos pretos (16%, n = 66) e fragmentos brancos (5%, n
508 = 63). Os morfotipos predominantes de MPs no sedimento do supralitoral foram
509 fragmentos pretos (25%, n = 109), fragmentos brancos (21%, n = 88) e filamentos
510 pretos (20%, n = 86). Na água, os principais morfotipos foram fragmentos pretos
511 (48%, n = 115), filamentos pretos (19%, n = 46) e filamentos vermelhos (5%, n = 11).

512 Não foram observadas diferenças significativas na riqueza de MPs entre o setor NU
 513 e U e entre os compartimentos abióticos, já que houve sobreposição das curvas de
 514 acumulação de MPs (Figs. 4A e 4C). Das 114 partículas selecionadas
 515 aleatoriamente e dentre as 1060 encontradas nos compartimentos abióticos de
 516 todas as praias, 100% delas eram compostas por partículas sintéticas,
 517 especialmente polietileno de alta densidade (PEAD) (14%), policloreto de vinila
 518 (PVC) (12%) e polietileno (PE) (11%).
 519



522 **Figura 4.** Curva de acumulação de morfotipos dos MPs encontrados no sedimento
 523 do entremarés e do supralitoral (A e B), na água (C) e em ambos os compartimentos
 524 (sedimento e água) (D) coletados em seis setores de praias no sudeste do Brasil.
 525 SENU= sedimento do entremarés não urbanizado; SEU= sedimento do entremarés
 526 urbanizado; SSNU= sedimento do supralitoral não urbanizado; SSU= sedimento do

527 supralitoral urbanizado; ANU = água não urbanizado; AU= água urbanizado; SE=
 528 sedimento do entremarés; SS = sedimento supralitoral; AG = água. O sombreado
 529 representa o intervalo de confiança de 95%, que em caso de sobreposição, indica
 530 riqueza similar de morfotipos de MPs entre esses compartimentos abióticos.

531

532 **Tabela 1.** Anova comparando a influência dos setores e temporadas sobre a
 533 presença dos morfotipos de MPs encontrados no sedimento do entremarés,
 534 sedimento do supralitoral e água em seis setores de três praias (fator aleatório) no
 535 sudeste do Brasil. Construiu-se três modelos: A= sedimento supralitoral; B=
 536 sedimento entremarés; C= água.

537

Modelo A	Df	Valor - F	Valor - P
Urbanização	1	362545,00	0,0621
Temporada	1	1764805,00	0,0001
Modelo B	Df	Valor - F	Valor - P
Urbanização	1	283272,00	0,1677
Temporada	1	3267976,00	<.0001
Modelo C	Df	Valor - F	Valor - P
Urbanização	1	0,61	0,4753
Temporada	1	1076386.00	0,0018

538

539

540

541

542

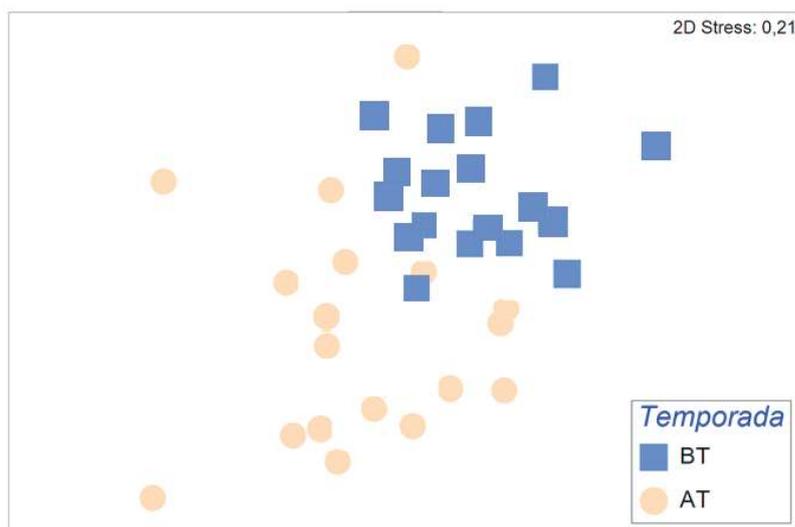
543

544

545 O nMDS evidenciou a formação de dois grupos com dissimilaridades $\geq 69\%$
 546 na associação de morfotipos de MPs encontrados nos compartimentos abióticos na
 547 baixa (BT) e alta temporada (AT) (Fig. 5). A PERMANOVA indicou que essa
 548 dissimilaridade na composição dos MPs entre as temporadas evidenciada no nMDS
 549 foi significativa (Tab. 2).

550

551



552

553 **Figura 5.** nMDS mostrando a dissimilaridade estimada a partir da abundância dos
 554 morfotipos de MPs encontrados na baixa (BT) e alta temporadas (AT) em seis
 555 setores de praias no sudeste do Brasil.

556

557 **Tabela 2.** PERMANOVA comparando a dissimilaridade dos morfotipos de MPs
 558 encontrados na água, sedimento do entremarés e supralitoral nos diferentes
 559 compartimentos, setores e temporadas em praias no sudeste do Brasil.

Modelo	df	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Unique perms
Compartimento (Co)	2	5754,4	2877,2	1,992	0,007	998
Setor (Se)	1	1558,3	1558,3	1,0788	0,387	998
Temporada (Te)	1	10956	10956	7,5851	0,001	999
Co x Se	2	3781,2	1890,6	1,3089	0,171	996
Co x Te	2	5098,2	2549,1	1,7648	0,028	999
Se x Te	1	1855,1	1855,1	1,2843	0,248	999
Co x Se x Te	2	3007,5	1503,7	1,0411	0,457	997
Res	24	34666	1444,4			
Total	35	66676				

560

561 O fragmento flexível preto foi o morfotipo com a maior contribuição percentual
 562 (12,97%) para dissimilaridade entre as temporadas de acordo com o SIMPER. Além
 563 do fragmento flexível preto, o fragmento rígido preto, fragmento rígido branco, fibra
 564 preta, fragmento preto, fragmento branco flexível e fibra vermelha foram os
 565 morfotipos com maior contribuição. Todos os morfotipos citados anteriormente foram
 566 mais abundantes na baixa temporada, com exceção da fibra preta e fragmento preto
 567 (Tab. 3).

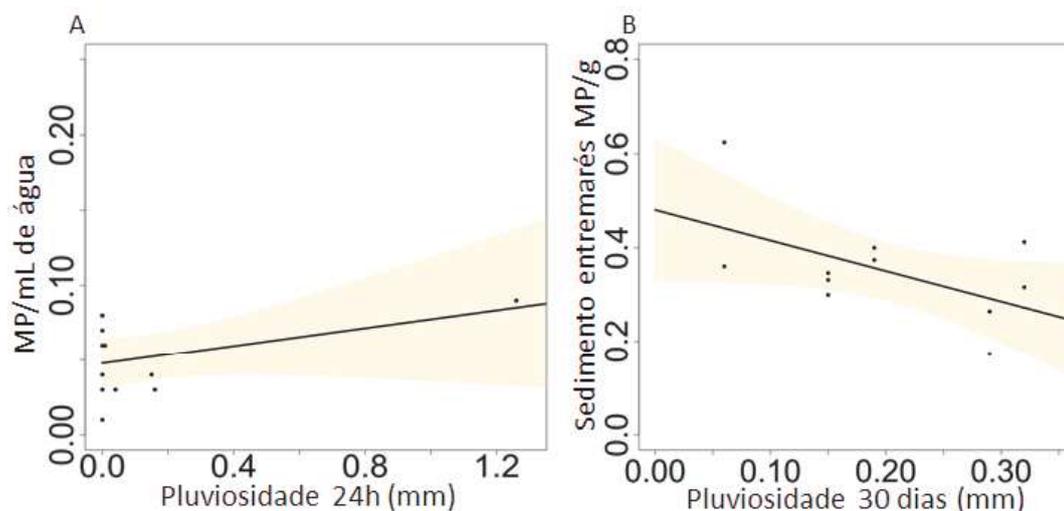
568 **Tabela 3.** SIMPER demonstrando a abundância média e contribuição percentual de
 569 cada morfotipo de microplástico para a dissimilaridade entre as temporadas
 570 turísticas. BT = Baixa temporada; AT = Alta temporada.

Morfotipos	BT	AT	Média.Dis s	Diss/DP	Contri%	Cum.%
	Média.Abu n	Média.Abu n				
Fragmento F preto	2,88	0,52	9,03	1,85	12,97	12,97
Fragmento R preto	1,66	0,87	5,39	1,2	7,75	20,72
Fragmento R branco	1,39	0,86	5,11	1,12	7,34	28,06
Fibra preta	2,02	2,21	5,05	1,18	7,25	35,31
Fragmento preto	0,00	1,17	4,61	0,77	6,63	41,94
Fragmento F branco	1,10	0,28	4,12	0,90	5,92	47,86
Fibra vermelha	1,07	0,39	3,55	1,07	5,1	52,96
Fragmento F transparente	0,91	0,11	3,25	1,14	4,68	57,64
Fibra azul	0,88	0,83	3,19	1,20	4,58	62,22
Fragmento F azul	0,68	0,06	2,68	0,82	3,85	66,06
Fragmento R azul	0,45	0,42	2,64	0,81	3,79	69,85
Fibra transparente	0,65	0,5	2,62	1,05	3,76	73,61
Fragmento R vermelho	0,49	0,25	2,17	0,80	3,11	76,72
Fragmento R transparente	0,46	0,29	1,97	0,83	2,84	79,56
Fragmento F cinza	0,38	0,11	1,54	0,71	2,21	81,77
Fragmento R verde	0,08	0,4	1,50	0,63	2,16	83,93
Pellet	0,37	0,00	1,18	0,47	1,7	85,62
Fragmento R laranja	0,00	0,29	1,07	0,49	1,54	87,16
Fragmento R rosa	0,06	0,22	0,84	0,57	1,21	88,37
Fibra verde	0,06	0,17	0,77	0,41	1,11	89,49
Isopor	0,24	0,00	0,73	0,39	1,06	90,54

571

572 A concentração de MPs nos compartimentos abióticos apresentou uma
 573 relação linear significativa com a taxa pluviométrica 24h e 30 dias anteriores à coleta
 574 (Figs. 6A e 6B, Tab. 4). Quanto maior a pluviosidade média 24h antes da
 575 amostragem, maior a concentração de MPs por mL de água (Fig. 6A); essa relação,
 576 entretanto, sofre forte influência de uma única observação destoante (Fig. 6A). Por
 577 outro lado, quanto menor a pluviosidade média acumulada em 30 dias antes da
 578 amostragem, maior a concentração de MPs no sedimento do entremarés (Fig. 6B).

579



580

581 **Figura 6.** Relação entre a concentração de MPs na água (A) e no sedimento do
 582 entremarés (B) com a taxa pluviométrica 24h antes da coleta de água, e 30 dias
 583 antes de cada campanha de amostragem nas praias do sudeste do Brasil. O
 584 sombreado representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de
 585 confiança.

586

587 **Tabela 4.** Regressões múltiplas mostrando o efeito das variáveis que foram testadas
 588 como preditoras da concentração de MPs na água e no sedimento do entremarés.
 589 Nenhuma variável teve efeito significativo na concentração de MPs no sedimento do
 590 supralitoral.

	Estimativa	Erro padrão	Valor t	P
ÁGUA				
Intercept	0,011	0,037	0,299	0,773
Chuva 30 dias	-0,123	0,063	-1,943	0,093
Chuva 24h	0,041	0,016	2,494	0,041
Distância Rio Paraíba do Sul	0,004	0,002	1,751	0,123
Distância Rio Itabapoana	0,00	0,00	1,142	0,291
SEDIMENTO ENTREMARÉS				
Intercept	0,509	0,110	4,599	0,001
Chuva 30 dias	-0,793	0,249	-3,182	0,012
Índice do Rio	-0,038	0,018	-2,121	0,066
Distância Rio Itabapoana	0,002	0,002	1,406	0,197

591

592

593

594

595

596 6.2. *Compartimento biótico*

597 Dos 748 peixes analisados, 27% (n = 203) apresentaram MPs no trato
598 digestivo, com abundância de até 27 itens em um indivíduo ($1,38 \pm 0,75$ MPs/g peso
599 úmido). A concentração máxima de MPs em um único indivíduo foi 10 MPs/g peso
600 úmido (n = 1 MPs em um indivíduo de 0,1 g peso úmido). O número percentual de
601 peixes com MPs no trato digestivo foi maior na praia de Guaxindiba U (32%, n = 65),
602 seguido de Guaxindiba NU (23%, n = 47), Santa Clara U (16%, n = 33), Grussaí U
603 (14%, n = 28), Grussaí NU (8%, n = 16) e Santa Clara NU (7%, n = 14).

604 Maiores concentrações de MPs foram verificadas em *Bagre marinus* ($1,67 \pm$
605 $0,53$ MPs/g), *Netuma barba* ($1,31 \pm 1,23$ MPs/g) e *Anchoviella lepidentostole* ($0,34 \pm$
606 $0,75$ MPs/g) (Tab. 5). A maior frequência de ingestão por MPs ocorreu em *Arius*
607 *grandicassis* (35,2%), *Conodon nobilis* (8,1%) e *Trachinotus goodei* (7,3%) (Tab. 5).
608 A maior riqueza de morfotipos de MPs ocorreu em *Arius grandicassis* (15
609 morfotipos), *Trachinotus goodei* (8 morfotipos) e *Conodon nobilis* (6 morfotipos)
610 (Tab. 5). Os principais morfotipos encontrados foram filamentos pretos (42%, n =
611 143), filamentos transparentes (14%, n = 49), filamentos azuis (9%, n = 32) e
612 filamentos vermelhos (8%, n = 29). Dentre as famílias e espécies de peixes
613 amostradas, 14 nunca foram relatadas na literatura por ingerirem partículas de MPs
614 (Tab. 5).

615 Dos 697 macroinvertebrados analisados, 57% (n = 399) apresentavam MPs,
616 com abundância de até 12 itens em um único indivíduo ($0,79 \pm 49$ MPs/g peso
617 úmido). A concentração de MPs alcançou 400 MPs/g peso úmido (n= 4 MPs em um
618 indivíduo de 0.01 g peso úmido) (Tab. 5). O número percentual de
619 macroinvertebrados com MPs no trato digestivo foi maior na praia de Guaxindiba NU
620 (22%, n = 88), seguido de Guaxindiba U (18%, n = 71), Grussaí NU (17%, n = 68),
621 Grussaí U (16%, n = 64), Santa Clara NU (16%, n = 63) e Santa Clara U (11%, n =
622 45).

623 Maiores concentrações de MPs foram verificadas nas espécies *Excirrolana*
624 *braziliensis* ($72,0 \pm 50,8$ MPs/g), *Atlantorchestoidea brasiliensis* ($28,1 \pm 49,6$ MPs/g)
625 e *Phaleria testacea* ($21,3 \pm 48,9$ MPs/g). A maior frequência de ingestão por MPs
626 ocorreu em *Atlantorchestoidea brasiliensis* (16,3%), *Excirrolana braziliensis* (14,2%) e
627 *Callinectes sapidus* (12,9%). A maior riqueza de MPs ocorreu em *Callinectes*
628 *sapidus* (16 morfotipos), *Ocypode quadrata* (11 morfotipos) e *Emerita brasiliensis* (10

629 morfotipos), sendo os principais morfotipos: fragmentos pretos (48%, n = 311),
630 filamentos pretos (39%, n = 133) e filamentos azuis (7%, n = 7).

631 Das 13 espécies de macroinvertebrados amostradas, apenas três já foram
632 relatadas na literatura por ingerirem partículas de MPs: *Callinectes sapidus*,
633 *Excirrolana braziliensis* e *Ocypode quadrata*. Das 47 partículas selecionadas
634 aleatoriamente e dentre as 1.498 encontradas nos compartimentos bióticos de todas
635 as praias, 98% delas eram compostas por partículas sintéticas, especialmente
636 poliéster (PES) (15%), policloreto de vinila (PVC) (11%) e poliacetileno (PE) (9%).

637

638

639

640

641

642

643

644

645

646

647

648

649

650

651

652

653

654

655

656

657

658

659

660

661

662 **Tabela 5.** Lista de espécies de peixes e macroinvertebrados amostrados em seis
 663 praias no sudeste do Brasil e ocorrência (X) de MPs em seu trato digestivo.

