

**RESÍDUOS SÓLIDOS: PREVALÊNCIA EM VERTEBRADOS
MARINHOS ENCALHADOS E DEPOSIÇÃO EM ECOSSISTEMAS
COSTEIROS DA REGIÃO DOS LAGOS, RIO DE JANEIRO**

RAÍSA DA SILVA COSTA RÊGO

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY
RIBEIRO- UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
JULHO DE 2023**

**RESÍDUOS SÓLIDOS: PREVALÊNCIA EM VERTEBRADOS
MARINHOS ENCALHADOS E DEPOSIÇÃO EM ECOSSISTEMAS
COSTEIROS DA REGIÃO DOS LAGOS, RIO DE JANEIRO**

RAÍSA DA SILVA COSTA RÊGO

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

Orientador: Prof. Dr. Salvatore Siciliano

**CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
JULHO DE 2023**

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

R343 Rêgo, Raísa da Silva Costa.

Resíduos sólidos : prevalência em vertebrados marinhos encalhados e deposição em ecossistemas costeiros da Região dos Lagos, Rio de Janeiro / Raísa da Silva Costa Rêgo. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2023.

90 f. : il.
Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2023.
Orientador: Salvatore Siciliano.

1. Lixo marinho . 2. Ecossistemas marinhos. 3. Conservação. 4. Armação dos Búzios. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

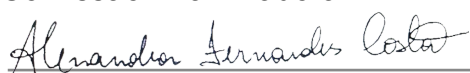
RESÍDUOS SÓLIDOS: PREVALÊNCIA EM VERTEBRADOS
MARINHOS ENCALHADOS E DEPOSIÇÃO EM ECOSSISTEMAS
COSTEIROS DA REGIÃO DOS LAGOS, RIO DE JANEIRO

RAÍSA DA SILVA COSTA RÊGO

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

Aprovada em: 31 de Julho de 2023.

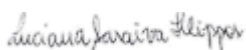
Comissão Examinadora:



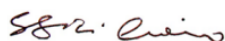
Dr^a Alexandra Fernandes Costa (Doutora em Ecologia Aquática e Pesca) - UFPA



Dr^a Leticia Versiani Gomes da Silva (Doutora em Ciência Animal) - UENF



Dr^a Luciana Saraiva Filippes (Doutora em Oceanografia) - USP



Dr. Salvatore Siciliano (Doutor em Zoologia) - UFRJ
(Orientador)



Governo do Estado do Rio de Janeiro

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada **“Resíduos sólidos: prevalência em vertebrados marinhos encalhados e deposição em ecossistemas costeiros da Região dos Lagos, Rio de Janeiro”** de autoria de Raísa da Silva Costa Rêgo, defendida no dia 31 de julho de 2023.

Campos dos Goytacazes, 10 de outubro de 2023

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN / UENF
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 10/10/2023, às 08:09, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 28º e 29º do [Decreto nº 48.209, de 19 de setembro de 2022](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **61256673** e o código CRC **55541651**.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 61256673

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602 Telefone: - www.uenf.br

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer primeiramente a Deus, por todo cuidado e proteção.

Aos meus pais, Ana e Rogério, pelo apoio incondicional. Um agradecimento em especial ao meu pai pela ajuda nas coletas e por ter me levado em boa parte delas.

Ao meu orientador, Dr. Salvatore Siciliano, pela oportunidade, orientação e toda a contribuição para que eu conseguisse ingressar e finalizar essa pós-graduação. Obrigada pela confiança de que esta dissertação se desenharia em um trabalho relevante para a conservação de ecossistemas e animais marinhos, superando as expectativas do que idealizamos no início dessa trajetória.

Aos meus amigos, Camila, Carlos, Greicy e Mariana que me ajudaram nas coletas de campo, nas correções dos manuscritos e no apoio e ânimo constantes. Vocês foram primordiais na realização deste trabalho e esses dois anos não seriam os mesmos sem vocês. Sou extremamente grata por ter conhecido cada um e levarei vocês para sempre em minha vida.

Não poderia deixar de agradecer novamente a Greicy, especificamente. Além de toda ajuda já mencionada, você contribuiu demais para o início da minha trajetória nas análises estatísticas. Obrigada pela paciência em explicar cada detalhe e por estar comigo em cada passo que eu dava no RStudio. Suas orientações e sugestões foram essenciais para que este trabalho se tornasse o que é e sempre serei grata a você.

Ao SERCAS/UENF e ao professor Carlos Ramon Ruiz pela disponibilidade do espaço físico, pelo acolhimento durante esse tempo e pelas consultorias de como melhorar o meu projeto.

Ao meu namorado Lucas, por sempre me dar forças e acreditar que esse passo era possível quando nem eu mesma acreditava. Obrigada por estar ao meu lado e pela compreensão e parceria diária.

Quero agradecer à Luciane Melo, ao Lucas Pires e ao Henrique Santos que também foram importantes na realização das coletas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais/UENF pela formação de qualidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – pela concessão da bolsa de mestrado durante esses dois anos.

A Prefeitura de Armação de Búzios e a Guarda Ambiental que prestaram todo apoio para a realização deste trabalho e permitiram com que eu realizasse livremente a coleta de resíduos sólidos na Área de Proteção Ambiental da Praia Gorda.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, obrigada.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	XII
RESUMO	XIII
ABSTRACT	XIII
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 OBJETIVOS	4
2.1 Objetivo geral	4
2.2 Objetivos específicos	4
CAPÍTULO I	
VERTEBRADOS MARINHOS ENCALHADOS EM PRAIAS DA REGIÃO DOS LAGOS, RIO DE JANEIRO, E SUAS INTERAÇÕES COM RESÍDUOS SÓLIDOS	5
1 INTRODUÇÃO	5
2 MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 Área de estudo	9
2.2 Coleta e registro dos dados	10
2.3 Análise dos dados	11
3 RESULTADOS	12
4 DISCUSSÃO	20
4.1 Encalhes de vertebrados marinhos	20
4.2 Relação de encalhes com resíduos sólidos	23
CAPÍTULO II	
DEPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO MANGUE DE PEDRA DA PRAIA GORDA E NA PRAIA JOÃO FERNANDES, ARMAÇÃO DOS BÚZIOS, RIO DE JANEIRO	28
1 INTRODUÇÃO	28
2 MATERIAL E MÉTODOS	32
2.1 Área de estudo	32
2.2 Coleta e registro dos dados	36
2.3 Análise dos dados	39
3 RESULTADOS	40
3.1 Padrão de deposição de resíduos	40
3.1.1 Comparação dos ambientes Praia e Mangue	40
3.1.2 Comparação de praias com diferentes históricos de conservação	42
3.2 Caracterização física/morfológica dos resíduos	47
4 DISCUSSÃO	50
4.1 Padrão de deposição de resíduos	51
4.2 Densidade de resíduos	54
4.3 Tipo de resíduos	55
3 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
REFERÊNCIAS	59

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Mapa de localização geográfica da área de estudo mostrando a Região dos Lagos, no litoral do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Autora, 2023). 10

Figura 2. Número de vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, e a quantidade de indivíduos que interagiram com resíduos sólidos durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. 13

Figura 3. Proporções esperadas e observadas do número de indivíduos encontrados com resíduos sólidos encalhados nos municípios amostrados na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. 14

Figura 4. Mapa de densidade de Kernel mostrando a distribuição dos vertebrados marinhos encalhados e dos indivíduos que interagiram com resíduos sólidos, de acordo com o grupo faunístico (aves, mamíferos e répteis), em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. 14

Figura 5. Espécies de vertebrados marinhos encalhados (em cinza) e total de indivíduos encalhados e que interagiram com resíduos sólidos por grupo (répteis: verde, aves: laranja e mamíferos: azul), registrados durante os monitoramentos de praias na Região dos Lagos entre agosto de 2021 e setembro de 2022 (Fonte: PMP-BC/ES). As porcentagens de espécies que interagiram com resíduos sólidos são indicadas no final de cada linha. 16

Figura 6. Presença e ausência de resíduos sólidos em indivíduos marinhos encalhados de diferentes grupos faunísticos: aves, mamíferos e répteis, em praias na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. 17

Figura 7. Origem e localização dos resíduos sólidos encontrados em vertebrados marinhos encalhados em praias na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. *Internamente = ingestão, externamente = emaranhamento, marinho = petrechos de pesca e terrestre = resíduos de outros materiais como fragmentos de sacolas plásticas. 19

Capítulo 2

Figura 1. Área de Proteção Ambiental do Mangue de Pedra da Praia Gorda, localizada em Armação dos Búzios, no estado do Rio de Janeiro, Brasil (Fonte: Autora, 2023). 33

Figura 2. Praia João Fernandes, localizada em Armação dos Búzios, no estado do Rio de Janeiro, Brasil (Fonte: Autora, 2023). 33

Figura 3. Localização geográfica da área de estudo, mostrando a Área de Proteção Ambiental do Mangue de Pedra da Praia Gorda e a Praia João Fernandes, situadas

Figura 4. Esquema do delineamento amostral realizado (Autora, 2023). (A): Amostragem feita na Área de Proteção Ambiental do Mangue de Pedra da Praia Gorda, com pontos na região supralitoral da praia e no mesolitoral, caracterizado pela presença do Mangue de Pedra. (B): Amostragem tanto na APA quanto na Praia João Fernandes, utilizando três transectos perpendiculares à linha da costa, com pontos também no supralitoral e no mesolitoral. Ambas as localidades encontram-se em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil.

37

Figura 5. Número de resíduos sólidos encontrados na região supralitoral da Praia Gorda, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, em cada mês de amostragem, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023. Para cada barra, o traço superior representa o valor máximo (whisker superior), enquanto o traço inferior representa o valor mínimo (whisker inferior). A barra em si equivale ao intervalo interquartil, com o traço inferior representando o 1º quartil, o traço intermediário representando a mediana (2º quartil) e o traço superior representando o 3º quartil.

41

Figura 6. Número de resíduos sólidos encontrados nos ecossistemas manguezal e praia da Área de Proteção Ambiental (APA) do Mangue de Pedra da Praia Gorda, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, no período de dezembro de 2021 a maio de 2022. Para cada barra, o traço superior representa o valor máximo (whisker superior), enquanto o traço inferior representa o valor mínimo (whisker inferior). A barra em si equivale ao intervalo interquartil, com o traço inferior representando o 1º quartil, o traço intermediário representando a mediana (2º quartil) e o traço superior representando o 3º quartil. Os pontos representam os valores extremos.

42

Figura 7. Número de resíduos sólidos encontrados na região supralitoral da Praia João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, em cada mês de amostragem, durante o período de setembro de 2022 a janeiro de 2023. Para cada barra, o traço superior representa o valor máximo (whisker superior), enquanto o traço inferior representa o valor mínimo (whisker inferior). A barra em si equivale ao intervalo interquartil, com o traço inferior representando o 1º quartil, o traço intermediário representando a mediana (2º quartil) e o traço superior representando o 3º quartil.

43

Figura 8. Número de resíduos sólidos encontrados nas regiões supralitoral (1) e mesolitoral (2) das praias Gorda e João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. A cor vermelha representa a região do supralitoral e a cor azul o mesolitoral. Na figura, os valores não estão logaritmizados.

45

Figura 9. Número de resíduos sólidos encontrados nas praias Gorda e João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023, de

acordo com a estação do ano. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. A cor vermelha representa a estação verão e a cor azul o inverno. Na figura, os valores não estão logaritmizados. 46

Figura 10. Número de resíduos sólidos encontrados nas praias Gorda e João Fernandes (JF), em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023, de acordo com a categoria do material. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. A cor vermelha representa a praia Gorda e a cor azul a praia João Fernandes. Na figura, os valores não estão logaritmizados. 49

Figura 11. Número de resíduos sólidos encontrados nas praias Gorda e João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023, de acordo com o tamanho do resíduos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. Na figura, os valores não estão logaritmizados. 50

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Resíduos normalizados das proporções observadas e esperadas durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022 para os municípios de Saquarema, Araruama e Cabo Frio na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, que foram estatisticamente significativas. 15

Tabela 2. Resíduos normalizados da proporção de resíduos sólidos de origem pesqueira (petrechos de pesca) e terrestre (resíduos de outros materiais) encontrados no interior (ingestão) e exterior (emaranhamento) dos corpos de vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. 20

Capítulo 2

Tabela 1. Comparações pareadas usando o teste de soma de postos de Wilcoxon com correção de continuidade. Método de ajuste do valor de p: Bonferroni. 44

Tabela 2. Modelo linear generalizado com distribuição gaussiana incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função da região da praia (mesolitoral e supralitoral) e da interação entre as regiões e as praias Gorda e João Fernandes. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados. 44

Tabela 3. Modelo linear generalizado com distribuição binomial negativa, incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função da praia e da interação entre a praia e a estação. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados. 46

Tabela 4. Modelo linear generalizado com distribuição gaussiana incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função da interação entre as categorias do material e as praias Gorda e João Fernandes. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados. 48

Tabela 5. Modelo linear generalizado com distribuição gaussiana incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função do tamanho dos itens. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados. 50

RESUMO

Com a proximidade das populações humanas aos ecossistemas costeiros, o oceano e sua biota vêm sofrendo impactos. Devido ao aumento na introdução de poluentes e na contaminação das águas e dos organismos marinhos e costeiros, esta pesquisa teve como objetivo analisar a prevalência de resíduos sólidos em vertebrados marinhos encalhados, assim como seus padrões de deposição em ecossistemas costeiros da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, Brasil. Este estudo foi dividido em dois capítulos, abordando a interação entre os resíduos sólidos e os vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, e tratando dos padrões de deposição de resíduos sólidos encontrados em praias do município de Armação dos Búzios (Região dos Lagos), sendo elas Praia Gorda e Praia João Fernandes. Pretendeu-se compreender o estado de conservação das praias amostradas quanto à poluição marinha e fazer uma associação entre os resíduos sólidos e os impactos existentes para espécies de vertebrados marinhos da região. O estudo do capítulo I foi desenvolvido com animais encontrados encalhados ao longo de 38 praias da Região dos Lagos. Os dados de ocorrência de fauna e de necropsias foram de domínio público, oriundos do Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e do Espírito Santo. Durante o período amostrado (agosto de 2021 a setembro de 2022), foram registrados 1092 encalhes. Os vertebrados marinhos encalhados na região têm interagido com resíduos sólidos. Essas interações apresentaram padrões em relação a estação do ano, município amostrado, grupo faunístico, sexo, classe etária, origem do resíduo e localização do item encontrado no corpo do animal. O grupo dos répteis foi o que mais interagiu com resíduos e a espécie *Chelonia mydas* foi predominante. O estudo do capítulo II incluiu as regiões da Praia Gorda e a Praia João Fernandes, e foram analisados os resíduos sólidos coletados em dois períodos: dezembro de 2021 a maio de 2022 (amostragem A) e setembro de 2022 a janeiro de 2023 (amostragem B). O primeiro conjunto de amostras foi coletado exclusivamente na Praia Gorda, enquanto o segundo foi realizado em ambas as praias. O número total de itens coletados na amostragem A foi de 578, com uma média mensal de $96,3 \pm 56,8$ DP. Na amostragem B, foram encontrados 359 itens na Praia Gorda e 299 itens na Praia João Fernandes, totalizando 658 resíduos. As médias mensais foram de $71,8 \pm 59,4$ DP e $59,8 \pm 54,8$ DP em cada praia, respectivamente. Este estudo contribui para o escasso registro da dinâmica do lixo marinho na Região dos Lagos, no Rio de Janeiro. Os resultados obtidos nesta pesquisa fornecem dados sobre os padrões de deposição de itens poluentes em diferentes ecossistemas e praias com históricos distintos de visitação e conservação. Além disso, este estudo auxilia na identificação de áreas críticas e estimula a conservação dos ecossistemas amostrados. A Praia Gorda se mostrou um modelo para monitorar a deposição de resíduos sólidos e seu impacto na fauna de vertebrados marinhos da região.

Palavras-chave: lixo marinho, ecossistemas marinhos, conservação, Armação dos Búzios.

ABSTRACT

With the proximity of human populations to coastal ecosystems, the ocean and its biota have been impacted. Due to the increase in the introduction of pollutants and the contamination of marine and coastal waters and organisms, this research aimed to analyze the prevalence of solid waste in stranded marine vertebrates, as well as their deposition patterns in coastal ecosystems of the Lakes Region, Rio de Janeiro, Brazil. This study was divided into two chapters, addressing the interaction between solid waste and marine vertebrates stranded on beaches in the Lakes Region, and dealing with the patterns of solid waste deposition found on beaches in the municipality of Armação dos Búzios (Lakes Region), they are Gorda beach and João Fernandes beach. The objective was to understand the conservation status of the sampled beaches in terms of marine pollution and make an association between solid waste and the existing impacts on marine vertebrate species in the region. The study in chapter I was developed with animals found stranded on 38 beaches in the Lakes Region. The fauna occurrence and necropsy data were in the public domain, coming from the Campos and Espírito Santo Basins Beach Monitoring Project. During the sampled period (August 2021 to September 2022), 1092 strandings were recorded. Marine vertebrates stranded in the region have interacted with solid waste. These interactions showed patterns in relation to the season of the year, municipality sampled, faunal group, sex, age class, origin of the residue and location of the item found in the animal's body. The reptile group was the one that interacted most with the waste and the *Chelonia mydas* species was predominant. The study in chapter II covered the regions of Gorda beach and João Fernandes beach, analyzing solid waste collected in two periods: December 2021 to May 2022 (sample A) and September 2022 to January 2023 (sample B). The first set of samples was collected exclusively at Gorda beach, while the second was carried out on both beaches. The total number of items collected in sample A was 578, with a monthly average of 96.3 ± 56.8 SD. In sampling B, 359 items were found in Gorda beach and 299 items in João Fernandes beach, totaling 658 residues. The monthly averages were 71.8 ± 59.4 SD and 59.8 ± 54.8 SD on each beach, respectively. This study contributes to the scarce record of the dynamics of marine litter in the Lakes Region, in Rio de Janeiro. The results obtained in this research provide data on the deposition patterns of polluting items in different ecosystems and beaches with different visitation and conservation histories. Furthermore, this study helps to identify critical areas and encourages the conservation of the sampled ecosystems. Gorda beach proved to be a model for monitoring the deposition of solid waste and its impact on the region's marine vertebrate fauna.

Keywords: marine litter, marine ecosystems, conservation, Armação dos Búzios.

1 INTRODUÇÃO GERAL

A zona costeira é definida como uma área de transição entre os sistemas marinho e terrestre, sendo influenciada por processos atmosféricos, oceanográficos e antrópicos (Perez *et al.*, 2009). A maior parte da população mundial vive em áreas costeiras ou bem próximas a elas (Skinner, 2020). Por exemplo, no Brasil, a área litorânea possui cerca de 8.500 km de extensão (Dias Filho *et al.*, 2011), abrange a maior parte do Atlântico Sul Ocidental e abriga uma grande diversidade fisiográfica, oriunda dos diferentes substratos e condições climáticas existentes ao longo da costa (Neves e Muehe, 2008). Nessa região litorânea são residentes mais de 50 milhões de pessoas (Zamboni *et al.*, 2021).

Com a proximidade das populações humanas aos ecossistemas costeiros, o oceano e sua biota vêm sofrendo impactos atribuídos às atividades de exploração insustentável de recursos naturais e a acelerada urbanização dessas áreas nas últimas décadas (Santana-Neto *et al.*, 2011; Mayorga *et al.*, 2020). Logo, tem havido um aumento na introdução de poluentes e na contaminação das águas e dos organismos marinhos e costeiros (Hatje *et al.*, 2018). Especificamente, os resíduos sólidos, uns dos poluentes mais comuns nas áreas costeiras, têm sua entrada no meio marinho devida à má gestão pública ao tratar da geração e consumo em larga escala de produtos e ao descarte incorreto dos itens (Carvalho, 2021).

No Brasil, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabelecida pela Lei 12.305/2010, entende-se basicamente como “resíduo sólido” o material, substância ou bem descartado no estado sólido, sendo resultante de atividades antrópicas. Quando alcançam o ambiente marinho e costeiro, os resíduos sólidos podem ser chamados de lixo marinho (Cheshire *et al.*, 2009). As atividades pesqueiras, esgotos domésticos, turismo e recreação, são fontes geradoras destes materiais poluentes (Tourinho, 2007).

Os resíduos sólidos conferem danos à biota, contribuem para a degradação dos ecossistemas marinhos e costeiros e geram impactos econômicos e sociais (Rosa, 2020). A ameaça à fauna representada pelos resíduos sólidos, tais como redes de pesca e plásticos no geral, ocorre principalmente via emaranhamento e/ou ingestão pelos animais. Esta interação entre itens poluentes e organismos pode impedir a locomoção, respiração e/ou alimentação, obstruir e provocar lacerações no

trato gastrointestinal, e intoxicar, levando a efeitos toxicológicos deletérios nos indivíduos (Derraik, 2002; Schuyler *et al.*, 2014).

Além dos prejuízos ambientais que comprometem a estabilidade e funções ecológicas dos ecossistemas, a poluição marinha tem um impacto negativo no turismo, comprometendo o valor cênico e as atividades recreativas nas regiões costeiras. Consequentemente, a economia local, vinculada às atividades turísticas, também é afetada (Pianowski, 1997; Corraini *et al.*, 2018). No contexto atual, os resíduos sólidos são onipresentes, visto que são encontrados desde as praias até lugares mais remotos (Van Cauwenberghe *et al.*, 2013). Esse problema é mundial e crescente, sendo uma das classes de contaminantes mais prejudiciais à saúde dos oceanos (Behera *et al.*, 2021).

Com isso, estudos abordando a questão dos resíduos sólidos vêm sendo realizados em todo o mundo, estimando principalmente a quantidade e a qualidade dos itens encontrados nos ambientes (Bruno e Santos, 2012) e os associando à fauna marinha/costeira (Araújo e Silva-Cavalcanti, 2016). No Brasil, ditos estudos majoritariamente abordam a origem e rastreio destes materiais em praias (Araújo e Costa, 2007; Neves *et al.*, 2011; Fernandino, 2012) e em vertebrados marinhos, como aves (Nascimento *et al.*, 2022), mamíferos (Baulch e Perry, 2014) e tartarugas (Santos *et al.*, 2015).

Diante da necessidade de mitigar os impactos causados pelos resíduos sólidos, os estudos realizados em ecossistemas marinhos e costeiros podem fornecer dados sobre a quantidade e a composição dos itens poluentes, a origem e o transporte do resíduo, os padrões de deposição, a diversidade de espécies presentes e ameaçadas, além dos impactos socioeconômicos. Estas informações são importantes em monitoramentos de tendências temporais de contaminação (Vieira *et al.*, 2011; Almeida *et al.*, 2013). Portanto, entender as fontes geradoras de resíduos e a relação com os fatores morfodinâmicos do meio é crucial para embasar a adoção de medidas eficazes de gestão ambiental (Corrêa *et al.*, 2019). Além disso, analisar a interação destes poluentes com os animais marinhos pode fornecer informações sobre aspectos da biologia das espécies e suas ameaças. Dentre eles, o risco de contaminação nas áreas de forrageamento ou devido ao hábito alimentar, além de conceder informações para a implantação de práticas de conservação melhor direcionadas (López-Mendilaharsu *et al.*, 2020).

Conjuntamente, com o incremento do conhecimento popular sobre resíduos e poluentes nas praias e regiões litorâneas, comunidades costeiras têm demandado a realização de estudos e ações sobre o acúmulo de lixo e preservação do ecossistema costeiro onde elas residem. Um desses casos o constitui a localidade da Praia Gorda, situada em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, no Sudeste do Brasil. Isto deve-se ao volume de resíduos sólidos constantemente acumulados no local (Moreira, 2021). Essa problemática é agravada pela falta de limpeza diária na região por órgãos públicos responsáveis. Incluída em uma Área de Proteção Ambiental (APA), criada pelo Decreto Municipal Nº 1059 de Novembro de 2018, a Praia Gorda apresenta importância ecológica e econômica-social, devido a existência do Mangue de Pedra com a sua incomum formação geológica (Santos, 2016), e pelo uso pesqueiro por parte dos remanescentes da comunidade quilombola do bairro da Rasa (Mansur, 2010).

Além disso, a região costeira do Rio de Janeiro constitui uma área monitorada pelo Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e do Espírito Santo (PMP-BC/ES), a fim de registrar os animais marinhos encalhados na região. O PMP é realizado pela empresa Petrobrás, como condicionante da licença ambiental imposta pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a fim de que a empresa possa efetuar legalmente suas atividades de produção e escoamento de petróleo e gás natural na região. Sendo assim, buscou-se verificar se a Praia Gorda poderia ser usada como um modelo de validação para monitorar a deposição de resíduos sólidos e o efeito tido na fauna de vertebrados marinhos na região, questão avaliada pelo PMP. O mesmo programa, sendo um monitoramento a longo prazo, brinda a possibilidade de avaliar o impacto direto desses resíduos na mortalidade de vertebrados marinhos ao longo do tempo e no decorrer de toda a região costeira do estado. Sendo assim, este estudo foi dividido em dois capítulos que apresentam formato de artigos. O Capítulo I aborda a interação entre os resíduos sólidos e os vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, no estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. Enquanto isso, o Capítulo II trata dos padrões de deposição de resíduos sólidos encontrados em praias do município de Armação dos Búzios (Região dos Lagos), sendo elas Praia Gorda e Praia João Fernandes. A partir deste estudo pretendeu-se compreender o estado de conservação das praias amostradas quanto à poluição

marinha e fazer uma associação entre os resíduos sólidos e os impactos existentes para espécies de vertebrados marinhos da região.

2 OBJETIVOS

Nesse contexto, se apresentam como objetivos para esta pesquisa:

2.1 Objetivo geral

Analisar a prevalência de resíduos sólidos em vertebrados marinhos encalhados, assim como seus padrões de deposição em ecossistemas costeiros da Região dos Lagos, Rio de Janeiro.