Grupo	Família	Espécies	MP	Frequência (%)	Concentração (MPs/g)	Riqueza	Setores de praia	Registros de ingestão de MPs		
Peixes	Engraulidae	<i>Anchovia clupeioides</i>	X	0,58	0,02	2	GuNU	Vendel et al. (2017)		
		<i>Anchoviella lepidentostole</i>	X	6,40	0,34	5	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Present study		
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	X	0,29	0,01	1	GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Vendel et al. (2017)		
	Ariidae	<i>Arius grandicassis</i>	X	35,17	0,07	15	GrU, GuNU, SaNU, SaU	GuU, Present study	Dantas et al. (2020); Pegado et al. (2018)	
		<i>Bagre marinus</i>	X	0,29	1,67	1	GuNU		Dantas et al. (2020); Gonçalves et al. (2023); Possatto et al. (2011)	
		<i>Cathorops spixii</i>	X	0,58	0,01	2	GuU		Dantas et al. (2019)	
		<i>Genidens genidens</i>	X	0,87	0,02	1	GuNU, GuU, SaNU, SaU		Present study	
		<i>Netuma barba</i>	X	2,62	1,31	2	GuNU, GuU			
		Atherinidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	X	5,52	0,05	5	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU		Vendel et al., 2017
	<i>Harengula clupeola</i>				0,00	0	GrNU, GrU, GuU		-	
	Carangidae	<i>Caranx latus</i>	X	2,32	0,21	5	GrNU, GuNU, SaNU, SaU	GuU,	Garcés-Ordóñez et al. (2020)	
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	X	0,29	0,03	1	GuNU		Dantas et al., 2020; Gonçalves et al. (2023)	
		<i>Selene vomer</i>	X	0,29	0,03	1	GuNU, GuU		Pegado et al. (2018)	
		<i>Trachinotus carolinus</i>	X	3,20	0,23	6	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU		Present study	
		<i>Trachinotus falcatus</i>	X	0,29	0,08	1	GuU		Present study	
		<i>Trachinotus goodei</i>	X	7,27	0,03	8	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU		Present study	
		Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	X	8,14	0,06	6	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU		Dantas et al. (2020); Gonçalves et al. (2023); Sánchez-Hernández et al. (2021)
			<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	X	0,87	0,05	2	GuNU		Present study
	Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	X	1,45	0,08	4	GuNU, GuU		Present study	
		<i>Menticirrhus americanus</i>	X	2,62	0,29	5	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU		Peters et al. (2017)	
<i>Stellifer brasiliensis</i>		X	0,58	0,10	1	GuNU		Amorim et al. (2020); Gonçalves et al. (2023)		
<i>Stellifer rastrifer</i>		X	1,45	0,05	4	GuNU, GuU		Present study		
<i>Stellifer stellifer</i>				0,00	0	GuU		-		

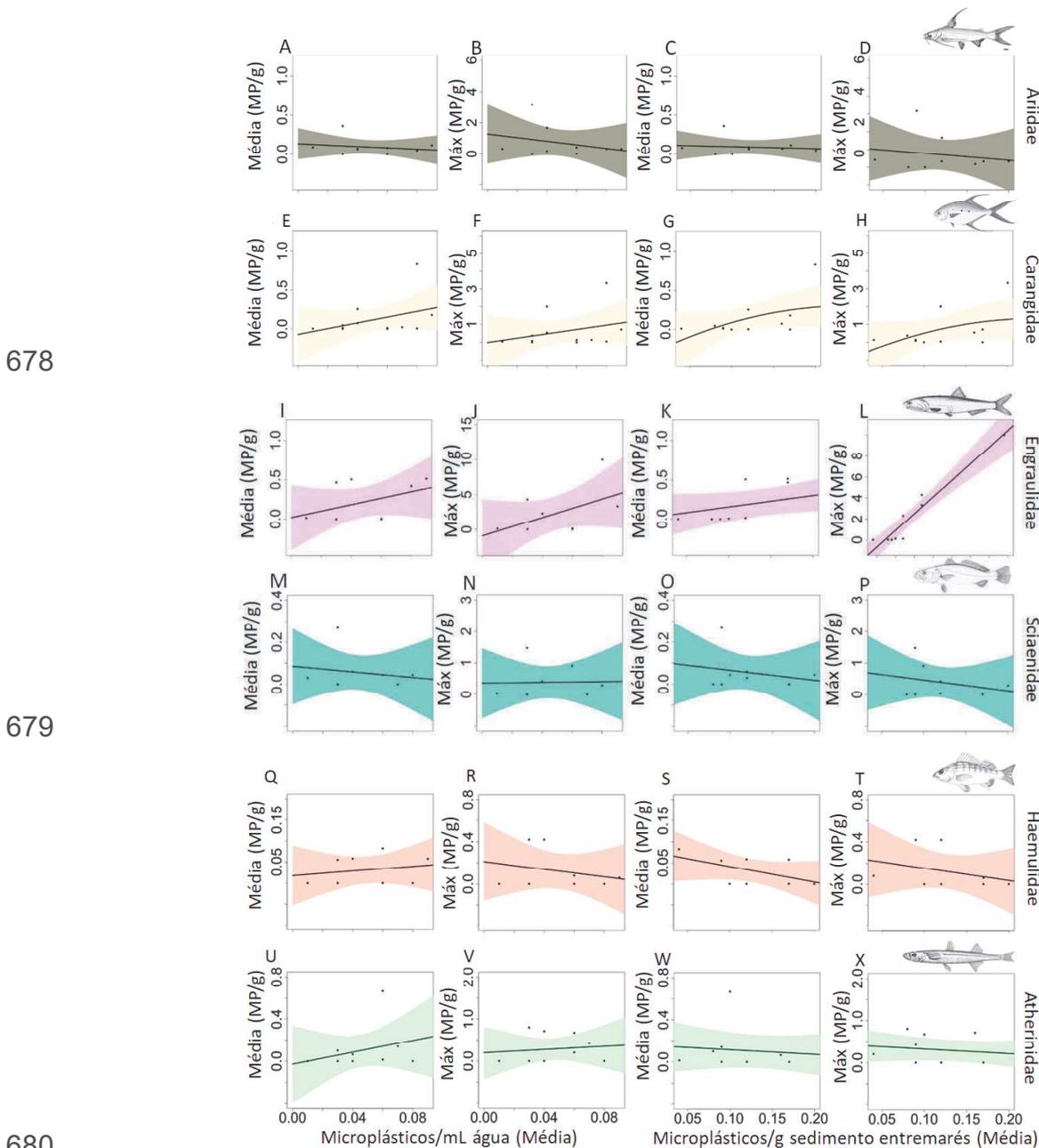
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>		0,00	0	0	GuNU	Rojas et al., (2023)	
	Polynemidae	<i>Polydactilus oligodon</i>	X	0,29	0,06	1	GuU	Pegado et al. (2018)	
		<i>Polydactilus virginicus</i>		0,00	0	0	GuU	Gonçalves et al. (2023)	
	Syngnathidae	<i>Syngnathus folletti</i>		0,00	0	0	GuNU	-	
	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>		0,00	0	0	GuNU	Gonçalves et al. (2023); Hasan et al. (2022); Pegado et al. (2018)	
Macroinvertebrados		<i>Arenaeus cribrarius</i>	X	0,77	0,29	2	GuNU	Present study	
		<i>Callinectes bocourti</i>	X	1,54	0,21	6	GuNU	Present study	
		Portunidae						Aliko et al., 2022; Capparelli et al., 2022; Hernández-López and Romero, 2022; Munuera et al., 2021; Renzi et al., 2020; Waddell et al., 2020	
			<i>Callinectes sapidus</i>	X	12,96	0,25	16	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Present study
		Talitridae	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	X	16,36	28,1	8	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Present study
		Callianassidae	<i>Callichirus corruptus</i>	X	8,18	0,13	10	GuNU, GuU, SaNU, SaU	Present study
		Donacidae	<i>Donax hanleyanus</i>	X	2,62	0,25	3	GrNU	Present study
		Hippidae	<i>Emerita brasiliensis</i>	X	13,12	1,26	10	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Present study
		Cirolanidae	<i>Excrolana brasiliensis</i>	X	14,20	72,0	7	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Vermeiren et al. (2021)
		Albuneidae	<i>Lepipoda richmondi</i>	X	0,62	4,44	1	SaNU	Present study
	Ocypodidae	<i>Ocypode quadrata</i>	X	7,87	0,15	11	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Costa et al., 2019a	
	Olividae	<i>Olivancillaria vesica</i>	X	2,31	0,80	4	GrNU, GrU	Present study	
	Tenebrionidae	<i>Phaleria testacea</i>	X	10,34	21,3	7	GrNU, GrU, GuNU, GuU, SaNU, SaU	Present study	
	Peneidae	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	X	9,10	1,07	10	GrU, GuNU, GuU	Present study	

664

665 6.3. Relação entre compartimentos bióticos e abióticos: Espécies monitoras

666 Dentre os peixes, a família Engraulidae apresentou abundância máxima de
667 MPs em seu trato digestivo positivamente relacionada a concentração deste
668 poluente na água ($R^2 = 0,92$ e $p = <0,0000$) (Fig. 7J e Tab. 6). Embora Carangidae
669 tenha apresentado padrão similar, a quantidade de MPs no trato digestivo não teve
670 relação significativa com a concentração desse poluente no sedimento e na água,
671 assim como as demais famílias (Fig.7E, 7F, 7G e 7H).

672 Dentre os macroinvertebrados, a espécie *Callinectes sapidus* ($R^2 = 0,40$ e $p =$
 673 $0,04$) e *Excirolana brasiliensis* ($R^2 = 0,23$ e $p = 0,11$) tiveram abundância máxima de
 674 MPs em seu trato digestivo positivamente relacionada à concentração deste
 675 poluente na água (Fig. 8B e 8J e Tab. 7). A primeira espécie também refletiu, pela
 676 quantidade média de MPs no seu trato digestivo, a poluição do sedimento
 677 entremarés.



681 **Figura 7.** Relação bivariada entre a abundância média e a máxima de microplásticos
 682 no trato digestivo dos peixes da zona de surf e a abundância média de
 683 microplásticos em água e sedimento. O sombreado representa o intervalo de
 684 confiança do modelo a um nível de 95% de confiança. A, B, C e D = Ariidae; E, F, G

685 e H = Carangidae; I, J, K e L= Engraulidae; M, N, O e P = Sciaenidae; Q, R, S e T =
 686 Haemulidae e U, V, W e X = Atherinidae.

687

688 **Tabela 6.** Regressões bivariadas mostrando os valores da equação da reta, valores
 689 de R² e de P considerando a relação entre a concentração média e máxima de MPs
 690 nos peixes com a média de MPs na água e no sedimento do entremarés (SED EM).

	Estimativa	R²	P
ARIIDAE			
Intercept	0,1330		
Média água (MPs/g)	-0,8364	0,04	0,60
Intercept	1,2723		
Máx água (MPs/g)	-11,432	0,07	0,46
Intercept	0,1220		
Média sed em (MP/g)	-0,2493	0,01	0,76
Intercept	1,188		
Máx sed em (MPs/g)	-3,955	0,03	0,62
CARANGIDAE			
Intercept	-0,071		
Média água (MPs/g)	3,705	0,15	0,20
Intercept	-0,017		
Máx água (MPs/g)	12,217	0,09	0,34
Intercept	0,0532		
Média sed em (MP/g)	0,4657	0,26	0,25
Intercept	0,4124		
Máx sed em (MPs/g)	1,3996	0,23	0,29
ENGRAULIDAE			
Intercept	0,0197		
Média água (MPs/g)	4,0662	0,18	0,24
Intercept	0,9112		
Máx água (MPs/g)	65,908	0,26	0,15
Intercept	0,0082		
Média sed em (MP/g)	1,4471	0,34	0,09
Intercept	-2,2842		
Máx sed em (MPs/g)	31,795	0,93	0,00

SCIAENIDAE

Intercept	0,0846		
Média água (MPs/g)	-0,6575	0,03	0,67
Intercept	0,3653		
Máx água (MPs/g)	0,5925	0,00	0,95
Intercept	0,1129		
Média sed em (MP/g)	-0,4706	0,05	0,59
Intercept	0,8052		
Máx sed em (MPs/g)	-3,4138	0,07	0,52

HAEMULIDAE

Intercept	0,0180		
Média água (MPs/g)	0,2799	0,04	0,60
Intercept	0,2129		
Máx água (MPs/g)	-1,8077	0,07	0,52
Intercept	0,0788		
Média sed em (MP/g)	-0,3708	0,29	0,16
Intercept	0,2712		
Máx sed em (MPs/g)	-1,177	0,10	0,42

ATHERINIDAE

Intercept	0,0275		
Média água (MPs/g)	2,8000	0,08	0,40
Intercept	0,1953		
Máx água (MPs/g)	1,882	0,01	0,73
Intercept	0,156		
Média sed em (MP/g)	-0,4234	0,03	0,58
Intercept	0,4253		
Máx sed em (MPs/g)	-1,068	0,09	0,38

691

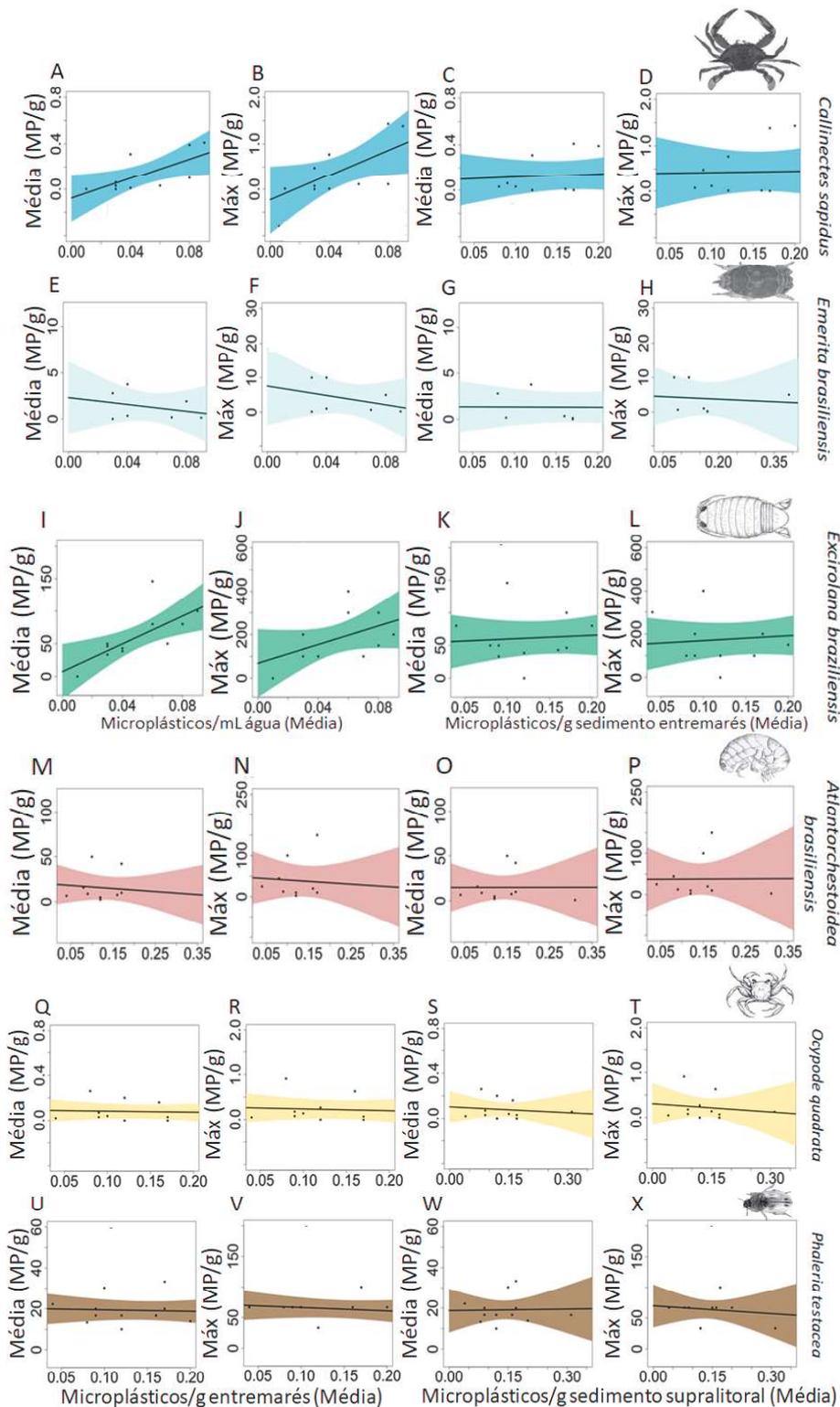
692

693

694

695

696



697

698

699 **Figura 8.** Relação bivariada entre a abundância média e a máxima de microplásticos
700 no trato digestivo dos macroinvertebrados e a abundância média de microplásticos
701 em água, sedimento do entremarés e sedimento do supralitoral. O sombreado
702 representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de confiança. A,
703 B, C e D = *Callinectes sapidus*; E, F, G e H = *Emerita brasiliensis*; I, J, K e L =

704 *Excirrolana braziliensis*; M, N, O e P = *Atlantorchestoidea brasiliensis*; Q, R, S e T =
 705 *Ocypode quadrata*; U, V, W e X = *Phaleria testacea*.

706

707 **Tabela 7.** Regressões bivariadas mostrando os valores da equação da reta, valores
 708 de R² e de P considerando a relação entre a concentração média e máxima de MPs
 709 nos macroinvertebrados com a média de MPs na água, no sedimento do entremarés
 710 (SED EM) e sedimento do supralitoral (SED SUP).

	Estimativa	R ²	P
C. SAPIDUS			
Intercept	-0,0754		
Média água (MPs/g)	4,2742	0,47	0,02
Intercept	-0,2249		
Máx água (MPs/g)	13,508	0,40	0,04
Intercept	0,0858		
Média sed em (MPs/g)	0,3008	0,02	0,65
Intercept	0,3946		
Máx sed em (MPs/g)	0,2651	0,00	0,90
E. BRASILIENSIS			
Intercept	2,305		
Média água (MPs/g)	-18,564	0,09	0,50
Intercept	7,576		
Máx água (MPs/g)	-68,220	0,14	0,40
Intercept	1,3582		
Média sed em (MPs/g)	-0,3623	0,00	0,95
Intercept	4,710		
Máx sed em (MPs/g)	-4,969	0,01	0,80
E. BRAZILIENSIS			
Intercept	7,263		
Média água (MPs/g)	1064,1	0,50	0,00
Intercept	68,54		
Máx água (MPs/g)	2141,1	0,23	0,11
Intercept	53,92		
Média sed em (MPs/g)	57,78	0,01	0,66
Intercept	146,74		
Máx sed em (MPs/g)	224,96	0,03	0,57
A. BRASILIENSIS			
Intercept	14,919		
Média sed em (MPs/g)	0,493	0,00	0,99
Intercept	36,997		
Máx sed em (MPs/g)	5,106	0,00	0,98
Intercept	19,93		

Média sed sup (MPs/g)	-34,28	0,03	0,59
Intercept	47,55		
Máx sed sup (MPs/g)	-68,25	0,01	0,71

O. QUADRATA

Intercept	0,1027		
Média sed em (MPs/g)	-0,1731	0,01	0,68
Intercept	0,3070		
Máx sed em (MPs/g)	-0,6115	0,02	0,65
Intercept	0,0925		
Média sed sup (MPs/g)	-0,0969	0,01	0,76
Intercept	0,2791		
Máx sed sup (MPs/g)	-0,3987	0,01	0,70

P. TESTACEA

Intercept	18,801		
Média sed em (MPs/g)	2,44	0,00	0,93
Intercept	69,85		
Máx sed em (MPs/g)	-42,07	0,01	0,68
Intercept	20,155		
Média sed sup (MPs/g)	-7,002	0,00	0,77
Intercept	71,76		
Máx sed sup (MPs/g)	-54,58	0,04	0,49

711

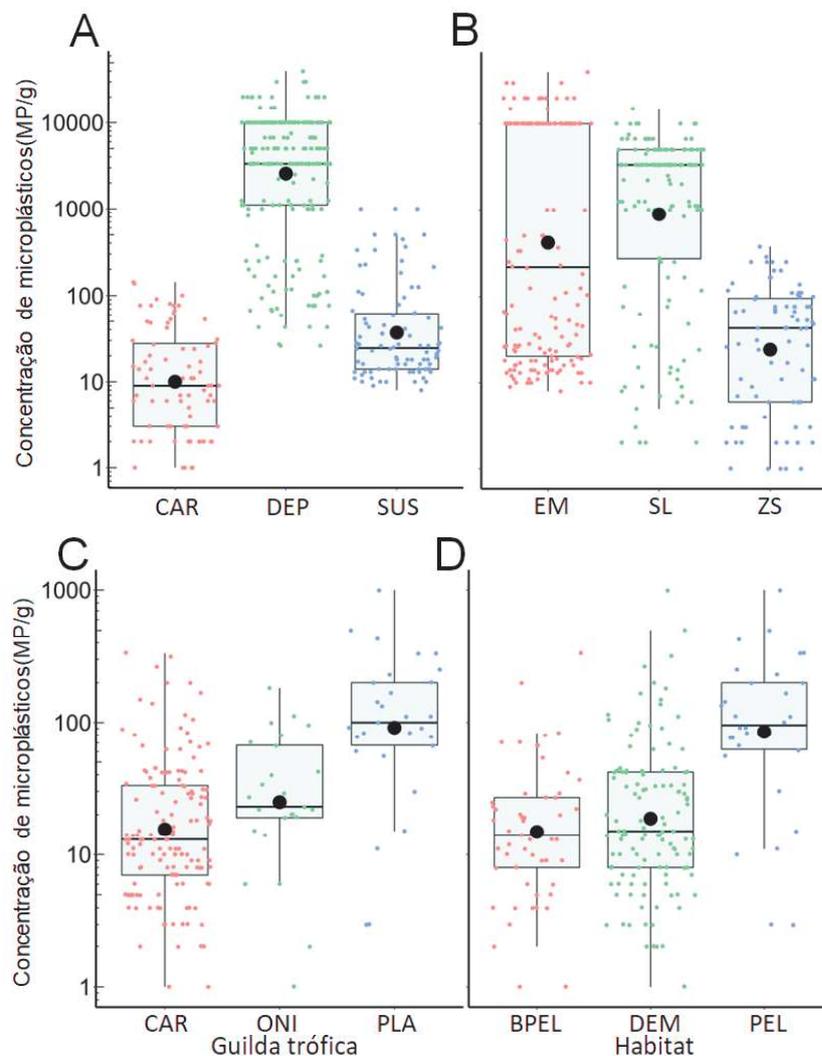
712 6.4. *Efeitos das guildas tróficas, habitat e urbanização*

713 Maiores concentrações de MPs foram verificadas nos macroinvertebrados
714 depositívoros ($z= 40.792$, $p< 0,001$) e suspensívoros ($z= 26,124$, $p< 0,001$)
715 comparados aos carnívoros (Fig. 9A). Maiores concentrações de MPs nos
716 macroinvertebrados depositívoros ocorreram em áreas mais urbanizadas (Fig. 10A),
717 embora sem suporte estatístico ($z= 1,06$; $p= 0,291$) de acordo com o GLM.

718 Maiores concentrações de MPs foram observadas nos macroinvertebrados
719 que habitam o supralitoral ($z= 8,85$, $p< 0,001$), e as menores concentrações
720 naqueles que habitam a zona de surfe ($z= -4,85$, $p< 0,001$) (Fig. 9B). O aumento da
721 urbanização culminou em aumento na concentração de MPs ($z= 27,21$, $p< 0,001$)
722 tanto nos macroinvertebrados do supralitoral, quanto naqueles da zona de surfe (Fig.
723 10B).

724 Maiores concentrações de MPs foram verificadas nos peixes planctívoros ($z=$
725 $3,34$, $p= 0,001$) comparados aos demais (Fig. 9C). O aumento da urbanização
726 resultou em aumento na concentração de MPs ($z= 3,09$, $p= 0,002$), principalmente
727 nos peixes planctívoros (Fig. 10C).

728 Maiores concentrações de MPs foram verificadas nos peixes pelágicos ($z=$
729 2,02, $p= 0,04$) comparados aos demais (Fig. 9D). O aumento da urbanização
730 resultou em maiores concentrações de MPS nos peixes bento-pelágicos, demersais
731 e pelágicos (Fig. 10D), mas sem suporte estatístico de acordo com o GLM ($z= 1,63,$
732 $p= 0,102$).
733



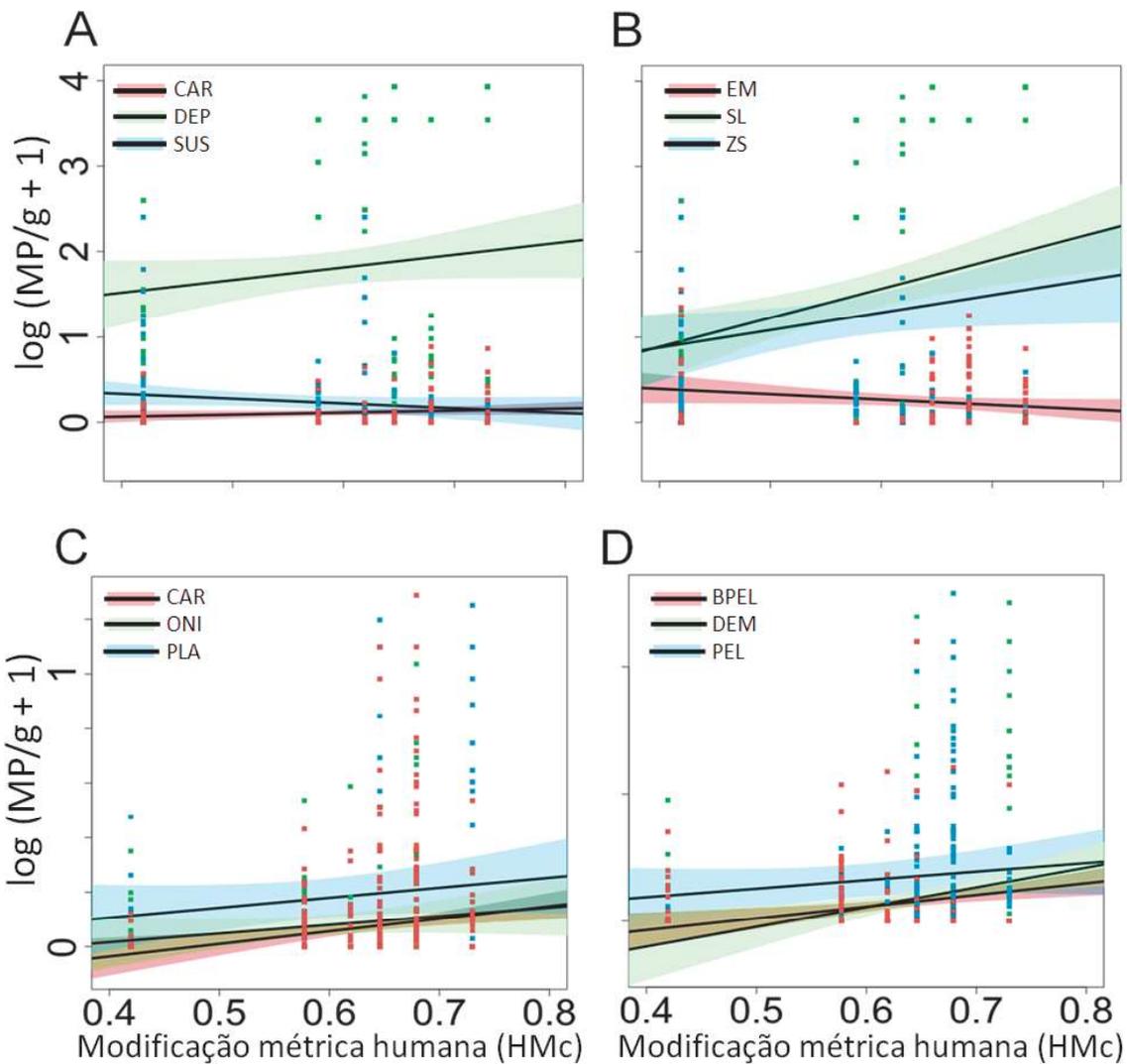
734

735

736 **Figura 9.** Concentração de MPs nos macroinvertebrados (A e B) e nos peixes (C e
737 D) coletados em seis setores de praias no sudeste do Brasil separados em guildas
738 tróficas e habitats. CAR= carnívoro; DEP= depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI=
739 onívoros; PLA= planctívoros; EM= entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe;
740 BPEL= bento-pelágicos; DEM= demersais e PEL= pelágicos. Os pequenos dots
741 coloridos ao redor e dentro das caixas representam cada indivíduo coletado; a linha
742 no interior das caixas é a mediana; o dot maior no interior das caixas é a média; as
743 caixas são os intervalos interquartis; e as barras acima e abaixo das caixas são os
744 intervalos superior e inferior não-outliers. Indivíduos sem MPs não aparecem no

745 gráfico, mas foram incluídos no cálculo das medidas de posição e dispersão
746 supracitadas.

747



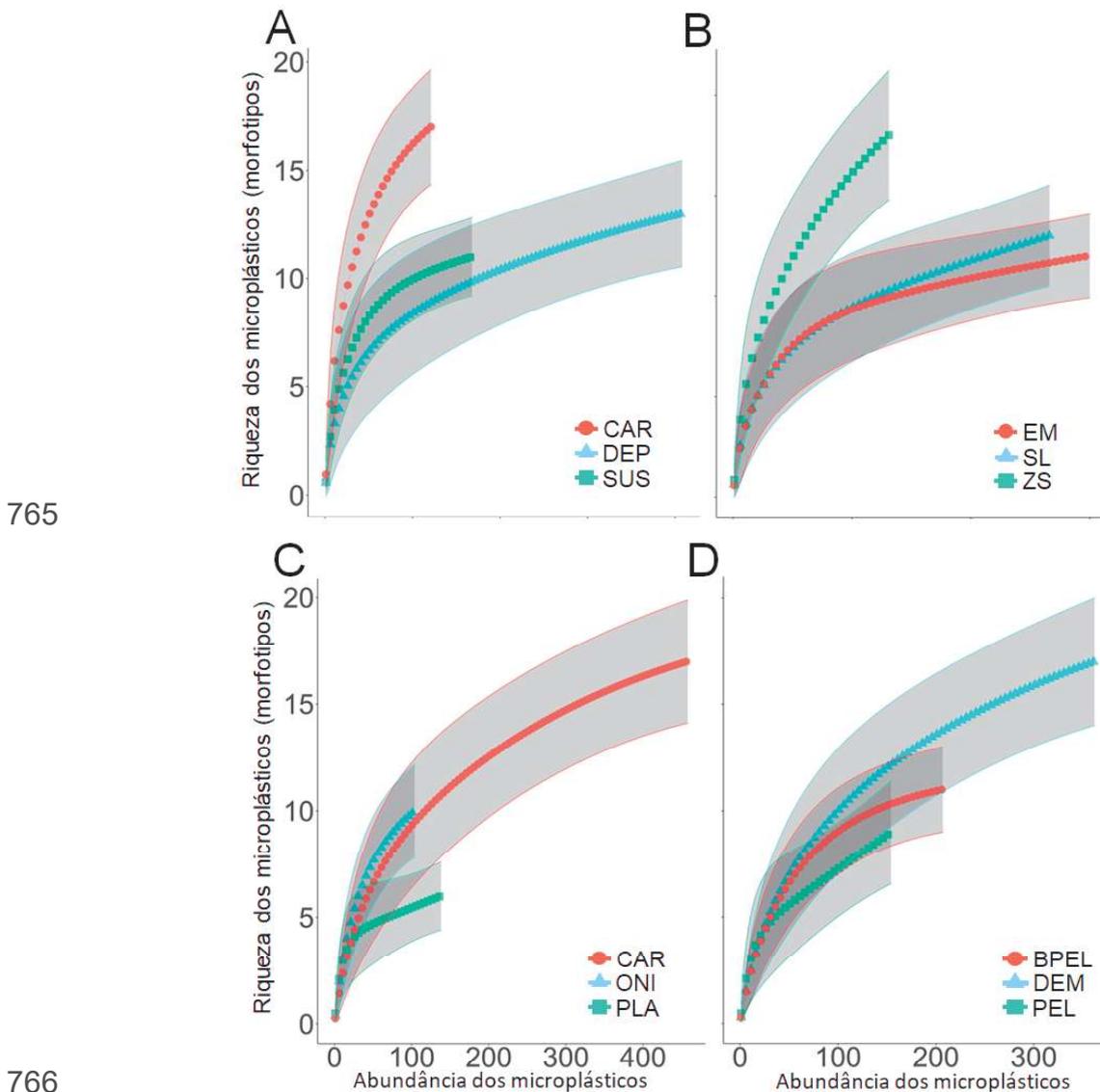
748

749

750 **Figura 10.** Relação entre a concentração de MPs no tecido dos macroinvertebrados
751 (A e B) e peixes (C e D) separados por guildas tróficas (A e C) e zonas (B e D) com
752 o nível de urbanização (Human Modification Metric, por Kennedy et al. 2019) dos
753 setores de praias no sudeste do Brasil. CAR= carnívoro; DEP= depositívoro; SUS=
754 suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM= entremarés; SL= supralitoral;
755 ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM= demersais e PEL= pelágicos. O
756 sombreado representa o intervalo de confiança do modelo a um nível de 95% de
757 confiança. As concentrações foram transformadas em log + 1 para melhor
758 visualização dos padrões.