2.2 Objetivos específicos

- I. Analisar dados de ocorrência e de necropsia de vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, com o intuito de investigar as interações existentes entre os resíduos sólidos e a fauna de vertebrados marinhos.
- II. Avaliar qualitativa e quantitativamente os resíduos sólidos presentes em duas praias com diferentes históricos de visitação e conservação no litoral de Rio de Janeiro.

CAPÍTULO I

VERTEBRADOS MARINHOS ENCALHADOS EM PRAIAS DA REGIÃO DOS LAGOS, RIO DE JANEIRO, E SUAS INTERAÇÕES COM RESÍDUOS SÓLIDOS

1 INTRODUÇÃO

O lixo marinho, composto por resíduos sólidos, constitui um dos principais grupos de poluentes presentes nos oceanos e mares do mundo (Gal e Thompson, 2015). Embora sejam compostos por diversos tipos de materiais, o plástico é o resíduo sólido mais predominante (Kelly *et al.*, 2023). Estima-se que entre quatro e doze milhões de toneladas de plástico entrem nos oceanos anualmente (Jambeck *et al.*, 2015), sendo que o lixo marinho é formado por até 97% do material (Di Benedetto e Siciliano, 2017).

O uso do plástico em larga escala se justifica pelo baixo custo, versatilidade e durabilidade do material (Cózar *et al.*, 2014). No entanto, devido à sua longevidade, baixa densidade e alto poder de flutuabilidade, os plásticos podem ser encontrados dispersos no ar atmosférico, em sedimentos e em corpos d'água por muitos anos (Lucio *et al.*, 2019). Além disso, o plástico tem sido encontrado em regiões remotas (Lavers e Bond, 2017) e em profundidades cada vez maiores no ambiente marinho (Chiba *et al.*, 2018).

Os plásticos e outros resíduos sólidos como vidro e metal, contribuem com a degradação de habitats naturais, como recifes de corais (Luo *et al.*, 2021) e manguezais (Nama *et al.*, 2023). Ademais, os resíduos sólidos impactam negativamente a fauna marinha, causando o adoecimento e/ou mortalidade dos animais que interagem com eles e eventuais encalhes (Stelfox *et al.*, 2016). De acordo com Klopertanz *et al.* (2022), os principais resíduos sólidos com os quais os animais marinhos interagem são embalagens plásticas e petrechos de pesca (Denuncio *et al.*, 2011). Segundo Kühn e Van Franeker (2020), pelo menos 914 espécies de animais marinhos em todo o mundo são afetadas pelo emaranhamento e ingestão de resíduos plásticos. Entre as espécies acometidas, encontram-se representantes de peixes (Rios-Fuster *et al.*, 2019; Markic *et al.*, 2020), répteis (Colferai *et al.*, 2017; Staffieri *et al.*, 2019), aves (Ryan, 2018; Brentano *et al.*, 2020), mamíferos marinhos (Brentano e Petry, 2020; Kelly *et al.*, 2023) e invertebrados (Carvalho-Souza *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2019).

O emaranhamento e a ingestão de resíduos sólidos podem limitar o forrageamento, alimentação e reprodução de animais marinhos, causando danos físicos e fisiológicos nos indivíduos (Agamuthu *et al.*, 2019). Os efeitos físicos são caracterizados por lesões e obstruções do trato respiratório e gastrointestinal dos espécimes, podendo levá-los à morte por asfixia ou inanição (ocasionada pela falsa sensação de saciedade) (Awabdi *et al.*, 2013; Klopertanz *et al.*, 2022). Enquanto isso, os danos fisiológicos ocorrem devido à intoxicação dos indivíduos por produtos químicos presentes em materiais poluentes, como os aditivos plásticos (Valente *et al.*, 2021).

Espécies de vertebrados marinhos que se alimentam na superfície da água são frequentemente associadas à ingestão de resíduos plásticos, os quais têm o potencial de se acumular nessa região (Bond *et al.*, 2013; Petersen *et al.*, 2016). Além disso, sugere-se que indivíduos mais jovens tendem a ingerir mais resíduos plásticos do que os adultos (Kühn e Franeker, 2020). Isso pode ser explicado pela falta de experiência no forrageamento, pela preferência por ambientes costeiros durante a fase juvenil (especialmente em espécies como *Chelonia mydas*, tartaruga-verde), uma vez que essas áreas tendem a acumular mais resíduos sólidos, e também pela transferência de resíduos através da alimentação pelos progenitores, incluindo o processo de regurgitação observado em aves (Kühn *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2018). Paralelamente, a ingestão indireta de resíduos através do processo de bioacumulação não deve ser desconsiderada, pois esses resíduos podem estar presentes no trato digestivo das presas das quais esses animais se alimentam (Denuncio *et al.*, 2011).

A revisão mais recente que quantifica a interação da biota marinha com resíduos plásticos em todo o mundo é o estudo de Kühn e Van Franeker (2020). Neste estudo, a ordem das aves conhecida como Procellariiformes (albatrozes, petréis e similares) foi identificada como a mais afetada em termos de número de espécies. Em sua maioria, os indivíduos desta ordem apresentam mergulho de forrageamento raso e capacidade reduzida de regurgitar, o que pode sugerir contaminação recorrente (Barbieri, 2009). Existem também relatos da interação de resíduos sólidos em outras ordens de aves marinhas, tais como Charadriiformes (*Larus dominicanus* - gaivota; *Onychoprion fuscatus* - gaivina-de-dorso-preto) (Witteveen *et al.*, 2016; Costa *et al.*, 2020), Sphenisciformes (*Spheniscus magellanicus* - pinguim-de-magalhães) (Brandão *et al.*, 2011; Di Benedetto e

Siciliano, 2017), e Suliformes (*Sula leucogaster* - atobá-marrom) (Grant *et al.*, 2018; Brentano *et al.*, 2020). A ordem Charadriiformes, que inclui gaivotas, batuínas, maçaricos, trinta-réis e outras, foi a segunda mais afetada, de acordo com os achados de Kühn e Franeker (2020). Com exceção do pinguim-de-magalhães, as espécies mencionadas têm incluído resíduos em seus ninhos em diferentes regiões, o que pode contribuir também com a mortalidade de filhotes (Petersen *et al.*, 2016).

Para os répteis, todas as sete espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo são afetadas por interações com resíduos sólidos. Com exceção da *Natator depressus* (tartaruga-marinha-australiana), são frequentes os relatos de encontros com plásticos (Kühn e Franeker, 2020). No entanto, *Chelonia mydas* e *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda) são as espécies mais frequentemente estudadas (Awabdi *et al.*, 2013; Pham *et al.*, 2017). Embora os resíduos plásticos possam ser encontrados em todo o trato gastrointestinal, é comum observar sua presença no estômago de tartarugas encalhadas, juntamente com resíduos sólidos de outros materiais provenientes de atividades pesqueiras (Awabdi *et al.*, 2013; Rizzi *et al.*, 2019).

Quanto aos mamíferos marinhos, a ordem Cetacea (baleias, botos e golfinhos) tem sido amplamente estudada nas últimas duas décadas, com mais de 70% das famílias sendo relatadas pelas interações com resíduos sólidos (Fossi *et al.*, 2018). Segundo Kühn e Van Franeker (2020), os mamíferos marinhos, de uma forma geral, parecem ser mais suscetíveis ao emaranhamento do que à ingestão de resíduos plásticos, embora haja relatos dessas interações (Meirelles e Rego Barros, 2007; Besseling *et al.*, 2015; Lusher *et al.*, 2015; Denuncio *et al.*, 2017). Ainda conforme Kühn e Van Franeker (2020), é na subordem Odontoceti (Cetáceos com dentes) que se observa um maior número de espécies afetadas pela interação com resíduos plásticos. Sugere-se ainda que espécies como os cachalotes (*Physeter macrocephalus*) e as baleias bicudas (família Ziphiidae) podem ser mais propensas a ingerir resíduos plásticos, devido ao seu mergulho profundo e ao modo como se alimentam, através de sucção (Lusher *et al.*, 2015; Kühn e Van Franeker, 2020). No entanto, já foram observadas interações entre os resíduos sólidos e espécies da família Delphinidae (*Steno bredanensis* - golfinho-de-dentes-rugosos; *Tursiops truncatus* - golfinho-nariz-de-garrafa) (Meirelles e Rego Barros, 2007; Milmann *et al.*, 2016) e Pontoporiidae (*Pontoporia blainvillei* - toninha) (Denuncio *et al.*, 2011).

Na subordem Mysticeti, a família Balaenopteridae apresenta o maior número de espécies com registros de ingestão de lixo marinho (Fossi *et al.*, 2018), como a espécie *Megaptera novaeangliae* (baleia-jubarte) (Besseling *et al.*, 2015). Por outro lado, a família Balaenidae é uma das mais afetadas pelo emaranhamento, sendo os itens mais comuns relacionados às atividades pesqueiras, que são descartados de forma inadequada no ambiente marinho e costeiro (Fossi *et al.*, 2018). A baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*) é um dos exemplos (Alzugaray *et al.*, 2020). Na ordem Carnivora, a subordem Pinnipedia (focas, leões-marinhos, lobos-marinhos e morsas) é a mais bem documentada (Kühn e Franeker, 2020).

No Brasil, os estudos com os vertebrados marinhos e os resíduos sólidos documentam tendências e padrões distintos de acordo com os grupos faunísticos, em relação ao emaranhamento e à ingestão de itens poluentes, os quais estão relacionados com diferentes estratégias de forrageamento, hábitos alimentares, classe etária e uso de diferentes regiões do ambiente marinho e costeiro (Barbieri, 2009; Brandão *et al.*, 2011; Awabdi *et al.*, 2013; Colferai *et al.*, 2017; Di Benedetto e Siciliano, 2017; Mariani *et al.*, 2019; Brentano e Petry, 2020). Além disso, as taxas de emaranhamento e ingestão podem variar entre machos e fêmeas em espécies que apresentam diferentes padrões de uso de habitat (Denuncio *et al.*, 2011).

No estado do Rio de Janeiro, estudos foram publicados na última década sobre os resíduos sólidos e seus efeitos em vertebrados marinhos, especialmente em tartarugas marinhas (Awabdi *et al.*, 2013; Carvalho *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2018). No entanto, devido às dificuldades de amostragem, o conhecimento sobre a interação entre resíduos sólidos e a fauna no estado fluminense ainda possui lacunas, especialmente no que diz respeito aos possíveis padrões de emaranhamento e ingestão. Comumente, a compreensão dessa interação é obtida por meio de necropsias de animais marinhos encalhados ou capturados acidentalmente (Denuncio *et al.*, 2011).

Com base nisso, o objetivo deste estudo é investigar especificamente a interação entre resíduos sólidos e vertebrados marinhos encalhados nas praias da Região dos Lagos, no Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Diante dessa perspectiva, espera-se que os itens plásticos e petrechos de pesca sejam os resíduos sólidos mais frequentemente encontrados nos indivíduos marinhos encalhados, devido à sua prevalência no meio ambiente. Além disso, presume-se que os resíduos sólidos

afetem de maneira diferente os vertebrados marinhos encalhados, levando em consideração o grupo faunístico, sexo e a classe etária.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido com vertebrados marinhos encontrados encalhados ao longo de 38 praias da Região dos Lagos, localizadas no estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Fig. 1). O litoral do Rio de Janeiro possui uma extensão de aproximadamente 636 km e é dividido em quatro regiões: Costa Verde, Metropolitana, Baixadas Litorâneas e Norte Fluminense (Weckmüller, 2018). A Região dos Lagos está localizada nas Baixadas Litorâneas. A área amostrada abrangeu o segmento litorâneo entre os município de Saquarema (extremo sul; 22°55'12"S e 42°30'37"W) e Rio das Ostras (extremo norte; 22°31'37 "S e 41°56'42"W), excluindo os municípios de Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia.

As praias monitoradas pelo Projeto de Monitoramento de Praias das Bacias de Campos e do Espírito Santo (PMP-BC/ES) e que registraram encalhes de animais foram: Itaúna (Saquarema), Praia Seca (Araruama), Anjos, Foguete, Forno, Pontal do Atalaia, Praia Grande e Prainha (Arraial do Cabo), Azeda, Azedinha, Brava, Centro, Ferradura, Ferradurinha, Forno, Geribá, Gorda, João Fernandes, José Gonçalves, Manguinhos, Ossos, Tartaruga e Tucuns (Armação dos Búzios), Forte, Ilha do Japonês, Però, Rasa e Unamar (Cabo Frio), Barra de São João (Casimiro de Abreu), Abricó, Cemitério, Centro, Deserta (conhecida como Areias Negras), Itapebussus, Joana, Mar do Norte, Tartaruga e Virgem (Rio das Ostras). No total, essas praias abrangem aproximadamente 40 km de linha costeira.

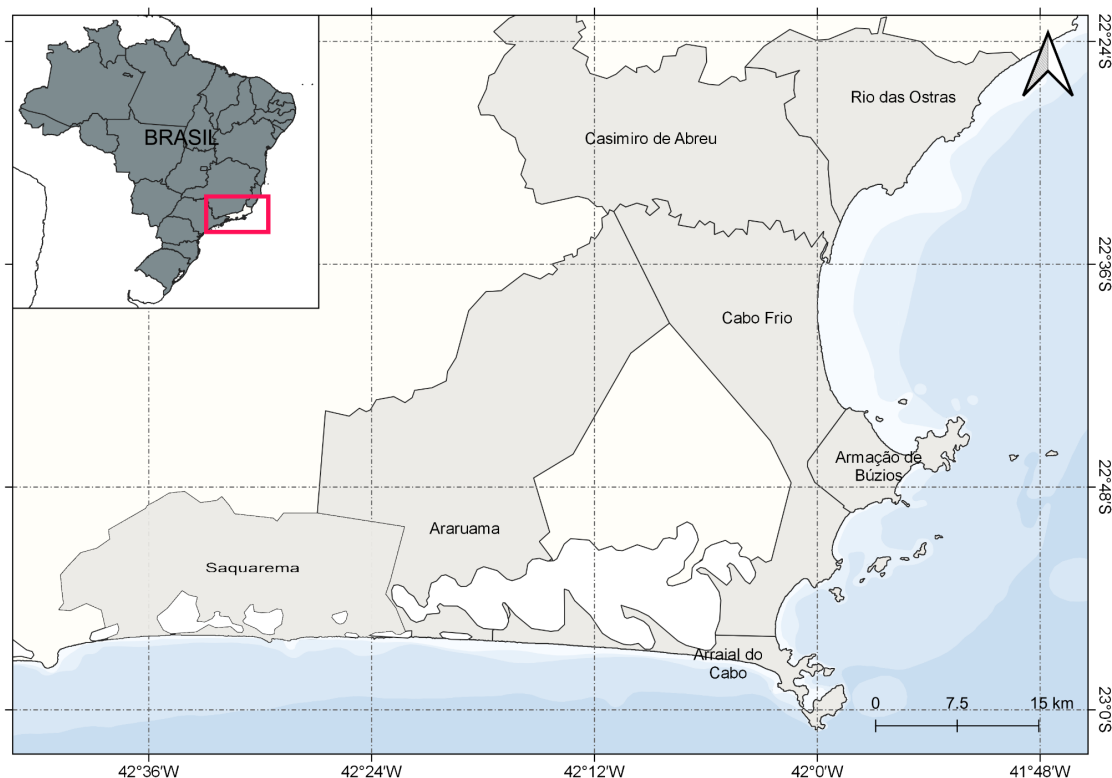


Figura 1. Mapa de localização geográfica da área de estudo mostrando a Região dos Lagos, no litoral do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Autora, 2023).

2.2 Coleta e registro dos dados

Os dados de ocorrência de fauna e de necropsias foram obtidos a partir da base de dados do Sistema de Informação de Monitoramento da Biota Aquática (SIMBA). O sistema pode ser acessado no endereço <https://simba.petrobras.com.br> e os dados são de domínio público, pretéritos e oriundos do PMP-BC/ES.

O objetivo principal do PMP é monitorar praias a fim de analisar se alguns vertebrados marinhos (aves, tartarugas e mamíferos marinhos) sofrem interferência das atividades de produção e escoamento de petróleo e gás natural. Ambos os tipos de dados, ocorrências e necropsias, foram utilizados para estudar os encalhes de vertebrados marinhos e as interações antrópicas associadas, unicamente relacionadas aos resíduos sólidos. Foi considerada como interação a presença do resíduo emaranhado ou ingerido pelo animal. Os registros analisados foram coletados a partir dos monitoramentos de praias realizados pela empresa Ambipar Response entre agosto de 2021 e setembro de 2022. As praias foram monitoradas uma vez a cada dia no período da manhã preferencialmente (monitoramento direto ou ativo) e através do método de acionamento (monitoramento indireto ou passivo),

onde a população contribuiu fornecendo informações sobre a localização dos animais marinhos encalhados.

Para cada vertebrado marinho encalhado, foram registrados o status do animal (vivo ou morto), estado de conservação, identificação ao menor nível taxonômico, sexo (inspeção visual das gônadas ou análise histológica) e classe etária (comprimento corporal). O estado de conservação foi avaliado de acordo com a classificação estabelecida para mamíferos marinhos (Geraci e Lounsbury, 2005), utilizando cinco categorias para descrever o estado do animal encontrado: 1) vivo; 2) morto recentemente; 3) carcaça moderadamente decomposta; 4) avançado estado de decomposição; 5) organismo mumificado ou quando apenas ossos são encontrados. No caso de animais encalhados mortos, as necropsias e exames anatomopatológicos foram feitos levando em consideração a espécie e o estágio de decomposição a fim de compreender as causas do encalhe e da morte. Neste estudo, os dados de necropsia foram usados com o objetivo de detectar a ingestão de ditos resíduos sólidos por parte dos vertebrados marinhos encalhados.

2.3 Análise dos dados

Todas as análises descritivas e estatísticas foram realizadas utilizando o software RStudio (v.1.4.1717) (R Core Team, 2021). O nível de significância adotado para os testes estatísticos foi de 5%. As premissas de normalidade dos dados foram verificadas por meio da plotagem de gráficos diagnósticos e/ou pelo teste de Shapiro-Wilk. Os dados foram considerados não paramétricos.

Inicialmente foi realizada uma descrição do total de encalhes de vertebrados marinhos para a região amostrada. Posteriormente, a existência dos resíduos sólidos em vertebrados marinhos encalhados foi avaliada utilizando o teste Qui-Quadrado. Foram analisados diversos fatores, incluindo os meses de amostragem (14 meses), estação (inverno- maio a novembro ou verão- dezembro a abril), região geográfica (Saquarema, Araruama, Arraial do Cabo, Armação dos Búzios, Cabo Frio, Casimiro de Abreu e Rio das Ostras), classe (aves, mamíferos e répteis), sexo e classe etária (adulto e juvenil) dentro dos grupos faunísticos. Além disso, foi avaliada a origem (pesqueira - itens relacionados a petrechos de pesca e terrestre - outros materiais principalmente relacionados com descarte residencial) e localização dos resíduos sólidos nos animais encalhados (externamente – emaranhamento e internamente – ingestão). Para realizar essas análises, foi

utilizado o pacote "vcd" (Meyer *et al.*, 2023). Em caso de significância, o Coeficiente C de Cramer (Agresti, 2007) foi calculado para determinar o nível de correlação entre ditas variáveis categóricas. Para as análises relacionadas à fauna, considerando as variáveis "sexo" e "classe etária", os registros classificados como "indeterminado" ou "indefinido" não foram incluídos.

A fim de representar os encalhes e os indivíduos encalhados que interagiram com resíduos sólidos foi criado um mapa de densidade de Kernel, considerando as coordenadas geográficas e o grupo faunístico. As possíveis diferenças entre os tipos de resíduos sólidos encontrados nos animais encalhados foram investigadas a partir da realização de Teste Binomial.

3 RESULTADOS

Durante o período amostrado (agosto de 2021 a setembro de 2022), foram registrados 1092 encalhes de vertebrados marinhos em 38 praias da Região dos Lagos, incluindo répteis ($n = 670$; 61,3%), aves ($n = 383$; 35,1%) e mamíferos ($n = 39$; 3,6%). O sexo foi possível de definir em 58,8% dos casos ($n = 642$), sendo a maioria fêmea ($n = 414$; 64,5%). A respeito do estágio de desenvolvimento (classe etária), de 97,4% os quais foi determinado ($n = 1064$), 66,4% ($n = 707$) foram juvenis. A maioria dos registros foi obtida através do monitoramento regular nas praias, representando 652 casos (60%). Em relação ao estado dos vertebrados marinhos encalhados, em 717 casos (65%) os animais foram encontrados mortos, estando 70,3% dos indivíduos amostrados em estágio avançado de decomposição (código 4; $n = 504$). Do total, aproximadamente 19% dos indivíduos foram submetidos à necropsia ($n = 208$).

A média mensal de encalhes foi de $78 \pm 24,9$ DP, com os números mais altos registrados nos meses de setembro de 2021 ($n = 123$; 11,2%) e julho de 2022 ($n = 121$; 11,1%). O mês que apresentou menor número de encalhes foi fevereiro de 2022 ($n = 48$; 4,4%) (Fig. 2). Em relação às estações, o inverno apresentou a maioria dos encalhes ($n = 767$; 70,2%).

Cerca de 4,7% de todos os organismos encalhados interagiram com resíduos sólidos ($n = 51$), sendo os meses predominantes para a amostragem outubro de 2021 e abril de 2022, ambos com 7 espécimes (13,7%) (Fig. 2). Fevereiro de 2022 foi o mês de amostragem com o menor número de indivíduos com resíduos ($n = 1$; 2%). No entanto, a frequência observada de indivíduos encalhados com resíduos

sólidos não apresentou diferenças significativas entre os meses de amostragem ($\chi^2 = 12,106$; gl = 13; $p = 0,5189$). Em relação às estações do ano, o número de indivíduos encalhados com resíduos apresentou diferenças significativas entre o inverno ($n = 33$; 64,7%) e o verão ($n = 18$; 35,3%) ($\chi^2 = 4,4209$; gl = 1; $p = 0,0355$), com maior quantidade no inverno. Contudo, a diferença dos resíduos normalizados não foi maior que ± 2 , o que indica diferenças mínimas entre os valores observados e os esperados.

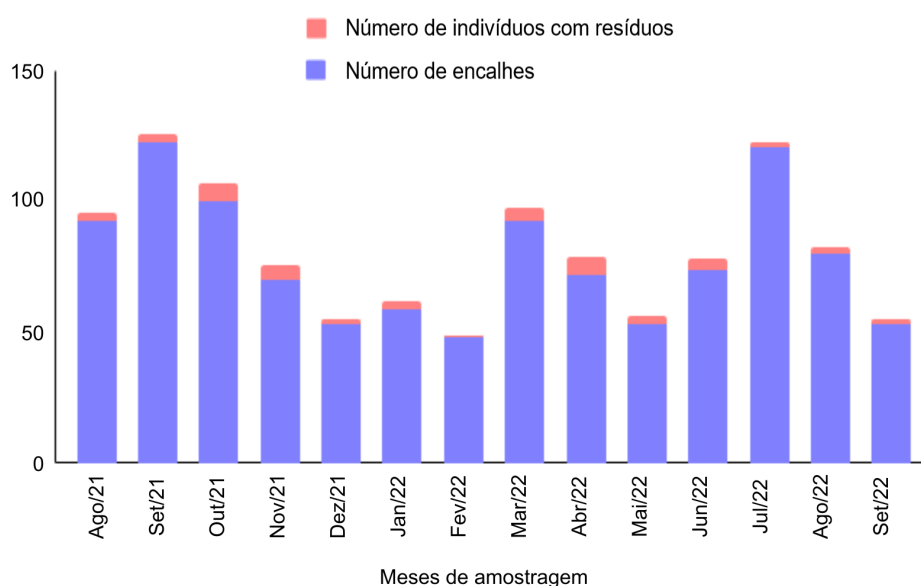


Figura 2. Número de vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, e a quantidade de indivíduos que interagiram com resíduos sólidos durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022.

Houve diferenças significativas nos registros de indivíduos encalhados com resíduos sólidos entre os municípios ($\chi^2 = 46,804$; gl = 6; $p = 2,048\text{e-}08$) (Fig. 3). Dentre os municípios estudados, Cabo Frio ($n = 438$; 40,1%) e Arraial do Cabo ($n = 212$; 19,4%) apresentaram os maiores números de encalhes de vertebrados marinhos. Esses municípios também exibiram os maiores registros de indivíduos com resíduos sólidos, com 49% ($n = 25$) e 14,6% ($n = 9$), respectivamente (Fig. 3 e Fig. 4). Saquarema ($n = 1$; 2%) e Araruama ($n = 0$) apresentaram menores frequências de animais com resíduos sólidos do que o esperado. Enquanto isso, Cabo Frio demonstrou uma frequência maior do que a esperada para a região (Fig. 4; Tabela 1). Contudo, a associação entre os municípios e os resíduos sólidos foi fraca ($C = 0,36$).

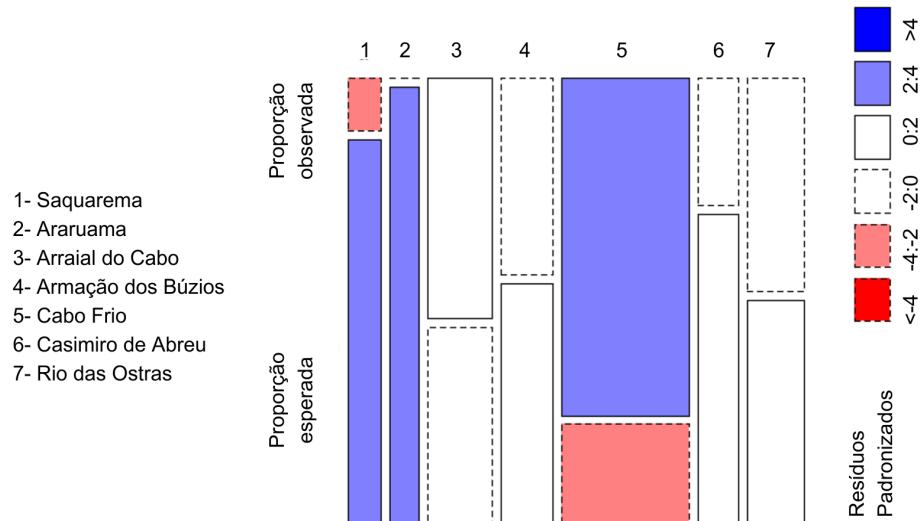


Figura 3. Proporções esperadas e observadas do número de indivíduos encontrados com resíduos sólidos encalhados nos municípios amostrados na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022.