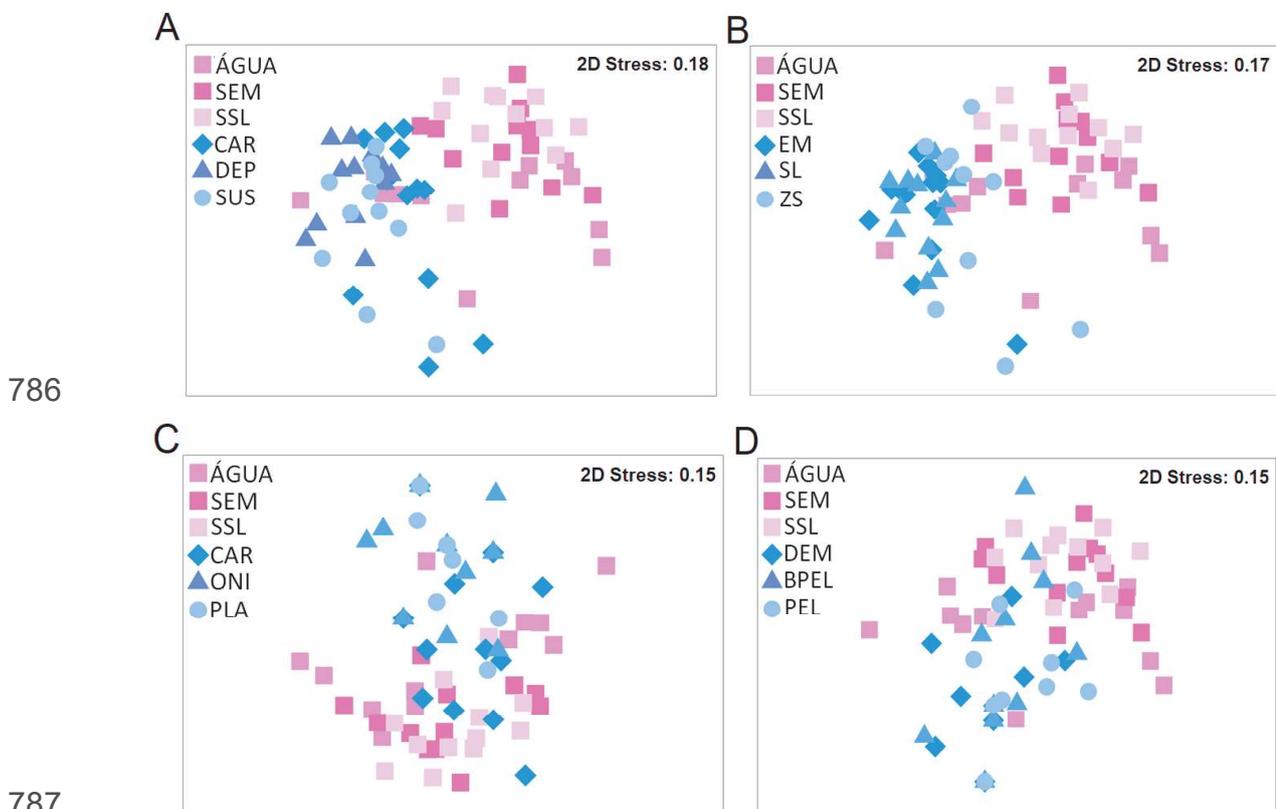
759

760 As curvas de acumulação de morfotipos indica que a riqueza de MPs foi
 761 significativamente maior entre os macroinvertebrados carnívoros e que habitam a
 762 zona de surfe em relação as demais guildas tróficas e habitats (Figs. 11A e 11B).
 763 Dentre os peixes, não foram observadas diferenças significativas na riqueza de MPs
 764 entre as guildas tróficas e habitats (Figs. 11C e 11D).



767 **Figura 11.** Curva de acumulação de morfotipos de MPs encontrados nos
 768 macroinvertebrados (A e B) e peixes (C e D) coletados em seis setores de praias no
 769 sudeste do Brasil, separados em guildas tróficas e habitats. CAR= carnívoro; DEP=
 770 depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM=
 771 entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM=
 772 demersais e PEL= pelágicos. O sombreado representa o intervalo de confiança de
 773 95%, que em caso de sobreposição, indica riqueza similar de morfotipos de MPs
 774 entre esses compartimentos bióticos.

775 O nMDS revelou a formação de dois grupos com dissimilaridades $\geq 77\%$ na
 776 associação de morfotipos de MPs encontrados nos compartimentos abióticos e
 777 bióticos (Fig. 12). Essa dissimilaridade entre compartimentos abióticos e bióticos foi
 778 significativa independentemente das guildas tróficas e habitats dos
 779 macroinvertebrados e peixes (Tab. 8). Fragmento preto foi mais representativo nos
 780 macroinvertebrados do que nos compartimentos abióticos, e caracterizou-se como o
 781 morfotipo com maior contribuição percentual ($\sim 14\%$) para essa dissimilaridade de
 782 acordo com o SIMPER. Fibra preta foi proporcionalmente mais frequente em peixes
 783 ($\sim 42\%$) do que em sedimentos e água ($\sim 20\%$), e fragmento flexível preto ($\sim 17\%$) foi
 784 mais frequente nos compartimentos abióticos do que nos peixes, contribuindo com
 785 24% da dissimilaridade inter-grupos (Figs. 12C e 12D).



788 **Figura 12.** Ordenação nMDS mostrando a dissimilaridade estimada a partir da
 789 abundância dos morfotipos de MPs encontrados na água (ÁGUA), sedimento do
 790 entremarés (SEM), sedimento do supralitoral (SSL), macroinvertebrados (A e B) e
 791 peixes (C e D) em seis setores de praias no sudeste do Brasil. CAR= carnívoro;
 792 DEP= depositívoro; SUS= suspensívoro; ONI= onívoros; PLA= planctívoros; EM=
 793 entremarés; SL= supralitoral; ZS= zona de surfe; BPEL= bento-pelágicos; DEM=
 794 demersais e PEL= pelágicos.

795

796 **Tabela 8.** PERMANOVA comparando a dissimilaridade dos morfotipos de MPs
 797 encontrados na água (ÁGUA), sedimento do entremarés (SEM), sedimento do
 798 supralitoral (SSL), macroinvertebrados e peixes (compartimentos) em seis setores
 799 de praias (fator aleatório) no sudeste do Brasil. Construiu-se quatro modelos: A=
 800 macroinvertebrados agrupados em guildas tróficas; B= macroinvertebrados
 801 agrupados em habitats; C= peixes agrupados em guildas tróficas; D= peixes
 802 agrupados em habitats.
 803

Modelo A	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Compartimento (Cp)	1	32699.00	32699.00	21848.00	0.003*	976
Praia (Pa)	5	9569.50	1913.90	11198.00	0.256	999
Cp x Pa	5	7483.50	1496.70	0.88	0.651	994
Res	60	1.03 x 10 ⁹	1709.10			
Total	71	1.52 x 10 ⁸				
Model B	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Compartimento (Cp)	1	33338.00	33338.00	23658.00	0.004*	978
Praia (Pa)	5	9337.90	1867.60	1054.00	0.388	998
Cp x Pa	5	7045.80	1409.20	0.80	0.803	998
Res	60	1.06 x 10 ⁹	1772.00			
Total	71	1.56 x 10 ⁹				
Model C	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Compartimento (Cp)	1	32339.00	32339.00	23643.00	0.002*	974
Praia (Pa)	5	8672.70	1734.50	0.92	0.601	999
Cp x Pa	5	6839.00	1367.80	0.73	0.843	997
Res	60	1.13 x 10 ⁸	1878.40			
Total	71	1.61 x 10 ⁹				
Model D	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Compartimento (Cp)	1	32485.00	32485.00	21351.00	0.004*	981
Praia (Pa)	5	9483.60	1896.70	10297.00	0.439	999
Cp x Pa	5	7607.60	1521.50	0.83	0.725	997
Res	60	1.11 x 10 ⁹	1842.00			
Total	71	1.60 x 10 ⁸				

804

805 **7. DISCUSSÃO**

806 **7.1. Compartimento abiótico**

807 A hipótese de que a poluição dos compartimentos abióticos por MPs afeta a
 808 probabilidade de ingestão dessas partículas por parte dos organismos ao longo de
 809 suas áreas de distribuição foi confirmada. Os resultados corroboram àqueles
 810 encontrados por Truchet *et al.* (2021), que identificaram a presença de MPs em
 811 águas superficiais, sedimentos e biota, além de afirmarem que as partículas
 812 encontradas na biota refletem aquelas presentes nos sedimentos e na água. No
 813 presente estudo, maiores concentrações foram encontradas em amostras do

814 sedimento entremarés, já diferente de Moreira *et al.* (2016) que verificaram maiores
815 concentrações na linha de maré alta. A zona do entremarés é um dos primeiros
816 locais onde os MPs são depositados antes de serem retidos no sedimento (Latuta,
817 2019; Bayo *et al.*, 2020 & Lefebvre *et al.*, 2021). Praias com estado morfodinâmico
818 dissipativo ou intermediário - como as do presente estudo - tendem a acumular
819 maiores quantidades de MPs comparado à praias refletivas (Marin *et al.*, 2019). De
820 acordo com Escardó-Boomsma *et al.* (1995) e Moreira *et al.* (2016), amostras de
821 sedimentos de superfície retiradas da zona entremarés são mais apropriadas para
822 avaliar a entrada e concentração de MPs nas praias, enquanto amostras do
823 supralitoral são mais indicadas para avaliar seu estoque permanente (ou seja, a
824 quantidade de plásticos acumulados no habitat ao longo do tempo).

825 Entre as praias estudadas, Grussaí não urbanizada (GrNU) apresentou a
826 maior concentração de MPs em todos os compartimentos abióticos, embora seja
827 uma praia de difícil acesso, sem atividade pesqueira e que não recebe turistas.
828 Porém, uma vez que os MPs estão no ambiente marinho, eles podem se deslocar
829 para diferentes locais, sendo afetados pela ação direta das ondas, ventos e
830 correntes. Quando comparada as outras praias, o setor U da praia de Grussaí (GrU)
831 também apresentou uma alta concentração de MPs no sedimento do entremarés, do
832 supralitoral e na água. Em um estudo anterior realizado por Suciu *et al.* (2017) nesta
833 mesma praia, evidenciou-se uma elevada abundância de resíduos sólidos, com
834 valores mais elevados aos encontrados em outras praias ao redor do mundo. Os
835 autores atribuíram tal resultado pelo plástico ser amplamente utilizado, leve e
836 facilmente transportado pelo vento e pela água. A predominância do plástico em
837 todas as amostras coletadas, reforça sua presença como uma fonte comum de
838 poluição nas praias do norte fluminense. A Praia de Grussaí é conhecida por receber
839 aproximadamente 150.000 visitantes no verão e por um descarte inadequado de
840 plásticos em grande quantidade (Machado *et al.*, 2016 & Suciu *et al.*, 2017). Apesar
841 da realização diária da limpeza das praias, as máquinas utilizadas para a coleta de
842 lixo mostram-se ineficientes na remoção de MPs. Isso ocorre devido à dificuldade em
843 coletar fragmentos de pequeno tamanho (<5 cm), em comparação a fragmentos
844 maiores, como destacado por Andrades *et al.* (2020).

845 A concentração de MPs no sedimento do entremarés, supralitoral e na água
846 diferiu significativamente entre a baixa e alta temporada, sendo a baixa temporada
847 responsável por apresentar a maior concentração de MPs que a alta (sedimento
848 baixa temporada = 2,09 mps/g, sedimento alta temporada = 1,07 mps/g, água baixa

849 temporada = 0,34 mps/ml e água alta temporada = 0,22 mps/ml). Este resultado
850 pode ser explicado pelo fato de que durante a alta temporada, as praias são limpas
851 diariamente, e os serviços de limpeza podem ter contribuído para a redução da
852 quantidade de MPs durante a alta temporada. Os resultados corroboram com os de
853 Gul *et al.* (2023), que também constataram um aumento na abundância de MPs após
854 o término da temporada turística. Segundo os autores, a limpeza das praias parece
855 ser uma medida eficaz para minimizar os efeitos adversos da influência do turismo à
856 curto prazo. Entretanto, é importante ressaltar que a limpeza das praias pode ter
857 efeitos prejudiciais à biodiversidade, incluindo impactos biológicos na comunidade de
858 organismos e remoção de nutrientes importantes para os ecossistemas. A remoção
859 de macroalgas, detritos orgânicos e filmes bacterianos pode afetar significativamente
860 a dinâmica dos sistemas costeiros e das praias arenosas, resultando na perda de
861 biodiversidade e na diminuição da abundância das espécies (McLachlan e Brown,
862 2006 & Del Vecchio *et al.*, 2017).

863 Embora a limpeza de praias possa ajudar a diminuir os efeitos do turismo,
864 existem outras fontes que ainda são responsáveis pela chegada desses MPs nas
865 praias. O tamanho das partículas de plástico encontradas pode informar a provável
866 fonte de origem (Ronda *et al.*, 2023). No presente estudo, observou-se que os dois
867 morfotipos de MPs predominantes foram fragmentos e filamentos. Os fragmentos
868 indicam a quebra de detritos plásticos maiores que foram deixados na areia e/ou na
869 água do mar e se fragmentaram devido à exposição à radiação UV. Esse processo
870 de fragmentação ocorre quando os detritos plásticos são expostos à linha de maré
871 baixa na praia (Critchell e Lambrechts, 2016; Jiang, 2018 & Ronda *et al.*, 2023). A
872 radiação UV é conhecida por causar a degradação e a fragmentação dos plásticos
873 ao longo do tempo, resultando na formação de fragmentos menores. Em relação aos
874 filamentos, devido ao seu formato e cores predominantes, é provável que eles sejam
875 oriundos da liberação de microfibras durante a lavagem de roupas e atividades
876 pesqueiras, bem como de rios, que devido à falta de tratamento de suas águas
877 acabam por transportar esse material (Browne *et al.*, 2011 & Piñon-Colin *et al.*,
878 2018).

879 As praias podem apresentar uma variedade de morfotipos de MPs, que
880 incluem fragmentos, filamentos, microesferas e espumas. Além disso, os MPs
881 podem apresentar diferentes cores, como preto, azul, transparente, branco e
882 vermelho. No presente estudo, foi observado que as cores predominantes dos MPs
883 encontrados nos compartimentos abióticos foram preto e branco. Cortes e Altrin *et*

884 *al.* (2022) e Gul *et al.* (2023), identificaram partículas de plástico preto e branco no
885 sedimento de praias arenosas, apontando que os MPs que chegam até os rios e a
886 indústria pesqueira são as principais fontes de MPs destas cores. A predominância
887 dos fragmentos dentre os morfotipos encontrados neste estudo sugere que a origem
888 dos MPs é secundária, ou seja, ocorreu através da fragmentação de plásticos
889 maiores.

890 Além do morfotipo dos MPs, outro fator que pode indicar a sua origem e
891 abundância nos compartimentos abióticos, é a composição química. Polímeros como
892 polietileno de alta densidade (PEAD), policloreto de vinila (PVC) e polietileno (PE)
893 são altamente versáteis e estão entre os mais produzidos em todo o mundo (Plastics
894 Europe Plastics-the Facts, 2019). Devido a sua versatilidade, esses polímeros são
895 amplamente utilizados na fabricação de embalagens descartáveis, garrafas (para
896 bebidas, detergentes, cosméticos), brinquedos, utensílios domésticos, roupas e rede
897 de pesca (Tan *et al.*, 2019).

898 Independente do morfotipo e composição dos MPs, observou-se uma
899 correlação significativa entre a concentração dessas partículas na água e a
900 precipitação ocorrida nas últimas 24h. Em contrapartida, verificou-se que quanto
901 menor a pluviosidade, maior a concentração de MPs no sedimento do entremarés.
902 Tais resultados podem estar relacionados ao transporte dessas partículas do
903 continente para o ambiente marinho por meio da ação da chuva (Wang *et al.*, 2016).
904 Durante períodos chuvosos, a água da chuva pode lavar a areia da praia,
905 removendo parte dos MPs presentes, transportando-os até a superfície da água. Por
906 outro lado, em épocas de chuva reduzida, pode resultar no acúmulo de MPs no
907 sedimento e menor transporte para o mar. Em estudo realizado por Gorman *et al.*
908 (2020), os autores afirmaram que a variação de MPs em escala regional foi
909 influenciada pela precipitação e que a entrada de MPs em praias arenosas variou
910 consideravelmente ao longo de um ano, demonstrando correlação significativa com a
911 chuva. Portanto, além da concentração de MPs nos compartimentos abióticos, que
912 tende a ser dinâmico no espaço e no tempo nas praias (Carvalho *et al.*, 2021), a
913 precipitação que ocorre 24h antes da coleta das amostras pode ser um fator
914 importante na presença dessas partículas nos compartimentos abióticos e deve ser
915 mais investigado.