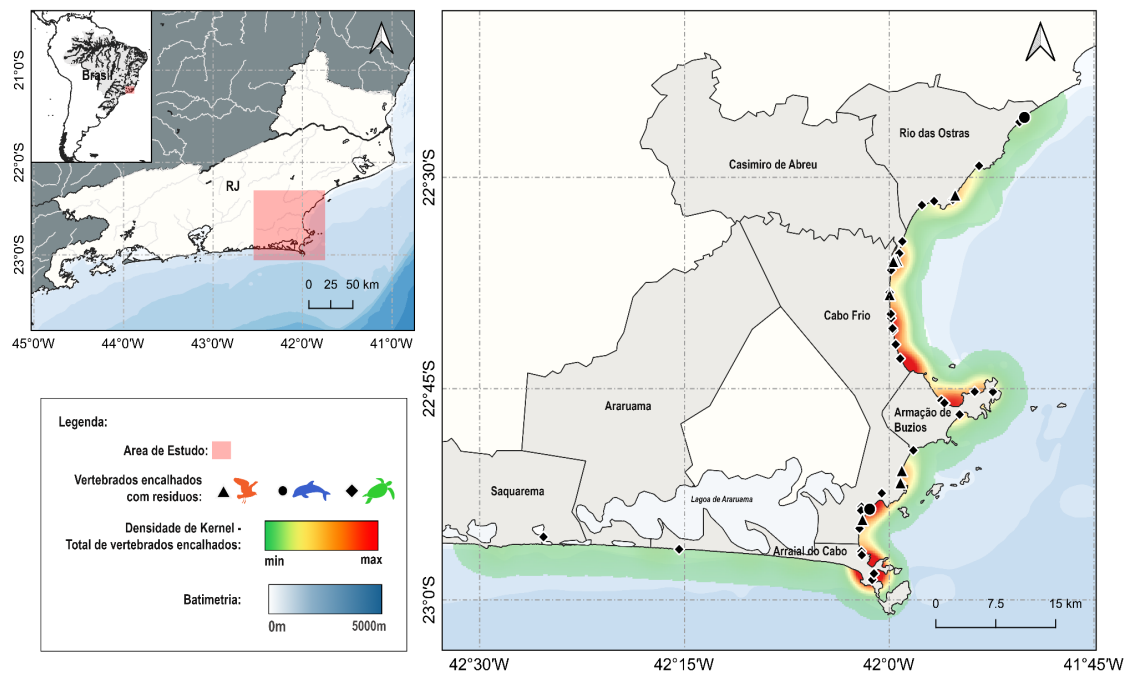


Figura 4. Mapa de densidade de Kernel mostrando a distribuição dos vertebrados marinhos encalhados e dos indivíduos que interagiram com resíduos sólidos, de acordo com o grupo faunístico (aves, mamíferos e répteis), em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022.

Tabela 1. Resíduos normalizados das proporções observadas e esperadas durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022 para os municípios de Saquarema, Araruama e Cabo Frio na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, que foram estatisticamente significativas.

Município	Proporção observada	Proporção esperada
Saquarema	-2,16216869	2,16216869
Araruama	-2,67261242	2,67261242
Cabo Frio	3,08687014	-3,08687014

Durante o período amostrado, foram identificados os encalhes de 30 espécies de vertebrados marinhos. As aves representaram 66,6% das espécies encalhadas ($n = 20$), enquanto répteis e mamíferos tiveram 16,6% das espécies representantes cada ($n = 5$) (Fig. 5). Apenas 3 espécimes de baleias não puderam ser identificadas morfologicamente devido ao alto grau de decomposição (código 5).

Larus dominicanus ($n = 107$; 27,9%) e *Sula leucogaster* ($n = 86$; 22,4%) foram as aves encalhadas mais amostradas, comumente conhecidas como gaivotas e atobás marrons, respectivamente. Quanto aos répteis, houve predominância das espécies *Chelonia mydas* ($n = 393$; 58,6%) e *Caretta caretta* ($n = 142$; 21,2%). Para o grupo dos mamíferos, *Pontoporia blainvillei* (toninha; $n = 11$; 28,2%), *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e *Tursiops truncatus* (golfinho-nariz-de-garrafa), ambos com 10 espécimes (25,6%), foram as espécies mais encontradas nos registros de encalhes (Fig. 5).

Dos 51 indivíduos que interagiram com resíduos sólidos, através da ingestão ou emaranhamento, 78,4% foram representantes do grupo dos répteis ($n = 40$), 17,6% foram aves ($n = 9$) e 3,9% foram mamíferos ($n = 2$) (Fig. 5). Houve diferenças significativas observadas entre a presença e ausência de resíduos sólidos nos diferentes grupos faunísticos ($X^2 = 7,1929$; $gl = 2$; $p = 0,02742$) (Fig. 6). O grupo das aves apresentou menos interação com resíduos sólidos do que o esperado em relação ao número de encalhes (Resíduos normalizados: -2,101357 - presença; 0,46511406 - ausência). Porém, a associação entre as variáveis grupo e presença ou ausência de resíduos sólidos foi baixa ($C = 0,14$).

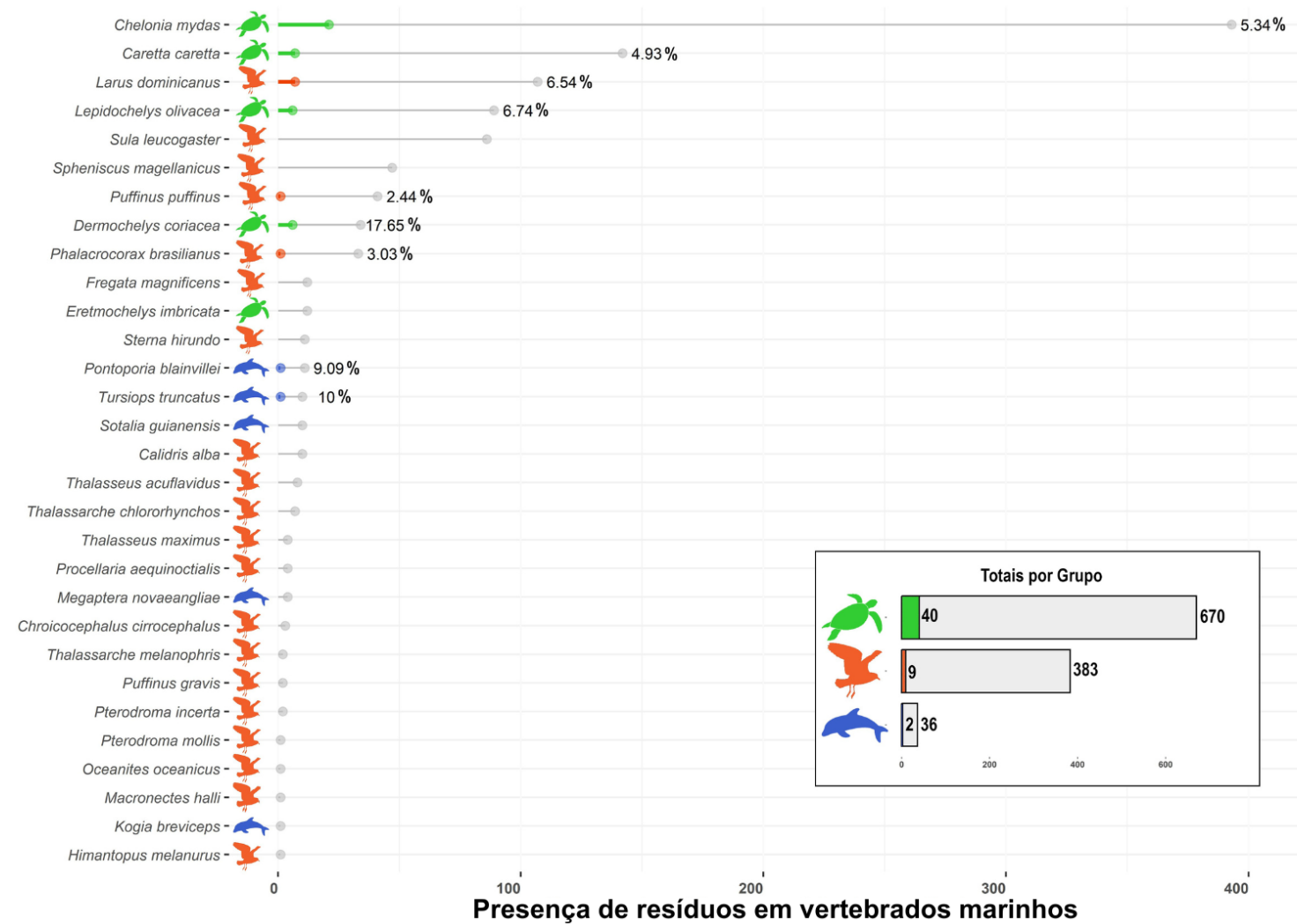


Figura 5. Espécies de vertebrados marinhos encalhados (em cinza) e total de indivíduos encalhados e que interagiram com resíduos sólidos por grupo (répteis: verde, aves: laranja e mamíferos: azul), registrados durante os monitoramentos de praias na Região dos Lagos entre agosto de 2021 e setembro de 2022 (Fonte: PMP-BC/ES). As porcentagens de espécies que interagiram com resíduos sólidos são indicadas no final de cada linha.

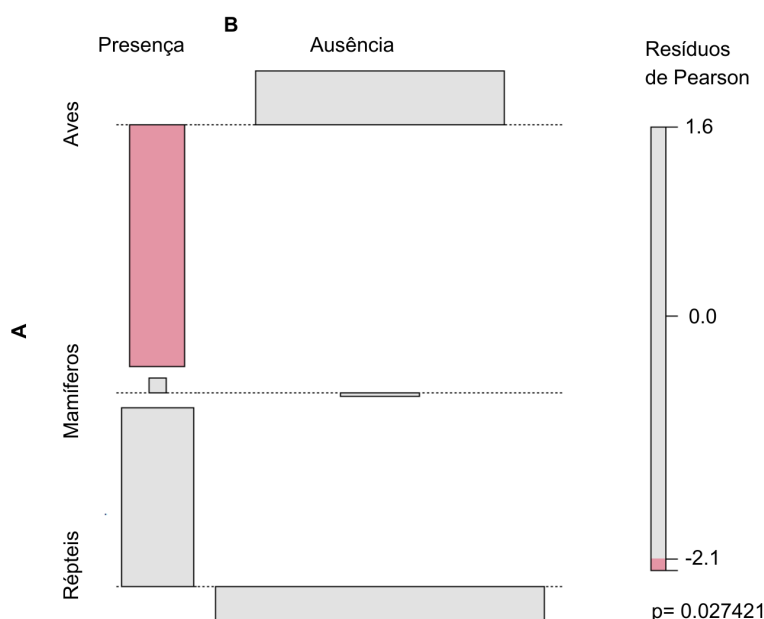


Figura 6. Presença e ausência de resíduos sólidos em indivíduos marinhos encalhados de diferentes grupos faunísticos: aves, mamíferos e répteis, em praias na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022.

Para as aves, houve o predomínio da presença de resíduos na gaivota *L. dominicanus* (n = 7; 13,7%), enquanto apenas dois indivíduos de mamíferos apresentaram itens poluentes aderidos aos seus corpos, uma toninha *P. blainvillei* e um golfinho-nariz-de-garrafa *T. truncatus*. Em relação aos répteis, quase todas as 5 espécies de tartarugas marinhas interagiram com resíduos sólidos, com exceção da tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*). No entanto, *C. mydas* foi a espécie predominante na questão da presença de resíduos sólidos (n = 21; 41,2%).

Quanto ao sexo e a classe etária dos indivíduos encalhados com resíduos sólidos, 52,4% (n = 27) foram fêmeas e 68,6% (n = 35) foram juvenis. Considerando os organismos cujo sexo e classe etária foram agrupados, foram amostradas 21 fêmeas juvenis, 6 fêmeas adultas, 7 machos juvenis e apenas 2 machos adultos. De acordo com o grupo faunístico, foram encontradas 20 fêmeas juvenis, 5 fêmeas adultas e 3 machos juvenis de répteis encalhados com a presença de resíduos sólidos. Já para o grupo dos mamíferos marinhos, apenas 1 macho juvenil foi amostrado. Um espécime juvenil de mamífero não teve o seu sexo definido. Enquanto isso, foram encontrados 1 fêmea juvenil, 1 fêmea adulta, 3 machos juvenis e 2 machos adultos entre as aves. Foram observadas diferenças significativas entre o sexo e a classe etária dos animais marinhos encalhados em diferentes grupos faunísticos que interagiram com resíduos sólidos ($X^2 = 13,619$; gl = 6; p = 0,0342).

Todavia, as diferenças entre os resíduos normalizados não foram maiores que 2 e menores que - 2, indicando diferenças mínimas.

De acordo com a origem dos resíduos sólidos encontrados, os itens de origem pesqueira (petrechos de pesca) ($n = 39$; 76,5%) foram predominantes em relação aos itens terrestres (resíduos de outros materiais como fragmentos de sacolas plásticas) ($n = 12$; 23,5%). A frequência observada dos resíduos pesqueiros foi superior à frequência esperada ($p = 0,000198$; probabilidade de sucesso = 0,7647059; IC = 0,6250695 a 0,8720919).

Quanto ao local do corpo dos animais onde os itens dos resíduos sólidos foram encontrados, aproximadamente 56,9% ($n = 29$) estavam aderidos externamente (emaranhamento) e cerca de 43,1% encontravam-se internamente (ingestão) ($n = 22$). Foram observadas diferenças significativas entre os resíduos sólidos de origem terrestre encontrados tanto na parte externa quanto interna dos animais ($X^2 = 19,67$; $gl = 1$; $p = 9,206e-06$) (Fig. 7). A frequência dos itens de origem terrestre encontrados dentro dos animais foi maior do que o esperado, enquanto os resíduos encontrados externamente foram menores do que o esperado. Para os itens de origem pesqueira, não foram observadas diferenças significativas entre os itens encontrados externamente (emaranhados) e internamente (ingeridos). (Fig. 7, Tabela 2).

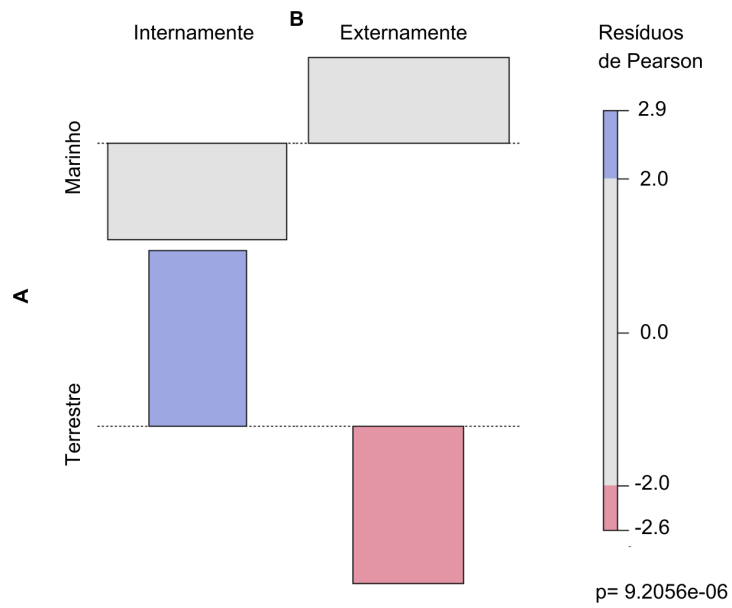


Figura 7. Origem e localização dos resíduos sólidos encontrados em vertebrados marinhos encalhados em praias na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022. *Internamente = ingestão, externamente = emaranhamento, marinho = petrechos de pesca e terrestre = resíduos de outros materiais como fragmentos de sacolas plásticas.

Tabela 2. Resíduos normalizados da proporção de resíduos sólidos de origem pesqueira (petrechos de pesca) e terrestre (resíduos de outros materiais) encontrados no interior (ingestão) e exterior (emaranhamento) dos corpos de vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, Rio de Janeiro, durante o período de agosto de 2021 a setembro de 2022.

	Internamente	Externamente
Marinho	-1,591049	1,416931
Terrestre	2,904845	-2,586949

4 DISCUSSÃO

Os encalhes de vertebrados marinhos são eventos muitas vezes indicadores de problemas de saúde ou desorientação desses animais (Reis *et al.*, 2010; Petersen, 2021). A Região dos Lagos é uma área onde ocorrem várias espécies de tartarugas, aves e mamíferos marinhos que acabam encalhando nas praias. As necropsias analisadas neste estudo indicaram que os vertebrados marinhos encalhados na Região dos Lagos também têm interagido e ingerido resíduos sólidos. Ditas interações apresentaram padrões em relação a estação do ano, município amostrado, grupo faunístico, sexo, classe etária, origem do resíduo e localização do item encontrado no corpo do animal. O grupo dos répteis foi o que mais interagiu com resíduos sólidos, sendo a espécie *Chelonia mydas* a predominante. Os itens de pesca foram predominantes em relação aos resíduos de outros materiais. Contudo, a maior parte dos resíduos encontrados no trato gastrointestinal dos indivíduos foi composta por itens de outros materiais de origem terrestre e não relacionados à pesca, como fragmentos de sacolas plásticas. Diferentemente, resíduos de origem marinha parecem impactar os animais que interagem com eles tanto através do emaranhamento quanto pela ingestão.

4.1 Encalhes de vertebrados marinhos

A maioria dos estudos existentes e recentes, relacionados aos encalhes de vertebrados marinhos, não incluem a amostragem simultânea dos grupos de aves, tartarugas e mamíferos. No Sul do Peru foi realizado um estudo com dados de longo prazo de eventos de encalhe da fauna marinha, mas analisando apenas aves e mamíferos (Ortiz-Alvarez *et al.*, 2022). Já para a costa brasileira, foram feitos estudos nas regiões Sul e Sudeste com o objetivo de inventariar a diversidade de tetrápodes marinhos encalhados, analisar os efeitos da sazonalidade nos encalhes e

discutir os fatores que influenciam os padrões de encalhes e de deriva (Cutrim *et al.*, 2021; Tavares, 2021; Prado *et al.*, 2023).

O estudo de Cutrim *et al.* (2021) é o achado mais recente na literatura sobre tetrápodes marinhos encalhados no estado do Rio de Janeiro, realizado na Baía de Paraty. Embora tenha analisado um menor número de praias ($n = 23$ em vez de $n = 38$), os dados também foram obtidos por meio de ambos os tipos de monitoramento (ativo e passivo), abrangeram um período de amostragem mais longo ($n = 43$ meses em vez de $n = 14$) e apresentaram maior esforço amostral (uso de embarcações para locais não acessíveis por terra) (Cutrim *et al.*, 2021). Entretanto, este estudo realizado na Região dos Lagos, Rio de Janeiro, resultou em quase o dobro do número de vertebrados marinhos encalhados. Além disso, a média de encalhes nas praias da Região dos Lagos ($78 \pm 24,9$) foi maior do que a encontrada em Paraty ($11,46 \pm 7,1$) (Cutrim *et al.*, 2021), apesar do menor esforço amostral.

Os encalhes de vertebrados marinhos costumam variar em relação a estação do ano a depender da espécie, localização geográfica, classe taxonômica, sexo e classe etária dos indivíduos (Dalastra *et al.*, 2022). Em algumas regiões, como o sudeste brasileiro, é observado um aumento no número de encalhes de aves marinhas como *Spheniscus magellanicus* (pinguim-de-magalhães) durante o inverno austral (Brusius *et al.*, 2021). Todavia, em outras áreas como a região nordeste, os encalhes de mamíferos marinhos como *Trichechus manatus manatus* (peixe-boi-marinho) podem ser mais frequentes durante o verão (Balensiefer *et al.*, 2017). Por outro lado, *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Sotalia guianensis* (boto-cinza) e *Sula leucogaster* (atobá-marrom) podem encalhar durante o ano todo no estado do Rio de Janeiro (Cutrim *et al.*, 2021). No inverno, por exemplo, estação do ano em que este estudo registrou o maior número de encalhes, as condições climáticas mais severas podem levar ao encalhe de animais debilitados ou desorientados (Brusius *et al.*, 2021). Além disso, no caso da região centro-norte do estado do Rio de Janeiro, durante esta estação o vento sudoeste se torna predominante, favorecendo o encalhe de carcaças à deriva (Parente *et al.*, 2017).

Da mesma forma, os encalhes de vertebrados marinhos em determinadas regiões podem ser influenciados por diversos fatores, como a presença de uma fauna marinha diversificada e a proximidade de áreas de alimentação, reprodução e migração dessas espécies (Brusius, 2019). Cabo Frio e Arraial do Cabo registraram um maior número de indivíduos encalhados. Isto pode ser justificado por ambos os

municípios possuírem uma plataforma continental estreita, o que atrai espécies oceânicas como o cetáceo *Megaptera novaeangliae* (baleia jubarte) para se aproximarem da costa, resultando em mais encalhes e avistagens de animais marinhos (Moura *et al.*, 2010; Parente *et al.*, 2017). Ademais, o elevado número de encalhes nessas áreas pode ser explicado pela alta produtividade primária causada pela área de ressurgência existente na região, o que torna essas localidades atrativas para a alimentação de muitos organismos (Valentin, 2001; Carneiro, 2005).

Em relação à fauna de vertebrados marinhos encalhados, o número de espécies encalhadas foi próximo ao encontrado por Cutrim *et al.* (2021) na Baía de Paraty (n = 30 em vez de n = 28). Da mesma forma, observou-se uma maior representatividade do grupo das aves em termos de número de espécies, com 66,6% neste estudo e 64% no trabalho de Cutrim *et al.* (2021). As espécies mais frequentemente encontradas encalhadas em nosso estudo foram *Sula leucogaster* (atobá-marrom) e *Larus dominicanus* (gaivota). O predomínio das gaivotas pode ser explicado pelo fato da espécie ocorrer ao longo de todo o ano em ambientes costeiros e ser dominante na região (Barbieri, 2008). Enquanto isso, o atobá-marrom pode ser avistado ocasionalmente e sua presença pode variar ao longo do ano e de acordo com fatores ambientais, como disponibilidade de alimento e condições climáticas (Rangel *et al.*, 2020).

No entanto, de todos os grupos de vertebrados marinhos, os répteis apresentaram uma proporção maior de encalhe. Foram encontradas encalhadas todas as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no litoral brasileiro, sendo mais comuns as espécies *Chelonia mydas* e *Caretta caretta*, o que está de acordo com outros estudos realizados no país (Tagliollato *et al.*, 2019; Prado *et al.*, 2023) e em outras partes do mundo (Kuhn *et al.*, 2015). O grande número de espécimes encalhados de *C. mydas* pode ser justificado pela presença dessa espécie alimentando-se por toda a costa brasileira (Awabdi *et al.*, 2013). Da mesma forma, os encalhes de *C. caretta* podem ser justificados pela presença de um dos sítios de desova da espécie localizado no norte do estado do Rio de Janeiro (Rêgo *et al.*, 2021).

Quanto aos mamíferos marinhos, sua presença nas diferentes regiões está fortemente relacionada à abundância e distribuição de presas, dependendo da espécie (Carneiro, 2005). Nesta pesquisa, as três principais espécies encalhadas (*P. blainvillei* - toninha, *S. guianensis* - boto-cinza e *T. truncatus* -

golfinho-nariz-de-garrafa) também foram as mais frequentemente encontradas em outros estudos no estado do Rio de Janeiro (Parente *et al.*, 2017; Cutrim *et al.*, 2021).

4.2 Relação de encalhes com resíduos sólidos

As necropsias de vertebrados marinhos são essenciais para compreender as causas de encalhes e mortalidades, assim como para coletar informações importantes sobre a saúde e o estado de conservação das espécies (Spinelli e Gusso, 2022). Dado que a maioria dos animais encalhados estava em estágio avançado de decomposição (código 4), o número limitado de necropsias feitas neste estudo pode ser justificado. Portanto, o número registrado de animais encalhados que interagiram com resíduos sólidos pode ter sido influenciado pelo número de necropsias realizadas. Além disso, a associação entre a ingestão e o emaranhamento de resíduos sólidos com os encalhes e a mortalidade dos espécimes nem sempre é facilmente identificada. A morte de um animal pode ser resultado de diversas causas simultâneas, e os itens poluentes podem ser perdidos ou eliminados de forma natural antes que sejam registrados (Klopertanz *et al.*, 2022). Sendo assim, é plausível a hipótese de que o número de vertebrados marinhos encalhados interagindo com resíduos sólidos tenha sido subestimado, sendo o real superior ao detectado.

As interações entre os resíduos e a fauna de vertebrados marinhos apresentaram padrões também em relação a estação do ano, município amostrado, classe taxonômica, sexo, classe etária, origem do resíduo e localização do item encontrado no corpo do animal. Durante o inverno, estação em que este estudo registrou o maior número de interações com resíduos sólidos, os vertebrados marinhos podem migrar para águas mais quentes em busca de melhores condições de alimentação e reprodução (Clapham, 2001; Abras, 2015). No entanto, durante essa migração, eles podem enfrentar riscos adicionais, como emaranhamento em redes de pesca, aumentando assim a probabilidade de encalhes. Paralelamente, no decorrer desta estação as correntes marítimas e tempestades podem transportar uma maior quantidade de resíduos para as áreas costeiras, onde muitos animais marinhos se alimentam e vivem (Kampel, 2003; Polasek *et al.*, 2017). Da mesma forma, os municípios de Cabo Frio e Arraial do Cabo registraram um maior número de animais com interações com resíduos. Resultados semelhantes foram descritos

em um estudo realizado na Região dos Lagos, que investigou as interações entre tartarugas marinhas e resíduos sólidos (Lima *et al.*, 2018).

Em relação à fauna de vertebrados marinhos que interagiram com resíduos sólidos na Região dos Lagos, do grupo das aves a espécie *Larus dominicanus* (gaivota) apresentou uma maior interação com resíduos sólidos. O predomínio das gaivotas pode dever-se ao comportamento alimentar oportunista e ao hábito de forragear em ambientes costeiros e urbanos, onde há uma maior probabilidade de interação com resíduos (Rangel *et al.*, 2020). Quanto aos mamíferos marinhos, as espécies *P. blainvillei* (toninha) e *T. truncatus* (golfinho-nariz-de-garrafa) também interagiram com resíduos sólidos (Denuncio *et al.*, 2011; Milmann *et al.*, 2016). A toninha é uma espécie de golfinho de pequeno porte que habita principalmente águas costeiras rasas e estuarinas da América do Sul, enquanto o golfinho-nariz-de-garrafa distribui-se principalmente em zonas costeiras e tem uma ampla distribuição ao longo da costa (Parente *et al.*, 2017). Tanto a toninha quanto o golfinho-nariz-de-garrafa possuem dietas alimentares variadas e flexíveis (Bittar e Di Benedetto, 2009; Moura *et al.*, 2016). Devido à ocupação dessas áreas próximas a centros urbanos e locais de atividade humana, ambas as espécies estão sujeitas à ingestão e ao emaranhamento de resíduos sólidos, resultantes da pesca, navegação e poluição costeira (Zappes *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2014). Apesar de não terem sido detectadas interações entre espécimes de *S. guianensis* (boto-cinza) e resíduos sólidos durante o período de pesquisa, existem registros abundantes da espécie interagindo com resíduos e redes de pesca na região (Ramos *et al.*, 2000; Di Benedetto e Ramos, 2004). Isso pode ser atribuído ao curto período de amostragem realizado neste estudo.

Dos grupos de vertebrados marinhos estudados, os répteis foram os que apresentaram uma proporção maior de interações com resíduos sólidos, sendo que a espécie *C. mydas* foi a que registrou o maior número de indivíduos envolvidos (21 de 51 indivíduos). Todas as espécies de tartarugas, com exceção de *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), tiveram interações com resíduos sólidos na Região dos Lagos. Quanto à espécie *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) em particular, a proporção de indivíduos com resíduos sólidos em relação ao total do número de encalhes foi maior. O ciclo de vida das tartarugas marinhas geralmente inclui estágios oceânicos e costeiros, os quais as tartarugas podem estar sujeitas à ingestão de partículas plásticas à deriva e podem encontrar mais facilmente

resíduos plásticos devido à proximidade de áreas urbanas (Schuyler *et al.*, 2012). O grande número de espécimes encalhados de tartarugas-verdes com resíduos pode ser justificado pela preferência por áreas costeiras que podem apresentar alta concentração de resíduos para alimentação (Awabdi *et al.*, 2013), principalmente de indivíduos juvenis. Quanto às tartarugas-de-couro, os espécimes podem confundir sacolas plásticas, pedaços de plástico e outros detritos flutuantes com suas presas naturais, como águas-vivas e medusas, e acabar ingerindo esses resíduos acidentalmente (Miranda *et al.*, 2020). Ademais, as tartarugas marinhas também estão em risco quando ficam emaranhadas em redes de pesca abandonadas e cordas plásticas, podendo ter sua capacidade de nadar, alimentar e respirar prejudicadas (Lima *et al.*, 2019).

Ao contrário desta pesquisa, é importante destacar que muitos estudos sobre a interação de resíduos sólidos e vertebrados marinhos não se concentram especificamente nas diferenças entre os sexos, mas sim na prevalência geral de resíduos e seus efeitos nos animais. Logo, ainda existem lacunas no conhecimento atual sobre esse tema. Observações gerais indicam que não há uma disparidade significativa na ingestão de resíduos entre os sexos, sendo que ambos podem ser afetados igualmente, dependendo dos padrões alimentares e comportamentos de busca de alimento da espécie em questão (Valente *et al.*, 2022). O estudo de Rebolledo *et al.* (2013), que investigou a ingestão de plásticos por focas na Holanda, é um dos poucos a examinar a interação com resíduos destes vertebrados marinhos segundo o sexo, não achando diferenças estatisticamente significativas. Em contrapartida, neste estudo constatou-se um maior número de fêmeas encalhadas com resíduos sólidos, especificamente de tartarugas marinhas. Isso pode estar sendo influenciado pelos grupos que mais frequentemente encalham. No entanto, a tendência de um maior número de tartarugas marinhas fêmeas juvenis encalhadas contribuiu para corroborar a hipótese de que os grupos são afetados de maneira diferente de acordo com o sexo e a classe etária. De acordo com Silva *et al.* (2019), as fêmeas de tartarugas marinhas ficam mais propensas ao encalhe, por manterem-se mais próximas à costa para o processo de desova e os juvenis para alimentação. Sendo assim, a utilização de áreas costeiras deixam os animais mais propensos à interação com resíduos sólidos (Silva *et al.*, 2019).

No que diz respeito ao estágio de desenvolvimento a ingestão e o emaranhamento podem variar entre juvenis e adultos. Os animais marinhos juvenis

são mais propensos a serem afetados pelos resíduos sólidos devido à sua capacidade de explorar diferentes fontes de alimento e à sua inexperiência no forrageamento, o que pode levar à confusão de fragmentos de plástico com suas presas naturais (Kühn *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2018). O achado neste estudo, com o maior número de juvenis interagindo com os resíduos sólidos, está em linha com os resultados de Rebolledo *et al.* (2013), que verificou que quase todo o plástico foi encontrado em focas juvenis. Por outro lado, apesar de os indivíduos adultos terem uma dieta mais específica, eles ainda podem estar expostos à ingestão de resíduos sólidos, especialmente se houver uma sobreposição entre os resíduos e sua fonte de alimento (Santos, 2006; Fagundes e Missio, 2019; Duarte, 2022). Por exemplo, aves marinhas que se alimentam de peixes ou invertebrados podem confundir plásticos flutuantes com suas presas (Barbieri, 2009).

Quanto à localização em que os resíduos foram encontrados nos animais, a maioria foi achada externamente, caracterizando a interação do tipo emaranhamento como predominante. Segundo a revisão realizada por Gall e Thompson (2015), o emaranhamento por resíduos afetou maior número de indivíduos e espécies de tartarugas, aves e mamíferos marinhos (Araújo e Silva-Cavalcanti, 2016). Adicionalmente, neste estudo realizado na Região dos Lagos, os petrechos de pesca foram frequentes, sendo provenientes provavelmente da atividade pesqueira na região. Esse dado é condizente com o estudo de Awabdi *et al.* (2013) feito com tartarugas na costa leste do estado do Rio de Janeiro, em que a contribuição dos resíduos provenientes de atividades de pesca foi frequente. Denuncio *et al.* (2017) também relatou as linhas de pesca como os detritos mais frequentes em seu estudo sobre as espécies mais amplamente distribuídas de pinípedes na costa da América do Sul.

A ingestão e o emaranhamento de resíduos sólidos, especialmente plásticos e equipamentos de pesca, são os principais elementos poluentes associados aos encalhes e possíveis mortes de vertebrados marinhos (Denuncio *et al.*, 2011). De acordo com a União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN), algumas das espécies de vertebrados marinhos mais afetadas encontram-se vulneráveis em relação a ameaça de extinção, como é o caso de *Dermochelys coriacea* (IUCN, 2013), *Pontoporia blainvillei* (IUCN, 2017), *Lepidochelys olivacea* (IUCN, 2008) e *Caretta caretta* (IUCN, 2015). Portanto, destaca-se a importância de medidas de mitigação mais eficazes em zonas costeiras, como a promoção de programas de

educação ambiental e conscientização pública sobre a ameaça do lixo e o estabelecimento de sistemas eficientes de coleta, triagem, reciclagem e descarte adequado de resíduos sólidos. Além disso, sugere-se a adoção de medidas que minimizem a interação dos animais com os petrechos de pesca, como o TED (“Turtle Excluder Device” - Dispositivo Excludor de Tartarugas) e o anzol circular, além da fiscalização das embarcações para que também não descartem seus petrechos de pesca nos oceanos.

Este estudo contribui para os poucos registros de encalhes de tartarugas, aves e mamíferos marinhos realizados concomitantemente no estado do Rio de Janeiro e fornece dados sobre as interações existentes entre os resíduos sólidos e os vertebrados marinhos que eventualmente encalham na Região dos Lagos. Além disso, o estudo realizado contribui para o melhor entendimento dos impactos dos resíduos sólidos na sobrevivência, saúde e reprodução das espécies, auxiliando na identificação de áreas críticas de ocorrência e estimulando a conservação de espécies ameaçadas. Portanto, ressalta-se a necessidade de conservar os ecossistemas marinhos e costeiros e adotar medidas para reduzir os impactos humanos sobre a fauna. Compreender esses padrões de encalhe, emaranhamento e ingestão de resíduos sólidos é crucial para implementar medidas de conservação adequadas.

CAPÍTULO II

DEPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DO MANGUE DE PEDRA DA PRAIA GORDA E NA PRAIA JOÃO FERNANDES, ARMAÇÃO DOS BÚZIOS, RIO DE JANEIRO

1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros são organizações naturais onde há interação entre fatores bióticos e abióticos. Esta combinação faz com que sejam estabelecidas as estruturas e as funções dos sistemas ecológicos (Castro e Huber, 2012). Os manguezais e as praias constituem ecossistemas costeiros dinâmicos, sujeitos ao regime de marés (Masselink e Gehrels, 2014). Ambos têm grande relevância ecológica e socioeconômica, atuando como fonte de bens e serviços, tais como a estabilização da linha da costa, a pesca e o turismo (Pereira e Soares-Gomes, 2002).

Os manguezais, formados por uma vegetação lenhosa típica (espécies dos gêneros *Rhizophora* – mangue-vermelho, *Avicennia* – mangue-preto e *Laguncularia* – mangue-branco; Marchi *et al.*, 2022), são característicos de regiões tropicais e subtropicais. No Brasil, eles ocorrem desde o Oiapoque, no Amapá, a Laguna, em Santa Catarina, com cerca de 25.000 km² de extensão (Almeida *et al.*, 2013). Por abrigarem alta produtividade e apresentarem condições benéficas para a reprodução, forrageamento e proteção de espécies, os manguezais são considerados berçários naturais para muitos organismos costeiros e marinhos (Cicco, 2018).

As praias, por outro lado, constituem o ecossistema costeiro mais dominante ao redor do mundo (Costa *et al.*, 2022), sendo encontradas em regiões tropicais e temperadas. Com substrato inconsolidado, elas são formadas principalmente através do depósito de areia acumulado pela ação das ondas, marés e ventos. Com granulometria variada, tais como areia, cascalho e seixo, as praias possuem variabilidade morfológica baseada na hidrodinâmica do meio e fatores relacionados à composição do sedimento (Oliveira Filho e Fernandez, 2021). Quanto à alta morfodinâmica que apresentam, podem ser classificadas com caráter dissipativo (grãos mais finos e ondas quebrando fora da faixa entre marés) ou refletivo (grãos mais grossos e ondas quebrando na faixa entre marés) (Oliveira Filho e Fernandez, 2021). A porção emersa pode ser dividida em três regiões ou zonas distintas: supralitoral (localizada acima da zona de borrimo das ondas), mesolitoral (situado

entre os níveis de maré alta e baixa) e infralitoral (porção submersa da praia) (Santos e Ferreira, 2019). Estes ambientes possuem papéis ecológicos relevantes, que vão desde o auxílio no forrageamento e nidificação de organismos, até a ciclagem de nutrientes do meio (Schlacher *et al.*, 2008; Amaral *et al.*, 2016), sendo também áreas de recreação importantes para as populações humanas (Dias Filho *et al.*, 2011).

Manguezais e praias têm enfrentado nas últimas décadas um aumento significativo da contaminação por resíduos sólidos produzidos e descartados incorretamente (Iñiguez *et al.*, 2016; Agamuthu *et al.*, 2019). Isso ocorre devido às atividades humanas, como o consumo exacerbado e a utilização de bens, resultante do crescimento populacional e da urbanização (Santana-Neto *et al.*, 2011; Mayorga *et al.*, 2020). Esse aumento apresenta desafios consideráveis, uma vez que os resíduos sólidos podem causar problemas ambientais, econômicos, sociais e de saúde pública (Dias Filho *et al.*, 2011; Rosa, 2020).

Materiais como vidro, metal e especialmente o plástico, têm-se tornado onipresentes nas praias e costas ao redor do mundo (Jambeck *et al.*, 2015). Esses resíduos causam diversos danos à biota, através de emaranhamento ou ingestão (Kuhn e Van Franeker, 2020), e contribuem para a instabilidade e degradação dos ecossistemas marinhos e costeiros (Nama *et al.*, 2023). Além dos prejuízos ambientais, os resíduos sólidos e seu acúmulo exercem uma influência negativa na economia da região, afetando o turismo. Isso deve-se à perda do potencial estético do ambiente e ao custo contínuo de limpeza pelos órgãos públicos (Baptista Neto e Fonseca, 2011; Dias Filho *et al.*, 2011). Paralelamente, os resíduos podem causar danos à saúde pública dos frequentadores desses ecossistemas, uma vez que podem funcionar como vias de contaminação por agentes patogênicos (Araújo *et al.*, 2003; Dias Filho *et al.*, 2011).

As fontes de resíduos podem ser classificadas em marinhas – resíduos sólidos de embarcações e equipamentos de pesca, e terrestres – provenientes de atividades realizadas em terra, residências, comércios e indústrias (Oliveira *et al.*, 2011). Os centros urbanos são os principais colaboradores para o aumento da quantidade de resíduos encontrados nos ecossistemas marinhos e costeiros (Madureira *et al.*, 2017). Estima-se que cerca de 75% dos resíduos plásticos achados no mar sejam de fontes terrestres (Costa e Oliveira, 2019). Porém, as características dos resíduos sólidos, juntamente com a proximidade das fontes

emissoras e a ação de agentes transportadores, influenciam a ocorrência e distribuição de itens poluentes nos ambientes costeiros e marinhos (Leite *et al.*, 2014; Rosa, 2020; Ribeiro *et al.*, 2021). Por exemplo, resíduos com menores dimensões e densidade, assim como aqueles com maior capacidade de flutuabilidade, são mais facilmente dispersos para locais distantes de sua origem. No entanto, resíduos de maiores dimensões, densidade e com menor flutuabilidade, podem ser diretamente depositados nos ecossistemas, estando associados às fontes locais (Willis *et al.*, 2017; Van Sebillie *et al.*, 2020). Conjuntamente, resíduos sólidos podem ser transportados e depositados por diferentes agentes naturais e antrópicos, incluindo correntes marinhas, regime de marés, ventos, rios e córregos, esgotos domésticos e moradores e principalmente visitantes de ecossistemas costeiros (Madureira *et al.* 2017; Willis *et al.*, 2017; Rosa, 2020). Como resultado, a concentração de resíduos pode variar sazonalmente, estando relacionada às atividades turísticas, especialmente durante o verão, e também associada à estação chuvosa (Silva-Cavalcanti *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2021).

Os estudos realizados em todo o mundo sobre resíduos sólidos em ecossistemas costeiros têm como foco principal compreender a extensão e os impactos da poluição nessas áreas. Para isso, são abordados diversos tópicos, como a quantificação e identificação dos tipos de materiais presentes, as fontes dominantes de resíduos sólidos nas áreas costeiras e os impactos sociais, econômicos e, principalmente, ambientais (Gall e Thompson, 2015; Rochman *et al.*, 2016; Agamuthu *et al.*, 2019). Como parte importante dos esforços para entender e reduzir a poluição por resíduos sólidos, são utilizadas abordagens de monitoramento do lixo marinho, que envolvem amostragens em diferentes áreas costeiras, na superfície oceânica e no fundo do mar (Corrêa *et al.*, 2019). No entanto, é importante destacar que a maioria dos estudos sobre a abundância de resíduos sólidos é realizada em praias (80%) (Browne *et al.*, 2015; Luo *et al.*, 2021). No Brasil, as amostragens em praias são amplamente realizadas devido ao seu baixo custo (Araújo e Costa, 2007; Baptista Neto e Fonseca, 2011; Neves *et al.*, 2011; Fernandino, 2012; Corrêa *et al.*, 2019).

Desta forma, o desenvolvimento deste estudo se justifica pela necessidade em investigar os padrões de deposição e acúmulo de resíduos sólidos encontrados em praias do município de Armação dos Búzios, pertencente à Região dos Lagos, no estado do Rio de Janeiro. O município em questão, em virtude das

particularidades ambientais e culturais existentes, apresenta economia baseada no turismo e é reconhecido internacionalmente por suas praias que são destinos turísticos durante o ano todo (Barbosa, 2003; Tavares de Paula *et al.*, 2020). Destaca-se que não existem muitas informações sobre a dinâmica do lixo marinho na Região dos Lagos. Os poucos estudos identificados têm sido em localidades específicas e relacionados a detritos marinhos (Silva *et al.*, 2018), quantificação e classificação do lixo marinho (Oigman-Pszczol e Creed, 2007), e distribuição e fonte de resíduos (Corrêa *et al.*, 2019).

Em decorrência da grande quantidade de resíduos sólidos acumulados, foi usado como modelo neste estudo a Praia Gorda, localizada em Armação dos Búzios (RJ) sendo uma praia com baixo índice de visitação. A região constitui uma Área de Proteção Ambiental (APA) cujo plano de manejo, até o presente, não foi instituído, sem ações de limpeza/coleta de resíduos e cujos estudos são escassos. As pesquisas existentes na localidade têm sido mais voltadas para sua formação geológica (Albuquerque *et al.*, 2022) e a caracterização do Mangue de Pedra (Oliveira, 2007), formado por substrato composto principalmente de blocos rochosos (Santos, 2016). Como modelo comparativo foi utilizada a Praia João Fernandes, também localizada em Búzios. Essa praia constituiu um grupo externo, sendo caracterizada pelo índice de visitação elevado, histórico de conservação distinto da Praia Gorda, e com limpeza diária sistemática. Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar quali-quantitativamente os resíduos sólidos presentes: (a) no manguezal e praia existentes na APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda (Armação dos Búzios, Rio de Janeiro); e (b) em duas praias com diferentes históricos de visitação e conservação, Praia Gorda (Fig. 1) e Praia João Fernandes (Fig. 2) (Armação dos Búzios, Rio de Janeiro). Isto a fim de detectar padrões de deposição e acúmulo de resíduos e sua relação com fatores ambientais locais. A principal hipótese desta pesquisa é que existem diferenças na abundância e riqueza de resíduos sólidos entre o manguezal e a praia, e os locais com distintos históricos de conservação e visitação. A partir disso, conjectura-se que dentre os resíduos sólidos, os plásticos são os mais abundantes devido a sua longevidade, baixa densidade e alto poder de flutuabilidade. Além disso, espera-se que a região supralitoral acumule mais resíduos sólidos e que a APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda apresente maior abundância de itens, tendo em vista a conservação da vegetação nativa que atua na retenção de resíduos e a falta de limpeza diária da praia. No entanto, também

especula-se que a Praia João Fernandes possua uma maior riqueza de resíduos sólidos por ser mais frequentada e apresentar itens vinculados à utilização turística da praia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A amostragem incluiu as regiões da APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda ($22^{\circ}43'54,41''\text{S}$ e $41^{\circ}58'06,05''\text{O}$) (Fig. 1) e a Praia João Fernandes ($22^{\circ}44'31,37''\text{S}$ e $41^{\circ}52'30,19''\text{O}$) (Fig.2), localizadas no município de Armação dos Búzios, no Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil (Fig. 3). O município de Armação dos Búzios está situado aproximadamente a 179 km a nordeste da cidade do Rio de Janeiro, no Atlântico Sul Ocidental (Cicco, 2018).



Figura 1. Área de Proteção Ambiental do Mangue de Pedra da Praia Gorda, localizada em Armação dos Búzios, no estado do Rio de Janeiro, Brasil (Fonte: Autora, 2023).



Figura 2. Praia João Fernandes, localizada em Armação dos Búzios, no estado do Rio de Janeiro, Brasil (Fonte: Autora, 2023).

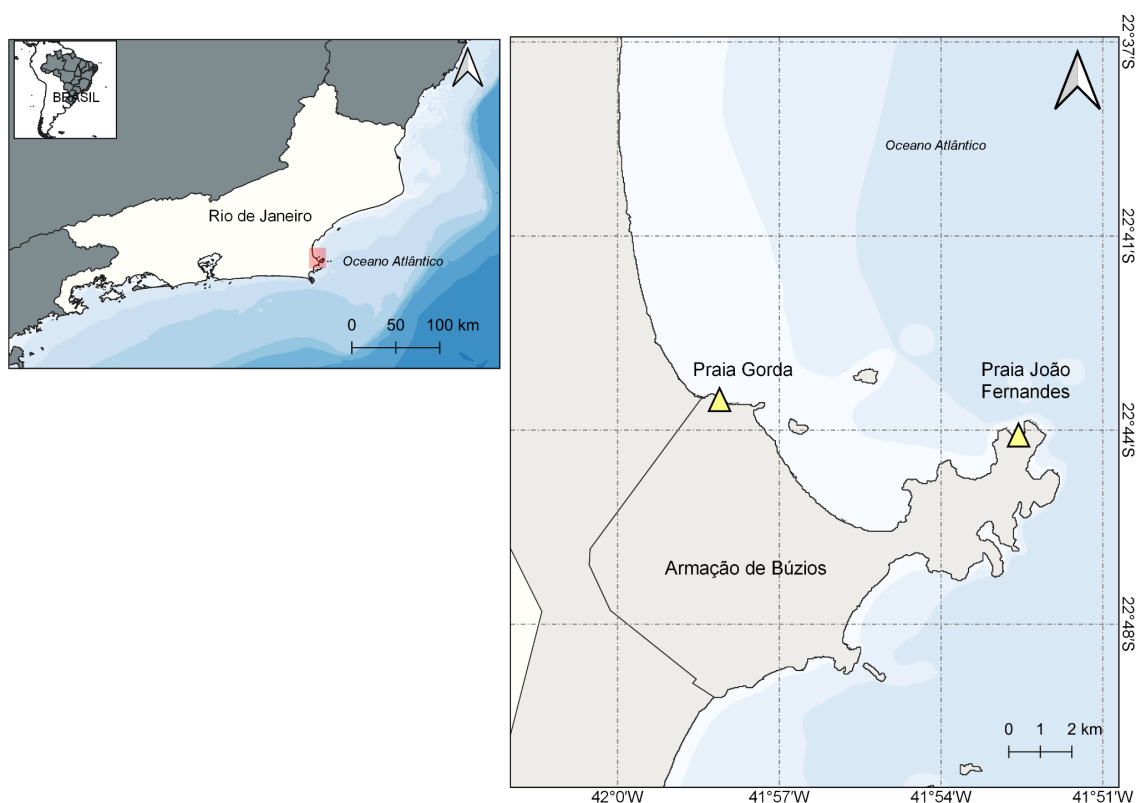


Figura 3. Localização geográfica da área de estudo, mostrando a Área de Proteção Ambiental do Mangue de Pedra da Praia Gorda e a Praia João Fernandes, situadas no município de Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil (Autora, 2023).

Armação dos Búzios está localizada no flanco sul do macrocompartimento da Bacia de Campos, apresentando planícies flúvio-marítimas bem desenvolvidas, sendo o delta do Rio Paraíba do Sul o principal agente exportador dessas planícies (Muehe, 1998; Bulhões e Drummond, 2012). A caracterização climática da região, segundo Köppen-Geiger, é do tipo Bsh - clima árido quente (Barbosa, 2003). Armação dos Búzios apresenta temperaturas médias anuais em torno de 25°C e precipitação média de 800 mm por ano. Os ventos são predominantemente do quadrante nordeste, com velocidade média de 6 m/s (Obraczka *et al.*, 2018). A região também é influenciada por correntes, como as correntes do Brasil e das Malvinas, que, devido ao processo de ressurgência costeira, fornecem os nutrientes necessários para o estabelecimento da rica biodiversidade marinha local (Rodrigues, 1977; Barbosa, 2003). Na costa do Brasil, a principal área de ressurgência encontra-se na região de Cabo Frio, município adjacente à Armação dos Búzios. Em relação à composição e ao transporte de sedimentos, o município recebe influência da sedimentação fluvial dos rios, bem como das regiões próximas, que se movem em direção às áreas mais rasas, associadas à ressurgência (Bulhões e Drummond, 2012).

A primeira área amostrada, Praia Gorda, está localizada próxima ao limite entre os municípios de Cabo Frio e Búzios. Delimitada pela presença de uma Vila de Pescadores existente no final da praia do Rio Una e pela Ponta do Pai Vitório, a praia possui aproximadamente 3 km de extensão. Devido aos sedimentos provenientes dos rios Una e São João, a Praia Gorda possui águas turvas e quentes (Bulhões e Drummond, 2012). O sedimento da praia é composto por areia de tamanho médio a grosso, grânulos e rochas (Santos, 2016), sendo subdividida em uma região arenosa e uma área de mangue. Esta última é conhecida como "Mangue de Pedra", devido ao seu substrato composto principalmente por blocos rochosos. As espécies predominantes são *Laguncularia racemosa* (mangue-branco) e *Avicennia schaueriana* (mangue-preto). Esse ecossistema é um dos últimos manguezais do município, e sua formação geológica incomum faz com que seja considerado singular em todo o mundo (Santos, 2016). O manguezal é parcialmente alimentado por água doce proveniente de uma descarga subterrânea (Aquífero Mangue de Pedra), originada pela infiltração das chuvas nas áreas da Praia Rasa e do Arpoador da Rasa (Mansur *et al.*, 2012; Cicco, 2018), localizadas ao leste da APA.