916

917

918

919 7.2. *Compartimento biótico*

920 A espécie *Arius grandicassis* que pertence à família Ariidae apresentou até 27
921 itens de MPs em seu conteúdo estomacal. Essa espécie é conhecida por ter uma
922 alimentação oportunista e boca com grande abertura (Jantz *et al.*, 2013 & Romeo *et*
923 *al.*, 2015). É possível que a ingestão de MPs por essa espécie seja devido ao
924 aparato bucal que esses indivíduos possuem, o que sugere que a ingestão dessas
925 partículas tenha ocorrido acidentalmente durante sua alimentação ou mesmo em
926 eventos de predação (Laist, 1987 & Di Benedetto e Ramos, 2014). Em um estudo
927 realizado por Possatto *et al.*, (2011), os autores evidenciaram que os bagres estão
928 expostos em todas as fases de suas vidas, e que podem ser impactados por esses
929 detritos.

930 As maiores concentrações de MPs foram observadas em *Bagre marinus*,
931 *Netuma barba* e *Anchoviella lepidentostole*. As espécies citadas possuem diferentes
932 morfologias e hábitos alimentares, o que indica que a ingestão de MPs ocorre em
933 peixes com uma ampla variedade de comportamentos e características
934 morfológicas. Esta ingestão de MPs por diferentes espécies pode ser explicada pela
935 maior abundância numérica dessa classe de tamanho de plásticos no ambiente
936 marinho (Lusher, 2015), levando a uma maior exposição desses indivíduos a
937 ingestão de MPs.

938 Em relação à frequência de ingestão e à riqueza de diversidade de morfotipos
939 de MPs, as espécies *Arius grandicassis*, *Conodon nobilis* e *Trachinotus goodei*
940 apresentaram os maiores valores. Essas espécies foram as mais abundantes no
941 presente estudo. Os indivíduos dessas espécies podem ingerir os MPs diretamente
942 ao se alimentarem na coluna d'água, por meio da agitação do substrato, e
943 indiretamente ao consumirem presas contaminadas (Dantas *et al.*, 2012 & Rummel
944 *et al.*, 2017). Essas espécies se alimentam em regiões mais profundas e turvas,
945 portanto, a ingestão é provavelmente acidental uma vez que a visão é secundária
946 diante de outros sentidos como o olfato (Savoca *et al.*, 2017). Porém, independente
947 da forma pela qual os MPs são ingeridos, a presença dessas partículas no trato
948 digestivo desses organismos pode facilitar a transferência dos MPs ao longo da teia
949 trófica, representando um potencial impacto na cadeia alimentar.

950 Os principais morfotipos encontrados no trato digestivo dos peixes foram os
951 filamentos pretos, transparentes, azuis e vermelhos, que são frequentemente
952 eliminados durante os processos de fabricação e lavagem de roupas e acabam
953 chegando aos rios e oceanos, principalmente através de esgoto (Gonçalves *et al.*,

954 2023). Algumas espécies de peixes confundem MPs com seu alimento e acabam as
955 ingerindo (Ory *et al.*, 2017). Os principais morfotipos encontrados no trato digestivo
956 dos macroinvertebrados foram os fragmentos pretos, filamentos pretos e azuis.

957 No presente estudo, o polímero mais encontrado em peixes e
958 macroinvertebrados foi o poliéster (PES). Os resultados corroboram estudos
959 realizados no Chile e na Austrália, onde verificou-se que as espécies costeiras
960 ingeriram em sua maioria filamentos de poliéster (PES) (Halstead *et al.*, 2018 & Pozo
961 *et al.*, 2019). A predominância de tais filamentos nas cores preta e azul é uma
962 evidência de que esses MPs se originam de fibras de roupas de águas residuais,
963 atividades pesqueiras e cordas de barcos (Browne *et al.*, 2011 & Chubarenko *et al.*,
964 2016). O poliéster é comumente usado na indústria de vestuário, e uma única peça
965 de roupa é capaz de produzir mais de 1.900 fibras por lavagem (Browne *et al.*,
966 2011).

967 Dentre os macroinvertebrados, *Olivancillaria auricularia* apresentou até 12
968 itens MPs em seu conteúdo estomacal. De acordo com Danopoulos *et al.* (2020),
969 moluscos são os recursos pesqueiros mais contaminados por MPs com
970 concentrações mais elevadas em relação a peixes e crustáceos. As maiores
971 concentrações de MPs foram registradas em *Excirolana braziliensis*,
972 *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Phaleria testacea*. Tais espécies estão na base da
973 cadeia alimentar, e por esse motivo, os MPs ingeridos por esses organismos podem
974 ser transferidos para níveis tróficos superiores (Farrell e Nelson, 2013 & Pinheiro *et*
975 *al.*, 2020), potencialmente afetando a estrutura da comunidade e o funcionamento
976 desse ecossistema (Ma *et al.*, 2020). Sugere-se que a maior concentração de MPs
977 observada em *Excirolana braziliensis* decorre do hábito de limpar ativamente a
978 superfície do sedimento (Vermeirein *et al.*, 2021), podendo levar a uma maior
979 ingestão de MPs disponíveis na superfície do sedimento do entremarés.

980 As espécies *Atlantorchestoidea brasiliensis*, *Excirolana braziliensis* e
981 *Callinectes Sapidus* apresentaram as maiores frequências de ingestão de MPs. A
982 espécie *C. sapidus*, além de possuir estratégias de alimentação oportunista,
983 tamanho corporal e sistema sensorial aguçado, também apresentam maior
984 probabilidade de exposição a MPs, devido à proximidade com fontes de lixo (Costa
985 *et al.*, 2019b; Waddell *et al.*, 2020 & Arueira *et al.*, 2022). Portanto, essa espécie
986 acaba ingerindo MPs de diferentes tamanhos e formatos, inclusive macroplásticos
987 que tem odores semelhantes a fontes de alimentos naturais (Arueira *et al.*, 2022 &
988 Costa *et al.*, 2019b). Parte desses materiais pode ser digerida e fragmentada,

989 permanecendo nos tratos digestivos por um período de tempo antes de ser liberada
990 no sedimento e na água (Lo *et al.*, 2022). As características apresentadas por *C.*
991 *sapidus* podem explicar por que essa espécie apresenta a maior diversidade de
992 morfotipos de MPs em relação às demais.

993 Embora *Ocypode quadrata* e *Emerita brasiliensis* tenham hábitos diferentes,
994 ambas se alimentam no sedimento do entremarés, onde as concentrações de MPs
995 são elevadas comparadas a concentração de MPs encontrado no sedimento do
996 supralitoral (Thompson *et al.*, 2004). Os sedimentos de praia têm a capacidade de
997 reter partículas transportadas pelo vento ou pelas ondas (McLachlan e Defeo, 2018),
998 o que sugere que os MPs podem ser facilmente retidos e integrados à matriz
999 sedimentar, mesmo em sedimentos mais grosseiros (Vermeirein *et al.*, 2021). A
1000 contaminação de MPs por espécies que possuem alto valor comercial, como os
1001 peixes e siris, deve ser investigada mais detalhadamente para determinar as
1002 consequências da ingestão desses indivíduos por humanos, uma vez que são
1003 comumente consumidos.

1004

1005 7.3. Relação entre compartimentos bióticos e abióticos: Espécies monitoras

1006 Os peixes da família Engraulidae apresentaram uma maior abundância de
1007 MPs em relação aos peixes de outras famílias, demonstrando uma relação positiva
1008 entre a ingestão dessas partículas e sua presença na água. Esses peixes habitam a
1009 zona pelágica, possuem corpo alongado e boca com grande abertura, o que pode
1010 explicar a associação entre a ingestão de MPs e as partículas encontradas na
1011 superfície da água. Vendel *et al.* (2017) sugerem que, peixes da família Engraulidae,
1012 ingerem uma maior quantidade de MPs durante o processo normal de alimentação,
1013 seja por confundir as partículas com presas (Shaw e Day, 1994 & Wright *et al.*,
1014 2013) ou acidentalmente.

1015 Em relação aos macroinvertebrados, as espécies *Callinectes sapidus* e
1016 *Excirrolana brasiliensis* apresentaram uma relação positiva entre a quantidade de
1017 MPs ingeridos e a presença dessas partículas na água, sendo que *C. sapidus*
1018 também apresentou uma relação positiva com os MPs no sedimento do entremarés.
1019 Os indivíduos dessa espécie possuem hábito de forrageamento bentônico, o que os
1020 torna altamente expostos à contaminação por MPs, especialmente plásticos mais
1021 densos, que têm maior tendência a se acumular no sedimento (Aliko *et al.*, 2022).

1022 Os isópodes são organismos numericamente dominantes em praias arenosas
1023 (Lercari e Defeo, 2006), e desempenham um papel fundamental nos ecossistemas

1024 costeiros (Bergamino *et al.*, 2011). Além disso, eles têm sido utilizados como
1025 bioindicadores de mudanças ambientais em praias arenosas (Omena *et al.*,
1026 2012; Bessa *et al.*, 2014 & Machado *et al.*, 2017), e podem ser indicadores úteis de
1027 impactos de MPs nesses ecossistemas. Conforme citado anteriormente, o hábito
1028 alimentar da espécie *E. braziliensis* pode desempenhar um papel significativo na
1029 ingestão de MPs, assim como o local onde se alimentam. Os resultados obtidos com
1030 esses macroinvertebrados indicam que a concentração de MPs no trato digestivo
1031 das espécies que se alimentam e habitam essas zonas está diretamente relacionada
1032 à concentração dessas partículas na água e no sedimento.

1033 Segundo Waddell *et al.* (2020), filamentos possuem densidade maior do que a
1034 da água, e a alta ingestão desse morfotipo indica que eles podem se acumular no
1035 sedimento em condições de baixa turbulência da água, que é onde o caranguejo-
1036 azul se alimenta. Embora a proporção de morfotipos de MPs encontrados na maioria
1037 dos táxons não tenha refletido o dos compartimentos abióticos, as espécies que
1038 apresentaram relação positiva como *Callinectes sapidus*, *Excirrolana braziliensis* e
1039 Engraulídeos podem ser utilizadas como biomonitores de poluição por MPs em
1040 praias arenosas. A seleção de espécies biomonitoras é um aspecto importante na
1041 avaliação da poluição por MPs em praias arenosas. Espécies que são facilmente
1042 amostradas, abundantes e amplamente distribuídas são úteis para avaliar a
1043 presença de MPs no ambiente, pois a ingestão dessas partículas por esses
1044 organismos pode refletir a variabilidade e biodisponibilidade de MPs em um
1045 determinado compartimento. De acordo com Bonanno & Orlando-Bonaca (2018),
1046 identificar a presença de plásticos no ambiente marinho é complexo e deve contar
1047 com a combinação de várias espécies com características distintas, como hábitos
1048 alimentares e/ou mobilidade. O siri azul *Callinectes sapidus*, o isópode cirolanídeo
1049 *Excirrolana braziliensis* e a anchova Engraulidae atendem a esses requisitos. Além
1050 disso, essas espécies têm importância econômica e social, sendo utilizadas como
1051 alimento e/ou isca pela população, o que amplifica seu impacto e justifica seu
1052 potencial biomonitoras.

1053

1054 7.4. *Efeitos das guildas tróficas, habitat e urbanização*

1055 A incorporação de MPs não foi regida apenas por fatores ecológicos guilda-
1056 específicos, mas também por fatores extrínsecos locais, como o nível de
1057 urbanização das praias. Esses achados corroboram os resultados de Ben-Haddad *et*
1058 *al.* (2022) e Narmatha-Sathish *et al.* (2020) com moluscos donacídeos em praias

1059 arenosas do Marrocos e Índia, respectivamente, que atribuem esse padrão ao nível
1060 de poluição do sedimento e da água. O efeito da urbanização na ingestão de MPs
1061 por macroinvertebrados e peixes, entretanto, não parece resultar apenas da
1062 biodisponibilidade desse poluente nas matrizes ambientais. Aqui, verificou-se que a
1063 concentração de MPs na água e no sedimento não foi correlacionada ao nível de
1064 urbanização, provavelmente porque existem múltiplas fontes de MP além da
1065 fragmentação do plástico que é deixado diretamente nas praias. Além disso, os
1066 diferentes grupos biológicos incorporaram morfotipos de MPs em proporções
1067 distintas daquelas encontradas nos compartimentos abióticos, sugerindo
1068 seletividade.

1069 Macroinvertebrados que se alimentam de detritos depositados no sedimento e
1070 que dependem diretamente do supralitoral estão entre as espécies mais afetadas
1071 negativamente pela urbanização costeira (Costa *et al.*, 2020; 2022c & Barboza *et al.*,
1072 2021). A remoção de detritos naturais pelos serviços de limpeza está entre as
1073 principais causas de redução no tamanho das populações nas praias urbanas, já
1074 que esse material depositado na interface entremarés-supralitoral fornece abrigo e
1075 alimento para muitos macroinvertebrados (Zielinski *et al.*, 2019 & Costa *et al.*, 2020).
1076 Diante da menor disponibilidade de detritos naturais, o risco dos animais
1077 depositívoros ingerirem MPs, inclusive intencionalmente por conta da similaridade de
1078 forma, cor e odores produzidos pelo biofilme aderido ao plástico, pode ser maior em
1079 ecossistemas costeiros urbanos (Xu *et al.* 2020). Ainda, os animais depositívoros
1080 das praias se alimentam predominantemente nas zonas de acúmulo de detritos (e.g.,
1081 linha de maré alta), onde maiores quantidades de MPs geralmente são encontradas
1082 (McDermid e McMullen, 2004 & Turner e Holmes, 2011). Isso torna a guilda trófica
1083 dos depositívoros, composta majoritariamente por artrópodes, modelo biológico
1084 promissor para entender os efeitos da poluição plástica do sedimento de praias
1085 arenosas (Laurino *et al.*, 2023). Algumas espécies com esse modo de alimentação,
1086 inclusive, fragmentam plásticos em MPs, incorporando-os e tornando-os disponíveis
1087 para o sedimento supralitoral e para a teia trófica das praias (Hodgson *et al.*, 2018).

1088 Macroinvertebrados suspensívoros e depositívoros apresentaram maiores
1089 concentrações de MPs em relação aos carnívoros. A ingestão de MPs por diferentes
1090 espécies suspensívoras de praias arenosas tem sido mais frequentemente reportada
1091 globalmente (Horn *et al.*, 2019; Narmatha-Sathish *et al.*, 2020 & Ben-Haddad *et al.*,
1092 2022). A água do mar é a fonte majoritária de ingestão dessas partículas sintéticas e
1093 por isso, normalmente, quanto maior é a poluição desse compartimento e a

1094 urbanização das praias, maior a concentração de MPs no trato digestivo (Ben-
1095 Haddad *et al.*, 2022 & Costa *et al.*, 2022c). Entretanto, essa relação parece ser
1096 espécie-específica, já que correlações lineares entre biodisponibilidade e
1097 concentração de MPs em organismos de praias nem sempre são encontradas, como
1098 visto por outros autores (Horn *et al.*, 2019; Narmatha Sathish *et al.*, 2020 & Costa *et*
1099 *al.*, 2021) e no presente estudo. Por exemplo, crustáceos decápodes suspensívoros,
1100 que também compuseram parte do nosso conjunto de dados (Tab. 5), possuem
1101 capacidade de regular a concentração de poluentes em seus tecidos e não refletem
1102 o nível de poluição das praias tão bem quanto moluscos bivalves (Horn *et al.*, 2019 &
1103 Costa *et al.*, 2021). Entretanto, até mesmo algumas espécies de moluscos bivalves
1104 podem diminuir a taxa de filtração como mecanismo para evitar incorporação de MPs
1105 da água (Xu *et al.*, 2017). Essa capacidade de regular a incorporação de MPs
1106 enfraquece o uso dos suspensívoros como guilda ecológica para biomonitoramento
1107 e explica parcialmente a falta de relação significativa com a urbanização. Portanto,
1108 recomenda-se a seleção prévia de espécies específicas e não o uso da guilda de
1109 suspensívoros como biomonitores (Narmatha Sathish *et al.*, 2020 & Ben-Haddad *et*
1110 *al.*, 2022).

1111 A riqueza de MPs no trato digestivo dos carnívoros-necrófagos da zona de
1112 surfe foi maior do que nas demais guildas ecológicas. Esse resultado pode ser
1113 explicado pela elevada plasticidade alimentar dos carnívoros-necrófagos de praias
1114 arenosas e na ingestão secundária de MPs via múltiplas presas e carcaças de
1115 animais (Costa *et al.*, 2019a). Siris portunídeos das zonas submersas e o
1116 caranguejo-fantasma (Crustacea: Ocypodidae) das partes secas das praias
1117 compuseram essa guilda trófica (Tab. 5). Portanto, maior riqueza de morfotipos de
1118 MPs deve ser encontrada no trato digestivo dos animais carnívoros-necrófagos, uma
1119 vez que eles ingerem plástico de uma maior gama de tamanhos e fontes do que os
1120 depositívoros e suspensívoros. Apesar disso, possivelmente as maiores taxas
1121 metabólicas e capacidade de excreção devem resultar em menor acumulação de
1122 MPs no trato digestivo, resultando em menor concentração relativa ao elevado
1123 tamanho corporal dos caranguejos comparado aos animais depositívoros e
1124 suspensívoros das praias.

1125 A forte ação de ondas na zona de surfe mantém MPs em suspensão nos
1126 diferentes estratos da coluna d'água, tornando-os menos biodisponíveis para
1127 macroinvertebrados bentônicos e peixes demersais nas partes submersas da praia
1128 (Critchell e Lambrechts, 2016). Por outro lado, peixes planctívoros parecem ser mais

1129 suscetíveis à ingestão de MPs (Tanaka e Takada, 2016 & Lopes *et al.*, 2020).
1130 Nossos resultados revelam maior concentração de MPs em peixes planctívoros e
1131 pelágicos comparados às demais guildas ecológicas. Peixes planctívoros também
1132 ingerem intencionalmente MPs com cores similares ao plâncton e a detritos em
1133 suspensão (Merga *et al.*, 2020). Por exemplo, copépodes, insetos e anfípodes,
1134 tipicamente predados por peixes planctívoros, têm coloração azulada, preta e
1135 avermelhada (Ferreira *et al.*, 2019 & Naidoo e Glassom, 2019), assim como a
1136 maioria (~70%) dos MPs encontrados no trato digestivo dos peixes. As análises
1137 multivariadas mostraram que o padrão de associação de MPs divergiu entre
1138 compartimentos bióticos e abióticos, sugerindo que a ingestão dessas partículas por
1139 peixes e macroinvertebrados não é meramente acidental (Hurley *et al.*, 2017) ou que
1140 a capacidade de eliminação depende do tipo de MP e de fatores biológicos espécie-
1141 específicas. Por isso, sugerimos que a maior concentração de MPs em peixes
1142 planctívoros e pelágicos, comparado às demais guildas ecológicas, resulta da
1143 sinergia entre ingestão acidental e intencional de MPs na coluna d'água.

1144 A concentração de MPs no trato digestivo dos peixes planctívoros também
1145 refletiu o nível de urbanização (HMc), favorecendo teoricamente sua aplicação como
1146 modelo biológico para monitoramento. Esse resultado está de acordo com Costa &
1147 Zalmon (2017), que apontam mudanças no hábito alimentar de peixes que se
1148 alimentam na coluna d'água em praias urbanas. Assim, mais do que a quantidade de
1149 MPs nos compartimentos abióticos, que tende a ser dinâmica espaço-temporalmente
1150 nas praias (Carvalho *et al.*, 2021), a menor disponibilidade de alimentos naturais em
1151 áreas urbanizadas (Reyes-Martínez *et al.*, 2014 & Costa *et al.*, 2017b) pode ser um
1152 determinante importante na ingestão intencional de MPs por espécies costeiras e
1153 deve ser melhor investigada. Apesar disso, recomenda-se os macroinvertebrados
1154 depositívoros do supralitoral como indicadores biológicos mais apropriados, já que
1155 apresentam menor mobilidade e tendem a refletir melhor os estressores locais,
1156 incluindo os efeitos da poluição do sedimento das praias por MPs.

1157
1158
1159
1160
1161
1162
1163

1164 8. CONCLUSÃO

1165 As partículas encontradas em alguns dos organismos analisados refletem
1166 aquelas presentes no sedimento e água. Este estudo representa a primeira análise
1167 de MPs em algumas espécies de peixes e macroinvertebrados de praias arenosas
1168 localizadas no sudeste do Brasil. Todas as praias amostradas apresentaram MPs,
1169 sendo que o sedimento foi o compartimento abiótico com maior concentração dessas
1170 partículas. A distribuição espacial de MPs nas praias analisadas variou entre os
1171 períodos de coleta, sugerindo uma influência direta das temporadas turísticas.
1172 Portanto, recomenda-se a realização de estudos considerando escalas temporais
1173 mais amplas, pois, compreender os padrões de distribuição e concentração de MPs
1174 nos diferentes compartimentos é de extrema importância para tomar medidas
1175 efetivas visando a redução da poluição plástica. É importante ressaltar que os MPs
1176 podem ser encontrados até mesmo em locais sem atividades antropogênicas, sendo
1177 sua dispersão influenciada por diversos fatores, como condições climáticas, incluindo
1178 a precipitação. Além disso, devido ao seu tamanho, a limpeza das praias não é
1179 eficaz e mostra-se ineficiente.

1180 Apesar da seletividade potencial do MP semelhante à das presas por peixes
1181 pelágicos e planctívoros, a onipresença de MPs na água, incluindo aqueles
1182 ressuspensos de sedimentos em águas turbulentas, possivelmente promove a
1183 ingestão acidental crônica. Portanto, quanto maior a abundância de MPs nos
1184 compartimentos abióticos, maior será a concentração de MPs no trato digestivo dos
1185 organismos. Em resumo, embora quase todos os organismos analisados tenham
1186 ingerido MPs ainda há poucas evidências de que as espécies em questão possam
1187 ser usadas como biomonitores eficientes. Os resultados sugerem que o modo de
1188 alimentação e habitat são determinantes para a suscetibilidade dos organismos à
1189 ingestão de MPs.

1190 Muitos dos macroinvertebrados e peixes aqui reportados por ingerir MPs são
1191 presas de aves marinhas e costeiras, evidenciando que as praias arenosas são
1192 locais de transferência de MPs ao longo das teias tróficas. Como os MPs são
1193 vetores de elementos traço, poluentes orgânicos persistentes e hidrocarbonetos
1194 aromáticos policíclicos para animais de praias, sua ingestão tem consequências
1195 ecológicas e de saúde pública. Por todas essas implicações, as praias arenosas
1196 devem ser consideradas ecossistemas modelo para o estudo da “ecologia dos MPs”.

1197
1198

1199 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1200

- 1201 Aliko, V., Beqiraj, E. G., Qirjo, M., Cani, M., Rama, A., Bego, K., Reka, A., Faggio, C.
1202 2022. Plastic invasion tolling: first evaluation of microplastics in water and two
1203 crab species from the nature reserve lagoony complex of Kune-Vain,
1204 Albania. *Science of the Total Environment*, 849.
- 1205 Aloy, A. B., Vallejo, B. M., Juinio-Meñez, M. A. 2011. Increased Plastic Litter Cover
1206 Affects the Foraging Activity of the Sandy Intertidal Gastropod *Nassarius*
1207 *pullus*. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1772–1779.
- 1208 Amorim, A. L. A. de, Ramos, J. A. A., Nogueira Júnior, M. 2020. Ingestion of
1209 microplastic by ontogenetic phases of *Stellifer brasiliensis* (Perciformes,
1210 Sciaenidae) from the surf zone of tropical beaches. *Marine Pollution Bulletin*,
1211 158.
- 1212 Anderson, M., Gorley, R., Clarke, R. 2008. Permanova + for Primer: Guide to
1213 Software and Statistical Methods.
- 1214 Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B. S., Reis Filho, J. A., Nunes, J. L. S., Grillo, A.
1215 C., Machado, R. C., Santos, R. G., Dalcin, R. H., Freitas, M. O., Kuhnen, V.
1216 V., Barbosa, N. D., Adelir-Alves, J., Albuquerque, T., Bentes, B., Giarrizzo, T.
1217 2020. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and
1218 recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 151,
1219 110842.
- 1220 Arueira, V. F., Zalmon, I. R., Costa, L.L. 2022. Is the ghost crab's feeding behavior a
1221 good early indicator of human pressure in sandy beaches?. *Regional Studies*
1222 *in Marine Science*, 53: 102381.
- 1223 Auta, H. S., Emenike, C. U., Fauziah, S. H. 2017. Distribution and importance of
1224 microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects,
1225 and potential solutions. *Environment International*, 102: 165–176.
- 1226 Baechler, B. R., Granek, E. F., Hunter, M. V., Conn, K. E. 2020. Microplastic
1227 Concentrations in Two Oregon Bivalve Species: Spatial, Temporal, and
1228 Species Variability. *Limnology and Oceanography Letters*, 5, 54–65.
- 1229 Barboza, C. A., Mattos, G., Soares-Gomes, A., Zalmon, I. R., Costa, L. L. 2021. Low
1230 Densities of the Ghost Crab *Ocypode quadrata* Related to Large Scale Human
1231 Modification of Sandy Shores. *Frontiers in Marine Science*, 8, 589542.
- 1232 Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. 2009. Accumulation and
1233 fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical*
1234 *Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364: 1985–1998.
- 1235 Barton, K. 2020. MuMIn: Multi-model inference. R package version, 1 (43): 17.
- 1236 Battaglia, P., Canese, S., Ammendolia, G., Romeo, T., Sandulli, R., Tunesi, L. 2015.
1237 New records and underwater observation of the rare fish *Scorpaenodes*
1238 *arenai* (Osteichthyes: Scorpaenidae) from the central and western
1239 Mediterranean Sea. *Italian Journal of Zoology*, 3: 82(3): 454–8.
- 1240 Bayo, D. R., Olmos, S., López, M. 2020. Microplastic pollution on the strandline of
1241 urban and natural city beaches: the role of local activities. *International Journal*
1242 *of Environmental Impacts*, 3:155-167
- 1243 Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Boldrocchi, G., Bettinetti, R. 2021. The extraction of
1244 microplastics from sediments: an overview of existing methods and the
1245 proposal of a new and green alternative. *Chemosphere*, 278, 130357.
- 1246 Benazza, A., Selleslagh, J., Breton, E., Rabhi, K., Cornille, V., Bacha, M. 2015.
1247 Environmental control on fish and macrocrustacean spring community-
1248 structure, on an intertidal Sandy Beach. *PLoS ONE*, 10(1).

- 1249 Bendell, L. I., LeCadre, E., Zhou, W. 2020. Use of Sediment Dwelling Bivalves to
1250 Biomonitor Plastic Particle Pollution in Intertidal Regions; A Review and
1251 Study. *PLoS ONE*, 15, 1–21.
- 1252 Ben-Haddad, M., Rida, M., Hajji, S., De-la-torre, G. E., Abou, H., Rangel-buitrago, N.,
1253 Ait, A. 2022. The wedge clam *Donax trunculus* L., 1758 as a bioindicator of
1254 microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 178, 113607.
- 1255 Bergamino, L., Lercari, D., Defeo, O. 2011. Food web structure of sandy beaches:
1256 Temporal and spatial variation using stable isotope analysis. *Estuarine,
1257 Coastal and Shelf Science*, 91(4): 536 - 543.
- 1258 Bessa, F., Gonçalves, S. C., Franco, J. N., André, J. N., Cunha, P. P., Marques, J. C.
1259 2014. Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential
1260 human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators*, 41, 49- 57.
- 1261 Besseling, E., Foekema, E. M., Van Franeker, J. A., Leopold, M. F., Kühn, S., Bravo
1262 Rebolledo, E. L., Heße, E., Mielke, L., Ijzer, J., Kamminga, P., Koelmans, A. A.
1263 2015. Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale *Megaptera
1264 novaeangliae*. *Marine Pollution Bulletin*, 95 (1): 248–252.
- 1265 Beyst, B., Cattrijsse, A., Mees, J. 1999. Feeding ecology of juvenile flatfishes of the
1266 Zona de surfe of a sandy beach. *Journal of Fish Biology*, 55 (6): 1171–1186.
- 1267 Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B. 2021. Rgdal. Bindings for the “Geospatial” Data
1268 Abstraction Library.
- 1269 Bonanno, G., Orlando-Bonaca, M. 2018. Perspectives on using marine species as
1270 bioindicators of plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 209–221.
- 1271 Browne, M, A., Galloway, T, S., Thompson, R, C. 2007. Microplastic-an emerging
1272 contaminant of potential concern? *Integrated Environmental Assessment and
1273 Management*, 3(4): 559–561.
- 1274 Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T.,
1275 Thompson, R. 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide:
1276 sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45 (21), 9175–9179.
- 1277 Cabrini, T. M. B., Barboza, C. A. M., Skinner, V. B., Hauser-Davis, R. A., Rocha, R.
1278 C., Saint'Pierre, T. D., Valentin, J. L., Cardoso, R.S. 2018. Investigating heavy
1279 metal bioaccumulation by macrofauna species from different feeding guilds
1280 from sandy beaches in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecotoxicology and
1281 Environmental Safety*, 162: 655-662.
- 1282 Capó, X., Morató, M., Alomar, C., Rios-Fuster, B., Valls Mir, M., Compa, M.,
1283 Deudero, S. 2022. A biomarker approach as responses of bioindicator
1284 commercial fish species to microplastic ingestion: Assessing tissue and
1285 biochemical relationships. *Biology*, 11: 1634.
- 1286 Capparelli, M. V., Gomez-Ponce, M. A., Borges-Ramírez, M. M., Osten, J. R., Von,
1287 Celis Hernandez, O., Briceno-Vera, A. E., Avila, E., Moulatlet, G. M. 2022.
1288 Ecological traits influence the bioaccumulation of microplastics in commercially
1289 important estuarine crabs from the southeastern Gulf of Mexico. *Marine
1290 Pollution Bulletin*, 183.
- 1291 Cardona, F., Del Olmo, M. L., Aranda, A. 2012. Phylogenetic origin and
1292 transcriptional regulation at the post-diauxic phase of SPI1, in *Saccharomyces
1293 cerevisiae*. *Cellular and Molecular Biology*, 17(3): 393–407.
- 1294 Carvalho, J. P. S., Silva, T. S., Costa, M. F. 2021. Distribution, characteristics and
1295 shortterm variability of microplastics in beach sediment of Fernando de
1296 Noronha archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112212.
- 1297 Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., Esiukova, E. 2016. On some physical and
1298 dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine
1299 Pollution Bulletin*, 108 (1-2).

- 1300 Clark, B., Bennett, B., Lamberth, S. 1996. Temporal variations in Zona de surfe fish
1301 assemblages from False Bay, South Africa. *Marine Ecology Progress Series*,
1302 131: 35–47.
- 1303 Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S. 2011. Microplastics as
1304 contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*,
1305 62: 2588–2597.
- 1306 Cortés, M. F., Armstrong-Altrin, J. S. 2022. Textural characteristics and abundance of
1307 microplastics in Tecolutla beach sediments, Gulf of Mexico. *Environmental
1308 Monitoring and Assessment*, 194, 752.
- 1309 Costa, M. F., Ivar, J. A., Christina, M. F., Ângela, B. A., Paula, S. 2010. On the
1310 importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a
1311 snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*,
1312 168: 299–304.
- 1313 Costa, L. L., Zalmon, I. R. 2017. Surf zone fish diet as an indicator of environmental
1314 and anthropogenic influences. *Journal of Sea Research*, 128: 61-75.
- 1315 Costa, L. L., Landmann, J. G., Gaelzer, R., Zalmon, I. R. 2017b. Does human
1316 pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches?.
1317 *Continental Shelf Research*, 132: 1–10.
- 1318 Costa, L. L., Arueira, V. F., da Costa, M. F., Di Benedetto, A. P. M., Zalmon, I. R.
1319 2019a. Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic
1320 pollution of sandy beaches sediment?. *Marine pollution bulletin*, 145: 5–13.
- 1321 Costa, L. L., Madureira, J. F., Di Benedetto, A. P. M., Zalmon, I. R. 2019b. Interaction
1322 of the Atlantic ghost crab with marine debris: evidence from an in situ
1323 experimental approach. *Marine pollution bulletin*, 140: 603–609.
- 1324 Costa, L. L., Fanini, L., Zalmon, I. R., Defeo, O. 2020. Macroinvertebrates as
1325 indicators of human disturbances: a global review. *Ecological Indicators*, 118.
- 1326 Costa, L. L., da Costa, M. F., Zalmon, I. R. 2021. Macroinvertebrates as biomonitors
1327 of pollutants on natural sandy beaches: overview and meta-analysis.
1328 *Environmental Pollution*, 275: 116629.
- 1329 Costa, L. L., Fanini, L., Ben-Haddad, M., Pinna, M., Zalmon, I. R. 2022a. Marine litter
1330 impact on sandy beach fauna: A review to obtain an indication of where
1331 research should contribute more. *Microplastics*, 1(3), 554–571.
- 1332 Costa, L. L., Constantino, W. D., de Aquino Ferreira, K., Zalmon, I. R., Soares-
1333 Gomes, A. 2022b. Sandy beach ecology in the Anthropocene: ghost shrimp
1334 (Crustacea: Callianassidae) as a study model. *Estuarine, Coastal and Shelf
1335 Science*, 275: 107999.
- 1336 Costa, L. L., Soares-gomes, A., Zalmon, I. R. 2022c. Sandy beach heterogeneity:
1337 intertidal and supralittoral communities. S.C.F. Gonçalves, S.M. de
1338 F. Ferreira (Eds.), *Sandy Beaches as Endangered Ecosystems*, 1-25.
- 1339 Cox, D. K., Covernton, G. A., Davies, H. L., Dower, J. F., Juanes, F., Dudas, S. E.
1340 2019. Human Consumption of Microplastics. *Environmental Science and
1341 Technology*, 53 (12): 7068–7074.
- 1342 Critchell, K., Lambrechts, J. 2016. Modelling accumulation of marine plastics in the
1343 coastal zone; what are the dominant physical processes?. *Estuarine, Coastal
1344 and Shelf Science*, 171: 111-122.
- 1345 Danopoulos, E., Jenner, L., Twiddy, M., Rotchell, J. 2020. Microplastic contamination
1346 of salt intended for human consumption: a systematic review and meta-
1347 analysis. *SN Applied Sciences*, 2 (12).
- 1348 Dantas, N. C. F. M., Araújo, M. E., Feitosa, C. V. 2012. Composition and assemblage
1349 structure of demersal fish from São Cristóvão beach, Areia Branca, RN. *Biota
1350 Neotropica*, 12: 1–10.