Devido ao isolamento parcial da região e ao acesso limitado, a Praia Gorda não apresenta uma paisagem altamente modificada por influência humana, especialmente pelo turismo (Obraczka *et al.*, 2018). Como resultado, ela é caracterizada como uma praia sem construções e com pouca presença de frequentadores, mantendo uma vegetação nativa predominante. No entanto, a praia é utilizada para pesca e coleta de mariscos, além de servir como área de abrigo para barcos, principalmente pela comunidade remanescente quilombola do bairro da Rasa (Mansur, 2010).

A Praia João Fernandes está localizada na ponta nordeste da Península de Búzios, em frente à Ilha Branca, e possui uma faixa de areia com menos de 1 km de comprimento. Devido à sua beleza cênica marinha e à variedade considerável de serviços gastronômicos e de lazer, João Fernandes atrai turistas durante todo o ano, principalmente da América do Sul. A praia possui águas límpidas, frias e transparentes, resultado do processo de ressurgência costeira (Bulhões e Drummond, 2012). Além de ser ideal para banho, devido às águas calmas e rasas, a Praia João Fernandes também é frequentemente utilizada para a prática de esportes náuticos.

2.2 Coleta e registro dos dados

O estudo foi desenvolvido com base na análise dos resíduos sólidos em dois períodos: dezembro de 2021 a maio de 2022 (amostragem A) e setembro de 2022 a janeiro de 2023 (amostragem B). O primeiro conjunto de amostras foi coletado exclusivamente na APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda, enquanto o segundo foi realizado nas praias Gorda e João Fernandes. As amostras foram coletadas mensalmente, com a primeira campanha sendo conduzida ao longo de seis meses consecutivos e a segunda com duração de cinco meses.

As amostragens foram realizadas durante a maré baixa, no período matutino, para maximizar a exposição da face da praia e facilitar a visualização dos resíduos sólidos. As informações sobre as marés foram obtidas junto à Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) por meio do site <https://www.marinha.mil.br/dhn/>. Com o objetivo de analisar a relação entre os fatores físicos e a deposição e distribuição de resíduos sólidos na região, também foram coletados dados ambientais, como os valores médios da velocidade do vento (m/s) e da precipitação (mm) para cada mês de amostragem. Esses dados foram obtidos a partir do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), disponível no site <https://portal.inmet.gov.br/>. A estação de coleta mais próxima da área de estudo está localizada em Arraial do Cabo-RJ, e os dados são referentes a essa localidade.

Na amostragem A, foram selecionados três pontos de coleta ao longo da extensão da APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda, abrangendo a região do supralitoral (próximos à linha de vegetação arbórea, classificada como floresta estacional). Esses pontos foram estrategicamente escolhidos para representar o início, meio e final da praia. Adicionalmente, foram estabelecidos três pontos amostrais no ecossistema manguezal (mesolitoral- região entre marés), que está presente em parte da área de estudo conhecida como Mangue de Pedra. Esses pontos foram selecionados com intervalos equidistantes de 25 metros para a coleta dos resíduos sólidos encontrados no manguezal (Fig. 4A). Isso permitiu obter amostras representativas tanto do manguezal quanto da praia.

Na amostragem B, realizada nas praias Gorda e João Fernandes, foram estabelecidos três transectos perpendiculares à linha da costa. Esses transectos foram posicionados estrategicamente no início, meio e final de cada praia. Para cada transecto, registrou-se o comprimento correspondente, e em cada um deles foram

determinados três pontos igualmente espaçados, com base no valor do comprimento obtido. Esses pontos abrangeram tanto a zona supralitoral quanto a mesolitoral das praias (Fig. 4B).

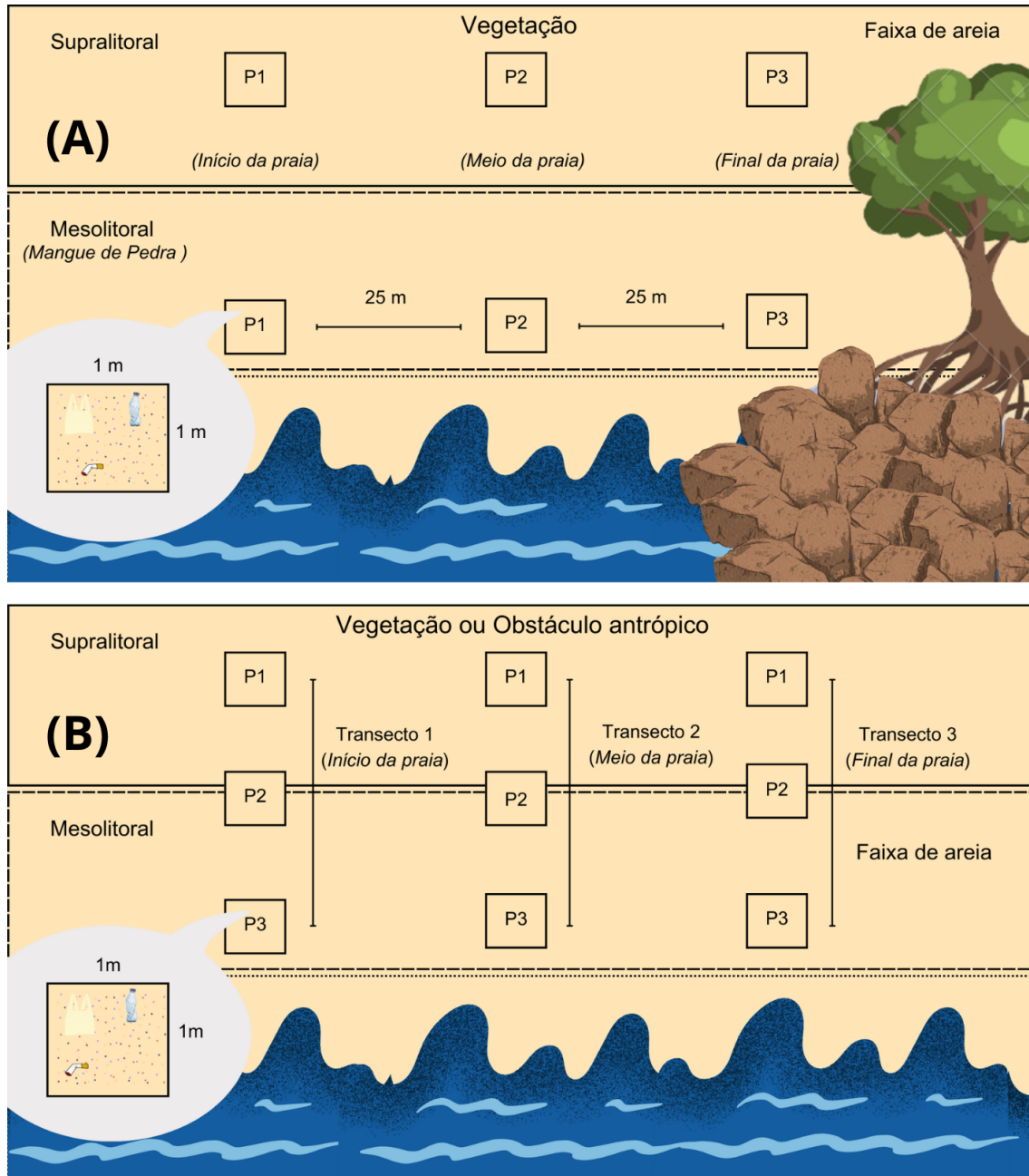


Figura 4. Esquema do delineamento amostral realizado (Autora, 2023). (A): Amostragem feita na Área de Proteção Ambiental do Mangue de Pedra da Praia Gorda, com pontos na região supralitoral da praia e no mesolitoral, caracterizado pela presença do Mangue de Pedra. (B): Amostragem tanto na APA quanto na Praia João Fernandes, utilizando três transectos perpendiculares à linha da costa, com pontos também no supralitoral e no mesolitoral. Ambas as localidades encontram-se em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil.

Nas duas amostragens, as coordenadas geográficas e os horários foram registrados por meio de um GPS ao longo do percurso realizado e nos pontos

estabelecidos. Além disso, os pontos também foram registrados fotograficamente, utilizando o aplicativo Timestamp Camera Free (versão para Android).

Para delimitar a área de amostragem dos resíduos sólidos em ambas as campanhas, utilizou-se um quadrante de 1 m² em cada ponto. A partir dessa delimitação, realizou-se uma inspeção visual da camada superficial do sedimento, que era arenoso no caso das praias e lamoso e/ou rochoso no caso do manguezal. O objetivo foi coletar os resíduos depositados pelos agentes transportadores durante o período estudado. Não foram analisados materiais orgânicos, como excretas, nem fragmentos de vegetação de origem natural. Os resíduos sólidos encontrados em ambas as campanhas foram devidamente acondicionados e identificados.

No laboratório, as amostras de cada ponto contendo os resíduos sólidos foram transferidas para bandejas plásticas com capacidade de 3 litros. Nessas bandejas, o sedimento remanescente foi removido do objeto de estudo com o auxílio de um pincel ou através de lavagem com água, dependendo do tipo de item.

Após a triagem, os resíduos sólidos foram classificados em plástico, vidro, metal, tecido/fibra e resíduos antropogênicos degradáveis (incluindo itens de madeira e papel/papelão) (Cheshire *et al.*, 2009). Ademais, os itens foram classificados de acordo com o tamanho em macro, meso e micro resíduos. Os comprimentos dos itens foram medidos utilizando uma régua de 30 cm e uma fita métrica flexível de 150 cm. O intervalo para cada categoria foi: macro resíduos – comprimento > 25 mm; meso resíduos – de 25 mm a 5 mm; micro resíduos – menor que 5 mm a 1mm (Lippiatt *et al.*, 2013). Quando necessário, a identificação dos resíduos sólidos foi realizada com o auxílio de uma lupa binocular. Todas as coletas de resíduos sólidos foram fotografadas para criar um banco de dados para a posterior construção de uma coleção didático-científica, visando a educação ambiental.

Para calcular a densidade total de resíduos, utilizou-se o número de itens coletados em cada praia e o tamanho da área amostrada (m²) (Tinôco e Carvalho-Souza, 2011). A fim de obter-se o tamanho total da área, neste estudo foi calculado o número de quadrantes amostrados ao longo de toda a coleta. Para isso, a densidade de resíduos sólidos encontrados foi calculada utilizando a seguinte fórmula:

$$D = N / A_Q * N_P * N_C$$

D = Densidade

N = Número total de itens

A_Q = Área do quadrante (1m^2)

N_p = Número de pontos amostrados por coleta

N_C = Número de coletas realizadas

2.3 Análise dos dados

Todas as análises descritivas e estatísticas foram realizadas utilizando o software RStudio (v 1.4.1717) (R Core Team, 2021). O nível de significância adotado para os testes estatísticos foi de 5%. As premissas de normalidade dos dados foram verificadas por meio da plotagem de gráficos diagnósticos e/ou pelo teste de Shapiro-Wilk.

Para avaliar o número de resíduos sólidos encontrados durante os 6 meses de amostragem na APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda (amostragem A), foram realizadas comparações pareadas com base no ecossistema (manguezal e praia), utilizando o teste de soma de postos de Wilcoxon/Mann-Whitney com correção de continuidade. Foi aplicado o método de ajuste de Bonferroni para o valor de p .

Além disso, o teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para analisar o número de resíduos sólidos encontrados na região supralitoral ao longo de 11 meses na Praia Gorda (amostragem A e B) e 5 meses na Praia João Fernandes (amostragem B). No caso da análise em João Fernandes, apenas o ponto 1 de cada transecto foi utilizado, pois tratava-se da região supralitoral. Em seguida, foi realizado o teste de Wilcoxon como post-hoc, também aplicando o método de ajuste de Bonferroni para o valor de p .

As variáveis que influenciaram na deposição e acúmulo mensal de resíduos sólidos em praias com diferentes históricos de visitação e conservação foram identificadas através da utilização de Modelos Lineares Generalizados (GLMs). A análise dos GLMs se baseia na relação entre as variáveis resposta e preditoras, bem como na distribuição dos erros. O número de resíduos sólidos encontrados foi incluído como variável resposta sob a influência das seguintes variáveis preditoras: média mensal da precipitação (mm), média mensal da velocidade do vento (m/s), estação do ano (inverno – abril, maio, setembro, outubro e novembro; verão – dezembro a março), praia (Gorda e João Fernandes), região da praia (supralitoral e mesolitoral), tamanho dos resíduos (macro, meso e micro resíduos) e tipo de resíduo sólido encontrado (antropogênicos degradáveis, metal, plástico e vidro). Para as

análises realizadas com a região da praia, apenas os pontos 1 (supralitoral) e 3 (mesolitoral) foram considerados. Da mesma forma, somente os pontos referentes ao supralitoral foram utilizados nas análises envolvendo precipitação e velocidade do vento.

Os modelos finais foram construídos a partir das melhores combinações das variáveis preditoras, selecionadas a partir da variância explicada e o valor de significância. Os modelos foram escolhidos com base nos valores do Critério de Informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc) e no Teste de Razão de Verossimilhança ("Likelihood-ratio test"). O ajuste dos modelos aos dados foi avaliado a partir da plotagem de gráficos diagnósticos (Sobral e Barreto, 2016). Inicialmente, os modelos foram testados usando a distribuição de Poisson. Porém, para melhorar o ajuste e reduzir a superdispersão, as distribuições binomial negativa e Gaussiana foram utilizadas nos modelos finais. No caso dos modelos com a distribuição Gaussiana, as variáveis foram transformadas utilizando a transformação logarítmica natural para otimizar o ajuste do modelo.

Foram utilizados os seguintes pacotes para as análises feitas: "dplyr" (Wickham *et al.*, 2023), "rstatix" (Kassambara, 2023), "reshape" (Wickham, 2007), "PMCMRplus" (Pohlert, 2022), "ggplot2" (Wickham, 2016), "car" (Fox e Weisberg, 2019), "lme4" (Zeileis e Hothorn, 2002), "ggpmisc" (Aphalo, 2022), "lme4" (Bates *et al.*, 2015), "AICcmodavg" (Mazerolle, 2023), "MASS" (Venables e Ripley, 2002) e "sjPlot" (Lüdtke, 2023).

3 RESULTADOS

3.1 Padrão de deposição de resíduos

3.1.1 Comparação dos ambientes Praia e Mangue

O número total de itens coletados na amostragem A, realizada de dezembro de 2021 a maio de 2022, nos dois ambientes (área de praia e mangue de pedra) da Praia Gorda, foi de 578, com uma média mensal de $96,3 \pm 56,8$ DP. O mês de abril apresentou o maior número de resíduos sólidos coletados, totalizando 190 itens (32,9%), enquanto janeiro registrou o menor número, com 34 itens (5,9%). Em média, foram encontrados 16 itens/m².

Do total coletado, aproximadamente 80% dos itens (n = 462) foram encontrados na região supralitoral da Praia Gorda, enquanto a região mesolitoral concentrou 20% (n = 116) dos resíduos sólidos. Porém, ao longo dos 11 meses de

coleta (6 na amostragem A e 5 na amostragem B), não foram observadas diferenças significativas no número de resíduos sólidos encontrados no supralitoral da praia Gorda ($X^2 = 14,942$, $df = 10$, $p = 0,1342$) (Fig. 5).

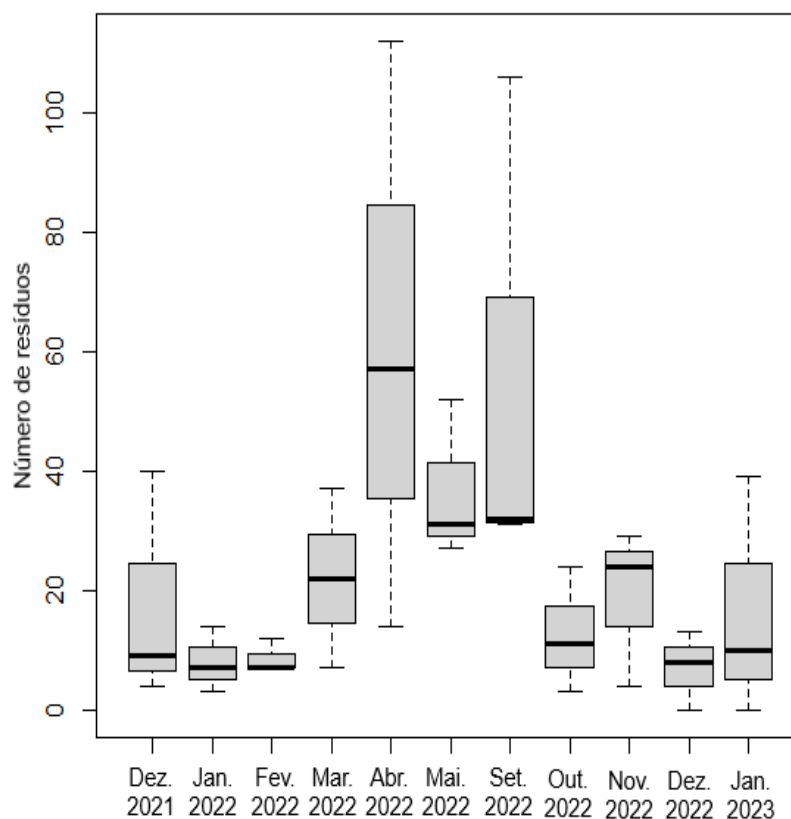


Figura 5. Número de resíduos sólidos encontrados na região supralitoral da Praia Gorda, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, em cada mês de amostragem, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023. Para cada barra, o traço superior representa o valor máximo (whisker superior), enquanto o traço inferior representa o valor mínimo (whisker inferior). A barra em si equivale ao intervalo interquartil, com o traço inferior representando o 1º quartil, o traço intermediário representando a mediana (2º quartil) e o traço superior representando o 3º quartil.

As médias de itens encontrados nas diferentes regiões da praia apresentaram variações significativas ($p = 0,00026$), sendo maior no supralitoral da praia e menor no mesolitoral, caracterizado pelo Mangue de Pedra (Fig. 6).

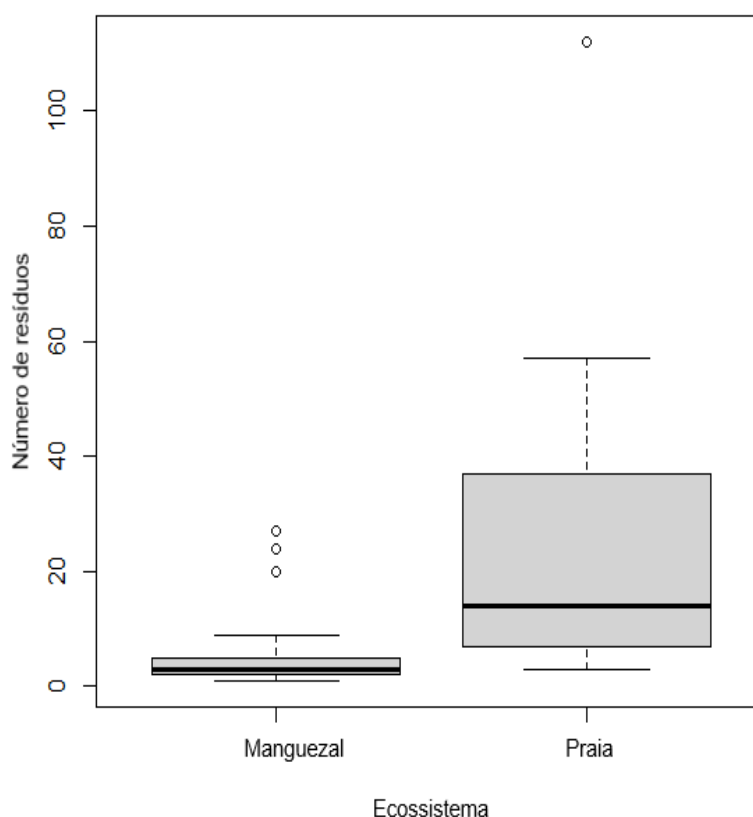


Figura 6. Número de resíduos sólidos encontrados nos ecossistemas manguezal e praia da Área de Proteção Ambiental (APA) do Mangue de Pedra da Praia Gorda, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, no período de dezembro de 2021 a maio de 2022. Para cada barra, o traço superior representa o valor máximo (whisker superior), enquanto o traço inferior representa o valor mínimo (whisker inferior). A barra em si equivale ao intervalo interquartil, com o traço inferior representando o 1° quartil, o traço intermediário representando a mediana (2° quartil) e o traço superior representando o 3° quartil. Os pontos representam os valores extremos.

3.1.2 Comparação de praias com diferentes históricos de conservação

Na amostragem B, realizada de setembro de 2022 a janeiro de 2023, foram encontrados 359 itens na praia Gorda e 299 itens na praia João Fernandes, totalizando 658 resíduos no período mencionado. As médias mensais foram de $71,8 \pm 59,4$ DP e $59,8 \pm 54,8$ DP em cada praia, respectivamente. No total, os meses de outubro ($n = 195$; 29,6%) e setembro ($n = 194$; 29,5%) apresentaram os maiores números de resíduos sólidos coletados, enquanto dezembro registrou o menor número, com 67 itens (10,2%). Observou-se um número maior de itens na praia João Fernandes em outubro ($n = 152$; 77,9%), enquanto em setembro o maior número de resíduos foi amostrado na praia Gorda ($n = 174$; 89,7%). A média de itens por metro quadrado foi de $8/m^2$ na praia Gorda e $6,6/m^2$ na praia João Fernandes (Fig. 7).

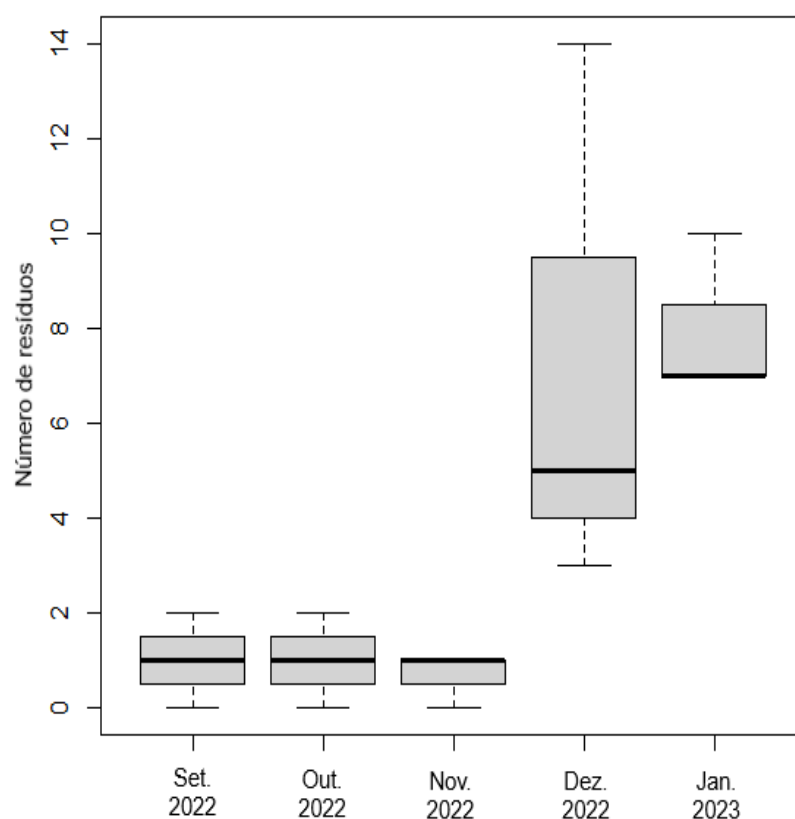


Figura 7. Número de resíduos sólidos encontrados na região supralitoral da Praia João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, em cada mês de amostragem, durante o período de setembro de 2022 a janeiro de 2023. Para cada barra, o traço superior representa o valor máximo (whisker superior), enquanto o traço inferior representa o valor mínimo (whisker inferior). A barra em si equivale ao intervalo interquartil, com o traço inferior representando o 1º quartil, o traço intermediário representando a mediana (2º quartil) e o traço superior representando o 3º quartil.

Cerca de 93% dos itens ($n = 334$) obtidos na amostragem B realizada na praia Gorda foram recolhidos na região supralitoral. Na região intermediária, foram coletados 4,7% dos resíduos ($n = 17$), e no mesolitoral, 2,2% dos resíduos ($n = 8$). Na praia João Fernandes, foram coletados 17,4% dos resíduos sólidos ($n = 52$) no supralitoral, 21,7% ($n = 65$) na região intermediária e 60,9% ($n = 182$) no mesolitoral. Houve diferenças significativas no número de resíduos sólidos coletados no supralitoral da praia João Fernandes ao longo dos 5 meses da amostragem B ($X^2 = 10.603$, $df = 4$, $p = 0.03141$) (Fig. 7). Contudo, ao realizar a comparação por pares e aplicar a correção de Bonferroni para o valor de p , essas diferenças não se mostraram significativas (Tabela 1).

Tabela 1. Comparações pareadas usando o teste de soma de postos de Wilcoxon com correção de continuidade. Método de ajuste do valor de p: Bonferroni.

	Setembro/2022	Outubro/2022	Novembro/2022	Dezembro/2022
Outubro/2022	1,00	-	-	-
Novembro/2022	1,00	1,00	-	-
Dezembro/2022	0,81	0,81	0,77	-
Janeiro/2023	0,77	0,77	0,72	1,00

Os modelos lineares generalizados testados mostraram que as variáveis regiões da praia (mesolitoral e supralitoral) e as praias em si (Gorda e João Fernandes), assim como a interação entre elas ($R^2 = 0,30$; $gl = 70$; $AICc = 223,5$) foram significativas como preditores da densidade de resíduos sólidos. De forma geral, a praia João Fernandes teve uma probabilidade menor de acumular resíduos quando comparada com a Praia Gorda (Tabela 2; Fig. 8). Ainda, a região supralitoral da Praia Gorda apresentou uma densidade de resíduos significativamente maior do que a região mesolitoral e do que ambas as regiões da Praia João Fernandes. No entanto, na praia João Fernandes, a densidade de resíduos teve uma probabilidade de ser maior na região mesolitoral em comparação com a região supralitoral.

Tabela 2. Modelo linear generalizado com distribuição gaussiana incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função da região da praia (mesolitoral e supralitoral) e da interação entre as regiões e as praias Gorda e João Fernandes. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas ($AICc$). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados.

log (Densidade de resíduos/m ²)			
Preditores	Estimador	CI	<i>p</i>
(Intercepto)	4,38	3,52 – 5,25	< 0,001
Zona Mesolitoral	-1,58	-2,17 – -1,00	< 0,001
Praia João Fernandes	-4,07	-5,68 – -2,46	< 0,001
Mesolitoral: João Fernandes	2,32	1,26 – 3,37	< 0,001

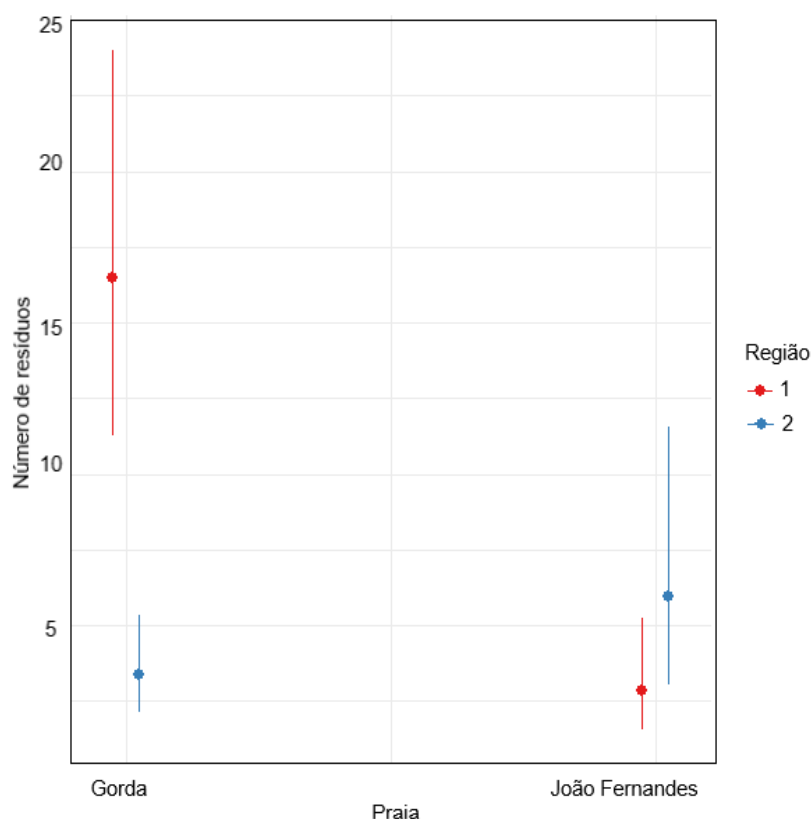


Figura 8. Número de resíduos sólidos encontrados nas regiões supralitoral (1) e mesolitoral (2) das praias Gorda e João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. A cor vermelha representa a região do supralitoral e a cor azul o mesolitoral. Na figura, os valores não estão logaritmizados.

As variáveis de média mensal precipitação (Estimador = -0,3505; $p = 0,7294$) e a velocidade do vento (Estimador = -0,3128, $p = 0,1254$) não apresentaram relação com o número de resíduos sólidos encontrados para ambas as praias.

Em relação às estações do ano, dos 850 itens considerados, 565 foram coletados durante o inverno (66,5%) e 285 durante o verão (33,5%), abrangendo todas as amostragens e praias. Na amostragem A, foram registrados 293 itens (63,4%) no inverno e 169 itens (36,6%) no verão, apesar de terem sido realizadas apenas duas amostragens durante o inverno. Na amostragem B, na praia Gorda, foram coletados 264 itens (79%) no inverno e 70 itens (21%) no verão. Já na praia João Fernandes, foram registrados 46 itens (85,2%) no verão e 8 itens (14,8%) no inverno. No Modelo Linear Generalizado foi observada uma relação positiva entre a ocorrência de resíduos sólidos e o verão na praia João Fernandes, enquanto na praia Gorda, houve uma maior proporção de resíduos no inverno (Tabela 3; Fig. 9).

Tabela 3. Modelo linear generalizado com distribuição binomial negativa, incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função da praia e da interação entre a praia e a estação. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritimizados.

log (Densidade de resíduos/m ²)			
Preditores	Razão da Taxa de Incidência	CI	<i>p</i>
(Intercepto)	111,40	72,33 – 167,92	< 0,001
Praia João Fernandes	0,02	0,01 – 0,06	< 0,001
Praia Gorda: Verão	0,36	0,21 – 0,61	< 0,001
Praia João Fernandes: Verão	8,63	3,05 – 26,60	< 0,001

Observações = 16

R² Nagelkerke = 0,994

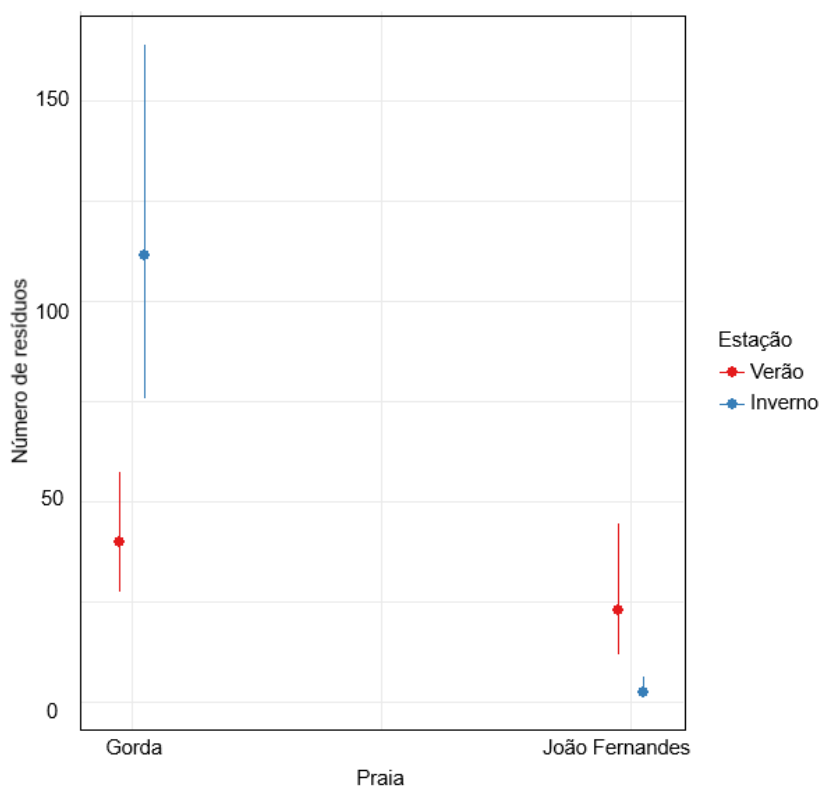


Figura 9. Número de resíduos sólidos encontrados nas praias Gorda e João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023, de acordo com a estação do ano. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. A cor vermelha representa a estação verão e a cor azul o inverno. Na figura, os valores não estão logaritimizados.

3.2 Caracterização física/morfológica dos resíduos

Quanto ao tipo de material encontrado, houve uma predominância do plástico em ambas as amostragens. Na amostragem A, o plástico correspondeu a 95,5% dos itens coletados ($n = 552$), enquanto na amostragem B correspondeu a 68,7% ($n = 452$). Na amostragem B, aproximadamente 72,3% dos itens plásticos foram encontrados na praia Gorda ($n = 327$), enquanto 27,7% foram amostrados na praia João Fernandes ($n = 125$). Os materiais menos frequentes foram metais ($n = 3$; 0,5%), vidros ($n = 7$; 1,2%) e resíduos antropogênicos degradáveis ($n = 16$; 2,8%) na amostragem A. Esses mesmos padrões foram observados em ambas as praias na amostragem B, com 20 itens de metal (3%), 7 itens de vidro (1,1%) e 179 itens de resíduos antropogênicos degradáveis (27,2%). Ao analisar os resíduos de outros materiais (exceto plástico) separadamente por praia, foi observado que a praia João Fernandes apresentou uma maior frequência de resíduos biodegradáveis ($n = 150$; 83,8%), metais ($n = 19$; 95%) e vidros ($n = 5$; 71,4%).

O resultado do GLM indicou que a densidade de resíduos esteve fortemente relacionada aos resíduos plásticos, em interação com a praia amostrada ($R^2 = 0,23$; AICc = 169,3; gl = 48). Nesse sentido, o plástico foi predominante em relação às outras categorias. No entanto, a praia João Fernandes apresentou uma quantidade significativamente menor desse material em comparação com a praia Gorda (Tabela 4; Fig. 10).

Tabela 4. Modelo linear generalizado com distribuição gaussiana incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função da interação entre as categorias do material e as praias Gorda e João Fernandes. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados.

log (Densidade de resíduos/m ²)			
Preditores	Estimador	CI	<i>p</i>
(Intercepto)	0,70	0,10 – 1,29	0,022
Categoria Metal	-0,70	-1,85 – 0,46	0,238
Categoria Plástico	3,47	2,63 – 4,32	< 0,001
Categoria Vidro	-0,37	-1,44 – 0,69	0,492
Praia João Fernandes	1,02	0,21 – 1,83	0,014
Metal*João Fernandes	0,20	-1,41 – 1,82	0,806
Plástico*João Fernandes	-2,49	-3,83 – -1,15	< 0,001
Vidro*João Fernandes	-0,97	-2,63 – 0,68	0,249

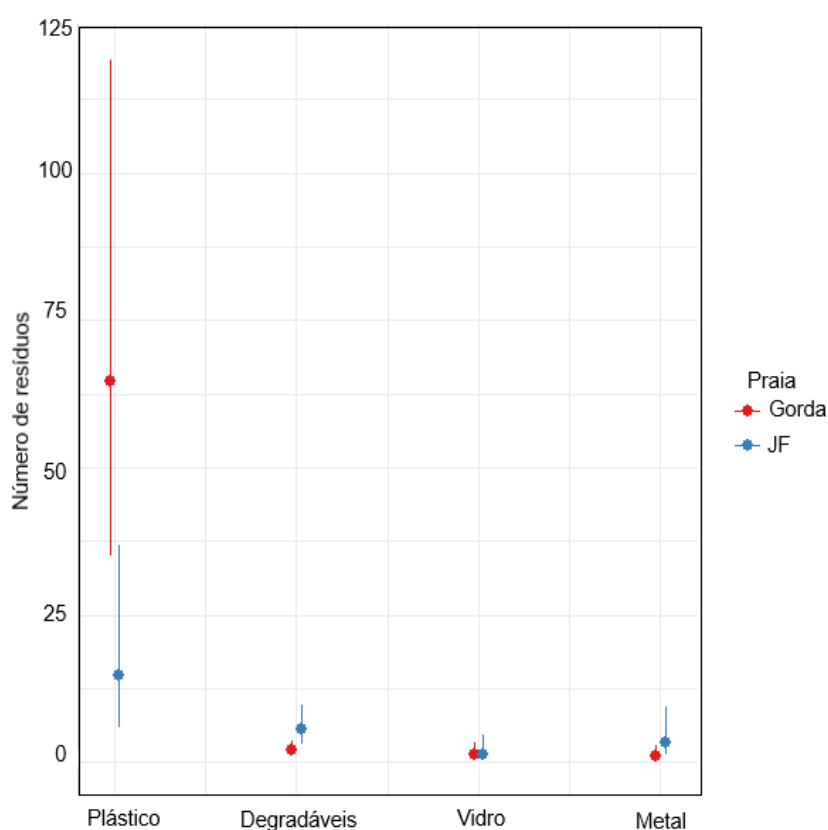


Figura 10. Número de resíduos sólidos encontrados nas praias Gorda e João Fernandes (JF), em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023, de acordo com a categoria do material. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. A cor vermelha representa a praia Gorda e a cor azul a praia João Fernandes. Na figura, os valores não estão logaritmizados.

Em relação ao tamanho dos resíduos, na amostragem A foram classificados 387 itens como macro resíduos (>2,5 cm), o que corresponde a 66,9% do total. Foram encontrados 157 itens classificados como meso-resíduos (>5mm e <2,5 cm), representando 27,2%, e 34 itens classificados como micro resíduos (<5mm e >1mm), totalizando 5,9%. Já na amostragem B, a maioria dos itens foi classificada como meso-resíduos (>5mm e <2,5 cm), totalizando 335 itens (50,9%). Foram registrados 271 itens como macro resíduos (>2,5 cm), o que corresponde a 41,2%, e 52 itens como micro resíduos (<5mm e >1mm), totalizando 7,9%. A densidade de resíduos também foi explicada pela presença de macro e micro resíduos, sendo que o tamanho macro foi predominante no número de resíduos encontrados, enquanto o tamanho micro foi o menos detectado (Tabela 5; Fig. 11).

Tabela 5. Modelo linear generalizado com distribuição gaussiana incluindo o número de resíduos sólidos encontrados em função do tamanho dos itens. O melhor modelo foi classificado pelo Critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas (AICc). Preditores significativos ($p < 0,05$) são marcados em negrito. Os valores descritos na tabela estão logaritmizados.

log (Densidade de resíduos/m ²)			
Preditores	Estimador	CI	<i>p</i>
(Intercepto)	3,49	3,05 – 3,92	< 0,001
Tamanho Meso	-0,48	-1,09 – 0,130	0,124
Tamanho Micro	-1,58	-2,33 – -0,84	< 0,001

Observações = 40

R² = -0.882

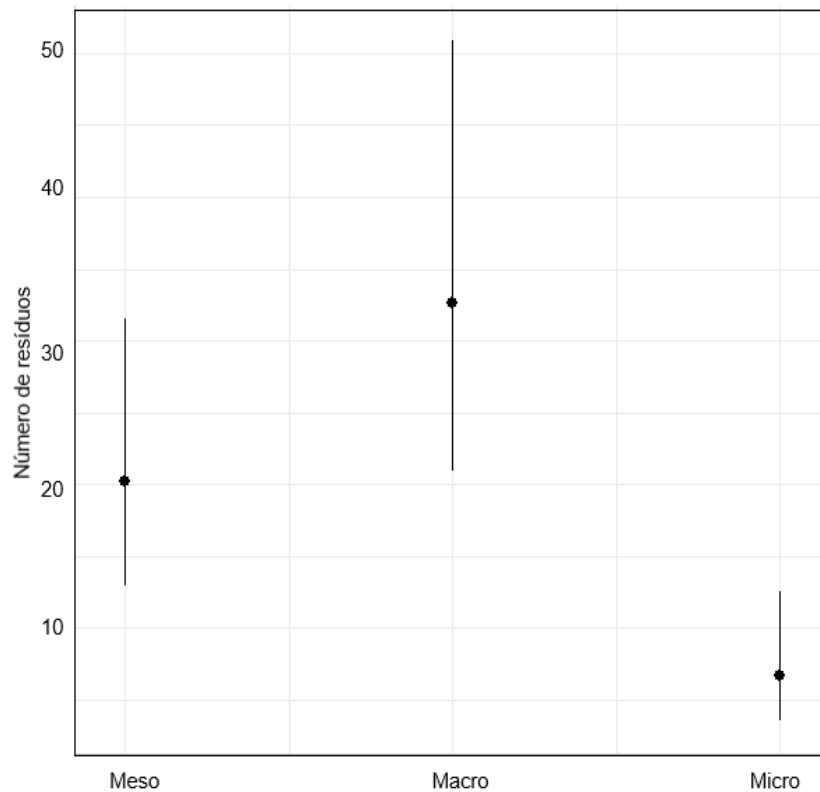


Figura 11. Número de resíduos sólidos encontrados nas praias Gorda e João Fernandes, em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, durante os períodos de dezembro de 2021 a maio de 2022 e de setembro de 2022 a janeiro de 2023, de acordo com o tamanho dos resíduos. As linhas verticais representam os intervalos de confiança (IC) e os pontos indicam as médias. Na figura, os valores não estão logaritmizados.

4 DISCUSSÃO

O padrão de deposição e acúmulo de resíduos sólidos em ecossistemas marinhos e costeiros pode variar ao longo do tempo e do espaço (Leon *et al.*, 2020).

Essas variações podem ocorrer devido a diferenças geográficas, a influência de fatores ambientais como precipitação, vento e correntes marinhas, além do fluxo de visitantes e atividades humanas realizadas na região ou próximas a ela (Krelling e Turra, 2019). Consequentemente, a quantidade (densidade e abundância) e a composição (riqueza) dos resíduos poluentes podem diferir ao longo da costa.

4.1 Padrão de deposição de resíduos

Neste estudo realizado na Região dos Lagos, no Rio de Janeiro, foi observado que a praia Gorda apresentou a maior densidade de resíduos sólidos com uma média de 16 itens/m² durante a amostragem A, e uma média de 8 itens/m² na amostragem B. Apesar de ser uma Área de Proteção Ambiental (APA) localizada em uma região urbana e ter uma baixa frequência de visitação, os resultados indicam que a praia Gorda é mais afetada pelo lixo marinho em comparação a praias com maior taxa de visitação para lazer e turismo. Essa tendência é reforçada pela comparação com a praia turística João Fernandes, que registrou uma densidade menor, com uma média de 6,6 itens/m². É importante ressaltar que a praia João Fernandes foi utilizada neste estudo como um grupo de controle externo, uma vez que recebe visitantes ao longo do ano e passa por limpeza diária, apresentando um distinto histórico de visitação e conservação. Contudo, os valores de densidades obtidas em ambas as praias parecem ser elevados quando comparados às densidades de resíduos descritas para outras regiões costeiras do Brasil.

Em um estudo realizado na região Sul do país (Governador Celso Ramos - Santa Catarina), foram amostradas cinco praias utilizadas turisticamente, e foi obtida uma densidade média de 0,5 item/m² (Costa e Widmer, 2022). No mesmo estudo, foram observadas variações na densidade de itens poluentes de acordo com a estação do ano e possíveis origens, com uma média de 0,36 itens/m² relacionada aos usuários de praia (Costa e Widmer, 2022). Na região Nordeste do Brasil, um estudo realizado na Praia de Boa Viagem - Pernambuco, encontrou 3,7 itens/m² (Dias Filho *et al.*, 2011), enquanto na região Sudeste (Praia de Itaquitanduva - São Paulo) foram registrados 3,2 itens/m² no ponto de maior concentração de lixo (Fernandino, 2012). Já na região Sudeste (Armação dos Búzios - Rio de Janeiro), dez praias amostradas durante o verão, incluindo a praia João Fernandes, acumularam uma média geral de 13,76 itens/100m² (ou seja, 0,13 itens/m²) (Oigman-Pszczol e Creed, 2007). Neste estudo, a praia João Fernandes apresentou

uma densidade média de 8,8 itens/100m² (ou seja, 0,08 itens/m²) (Oigman-Pszczol e Creed, 2007), muito inferior aos valores obtidos na nossa amostragem.

Vale ressaltar que a amostragem na presente pesquisa foi realizada em quadrantes de 1m², diferentemente dos transectos de no mínimo 4m de largura e comprimentos variados utilizados nos estudos já citados (Oigman-Pszczol e Creed, 2007; Dias Filho *et al.*, 2011; Fernandino, 2012; Costa e Widmer, 2022). Logo, era esperado que as densidades obtidas na APA do Mangue de Pedra da Gorda e na praia João Fernandes fossem iguais ou menores do que em outras pesquisas. Porém, isso não foi observado. Sendo assim, é suposto que diferentes métodos de coleta possam afetar os valores de densidade a serem detectados. Contudo, um aumento na deposição de resíduos ao longo dos anos na praia João Fernandes pode justificar também tais resultados. Apesar disso, e das particularidades existentes na metodologia utilizada nesta pesquisa mesmo com uma metodologia padronizada, a praia Gorda mostrou-se como um potencial modelo de validação para monitorar a deposição de resíduos sólidos, devido à alta densidade de itens poluentes encontrados na região.

O predomínio de itens poluentes na praia Gorda pode ser justificado pelos seguintes fatores. A praia é caracterizada pela coleta de mariscos e uso pesqueiro por parte dos remanescentes da comunidade quilombola do bairro da Rasa, sendo influenciada pela Vila de Pescadores existente na região (Mansur, 2010). Logo, os itens poluentes como linhas e redes de pesca encontrados na área, podem ser provenientes dessas atividades. Por outro lado, moradores da região Ponta da Sapata (Praia do Manguinhos) até a Ponta do Pai Vitório, regiões adjacentes a praia Gorda, apontam o despejo de esgoto “in natura” na praia, através de lançamentos clandestinos na rede de águas pluviais, o que explicaria a existência de itens de uso doméstico na praia em questão (<https://fontecerta.com/nova-associacao-de-moradores-de-buzios-luta-contradespejo-de-esgoto-na-praia-de-manguinhos-e-rasa/>). Vinculada a falta de limpeza diária por instituições competentes, a praia Gorda também é influenciada pelo despejo de efluentes através do Rio Una, que segundo a população local pode causar danos ambientais ao Mangue de Pedra e a Praia Rasa (<https://buzios.rj.gov.br/representantes-de-buzios-realizam-reuniao-sobre-rio-una/>). De acordo com alguns estudos, os resíduos podem ser transportados para estuários e ambientes costeiros através de rios, como o Rio Itajaí-Açu - Santa Catarina (Rosa

e Widmer, 2021) e o Várzea do Una - Pernambuco (Araújo e Costa, 2007) que geraram uma quantidade de resíduos mais alta devido ao aumento da sua vazão.

Outros fatores que também desempenham um papel importante na deposição e acúmulo de resíduos sólidos, influenciando a distribuição e o transporte do lixo marinho ao longo da costa, são o caráter morfodinâmico e a zona/região da praia (Isnain e Mutaqin, 2023). As praias amostradas da Região dos Lagos, são caracterizadas por terem caráter morfodinâmico dissipativo e até intermediário. Estudos mostram que em praias refletivas os resíduos despejados na costa geralmente não conseguem retornar ao oceano devido à baixa energia de retrolavagem presente, enquanto em praias dissipativas os resíduos podem ser facilmente levados de volta ao oceano devido à maior energia de retrolavagem (Isnain e Mutaqin, 2023). Porém, de acordo com Marin *et al.* (2019), em seu estudo realizado no litoral central de Santa Catarina, no Sul do Brasil, as praias de caráter dissipativo tenderam a acumular maiores quantidades de detritos. Isto coincide com os resultados obtidos nesta pesquisa.

Quanto à zona de deposição, a praia Gorda apresentou uma tendência à deposição e acúmulo de resíduos sólidos na região supralitoral em maior quantidade do que na região mesolitoral, condizente com o resultado encontrado na Ilha de Santa Catarina (Widmer e Hennemann, 2010) e no litoral da costa do Peru (Iannacone *et al.*, 2019). A estreita faixa de praia presente na Praia Gorda, pode facilitar o transporte de resíduos pelo vento ou pelas marés altas, permitindo com que os itens poluentes alcancem facilmente a parte superior da praia sem necessidade de grande deslocamento (Bruno e Santos, 2011). Nessa parte superior da praia em questão - supralitoral, existe uma vegetação nativa conservada que atua como retentora de resíduos transportados e acumula detritos além do alcance da maré (Browne *et al.*, 2015).

Por outro lado, a praia João Fernandes apresentou um maior número de resíduos no mesolitoral. Em praias turísticas como essa, o supralitoral é comumente modificado a fim de suportar estabelecimentos como bares e restaurantes, e o mesolitoral é geralmente ocupado pelos frequentadores da praia, que são associados ao descarte incorreto de lixo (Madureira *et al.*, 2017). A maior abundância de resíduos sólidos no mesolitoral da praia mencionada, poderia ser justificada então pelo possível transporte de resíduos pelas ondas e/ou deixados pelos frequentadores da praia.

Uma vez que não há limpeza diária realizada na praia Gorda, ao contrário da praia João Fernandes que é limpa diariamente por meio do processo de rastelo, era esperado que a região supralitoral da dita praia apresentasse um maior número de resíduos acumulados em comparação com outras regiões. No entanto, a abundância de itens poluentes na praia Gorda, apesar de ser uma área protegida e mais conservada, foi maior do que em ambas as regiões de João Fernandes. Nesse sentido, é hipotetizado que ações sistemáticas de limpeza de praias sejam mais importantes que o grau de conservação destes ecossistemas costeiros para controlar o acúmulo de resíduos sólidos neles. Com isso, é imperativa a necessidade de programas de limpeza de praia tanto em áreas com visitação como em praias sem visitação, tendo em vista que para este estudo uma área protegida parece ser igualmente ou mais afetada pelo acúmulo de lixo marinho que áreas com um maior índice de uso. Entretanto, se faz necessário ampliar a amostragem para outras áreas que apresentam as mesmas condições tidas nesta pesquisa, com o objetivo de confirmar o padrão observado e estabelecer políticas públicas eficazes.