- 1351 Dantas, D. V., Ribeiro, C. I. R., Frischknecht, C. de C. A., Machado, R., Farias, E. G.
 1352 G. 2019. Ingestion of plastic fragments by the Guri Sea catfish *Genidens*
 1353 *genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system.
 1354 *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 8344–8351.
- 1355 Dantas, N. C. F. M., Duarte, O. S., Ferreira, W. C., Ayala, A. P., Rezende, C. F.,
 1356 Feitosa, C. V. 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits:
 1357 identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban
 1358 beach in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 153.
- 1359 da Costa, I. D., Nunes, N. N. S., Costa, L. L., Zalmon, I. R. 2022. Is the Paraíba do
 1360 Sul River colourful? Prevalence of microplastics in freshwater, south-eastern
 1361 Brazil. *Marine and Freshwater Research*.
- 1362 De Sá, L. C., Luís, L. G., Guilhermino, L. 2015. Effects of microplastics on juveniles
 1363 of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction
 1364 of the predatory performance and efficiency, and possible influence of
 1365 developmental conditions. *Environmental Pollution*, 196: 359–362.
- 1366 Del Vecchio, S., Jucker, T., Carboni, M., Acosta, A. T. R. 2017. Linking plant
 1367 communities on land and at sea: the effects of *Posidonia oceanica* wrack on
 1368 the structure of dune vegetation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 184,
 1369 30–36.
- 1370 Dias, R. M., Ortega, J. C. G., Strictar, L., Santos, N. C. L., Gomes, L. C., Agostinho,
 1371 K. D. G. L., Agostinho, C. S., Agostinho, A. A. 2020. Fish trophic guild
 1372 responses to damming: Variations in abundance and biomass. *River Research*
 1373 *and Applications*, 36: 430–440.
- 1374 Di Benedetto, A. P. M., Ramos, R. M. A. 2014. Marine debris ingestion by coastal
 1375 dolphins: what drives differences between sympatric species?. *Marine*
 1376 *Pollution Bulletin*.
- 1377 Diniz, L. L., Machado, P. M., Lima, J. S., Costa, L. L., Da Costa, I. D., Zalmon, I. R.
 1378 2022. Coastal scenery quality: a management tool for sandy beaches. *Journal*
 1379 *of Environmental Assessment Policy and Management*.
- 1380 do Vale, J. G., Costa Barrilli, G. H., Chahad-Ehlers, S., Branco, J. O. 2022. Factors
 1381 Influencing the Feeding Habits of the Ghost Crab *Ocypode quadrata*
 1382 (Fabricius, 1787) on Subtropical Sandy Beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf*
 1383 *Science*, 269, 107817.
- 1384 Escardó-Boomsma, J., O'Hara, K., Ribic, C. A. 1995. A national marine debris
 1385 monitoring program. *Environmental Protection Agency, Office of Water*, 1: 38.
- 1386 Farrell, P., Nelson, K. 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.)
 1387 to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1:3.
- 1388 Fendall, L., Sewell, M. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face:
 1389 Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 1225–1228.
- 1390 Ferreira, G. V. B., Barletta, M., Lima, A. R. A. 2019. Use of estuarine resources by
 1391 top predator fishes. How do ecological patterns affect rates of contamination
 1392 by microplastics?. *Science of the Total Environment*, 655: 292-304.
- 1393 Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P. 2008. Life strategies of fishes in
 1394 European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress*
 1395 *Series*, 354, 219–228.
- 1396 Frias, J. P., Nash, R. 2019. Microplastics: finding a consensus on the definition.
 1397 *Marine Pollution Bulletin*, 138: 145-147.
- 1398 Garcés-Ordóñez, O., Mejía-Esquivia, K. A., Sierra-Labastidas, T., Patino, A.,
 1399 Blandon, L. M., Espinosa Díaz, L. F. 2020. Prevalence of microplastic
 1400 contamination in the digestive tract of fishes from mangrove ecosystem in
 1401 Cispatá, Colombian Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 154.

- 1402 GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine
1403 environment: a global assessment. *Joint Group of Experts on the Scientific*
1404 *Aspects of Marine Environmental Protection*.
- 1405 Gonçalves, G. R. L., Sousa, A. N., Wolf, M. R., Soares, I. M., Castilho, A. L. 2023.
1406 Unravelling the stomach contents of fish and crab species from Cananéia, São
1407 Paulo: are they eating plastic?. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 63, e202363001.
- 1408 Gorman, D., Gutiérrez, A. R., Turra, A., Manzano, A. B., Balthazar-Silva, D., Oliveira,
1409 N. R., Harari, J. 2020. Predicting the Dispersal and Accumulation of
1410 Microplastic Pellets Within the Estuarine and Coastal Waters of South-Eastern
1411 Brazil Using Integrated Rainfall Data and Lagrangian Particle Tracking
1412 Models. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 1–12.
- 1413 Gül, M. R. 2023. Short-term tourism alters abundance, size, and composition of
1414 microplastics on sandy beaches. *Environmental Pollution*.
- 1415 Gusmão, F., Domenico, M. Di, Amaral, A. C. Z., Martínez, A., Gonzalez, B. C.,
1416 Worsaae, K., Ivar do Sul, J.A., Cunha Lana, P. da. 2016. In situ ingestion of
1417 microfibrils by meiofauna from sandy beaches. *Environmental Pollution*, 216:
1418 584–590.
- 1419 Halstead, J. E., Smith, J. A., Carter, E. A., Lay, P. A., Johnston, E. L. 2018.
1420 Assessment tools for microplastics and natural fibres ingested by fish in an
1421 urbanised estuary. *Environmental Pollution*, 234: 552–561.
- 1422 Harrell, F. E. 2020. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 2020 4.4-1.
1423 cran.r-project.org/package=Hmisc
- 1424 Hasan, J., Islam, S. M. M., Alam, M. S., Johnson, D., Belton, B., Hossain, M. A. R.,
1425 Shahjahan, M. 2022. Presence of microplastics in two common dried marine
1426 fish species from Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, 176.
- 1427 Hernández-Lopez, M., Romero, D. 2022. Chronic microplastic exposure and
1428 cadmium accumulation in blue crabs. *International Journal of Environmental*
1429 *Research and Public Health*.
- 1430 Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. 2012. Microplastics in the
1431 marine environment: A review of the methods used for identification and
1432 quantification. *Environmental Science & Technology*, 46: 3060–3075.
- 1433 Hijmans, R. J., van Etten, J., Sumner, M., Cheng, J., Baston, D., Bevan, A., Roger B.
1434 2020. Raster: Geographic Data Analysis and Modeling.
- 1435 Hodgson, D. J., Bréchon, A. L., Thompson, R. C. 2018. Ingestion and Fragmentation
1436 of Plastic Carrier Bags by the Amphipod *Orchestia gammarellus*: Effects of
1437 Plastic Type and Fouling Load. *Marine Pollution Bulletin*, 127: 154–159.
- 1438 Horn, D., Miller, M., Anderson, S., Steele, C. 2019. Microplastics are ubiquitous on
1439 California beaches and enter the coastal food web through consumption by
1440 Pacific mole crabs. *Marine Pollution Bulletin* 139, 231–237.
- 1441 Horn, D. A., Granek, E. F., Steele, C. L. 2020. Effects of Environmentally Relevant
1442 Concentrations of Microplastic Fibers on Pacific Mole Crab (*Emerita analoga*)
1443 Mortality and Reproduction. *Limnology and Oceanography Letters*, 5: 74–83.
- 1444 Hurley, R. R., Woodward, J. C., Rothwell, J. J. 2017. Ingestion of microplastics by
1445 freshwater Tubifex Worms. *Environmental Science & Technology*, 51: 12844–
1446 12851.
- 1447 Iannilli, V., Di Gennaro, A., Lecce, F., Sighicelli, M., Falconieri, M., Pietrelli, L., Poeta,
1448 G., Battisti, C. 2018. Microplastics in *Talitrus saltator* (Crustacea, Amphipoda):
1449 new evidence of ingestion from natural contexts. *Environmental Science*
1450 *Pollution Research*, 25: 28725–28729.
- 1451 Imhof, H. K., Sigl, R., Brauer, E., Feyl, S., Giesemann, P., Klink, S., Leupolz, K.,
1452 Löder, M. G. J., Löschel, L. A., Missun, J., Muszynski, S., Ramsperger, A. F.

- 1453 R. M., Schrank, I., Speck, S., Steibl, S., Trotter, B., Winter, I., Laforsch, C.
 1454 2017. Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic
 1455 abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. *Marine*
 1456 *Pollution Bulletin*, 116: 340–347.
- 1457 Jantz, L. A., Morishige, C. L., Bruland, G. L., Lepczyk, C. A. 2013. Ingestion of plastic
 1458 marine debris by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*) in the North Pacific
 1459 Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 69: 97–104.
- 1460 Jarrin, M., J. R., Miller, J. A. 2016. Spatial variability of the Zona de surfe fish and
 1461 macroinvertebrate community within dissipative sandy beaches in Oregon,
 1462 USA. *Marine Ecology*, 37(5): 1027–1035.
- 1463 Jiang, Y., Yang, F., Hassan Kazmi, S. S. U., Zhao, Y., Chen, M., Wang, J. 2022. A
 1464 review of microplastic pollution in seawater, sediments and organisms of the
 1465 Chinese coastal and marginal seas. *Chemosphere*.
- 1466 Kang, T., Kim, D., Oh, J. H. 2021. Ingestion of Microplastics by Free-Living Marine
 1467 Nematodes, Especially *Enoplolaimus* Spp., in Mallipo Beach, South
 1468 Korea. *Plankton Benthos Research*, 16: 109–117.
- 1469 Kindt, R., Coe, R. 2005. Tree diversity analysis. In: A manual and software for
 1470 common statistical methods for ecological and biodiversity studies. *World*
 1471 *Agroforestry Centre* (ICRAF), Nairobi, ISBN 92-9059-179-X.
- 1472 Laist, D. W. 1987. Overview of the biological effects of lost and discarded plastic
 1473 debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18 (6 Part B):
 1474 319– 326.
- 1475 Latuta, L. 2019. Macro problem of microplastic: assessment of microplastic pollution
 1476 along the strandline of Kilnsea beach. *Journal Issues*, 20:20.
- 1477 Laurino, I. R. A., Lima, T. P., Turra, A. 2023. Effects of natural and anthropogenic
 1478 storm-stranded debris in upper-beach arthropods: is wrack a prey hotspot for
 1479 birds?. *Science of the Total Environment*, 857.
- 1480 Lefebvre, C., Rojas, I. J., Lasserre, J., Villette, S., Lecomte, S., Cachot, J., Morin B.
 1481 2021. Stranded in the high tide line: spatial and temporal variability of beached
 1482 microplastics in a semi-enclosed embayment (Arcachon, France). *Science of*
 1483 *the Total Environment*, 797: 149144.
- 1484 Lercari, D., Defeo, O. 2006. Large-scale diversity and abundance trends in sandy
 1485 beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics.
 1486 *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68: 27-35.
- 1487 Lo, H. S., Sin, Y. Y., Xu, X., Gorokhova, E., Cheung, S. G. 2022. When small
 1488 becomes smaller: digestive fragmentation of microplastics by crabs. SSRN
 1489 *Electronic Journal Prepr*, 1–23.
- 1490 Lopes, C., Raimundo, J., Caetano, M., Garrido, S. 2020. Microplastic ingestion and
 1491 diet composition of planktivorous fish. *Limnology and Oceanography Letters*, 5
 1492 (1):103–112.
- 1493 Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., Berrow, S., O'Connor, I., Officer, R., O'Brien, J.
 1494 2015. Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic
 1495 cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental*
 1496 *Pollution*, 199: 185-191.
- 1497 Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., Xing, B. 2020. Microplastics in aquatic
 1498 environments: toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental*
 1499 *Pollution*, 261: 114089.
- 1500 Machado, P. M., Costa, L. L., Suciú, M. C., Tavares, D. C., Zalmon, I, R. 2016.
 1501 Extreme storm wave influence on sandy beach macrofauna with distinct
 1502 human pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 107: 125–135.

- 1503 Machado, P. M., Suciú, M. C., Costa, L. L., Tavares, D. C., Zalmon, I. R. 2017.
1504 Tourism impacts on benthic communities of sandy beaches. *Marine Ecology*,
1505 38: 12440.
- 1506 Marengo, J. A., Alves, L.M. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba
1507 do Sul. *Revista Brasileira De Meteorologia*, 20, 215-226.
- 1508 Marin, C. B., Niero, H., Zinnke, I., Pellizzetti, M. A., Santos, P. H., Rudolf, A. C.,
1509 Beltrão, M., de Souza Waltricka, D., Polette, M. 2019. Marine debris and
1510 pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. *Regional*
1511 *Studies in Marine Science*, 31:100771.
- 1512 Mayoma, B. S., Sørensen, C., Shashoua, Y., Khan, F. R. 2020. Microplastics in
1513 Beach Sediments and Cockles (*Anadara antiquata*) along the Tanzanian
1514 Coastline. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 105: 513–
1515 521.
- 1516 McDermid, K. J., McMullen, T. L. 2004. Quantitative analysis of small-plastic debris
1517 on beaches in the Hawaiian archipelago. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 790–
1518 794.
- 1519 McLachlan, A., Brown, A. C. 2006. The Ecology of Sandy Shores.
- 1520 McLachlan, A., Defeo, O. 2018. The Ecology of Sandy Shores. *Academic Press*.
- 1521 Merga, L. B., Redondo-Hasselerharm, P. E., Van den Brink, P. J., Koelmans, A. A.
1522 2020. Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four
1523 fish species and sediment in an African lake. *Science of the Total*
1524 *Environment*, 741: 140527.
- 1525 Moreira F.T., Balthazar-Silva D., Barbosa L., Turra A. 2016. Revealing accumulation
1526 zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution*, 218: 313-
1527 321.
- 1528 Munuera, P., Salvat-Leal, I., Belmonte, A., Romero, D. 2021. Can microplastics
1529 influence the accumulation of pb in tissues of blue crab?. *International Journal*
1530 *of Environmental Research and Public Health*.
- 1531 Naidoo, T., Glassom, D. 2019. Decreased growth and survival in small juvenile fish,
1532 after chronic exposure to environmentally relevant concentrations of
1533 microplastic. *Marine Pollution Bulletin*, 145: 254-259.
- 1534 Narmatha-Sathish, M., Immaculate Jeyasanta, K., Patterson, J. 2020. Monitoring of
1535 microplastics in the clam *Donax cuneatus* and its habitat in Tuticorin coast of
1536 Gulf of Mannar (GoM), India. *Environmental Pollution*, 266, 115219.
- 1537 Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara,
1538 R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward,
1539 M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand,
1540 S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G.,
1541 Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T.,
1542 Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. 2022. vegan: Community Ecology
1543 Package. R package version 2.6-4. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=vegan)
1544 [project.org/package=vegan](https://CRAN.R-project.org/package=vegan).
- 1545 Omena, E. P., Lavrado, H. P., Paranhos, R., Silva, T. A. 2012. Spatial distribution of
1546 intertidal sandy beach polychaeta along an estuarine and morphodynamic
1547 gradient in an eutrophic tropical bay. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 1861–1873.
- 1548 Ory, N. C., Sobral, P., Ferreirad, J. F., Thiel, M. 2017. Amberstripe scad *Decapterus*
1549 *muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod
1550 prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific
1551 subtropical gyre. *Science of the Total Environment*, 586: 430-437.
- 1552 PLASTICS EUROPE. Plastics – the Facts 2019: An analysis of European plastics
1553 production, demand and waste data. Disponível em:

- 1554 [https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2019-Plastics-the-](https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2019-Plastics-the-facts.pdf)
1555 [facts.pdf](https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2019-Plastics-the-facts.pdf)
- 1556 Pegado, T. de S. e S., Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei,
1557 L., Giarrizzo, T. 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from
1558 the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 814–821.
- 1559 Peters, C. A., Thomas, P. A., Rieper, K. B., Bratton, S. P. 2017. Foraging
1560 preferences influence microplastic ingestion by six marine fish species from
1561 the Texas Gulf Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 124: 82–88.
- 1562 Pinheiro, L. M., Ivar do Sul, J. A., Costa. M. F. 2020. Uptake and ingestion are the
1563 main pathways for microplastics to enter marine benthos: A review.” *Food*
1564 *Webs*, 24 (6): e00150.
- 1565 Piñon-Colin, T. J., Rodriguez-Jimenez, R., Pastrana-Corral, M.A., Rogel-Hernandez,
1566 E., Wakida, F.T. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California
1567 Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 131: 63-71.
- 1568 Possatto, F. E., Barletta, M., Costa, M. F., Ivar do Sul, J. A., Dantas, D. V. 2011.
1569 Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact.
1570 *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1098–1102.
- 1571 Pozo, K., Gomez, V., Torres, M., Vera, L., Nuñez, D., Oyarzún, P., Mendoza, G.,
1572 Clarke, B., Fossi, M. C., Bains, M., Přibylková, P., Klánová, J. 2019. Presence
1573 and characterization of microplastics in fish of commercial importance from the
1574 Biobío region in Central Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 315–319.
- 1575 R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. *R*
1576 *Foundation for Statistical Computing*, Austria, Vienna. [http://www.R-](http://www.R-project.org/)
1577 [project.org/](http://www.R-project.org/)
- 1578 Renzi, M., Cilenti, L., Scirocco, T., Grazioli, E., Anselmi, S., Broccoli, A., Pauna, V.,
1579 Provenza, F., Specchiulli, A. 2020. Litter in alien species of possible
1580 commercial interest: the blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) as
1581 case study. *Marine Pollution Bulletin*, 157.
- 1582 Reyes-Martínez, M. J., Lercari, D., Ruíz-Delgado, M. C., Sánchez-Moyano, J.
1583 E., Jiménez-Rodríguez, A., Pérez-Hurtado, A., García-García, F. J. 2014.
1584 Human pressure on sandy beaches: implications for trophic functioning.
1585 *Estuaries and Coasts*, 38: 1782-1796.
- 1586 Rojas, R. R., Arango-Mora, C., Nolorbe-Payahua, C., Medina, M., Vasquez, M.,
1587 Flores, J., Murayari, F., Vásquez, C., Almeida, V. de, Ramos, W., Rios Isern,
1588 E., Marapara Del Aguila, J., Castro, J. C., Del Aguila, J., Diaz Jarama, F.,
1589 Vasconcelos-Souza, M. 2023. Microplastic occurrence in fish species from the
1590 Iquitos region in Peru, western Amazonia. *Acta Amazon*, 53: 65–72.
- 1591 Romeo, T., Pietro, B., Peda, C., Consoli, P., Andaloro, F., Fossi, M, C. 2015. First
1592 evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the
1593 Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 358–361.
- 1594 Ronda, A. C., Menéndez, M. C., Tombesi, N., Alvarez, M., Tomba, J. P., Silva, L. I.,
1595 Arias, A. H. 2023. Microplastic levels on sandy beaches: are the effects of
1596 tourism and coastal recreation really important?. *Chemosphere*, 316, 137842.
- 1597 Root, R, B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey
1598 gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37: 317– 350.
- 1599 Rummel, C. D., Annika, J., Gorokhova, E., Kuhnel, D., Jansen, M. S. 2017. Impacts
1600 of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the
1601 aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 4 (7): 258-267.
- 1602 Sánchez-Hernández, L. J., Ramírez-Romero, P., Rodríguez-González, F., Ramos
1603 Sánchez, V. H., Marquez Montes, R. A., Romero-Paredes Rubio, H., Sujitha,
1604 S. B., Jonathan, M. P. 2021. Seasonal evidences of microplastics in

- 1605 environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico,
1606 Mexico. *Chemosphere*, 277.
- 1607 Savoca, M., Tyson, C., McGill, M., Slager, C. 2017. Odours from marine plastic
1608 debris induce food search behaviours in a forage fish. *Proceedings of the*
1609 *Royal Society B: Biological Sciences*, 284.
- 1610 Sbrana, A., Valente, T., Scacco, U., Bianchi, J., Silvestri, C., Palazzo, L., de Lucia, G.
1611 A., Valerani, C., Ardizzone, G., Matiddi, M. 2020. Spatial variability and
1612 influence of biological parameters on microplastic ingestion by *Boops boops*
1613 (L.) along the Italian coasts (Western Mediterranean Sea). *Environmental*
1614 *Pollution*, 263: 114429.
- 1615 SecTur, <<https://www.pmsfi.rj.gov.br/>>. Acesso em 18 abril 2020.
- 1616 Severinghaus, W, D. 1981. Guild theory development as a mechanism for assessing
1617 environmental impact. *Environmental Management*, 5: 187–190.
- 1618 Shaw, D. G., Day, R. H. 1994. Color-dependent and form-dependent loss of plastic
1619 microdebris from the North Pacific-Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 28, 39–
1620 43.
- 1621 Suciú, M. C., Tavares, D. C., Costa, L. L., Silva M. C. L., Zalmon, I. R. 2017.
1622 Evaluation of environmental quality of sandy beaches in southeastern Brazil.
1623 *Marine Pollution Bulletin*, 119: 133–142.
- 1624 Suebala, W., Yeemin, T., Sutthacheep, M., Sangiamdee, D., Phaoduang, S.,
1625 Sangsawang, L., Rangseethampanya, P., Wongnutpranont, A. 2018.
1626 Comparing the abundance of microplastics in the wedge shell, *Donax*
1627 *semigranosus* from ta kuan and leam mea phim beaches, Rayong
1628 Province. *Ramkhamhaeng International*
1629 *Journal of Science and Technology*, 1, 25–32.
- 1630 Tanaka, K., Takada, H. 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive
1631 tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports*, 6:
1632 34351.
- 1633 Tan, X., Yu, X., Cai, L., Wang, J., Peng, J. 2019. Microplastics and associated PAHs
1634 in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China.
1635 *Chemosphere*, 221: 834-840.
- 1636 Thompson, R, C., Olsen, Y., Mitchell, R, P., Davis, A., Rowland, S, J., John, A. W,
1637 G., McGonigle, D., Russel, A, E. 2004. Lost at Sea: where is all the plastic?.
1638 *Science*, 304: 838.
- 1639 Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., Swan, S. H. 2009. Plastics, the
1640 environment and human health: current consensus and future trends.
1641 *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*, 364:
1642 2153–2166.
- 1643 Tlili, S., Jemai, D., Brinis, S., Regaya, I. 2020. Microplastics Mixture Exposure at
1644 Environmentally Relevant Conditions Induce Oxidative Stress and
1645 Neurotoxicity in the Wedge Clam *Donax trunculus*. *Chemosphere*, 258,
1646 127344.
- 1647 Tosetto, L., Brown, C., Williamson, J. E. 2016. Microplastics on beaches: ingestion
1648 and behavioural consequences for beachhoppers. *Marine Biology*, 199: 163–
1649 176.
- 1650 Truchet, D. M., López, A. D. F., Arduzzo, M. G., Rimondino, G. N., Buzzi, N. S.,
1651 Malanca, F. E., Spetter, C. V., Severini, M. D. F. 2021. Microplastics in
1652 Bivalves, Water and Sediments from a Touristic Sandy Beach of
1653 Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 173.

1654 Turner, A., Holmes, L. 2011. Occurrence, distribution and characteristics of beached
1655 plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean).
1656 *Marine Pollution Bulletin*, 62: 377-381.

1657 Turra, A., Denadai, M. R. 2015. Protocolos para o monitoramento de habitats
1658 bentônicos costeiros. Rede de monitoramento de habitats bentônicos
1659 costeiros – ReBentos. *Departamento de Oceanografia Biológica, Universidade*
1660 *de São Paulo, Brasil*.

1661 Ugolini, A., Ungherese, G., Ciofini, M., Lapucci, A., Camaiti, M. 2013. Microplastic
1662 debris in sandhoppers. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 129: 19–22.

1663 UNEP, 2005. Marine Litter an Analytical Overview. *United Nations Environment*
1664 *Programme*, p 47.

1665 Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J., Janssen, C. R. 2015.
1666 Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects.
1667 *Marine Environmental Research*.

1668 Vendel, A. L., Bessa, F., Alves, V. E. N., Amorim, A. L. A., Patrício, J., Palma, A. R.
1669 T. 2017. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical
1670 estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 117:
1671 448–455.

1672 Vermeiren, P., Lercari, D., Munoz, C. C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero,
1673 G., Defeo, O. 2021. Sediment grain size determines microplastic exposure
1674 landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environmental Pollution*, 286.

1675 Waddell, E. N., Lascelles, N., Conkle, J. L. 2020. Microplastic contamination in
1676 Corpus Christi Bay blue crabs, *Callinectes sapidus*. *Limnology and*
1677 *Oceanography Letters*.

1678 Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., Li, M. 2016. The behaviors of microplastics in
1679 the marine environment. *Marine Environmental Research*, 113: 7-17.

1680 Wei, T., Simko, V. 2021. R package “corrplot”: Visualization of a correlation matrix
1681 (Version 0.88). github.com/taiyun/corrplot.

1682 Wickham, H., 2016. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. *Springer-Verlag*,
1683 New York.

1684 Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S. 2013. The physical impacts of
1685 microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178:
1686 483–492.

1687 Xiao, N., 2018. Ggsci: scientific journal and Sci-fi themed color palettes for 'ggplot2'.
1688 R package version 2.9. <https://CRAN.R-project.org/package=ggsci>.

1689 Xu, X. Y., Lee, W. T., Chan, A. K. Y., Lo, H. S., Shin, P. K. S., Cheung, S. G. 2017.
1690 Microplastic ingestion reduces energy intake in the clam *Atractodea striata*.
1691 *Marine Pollution Bulletin*, 124: 798–802.

1692 Xu, X., Wong, C. Y., Tam, N. F. Y., Lo, H. S., Cheung, S. G. 2020. Microplastics in
1693 Invertebrates on Soft Shores in Hong Kong: Influence of Habitat, Taxa and
1694 Feeding Mode. *Science of the Total Environment*, 715, 136999.

1695 Zielinski, S., Botero, C. M., Yanes, A. 2019. To clean or not to clean ? A critical
1696 review of beach cleaning methods and impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 139:
1697 390-401.

1698
1699
1700
1701
1702
1703
1704

1705 **10. APÊNDICES**

1706

1707 Apêndice 1. Guilda, habitat e método de coleta dos peixes e macroinvertebrados
1708 analisados no presente estudo.

1709

GRUPO	ESPÉCIES	N	GUILDA	HABITAT	MÉTODO DE COLETA	REFERÊNCIAS
PEIXES	<i>Anchovia clupeioides</i>	9	Planctívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	66	Planctívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Ariidae</i>	42	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Arius grandicassis</i>	97	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Atherinella brasiliensis</i>	75	Onívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Bagre marinus</i>	1	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Belonidae sp</i>	1	Carnívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Brevoortia sp</i>	1	Planctívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Caranx latus</i>	13	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Cathorops spixii</i>	5	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Conodon nobilis</i>	59	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	21	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Engraulidae</i>	51	Planctívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Genidens genidens</i>	10	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Harengula clupeiola</i>	10	Planctívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Hoplias malabaricus</i>	1	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Larimus breviceps</i>	15	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	15	Carnívoro	Pelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Menticirrhus americanus</i>	15	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Mugil sp</i>	14	Detritívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Mugilidae sp</i>	9	Detritívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Netuma barba</i>	4	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Polydactylus oligodon</i>	1	Onívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Polydactylus sp</i>	27	Onívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Polydactylus virginicus</i>	1	Onívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Sciaenidae sp</i>	12	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Sciaenidae sp 1</i>	2	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Sciaenidae sp 2</i>	2	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Selene vomer</i>	2	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	1	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Stellifer rastrifer</i>	17	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Stellifer sp</i>	1	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Stellifer stellifer</i>	1	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Syngnathus folletti</i>	2	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Tetraodontidae</i>	1	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Tetraodontiformes</i>	2	Carnívoro	Demersal	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Trachinotus carolinus</i>	24	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Trachinotus falcatus</i>	1	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase
	<i>Trachinotus goodei</i>	85	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase
<i>Trachinotus sp</i>	2	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase	
<i>Trichiurus lepturus</i>	3	Carnívoro	Bentopelágico	Rede de arrasto	FishBase	
<i>Não identificado</i>	25	-	-	Rede de arrasto	-	
Crustacea	<i>Arenaeus cribrarius</i>	3	Carnívoro	Zona de surfe	Rede de arrasto	Warner, 1977
	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	97	Depositívoro	Supralitoral	Armadilha de queda	Gianuca, 1983
	<i>Callichirus corruptus</i>	85	Suspensívoro	Entremarés	Bomba de sucção	Stoner & Buchanan, 1990
	<i>Callinectes bocourti</i>	3	Carnívoro	Zona de surfe	Rede de arrasto	Stoner & Buchanan, 1990
	<i>Callinectes sapidus</i>	60	Onívoro	Zona de surfe	Rede de arrasto	Stoner & Buchanan, 1990
	<i>Emerita brasiliensis</i>	70	Suspensívoro	Entremarés	Manual	Veloso & Cardoso, 1999
	<i>Exciroilana braziliensis</i>	130	Depositívoro	Entremarés	Corer	Castro & Brum, 1969
	<i>Lepipoda richmondi</i>	1	Suspensívoro	Entremarés	Manual	Perez, 1999
	<i>Ocypode quadrata</i>	53	Carnívoro	Supralitoral	Manual	Pinotti et al., 2014
	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	65	Depositívoro	Zona de surfe	Rede de arrasto	Dall et al., 1990
Mollusca	<i>Donax hanleyanus</i>	12	Suspensívoro	Entremarés	Manual	Aruuda et al., 2003
	<i>Olivancillaria auricularia</i>	3	Carnívoro	Entremarés	Manual	Teso & Pastorino,

Insecta

Phaleria testacea

115

Depositívoro

Supralitoral

Manual

1710

1711

1712

1713

1714

1715

1716

1717

Apêndice 2. Modelos lineares generalizados com distribuição de Poisson testando o efeito de características ecológicas (modo de alimentação e habitat) e nível de urbanização (métrica de modificação humana por Kennedy *et al.* 2019) na concentração de microplástico em macroinvertebrados e peixes de seis setores de praias arenosas no sudeste do Brasil. Valores significativos são marcados em negrito.

Macroinvertebrados	Estimativa	Erro padrão	valor-z	P
Intercept	-3.399	1.482	-2.293	0.0218
Depositívoros (DEP)	6.050	1.483	4.079	<0.0001
Suspensívoros (SUS)	4.108	1.572	2.612	0.0089
Urbanização (URB)	2.493	2.359	1.057	0.2906
DEP X URB	1.115	2.360	0.472	0.6367
SUS X URB	-4.911	2.556	-1.922	0.0547
	Estimativa	Erro padrão	valor-z	P
Intercept	1.7671	0.062	28.612	<0.0001
Supralittoral (SUP)	-1.6449	0.116	-14.133	<0.0001
Zona de surfe (SZO)	-0.7961	0.735	-1.083	0.2790
Urbanização (URB)	2.8000	0.103	27.213	<0.0001
SUP X URB	1.6532	0.187	8.852	<0.0001
SZO X URB	-5.8616	1.208	-4.8530	<0.0001
Peixes	Estimativa	Erro padrão	valor-z	p
Intercept	-9.620	2.424	-3.968	<0.0001
Onívoros (ONI)	2.894	4.105	0.705	0.4808
Planctívoros	8.371	2.506	3.341	0.0008
Urbanização (URB)	11.255	3.648	3.086	0.0020
ONI x URB	-3.950	6.421	-0.615	0.4384
PLA X URB	-10.851	3.792	-2.862	0.0042
	Estimativa	Erro padrão	valor-z	p
Intercept	-6.535	2.516	-2.598	0.0938
Demersal (DEM)	-4.240	4.214	-1.03	0.3030
Pelágico (PEL)	5.249	2.601	2.018	0.0436
Urbanização (URB)	6.605	4.041	1.635	0.1014
DEM X URB	6.606	6.455	1.023	0.3061
PEL X URB	-6.321	4.183	-1.511	0.1307

1718

1719

1720

1721

1722

1723

1724

1725 **Apêndice 3.** Espécies amostradas e compartimentos de coleta.
1726

ESPÉCIES	COMPARTIMENTOS
Peixes	Água Sedimento do entremarés
<i>Callinectes sapidus</i>	Água
<i>Emerita brasiliensis</i>	Sedimento do entremarés
<i>Excirolana braziliensis</i>	
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	Sedimento do entremarés
<i>Ocypode quadrata</i>	Sedimento do
<i>Phaleria testacea</i>	supralitoral