4.2 Densidade de resíduos

As médias de itens encontrados nos diferentes ecossistemas da APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda, manguezal e praia, apresentaram variações significativas e ressaltam a necessidade de compreender as particularidades de cada ecossistema em relação à dinâmica do lixo marinho. Apesar disso, a maioria dos estudos descreve a deposição de resíduos sólidos em praias, enquanto pesquisas realizadas em manguezais ainda são escassas no Brasil e no mundo (Shindikar *et al.*, 2001; Almeida *et al.*, 2013; Vieira *et al.*, 2011). De acordo com Costa e Widmer (2022), o monitoramento feito em praias é o método mais acessível para entender os padrões do lixo marinho. Portanto, destaca-se a importância deste estudo realizado em ambos os ecossistemas marinhos, bem como a comparação feita em relação ao depósito e acúmulo de resíduos. O maior número de resíduos encontrados na praia em comparação ao manguezal pode dever-se a faixa de praia que geralmente é mais exposta e acessível em comparação com os manguezais, facilitando a chegada de resíduos vindos do mar, trazidos pelas correntes ou arrastados pela maré, além da visitação de pessoas (Maia *et al.*, 2023; Madureira *et al.*, 2017).

Por outro lado, a observação de uma relação positiva entre a ocorrência de resíduos sólidos e o verão (dezembro a março) na praia João Fernandes está de acordo com os achados na literatura. Segundo Dias-Filho *et al.* (2011), os brasileiros são usuários frequentes de praias devido ao baixo custo desse tipo de lazer e ao clima favorável do país. No entanto, esses visitantes têm sido reconhecidos por descartarem de forma inadequada os resíduos sólidos. Essa observação é confirmada pelo aumento no acúmulo de resíduos, especialmente durante períodos específicos do ano, como férias e feriados, quando há um maior fluxo de visitantes (Madureira *et al.*, 2017). Os frequentadores de praias contribuem significativamente para a quantidade de resíduos sólidos encontrados nesses ambientes (Dias-Filho *et al.* 2011; Araújo e Costa, 2007). Logo, o maior número de resíduos encontrados em meses do verão, na praia mais turística, João Fernandes, pode ser justificado. Por outro lado, o maior número de resíduos coletados na praia Gorda foi durante o inverno (entre abril e novembro), o que pode estar indicando como origem dos resíduos outros lugares, sendo deslocados pelo regime de marés e ondas até a região. Isto contribuiria para o transporte desses resíduos sólidos e sua disponibilização ao longo da superfície litorânea nessa época do ano (Corrêa *et al.*, 2019). Krelling e Turra (2019) ressaltaram a relevância de fatores oceanográficos e meteorológicos influenciando na dispersão do lixo. De acordo com Rosa e Widmer (2021), a ocorrência de chuvas provoca um aumento da poluição nas praias, podendo alcançar as regiões através dos rios, por exemplo. No entanto, não foram observados padrões de deposição e acúmulo de resíduos sólidos influenciado pelas variáveis ambientais testadas.

4.3 Tipo de resíduos

De todos os materiais coletados, o plástico foi o tipo de resíduo sólido mais predominante, como demonstrado em estudos realizados em outras regiões do Brasil (Nordeste - Almeida *et al.*, 2013; Menezes *et al.*, 2014; Sul - Rosa e Widmer, 2021; e Sudeste- Fernandino, 2012) e em outras partes do mundo (Caribe - La Daana *et al.*, 2020; Patagônia Chilena - Ahrendt *et al.*, 2023). Devido à sua capacidade de persistir no meio ambiente por longos períodos sem se decompor, bem como à sua versatilidade, leveza e baixo custo, o plástico é amplamente utilizado e comumente encontrado em ecossistemas marinhos e costeiros devido ao seu descarte inadequado (Araújo e Silva-Cavalcanti, 2016). Este estudo apresentou

cerca de 95,5% de resíduos plásticos encontrados, o que é próximo ao achado de 97% de Almeida *et al.* (2013) em Pernambuco - Nordeste do Brasil, maior do que os resultados obtidos por Rosa e Widmer (2021) em Santa Catarina (90,3%) e Portz *et al.* (2011) no Rio Grande do Sul (42%) - Sul do Brasil, e Neves *et al.* (2011) no Espírito Santo (46%) e Santana-Neto (2011) no Rio de Janeiro (70,6%) - Sudeste do país.

Por outro lado, foi observado que, dentre os outros tipos de resíduos, a praia João Fernandes apresentou uma maior frequência de itens biodegradáveis (como papel e carvão), metais e vidros. Esses materiais são comumente encontrados em praias que recebem um grande fluxo de visitantes e possuem uma maior presença de infraestrutura urbana, como praias urbanas ou próximas a áreas industriais (Carvalho *et al.*, 2021), o que está de acordo com o perfil de conservação e visitação da praia em questão. Além disso, a menor frequência da categoria de metais, geralmente representada por latas, pode estar relacionada ao seu valor como material reciclável.

Em relação ao tamanho do resíduo, os resíduos macro foram predominantes nos itens encontrados, enquanto o tamanho micro foi o menos detectado. O tamanho dos resíduos sólidos pode variar dependendo do local, do tipo de atividade humana e dos materiais descartados (Corrêa *et al.*, 2019). Objetos como linhas de pesca e sacolas plásticas são classificados como macro resíduos e foram alguns dos itens achados na praia Gorda, enquanto itens como copos descartáveis e garrafas foram encontrados na praia João Fernandes. Segundo Costa e Widmer (2022), resíduos maiores (> 2,5 cm) são os que mais afetam esteticamente a praia, podendo influenciar o caráter turístico que ela possui (Freitas *et al.*, 2020). Embora exista uma tendência geral de que resíduos maiores se acumulem mais próximo à fonte geradora, a movimentação e distribuição dos resíduos também são influenciadas por fatores ambientais e comportamentais complexos, o que pode resultar em diferentes padrões de distribuição. No decorrer do transporte de resíduos sólidos, agentes ambientais como a luz ultravioleta e a ação das ondas atuam na fragmentação dos itens maiores em itens cada vez menores (Marin *et al.*, 2019). Logo, em uma mesma região podem ser encontrados itens de todos os tamanhos. A presença de resíduos menores representa uma ameaça crescente para os ecossistemas marinhos e costeiros, uma vez que podem ser ingeridos por mais organismos marinhos, desde níveis tróficos inferiores, e por serem facilmente

dispersos no meio (Olivatto *et al.*, 2019). Todavia, ao contrário dos macro resíduos, os micro resíduos são mais difíceis de serem detectados visualmente e coletados manualmente durante as atividades de amostragem tradicionais e pelas atividades de limpeza de praias (Shim *et al.*, 2017).

Este estudo contribui para o escasso registro da dinâmica do lixo marinho na Região dos Lagos, no Rio de Janeiro, sendo o primeiro a ser realizado simultaneamente nos ecossistemas de manguezal e praia presentes na APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda (Armação dos Búzios, Rio de Janeiro). Os resultados obtidos nesta pesquisa fornecem dados sobre os padrões de deposição e acúmulo de itens poluentes em diferentes ecossistemas e praias com históricos distintos de visitação e conservação. Além disso, este estudo contribui para um melhor entendimento dos impactos decorrentes dos resíduos sólidos, auxiliando na identificação de áreas críticas e estimulando a conservação dos ecossistemas amostrados. Portanto, ressalta-se a necessidade de conservar os ecossistemas marinhos e costeiros e desenvolver planos e medidas de gestão que considerem as particularidades e necessidades de cada área estudada. As quantificações obtidas neste estudo poderão ser utilizadas em futuras pesquisas para fins de comparação, permitindo uma análise temporal dos resíduos sólidos na praia Gorda. Paralelamente, os resultados desta pesquisa reforçam a necessidade de elaboração de um plano de manejo para a APA, a fim de definir estratégias para o gerenciamento dos resíduos sólidos na praia.

3 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo analisou as interações entre resíduos sólidos e a fauna de vertebrados marinhos encalhados em praias da Região dos Lagos, com o objetivo de identificar padrões relacionados ao grupo faunístico, sexo, classe etária dos indivíduos, tipo de interação e material poluente mais comum. Além disso, quantificou e caracterizou o lixo marinho encontrado na APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda e na Praia João Fernandes, considerando seus constituintes, tamanho dos resíduos, regiões da praia onde são mais frequentes e épocas do ano com maior acúmulo desses itens poluentes.

As tartarugas marinhas, frequentemente avistadas na praia Gorda, foram encontradas em maior número encalhadas e interagindo com resíduos sólidos. Destaca-se a espécie *Chelonia mydas*, cuja distribuição para alimentação ao longo

da costa brasileira abrange toda a região. Esses animais encalhados com resíduos sólidos foram mais comuns durante o inverno, período em que também foi coletada maior quantidade de itens poluentes na APA do Mangue de Pedra da Praia Gorda. É importante ressaltar que os resíduos plásticos, incluindo itens utilizados em atividades pesqueiras, foram os mais frequentemente encontrados associados à fauna e aos ecossistemas marinhos, evidenciando a prevalência desse tipo de material no ambiente. A praia Gorda, em particular, é influenciada pelas atividades geradas pela Vila de Pescadores localizada no final da praia do Rio Una e pela Ponta do Pai Vitório. Por outro lado, a praia João Fernandes sofre influência das atividades de lazer e turismo realizadas na região.

Finalmente, a praia Gorda se mostrou um possível modelo para monitorar a deposição de resíduos sólidos e seu impacto na fauna de vertebrados marinhos da região. Isso se deve ao acúmulo de itens poluentes na área e à presença de animais interagindo com esses resíduos. Embora o estudo não tenha abordado as origens mais prováveis dos resíduos sólidos coletados, espera-se que as amostras obtidas neste estudo possam ser utilizadas em pesquisas futuras para investigar as origens desses resíduos. Além disso, devido à escassez de estudos realizados na Área de Proteção Ambiental (APA) do Mangue de Pedra da Praia Gorda, destaca-se a importância de monitorar a dinâmica do lixo marinho na região e seu impacto na fauna de vertebrados marinhos, a fim de desenvolver medidas de conservação mais direcionadas e eficazes para as espécies vulneráveis e os ecossistemas marinhos e costeiros. Portanto, é recomendada a realização de pesquisas que forneçam mais informações para auxiliar na gestão da área. Como uma contribuição para a sociedade, as amostras de resíduos sólidos obtidas neste estudo serão utilizadas para criar uma coleção didático-científica, com o objetivo de promover a conscientização ambiental entre os moradores da Região dos Lagos e os frequentadores das praias. Essa iniciativa visa destacar os impactos do lixo marinho no ecossistema e nos organismos.

REFERÊNCIAS

Introdução Geral

Almeida, V. C., Coelho-Junior, C., Assad, L. P., Barcellos, R. L., Travassos, P. E. P. F., Feitosa, F. A. do N. (2013). Constatação de resíduos sólidos no manguezal da Baía do Sueste- Fernando de Noronha- PE. *Tropical Oceanography*, 42: 1-12.

Araújo, M. C. B., Costa, M. (2007). An analysis of the riverine contribution to the solid wastes contamination of an isolated beach at the Brazilian Northeast. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 18 (1): 6-12.

Araújo, M. C. B., Silva-Cavalcanti, J. S. (2016). Dieta indigesta: milhares de animais marinhos estão consumindo plásticos. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 10 (5): 74-81.

Baulch, S., Perry, C. (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, 80 (1-2): 210-221.

Behera, M., Nayak, J., Banerjee, S., Chakraborty, S., Tripathy, S. K. (2021). A review on the treatment of textile industry waste effluents towards the development of efficient mitigation strategy: An integrated system design approach. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9 (4): 105277.

Bruno, G. S., Santos, J. L. (2012). Análise qualitativa dos detritos acumulados na praia do Cuiúba, Guarujá, SP. *Revista Ceciliana*, 4 (2): 66-70.

Carvalho, M. S. (2021). Desenvolvimento de uma metodologia para a avaliação dos microplásticos libertados pelo Centro de Triagem-LIPOR.

Cheshire, A.; Adler, E.; Barbière, J.; Cohen, Y.; Sverker, E.; Jarayabhand, S.; Jeftic, L.; Jung, R.-T.; Kinsey, S.; Kusui, E.T.; et al. (2009) *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*; UNEP: Athens, Greece; ISBN 9789280730272.

Corraini, N. R., de Lima, A. D. S., Bonetti, J., Rangel-Buitrago, N. (2018). Troubles in the paradise: Litter and its scenic impact on the North Santa Catarina island beaches, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 131: 572-579.

Corrêa, L. F., da Silva, A. L. C., Pinheiro, A. B., Pinto, V. C. S., Macedo, A. V., Madureira, E. A. L. (2019). Distribuição e fonte de resíduos sólidos ao longo do arco praial de Jaconé-Saquarema (RJ). *Revista Tamoios*, 15 (1).

Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (9): 842-852.

Dias Filho, M. J. O., Araújo, M. C. B. D., Cavalcanti, J. S. S., Silva, A. C. M. D. (2011). Contaminação da praia de Boa Viagem (Pernambuco-Brasil) por lixo marinho: relação com o uso da praia. *Arquivos de Ciência do Mar*, 44 (1): 33-39.

Fernandino, G. (2012). Análise quali-quantitativa de poluição por plástico na praia de Itaquitanduva-SP, Brasil. *Cadernos de Geociências*, 9 (2): 121-124.

Hatje, V., da Cunha, L. C., Costa, M. F. (2018). Mudanças globais, impactos antrópicos e o futuro dos oceanos. *Revista Virtual de Química*, 10 (6): 1947-1967.

López-Mendilaharsu, M., Giffoni, B., Monteiro, D., Prosdocimi, L., Vélez-Rubio, G. M., Fallabrino, A., ... Marcovaldi, M. Â. (2020). Multiple-threats analysis for loggerhead sea turtles in the southwest Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 41: 183-196.

Mansur, K. (2010). *Diretrizes para geoconservação do Patrimônio Geológico do Estado do Rio de Janeiro: o Caso do Domínio Tectônico Cabo Frio*. Tese (Doutorado), Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. 350p.

Mayorga, L. F. S., Vanstreels, R. E., Bhering, R. C., Mamede, N., Costa, L. M., Pinheiro, F. C., ... Siciliano, S. (2020). Strandings of cetaceans on the Espírito Santo coast, southeast Brazil, 1975–2015. *ZooKeys*, 948: 129.

Moreira, R. (2021). Búzios recolhe mais de uma tonelada de lixo na Semana do Meio Ambiente. <https://buzios.rj.gov.br/buzios-recolhe-mais-de-uma-tonelada-de-lixo-na-semana-do-meio-ambiente/>. Acesso em: Julho de 2023.

Nascimento, G. D., Pereira, A., Brito, G. R., Kolesnikovas, C. K., Serafini, P. P. (2022). Prevalência e tipos de plásticos em albatrozes e petréis (Aves: Procellariiformes): Recorte espacial da costa Sudeste e Sul do Brasil, de 2015 a 2019. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, 12 (1): 15-24.

Neves, C. F., Muehe, D. (2008). Vulnerabilidade, impactos e adaptação a mudanças do clima: a zona costeira. *Parcerias Estratégicas*, 27: 217-295.

Neves, R. C., Santos, L. A. S., Oliveira, K. S. S., Nogueira, I. C. M., Loureiro, D. V., Franco, T., ... Quaresma, V. S. (2011). Qualitative analysis of litter distribution in Barra Beach (Vila Velha–ES). *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11: 57-64.

Perez, M. L., Silva J. G. D., Rosso, T. C. D. A. (2009). Uma visão da implantação do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro no Brasil. *Rio's International Journal on Sciences of Industrial and Systems Engineering and Management*, 3: 092-02.

Pianowski, F. (1997). *Resíduos sólidos e esférulas plásticas nas praias do Rio Grande do Sul*. Monografia (Graduação), Rio Grande, Universidade Federal do Rio Grande - FURG. 78p.

Rosa, C. (2020). *Diagnóstico do lixo marinho em períodos de baixa e alta vazão do Rio Itajaí-Açu e ação de educação ambiental na praia de Navegantes/SC*. Dissertação (Mestrado em Clima e Ambiente), Florianópolis- Santa Catarina, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina. 144p.

Santana-Neto, S. D., Silva, I. R., Livramento, F. C. (2011). Padrões de deposição e origens do lixo marinho em praias da ilha de Itaparica–Bahia. *Simpósio Brasileiro de Oceanografia*, V, 1-5.

Santos, E. A. R. (2016). *Delimitação, inventário e avaliação da distribuição das espécies formadoras do Mangue da Pedra, Praia Gorda, Armação dos Búzios, RJ*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal), Seropédica- Rio de Janeiro, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 28p.

Santos, R. G., Andrades, R., Boldrini, M. A., Martins, A. S. (2015). Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. *Marine Pollution Bulletin*, 93 (1-2): 37-43.

Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox, C., Townsend, K. (2014). Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*, 28 (1): 129-139.

Skinner, L. F. (2020). Oceano, humanidade e regiões tropicais: nosso futuro depende da nossa reconexão. *Journal of Human and Environment of Tropical Bays*, (1): 1-8.

Tourinho, P. S. (2007). *Ingestão de resíduos sólidos por juvenis de tartaruga-verde (Chelonia mydas) na costa do Rio Grande do Sul, Brasil*. Monografia (Graduação), Rio Grande, Universidade Federal do Rio Grande- FURG.

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182: 495-499.

Vieira, B. P., Dias, D., Hanazaki, N. (2011). Homogeneidade de encalhe de resíduos sólidos em um manguezal da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 21-30.

Zamboni, K. J., Ordonhes, M. T., Costa, I. P., Cavichioli, F. R. (2021). Políticas públicas esportivas nos espaços públicos urbanos: uma revisão bibliográfica sobre os projetos esportivos de participação no litoral brasileiro. *Motrivivência*, 33 (64): 1-14.

Capítulo I

Abras, D. R. (2015). *Efeito de parâmetros ambientais na migração de baleias-jubarte (Megaptera novaeangliae) entre Mar de Scotia e Banco dos Abrolhos*. Dissertação (Mestrado em Ciências), São Paulo, Universidade de São Paulo- USP. 157p.

Agamuthu, P., Mehran, S. B., Norkhairah, A., Norkhairiyah, A. (2019). Marine debris: A review of impacts and global initiatives. *Waste Management & Research*, 37(10): 987-1002.

Agresti, A. Introduction to categorical data analysis. New York: Wiley and Sons, 2007. 393 p.

Alzugaray, L., Di Martino, M., Beltramino, L., Rowntree, V. J., Sironi, M., Uhart, M. M. (2020). Anthropogenic debris in the digestive tract of a southern right whale (*Eubalaena australis*) stranded in Golfo Nuevo, Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 161: 111738.

Araújo, M. C. B., Silva-Cavalcanti, J. S. (2016). Dieta indigesta: milhares de animais marinhos estão consumindo plásticos. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 10 (5): 74-81.

- Awabdi, D. R., Siciliano, S., Di Benedetto, A. P. M. (2013). Ingestão de resíduos sólidos por tartarugas-verdes juvenis, *Chelonia mydas* (L. 1758), na costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Biotemas*, 26 (1): 197-200.
- Balensiefer, D. C., Attademo, F. L. N., Sousa, G. P., Freire, A. C. D. B., da Cunha, F. A. G. C., Alencar, A. E. B., ... Luna, F. D. O. (2017). Three decades of Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) stranding along the Brazilian coast. *Tropical Conservation Science*, 10: 1940082917728375.
- Barbieri, E. (2008). Variação sazonal do gaivotão (*Larus dominicanus*) durante o ano de 2005 no estuário de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 8: 97-102.
- Barbieri, E. (2009). Occurrence of plastic particles in procellariiforms, south of São Paulo state (Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52: 341-348.
- Besseling, E., Foekema, E. M., Van Franeker, J. A., Leopold, M. F., Kühn, S., Rebolledo, E. B., ... Koelmans, A. A. (2015). Microplastic in a macro filter feeder: humpback whale *Megaptera novaeangliae*. *Marine Pollution Bulletin*, 95 (1): 248-252.
- Bittar, V. T., Di Benedetto, A. P. M. (2009). Diet and potential feeding overlap between *Trichiurus lepturus* (Osteichthyes: Perciformes) and *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 26: 374-378.
- Bond, A. L., Provencher, J. F., Elliot, R. D., Ryan, P. C., Rowe, S., Jones, I. L., ... Wilhelm, S. I. (2013). Ingestion of plastic marine debris by Common and Thick-billed Murres in the northwestern Atlantic from 1985 to 2012. *Marine Pollution Bulletin*, 77 (1-2): 192-195.
- Brandão, M. L., Braga, K. M., Luque, J. L. (2011). Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (10): 2246-2249.
- Brentano, R., Petry, M. V. (2020). Marine debris ingestion and human impacts on the pygmy sperm whale (*Kogia breviceps*) in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 150: 110595.
- Brentano, R., de Brum, A. C., Montone, R. C., Petry, M. V. (2020). Incidence of anthropogenic material in *Sula leucogaster* nests in a distant archipelago of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 151: 110815.
- Brusius, B. K. (2019). *Encalhes de tetrápodes marinhos e sua relação com variáveis meteorológicas e oceanográficas*. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Animal), Santa Maria - Rio Grande do Sul. Universidade Federal de Santa Maria- UFSM. 99p.
- Brusius, B. K., de Souza, R. B., de Freitas, R. A. P., Barbieri, E. (2021). Effects of environmental variables on Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) strandings in southeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 210: 105704.
- Carneiro, A. D. V. N. (2005). *Ocorrência e uso de habitat da baleia-de-Bryde (Balaenoptera edeni Anderson, 1878) (Mammalia: Cetacea, Balaenopteridae) na*

região de ressurgência de Cabo Frio, RJ. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro- UFRJ. 83p.

Carvalho, R. H., Lacerda, P. D., da Silva Mendes, S., Barbosa, B. C., Paschoalini, M., Prezoto, F., de Sousa, B. M. (2015). Marine debris ingestion by sea turtles (Testudines) on the Brazilian coast: an underestimated threat?. *Marine Pollution Bulletin*, 101 (2): 746-749.

Carvalho-Souza, G. F., Llope, M., Tinôco, M. S., Medeiros, D. V., Maia-Nogueira, R., Sampaio, C. L. (2018). Marine litter disrupts ecological processes in reef systems. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 464-471.

Chiba, S., Saito, H., Fletcher, R., Yogi, T., Kayo, M., Miyagi, S., ... Fujikura, K. (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, 96: 204-212.

Clapham, P. (2001). Why do baleen whales migrate? A response to Corkeron and Connor. *Marine Mammal Science*, 17 (2): 432-436.

Colferai, A. S., Silva-Filho, R. P., Martins, A. M., Bugoni, L. (2017). Distribution pattern of anthropogenic marine debris along the gastrointestinal tract of green turtles (*Chelonia mydas*) as implications for rehabilitation. *Marine Pollution Bulletin*, 119 (1): 231-237.

Costa, L. L., Arueira, V. F., da Costa, M. F., Di Benedetto, A. P. M., Zalmon, I. R. (2019). Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment?. *Marine Pollution Bulletin*, 145: 5-13.

Costa, R. A., Sá, S., Pereira, A. T., Ângelo, A. R., Vaqueiro, J., Ferreira, M., Eira, C. (2020). Prevalence of entanglements of seabirds in marine debris in the central Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 161: 111746.

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., ... Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (28): 10239-10244.

Cutrim, C. H. G., Munhoz, I. L. A., de Azevedo Koch, E. B., Rêgo, R. D. S. C., Araújo, V. A. (2021). Seasonality of stranded tetrapod fauna in the Paraty Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 12 (10): 157-171.

Dalastra, A., Branco, J. O., Port, D. (2022). Caracterização da avifauna aquática no litoral centro-norte do estado de Santa Catarina (Brasil) a partir de dados de encalhe. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 26 (1): 1-13.

Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodríguez, D. (2011). Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 62 (8): 1836-1841.

Denuncio, P., Mandiola, M. A., Salles, S. B. P., Machado, R., Ott, P. H., De Oliveira, L. R., Rodriguez, D. (2017). Marine debris ingestion by the South American fur seal from the Southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 122 (1-2): 420-425.

Di Benedetto, A. P. M., Ramos, R. M. A. (2004). Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84 (6): 1245-1250.

Di Benedetto, A. P. M., Siciliano, S. (2017). Marine debris boost in juvenile Magellanic penguins stranded in south-eastern Brazil in less than a decade: insights into feeding habits and habitat use. *Marine Pollution Bulletin*, 125 (1-2): 330-333.

Duarte, W. D. J. B. (2022). Lixo plástico: uma ameaça à vida marinha. *Revista Ibero-Americana de Humanidades, Ciências e Educação*, 8 (8): 22-31.

Fagundes, L. M., Missio, E. (2019). Resíduos plásticos nos oceanos: ameaça à fauna marinha. *Brazilian Journal of Development*, 5 (3): 2396-2401.

Fossi, M. C., Panti, C., Bains, M., Lavers, J. L. (2018). A review of plastic-associated pressures: cetaceans of the Mediterranean Sea and eastern Australian shearwaters as case studies. *Frontiers in Marine Science*, 5: 173.

Gall, S. C., Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92 (1-2): 170-179.

Geraci, J. R., Lounsbury, V. J. (2005). *Marine mammals ashore: a field guide for strandings*. National Aquarium in Baltimore.

Grant, M. L., Lavers, J. L., Stuckenbrock, S., Sharp, P. B., Bond, A. L. (2018). The use of anthropogenic marine debris as a nesting material by brown boobies (*Sula leucogaster*). *Marine Pollution Bulletin*, 137: 96-103.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN. (2008). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1. Available from: <https://www.iucnredlist.org>.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN. (2013). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1. Available from: <https://www.iucnredlist.org>.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN. (2015). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1. Available from: <https://www.iucnredlist.org>.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources – IUCN. (2017). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 3.1. Available from: <https://www.iucnredlist.org>.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347 (6223): 768-771.

Kampel, M. (2003). *Estimativa da produção primária e biomassa fitoplanctônica através de sensoriamento remoto da cor do oceano e dados in situ na costa sudeste*

brasileira. Tese (Doutorado em Ciências), São Paulo, Universidade de São Paulo-USP. 311p.

Kelly, N. E., Feyrer, L., Gavel, H., Trela, O., Ledwell, W., Breeze, H., ... Whitehead, H. (2023). Long term trends in floating plastic pollution within a marine protected area identifies threats for Endangered northern bottlenose whales. *Environmental Research*, 227: 115686.

Klopertanz, N., Amestoy, M., Abate, S., Winter, M. (2022). Monitoring macroplastic ingestion by birds and marine mammals in northeastern Patagonia, Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 185: 114288.

Kühn, S., Bravo Rebolledo, E. L., Van Franeker, J. A. (2015). Deleterious effects of litter on marine life. *Marine Anthropogenic Litter*, 75-116.

Kühn, S., Van Franeker, J. A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151: 110858.

Lavers, J. L., Bond, A. L. (2017). Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114 (23): 6052-6055.

Lima, S. R., da Silva Barbosa, J. M., Padilha, F. G. F., Saracchini, P. G. V., de Almeida Braga, M., da Silva Leite, J., Ferreira, A. M. R. (2018). Physical characteristics of free-living sea turtles that had and had not ingested debris in Microregion of the Lakes, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 723-727.

Lima, M. K. S., Vasconcelos Filho, J. I. F. D., Freitas, R. M. D., Feitosa, C. V. (2019). Pesca fantasma: uma síntese das causas e consequências nos últimos 15 anos. *Arquivos de Ciência do Mar*, 52 (2): 98–114.

Lucio, F. T., Magnoni, D. M., Vicentini, V. E. P., Conte, H. (2019). Disponibilidade e influência dos microplásticos nos seres vivos e ambiente: uma revisão. *Conexão Ci. Formiga, Minas Gerais*, 14 (1): 47-55.

Luo, Y. Y., Not, C., Cannicci, S. (2021). Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: a review of present information and the way forward. *Environmental Pollution*, 271: 116291.

Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., Officer, R. (2015). Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: the True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, 199: 185-191.

Mariani, D. B., Almeida, B. J., Febrônio, A. D., Vergara-Parente, J. E., Souza, F. A., Mendonça, F. S. (2019). Causes of mortality of seabirds stranded at the Northeastern coast of Brazil. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 39 (07): 523-529.

Markic, A., Gaertner, J. C., Gaertner-Mazouni, N., Koelmans, A. A. (2020). Plastic ingestion by marine fish in the wild. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50 (7): 657-697.

Meirelles, A. C. O., Rego Barros, H. M. D. (2007). Plastic debris ingested by a rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, stranded alive in northeastern Brazil. *Biotemas*, 20 (1): 127-131.

Meyer, D., Zeileis, A., Hornik, K. (2023). *_vcd: Visualizing Categorical Data_*. R package version 1.4-11, <<https://CRAN.R-project.org/package=vcd>>.

Milmann, L., Danilewicz, D., Machado, R., Santos, R. A. D., Ott, P. H. (2016). Feeding ecology of the common bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil: analyzing its prey and the potential overlap with fisheries. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64: 415-422.

Miranda, J. C., Ederli, N. B., Costa, I. D. D. (2020). O mar não está pra peixe, está pra plástico!

Moura, J. F., di Dario, B. P. S., Lima, L. M., Siciliano, S. (2010). A stranded pygmy killer whale on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 3: e11.

Moura, J., Tavares, D. C., Secco, H. K., Siciliano, S. (2016). Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) in central-northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil: stranding patterns and insights into feeding habits. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 11 (1-2): 191-198.

Nama, S., Shanmughan, A., Nayak, B. B., Bhushan, S., Ramteke, K. (2023). Impacts of marine debris on coral reef ecosystem: A review for conservation and ecological monitoring of the coral reef ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 189: 114755.

Ortiz-Alvarez, C., Guidino, C., Verhaegen, C., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C. (2022). Lessons from 12 years of marine fauna stranding data in the south of Peru. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194 (3): 142.

Parente, C. L., Moura, J. F., Secco, H. K. C., Di Benedetto, A. P. M. (2017). Diversidade e distribuição de cetáceos na área de influência das atividades de E&P na Bacia de Campos. *Mamíferos, quelônios e aves: caracterização ambiental regional da Bacia de Campos, Atlântico Sudoeste*. Rio de Janeiro: Elsevier. *Habitats*, 35-61.

Petersen, E. S., Krüger, L., Dezevieski, A., Petry, M., Montone, R. C. (2016). Incidence of plastic debris in Sooty Tern nests: A preliminary study on Trindade Island, a remote area of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 105 (1): 373-376.

Petersen, L. V. (2021). Encalhes de aves marinhas em Praia do Forte, Mata de São João, Bahia, em 2021. *Biodiversidade*, 20 (4).

Pham, C. K., Rodríguez, Y., Dauphin, A., Carriço, R., Frias, J. P., Vandeperre, F., ... Bjørndal, K. A. (2017). Plastic ingestion in oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) off the North Atlantic subtropical gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 121 (1-2): 222-229.

Polasek, L., Bering, J., Kim, H., Neitlich, P., Pister, B., Terwilliger, M., ... Jones, T. (2017). Marine debris in five national parks in Alaska. *Marine Pollution Bulletin*, 117 (1-2): 371-379.

Prado, J. H., Daudt, N. W., Perez, M. S., Castilho, P. V., Monteiro, D. S. (2023). Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine megafauna. *ICES Journal of Marine Science*, 80 (3): 492-506.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramos, R. M. A., Di Benedetto, A. P. M., Lima, N. R. W. (2000). Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Aquatic Mammals*, 26 (1): 65-75.

Rangel, D. F., Tavares, D. C., Zalmon, I. R. (2020). Composição e abundância de aves marinhas costeiras em Arraial do Cabo, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Ornithologia* 11 (1): 1-6, abril 2020.

Rebolledo, E. L. B., Van Franeker, J. A., Jansen, O. E., Brasseur, S. M. (2013). Plastic ingestion by harbour seals (*Phoca vitulina*) in The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*, 67 (1-2): 200-202.

Rêgo, R. D. S. C., Cazetta, E. A., Cutrim, C. H. G., Miranda, A. S., Araújo, A. P. A., Araújo, V. A. (2021). Strandings of sea turtles on beaches around the oil capital in Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 16 (4): 521-538.

Reis, E. C., Pereira, C. S., Rodrigues, D. D. P., Secco, H. K. C., Lima, L. M., Rennó, B., Siciliano, S. (2010). Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos.

Rios-Fuster, B., Alomar, C., Compa, M., Guijarro, B., Deudero, S. (2019). Anthropogenic particles ingestion in fish species from two areas of the western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 144: 325-333.

Rizzi, M., Rodrigues, F. L., Medeiros, L., Ortega, I., Rodrigues, L., Monteiro, D. S., ... Proietti, M. C. (2019). Ingestion of plastic marine litter by sea turtles in southern Brazil: abundance, characteristics and potential selectivity. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 536-548.

Ryan, P. G. (2018). Entanglement of birds in plastics and other synthetic materials. *Marine Pollution Bulletin*, 135: 159-164.

Santos, I. R. (2006). Plásticos na dieta da vida marinha. *Ciência Hoje*, 39 (230): 50-51.

Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox, C., Townsend, K. (2012). To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. *PloS one*, 7 (7): e40884.

Silva, C. V., Moreira, S. C., Zappes, C. A., Di Benedetto, A. P. M. (2014). Pesca artesanal e cetáceos que ocorrem no litoral leste do Rio de Janeiro: uma abordagem etnoecológica para verificar a existência de manejo tradicional. *Boletim do Instituto de Pesca*, 40 (4): 521-539.

Silva, K. O., dos Santos, E. M., Simões, T. N., da Silva, A. C. (2019). Encalhes de tartarugas marinhas no litoral sul de Pernambuco, Brasil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 10 (2): 53-64.

Spinelli, R. E., Gusso, A. B. F. (2022). Importância da necropsia na medicina veterinária. *Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária FAG*, 5 (1): 169-188.

Staffieri, E., de Lucia, G. A., Camedda, A., Poeta, G., Battisti, C. (2019). Pressure and impact of anthropogenic litter on marine and estuarine reptiles: an updated “blacklist” highlighting gaps of evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (2): 1238-1249.

Stelfox, M., Hudgins, J., Sweet, M. (2016). A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. *Marine Pollution Bulletin*, 111 (1-2): 6-17.

Tagliolatto, A. B., Goldberg, D. W., Godfrey, M. H., Monteiro-Neto, C. (2020). Spatio-temporal distribution of sea turtle strandings and factors contributing to their mortality in south-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30 (2): 331-350.

Tavares, M. (2021). *Padrões de deriva, encalhe e persistência de carcaças de tetrápodes marinhos na costa sul brasileira*. Tese (Doutorado em Biologia Animal), Porto Alegre - Rio Grande do Sul, Universidade Federal do Rio Grande do Sul- UFRGS. 107p.

Valente, J. V., Barros, R. A., Cristovão, A. C., Pastorinho, M. R., Sousa, A. C. A. (2021). Avaliação do potencial citotóxico de microplásticos em linhas celulares intestinais, hepáticas e neuronais. *Revista Captar: Ciência e Ambiente para Todos*, 10: 4-4.

Valente, F. S., Junior, J. G., Emmerich, T., Branco, J. O., Barreto, A. S. (2022). Análise dos resíduos antrópicos na dieta de *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no litoral centro-norte de Santa Catarina. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 26 (1): 14-29.

Valentin, J. L. (2001). The Cabo Frio upwelling system, Brazil. *Coastal marine ecosystems of Latin America*, 97-105.

Weckmüller, R. (2018). *Trajetórias evolutivas das coberturas florestais do estado do Rio de Janeiro utilizando os algoritmos LandTrendr*. Tese (Doutorado em Geografia), Niterói - Rio de Janeiro, Universidade Federal Fluminense- UFF. 123p.

Witteveen, M., Brown, M., Ryan, P. G. (2017). Anthropogenic debris in the nests of kelp gulls in South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 114 (2): 699-704.

Zappes, C. A., Gatts, C. E. N., Lodi, L., Andriolo, A., Di Benedetto, A. P. M. (2011). Interações entre o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) e a pesca artesanal no Arquipélago das Cagarras e áreas adjacentes, Rio de Janeiro, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas*, 11 (1): 24-30.

Capítulo II

Agamuthu, P., Mehran, S. B., Norkhairah, A., Norkhairiyah, A. (2019). Marine debris: A review of impacts and global initiatives. *Waste Management & Research*, 37 (10): 987-1002.

Ahrendt, C., Galbán-Malagón, C., Gómez, V., Torres, M., Mattar, C., DeCoite, M., & Pozo, K. (2023). Marine debris and associated organic pollutants in surface waters of Chiloé in the Northern Chilean Patagonia (42°–44° S). *Marine Pollution Bulletin*, 187: 114558.

Albuquerque, G. M., Mansur, K. L., Silva, G. C., Mello, C. L., Braga, M. A. (2022). Fault mapping and characterization of a coastal aquifer related to a mangrove ecosystem, using electrical resistivity tomography (ERT), ground penetrating radar (GPR) and hydrochemical data: The case of the Mangue de Pedra Aquifer, Armação dos Búzios, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 120: 104095.

Almeida, V. C., Coelho-Junior, C., Assad, L. P., Barcellos, R. L., Travassos, P. E. P. F., Feitosa, F. A. do N. (2013). Constatação de resíduos sólidos no manguezal da Baía do Sueste - Fernando de Noronha – PE. *Tropical Oceanography*.

Amaral, A. C. Z., Corte, G. N., Denadai, M. R., Colling, L. A., Borzone, C., Veloso, V., ... Almeida, T. C. M. D. (2016). Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64: 5-16.

Aphalo, P. J. (2022). ggpmisc: Miscellaneous Extensions to 'ggplot2'. *R package version 0.5. 2*. <https://CRAN.R-project.org/package=ggpmisc>

Araújo, M. C. B., Costa, D., Ferreira, M. (2003). Lixo no ambiente marinho. *Ciência hoje*, 32 (191).

Araújo, M. C. B., da Costa, M. F. (2007). Visual diagnosis of solid waste contamination of a tourist beach: Pernambuco, Brazil. *Waste Management*, 27 (6): 833-839.

Baptista Neto, J. A., da Fonseca, E. M. (2011). Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999-2008. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 31-39.

Barbosa, K. C. (2003). Turismo em Armação dos Búzios (RJ, Brasil): percepções locais sobre os problemas da cidade e diretrizes prioritárias de apoio à gestão ambiental. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental), Niterói- RJ, Universidade Federal Fluminense, 127p.

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). J Stat Software. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1-48.
- Browne, M. A., Chapman, M. G., Thompson, R. C., Amaral Zettler, L. A., Jambeck, J., Mallos, N. J. (2015). Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: is there a picture of global change?. *Environmental Science & Technology*, 49 (12): 7082-7094.
- Bruno, G. S., Santos, J. L. (2011). Análise qualitativa dos detritos acumulados na praia do Cuiúba, Guarujá, SP. *Revista Ceciliana*, 4 (2): 66-70.
- Bulhões, E., Drumond, M. K. (2012). Análises e testes de métodos de interpolação para dados batimétricos e granulométricos: estudo de caso em Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil. *Caderno de Estudos Geoambientais-CADEGEO*, 3 (1).
- Carvalho, J. P. S (2021). *Variabilidade espaço-temporal de curto prazo de microplásticos no sedimento das praias de Fernando de Noronha*. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Recife- Pernambuco, Universidade Federal de Pernambuco, 60p.
- Carvalho, J. P., Silva, T. S., Costa, M. F. (2021). Distribution, characteristics and short-term variability of microplastics in beach sediment of Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 166: 112212.
- Castro, P., Huber, M. E. (2012). *Biologia marinha*. 8. ed. AMGH Editora. 480p.
- Cheshire, A.; Adler, E.; Barbière, J.; Cohen, Y.; Sverker, E.; Jarayabhand, S.; Jeftic, L.; Jung, R.-T.; Kinsey, S.; Kusui, E.T.; et al. (2009) *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*; UNEP: Athens, Greece; ISBN 9789280730272.
- Cicco, R. C. D. (2018). *Caracterização geofísica pelo método de caminamento elétrico do aquífero Mangue de Pedra, Armação dos Búzios, RJ*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geologia), Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 83p.
- Corrêa, L. F., da Silva, A. L. C., Pinheiro, A. B., Pinto, V. C. S., Macedo, A. V., Madureira, E. A. L. (2019). Distribuição e fonte de resíduos sólidos ao longo do arco praial de Jaconé-Saquarema (RJ). *Revista Tamoios*, 15 (1).
- Costa, B., Widmer, W. M. (2022). Variabilidade sazonal e origem mais provável do macrolixo praial em Governador Celso Ramos/SC, Brasil. *Geosul*, 37 (84).
- Costa, L. L., Arueira, V. F., Ocaña, F. A., Soares-Gomes, A., Zalmon, I. R. (2022). Are ghost crabs (*Ocypode* spp.) smaller on human-disturbed sandy beaches? A global analysis. *Hydrobiologia*, 1-12.
- Costa, M., Oliveira, C. (2019). O plástico nas praias da Ilha de São Vicente, Brasil: Da carência social ao registro sedimentar. *Saindo da Zona de Conforto: A Interdisciplinaridade das Zonas Costeiras*, 8: 138-148.

Dias Filho, M. J. O., Araújo, M. C. B. D., Cavalcanti, J. S. S., Silva, A. C. M. D. (2011). Contaminação da praia de Boa Viagem (Pernambuco-Brasil) por lixo marinho: relação com o uso da praia. *Arquivos de Ciência do Mar*, 44 (1): 33-39.

Fernandino, G. (2012). Análise quali-quantitativa de poluição por plástico na praia de Itaquitanduva-SP, Brasil. *Cadernos de Geociências*, 9 (2): 121-124.

Fox, J., Weisberg, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

Freitas, J., França, C. L., Fernandes, J. F. F., Furtado, J. A., da Costa Soares, S. H., de Jesus, W. B. (2020). Percepção ambiental dos usuários em duas praias do Nordeste do Brasil: a problemática da poluição. *Brazilian Journal of Development*, 6 (6): 33984-34001.

Gall, S. C., Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92 (1-2): 170-179.

Iannaccone, J., Huyhua, A., Alvarino, L., Valencia, F., Principe, F., Minaya, D., ... Castañeda, L. (2019). Microplásticos en la zona de marea alta y supralitoral de una playa arenosa del litoral costero del Perú. *The Biologist*, 17 (2).

Iñiguez, M. E., Conesa, J. A., Fullana, A. (2016). Marine debris occurrence and treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 64: 394-402.

Isnain, M. N., Mutaqin, B. W. (2023). Geomorphological and hydro-oceanographic analysis related to the characteristics of marine debris on the south coast of Yogyakarta, Indonesia. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 34 (1): 227-239.

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., ... Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347 (6223): 768-771.

Kassambara, A. (2023). rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>.

Krelling, A. P., Turra, A. (2019). Influence of oceanographic and meteorological events on the quantity and quality of marine debris along an estuarine gradient. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 282-298.

Kühn, S., Van Franeker, J. A. (2020). Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin*, 151: 110858.

La Daana, K. K., Asmath, H., Gobin, J. F. (2022). The status of marine debris/litter and plastic pollution in the Caribbean Large Marine Ecosystem (CLME): 1980–2020. *Environmental Pollution*, 300: 118919.

Leite, A. S., Santos, L. L., Costa, Y., Hatje, V. (2014). Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 81 (1): 242-247.

Leon, L. L., Bertolucci, J. B., de Souza, A. S., de Goes, A. Q., Balthazar-Silva, D., Rocha-Lima, A. B. C. (2020). Poluição dos ecossistemas marinhos brasileiros: uma breve revisão sobre as principais fontes de impacto e a importância do monitoramento ambiental. *Unisanta BioScience*, 9 (3): 166-173.

Lippiatt, S., Opfer, S., Arthur, C. (2013). Marine debris monitoring and assessment: recommendations for monitoring debris trends in the marine environment. NOAA Technical Memorandum NOS-OR & R-46.

Lüdecke, D. (2023). *_sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science_*. R package version 2.8.14, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=sjPlot>>.

Luo, Y. Y., Not, C., Cannicci, S. (2021). Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: a review of present information and the way forward. *Environmental Pollution*, 271: 116291.

Madureira, E. A. L., da Silva, A. L. C., Macedo, A. V., Gralato, J. D. C. A. (2017). Análise da composição, distribuição e origem do lixo nas praias oceânicas de Dois Rios e Lopes Mendes na Ilha Grande (Angra dos Reis, RJ). *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, 1: 3015-3020.

Maia, D. S., da Silva, G. R., Paganini, P. P., Stoffler, R. V. (2023). Quali-quantitative and spatial analysis of plastic pollution along praia Tupi, Praia Grande–SP, Brazil. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 6 (1): 710-724.

Mansur, K. (2010). *Diretrizes para geoconservação do Patrimônio Geológico do Estado do Rio de Janeiro: o Caso do Domínio Tectônico Cabo Frio*. Tese (Doutorado), Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ. 350p.

Mansur K., Guedes E., Alves M. da G., Nascimento V., Pressi L. F., Costa Jr. N., Pessanha A., Nascimento L. H. & Vasconcelos G. 2012. Geoparque Costões e Lagunas do Estado do Rio de Janeiro (RJ) – Proposta. In: Schobbenhaus C. & Silva C. R. da (org.): Geoparques do Brasil: Propostas. Serviço Geológico do Brasil – CPRM. Rio de Janeiro/Brasil.

Marchi, C. M. D. F., Pimentel, P. C. B., Nascimento, M. C. P. (2022). Solid waste in the context of environmental education, the mangrove ecosystem, and photography. *Ambiente & Sociedade*, 25.

Marin, C. B., Niero, H., Zinnke, I., Pellizzetti, M. A., Santos, P. H., Rudolf, A. C., ... Polette, M. (2019). Marine debris and pollution indexes on the beaches of Santa Catarina State, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 31: 100771.

Masselink, G., Gehrels, R. (Eds.). (2014). *Coastal environments and global change*. John Wiley & Sons.

Mayorga, LFS, Vanstreels, RE, Bhering, RC, Mamede, N., Costa, LM, Pinheiro, FC, ... Siciliano, S. (2020). Encalhes de cetáceos no litoral do Espírito Santo, sudeste do Brasil, 1975-2015. *ZooKeys*, 948: 129.

Mazerolle, M. J. (2023). *_AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)_*. R package version 2.3.2, <URL: <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>

Menezes, R. A. M., Costa, E., Costa, M. F. S., Cunha, M. C. C., Sarabia, M. L., de Almeida, T., de Moura, G. J. B. (2014). Avaliação quali-quantitativa dos resíduos sólidos carreados para o reservatório do Tapacurá, Pernambuco, Brasil. *Revista Ouricuri*, 4 (1): 060-085.

Muehe, D. (1998). Estado morfodinâmico praias no instante da observação: uma alternativa de identificação. *Revista brasileira de Oceanografia*, 46: 157-169.

Nama, S., Shanmughan, A., Nayak, B. B., Bhushan, S., Ramteke, K. (2023). Impacts of marine debris on coral reef ecosystem: A review for conservation and ecological monitoring of the coral reef ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 189: 114755.

Neves, R. C.; Santos, L. A. S.; Oliveira, K. S. S.; Nogueira, I. C. M.; Loureiro, D. V.; Franco, T.; Farias, P. M.; Bourguignon, S. N.; Catabriga, G. M.; Boni, G. C.; Quaresma, V. S. Análise qualitativa da distribuição de lixo na praia da Barrinha (Vila Velha-ES). *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 57-64.

Obraczka, M., Mansur, K.L., da Silva, G.C. (2018). Towards sustainability and protection of threatened coastal ecosystems: management strategies for a rare stone mangrove in Gorda Beach, Armação dos Búzios, Brazil. In: Makowski, C., Finkl, C. (eds) Threats to Mangrove Forests. *Coastal Research Library*, 25: 377-400. Springer, Cham.

Oigman-Pszczol, S. S., Creed, J. C. (2007). Quantification and classification of marine litter on beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 23 (2): 421-428.

Olivatto, G. P., Martins, M. C. T., Montagner, C. C., Henry, T. B., Carreira, R. S. (2019). Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 139: 157-162.

Oliveira, A. E. S. (2007). Caracterização do Mangue da Praia Gorda, Armação dos Búzios, Estado do Rio de Janeiro–RJ. *Revista Científica do Centro Universitário de Barra Mansa*, 9: 51-56.

Oliveira, A. L., Tessler, M. G., Turra, A. (2011). Distribuição de lixo ao longo de praias arenosas–Estudo de caso na Praia de Massaguaçu, Caraguatatuba, SP. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 75-84.

Oliveira Filho, S. R., Fernandez, G. B. (2021). Coastal MD: programa de cálculo de parâmetros adimensionais para classificação morfodinâmica de praias arenosas. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 22 (3).

Pereira, R. C., Soares-Gomes, A. (2002). *Biologia marinha. Rio de Janeiro: Interciência*, 2: 608.

Pohlert, T. (2022). PMCMRplus: Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank Sums Extended. R package version 1.9.6. <https://CRAN.R-project.org/package=PMCMRplus>

Portz, L., Manzolli, R. P., do Sul, J. A. I. (2011). Marine debris on Rio Grande do Sul north coast, Brazil: spatial and temporal patterns. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 41-48.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramberg, S. E., Griffin, O. M. (1987). Laboratory study of steep and breaking deep water waves. *Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering*, 113 (5): 493-506.

Ribeiro, V. V., Pinto, M. A., Mesquita, R. K., Moreira, L. B., Costa, M. F., Castro, Í. B. (2021). Marine litter on a highly urbanized beach at Southeast Brazil: a contribution to the development of litter monitoring programs. *Marine Pollution Bulletin*, 163: 111978.

Rochman, C. M., Browne, M. A., Underwood, A. J., Van Franeker, J. A., Thompson, R. C., Amaral-Zettler, L. A. (2016). The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology*, 97 (2): 302-312.

Rodrigues, R. F. (1977). Evolução da massa d'água durante a ressurgência em Cabo Frio. *Instituto de Pesquisa da Marinha*, 115: 1-31.

Rosa, C. (2020). *Diagnóstico do lixo marinho em períodos de baixa e alta vazão do Rio Itajaí-Açu e ação de educação ambiental na praia de Navegantes/SC*. Dissertação (Mestrado em Clima e Ambiente), Florianópolis- Santa Catarina, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Santa Catarina. 144p.

Rosa, C., Widmer, W. M. (2021). Diagnóstico do lixo marinho na Praia de Navegantes/SC em períodos de baixa e alta vazão do Rio Itajaí-Açu. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 58.

Santana-Neto, S. D., Silva, I. R., Livramento, F. C. (2011). Padrões de deposição e origens do lixo marinho em praias da ilha de Itaparica–Bahia. *Simpósio Brasileiro de Oceanografia*, V, 1-5.

Santos, E. A. R. (2016). *Delimitação, inventário e avaliação da distribuição das espécies formadoras do Mangue da Pedra, Praia Gorda, Armação dos Búzios, RJ*. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal), Seropédica- RJ, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 28p.

Santos, M. E. M., Ferreira, C. N. (2019). Influência das variáveis ambientais sobre a macrofauna bêntica de praias arenosas. *Ciência e Natura*, e5-e5.

Schlacher, T. A., Schoeman, D. S., Dugan, J., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachlan, A. (2008). Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29: 70-90.

Shim, W. J., Hong, S. H., Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: a review. *Analytical methods*, 9 (9): 1384-1391.

Shindikar, M.; Jadhav, S.; Karpe, R.; Gunale, V.R.; Lale, M.; Tetali, P. (2001). Quantification studies on the accumulation of non-biodegradable solid waste material in the mangroves of Thane Creek. University of Pune, Pune, India.

Silva-Cavalcanti, J. S., Araujo, M. C. B., Costa, M. F. (2013). Padrões e tendências a médio prazo da contaminação por resíduos sólidos na praia de Boa Viagem, Nordeste do Brasil. *Quaternary and Environmental Geosciences*, 4 (1-2).

Silva, M. L., Castro, R. O., Sales, A. S., de Araújo, F. V. (2018). Marine debris on beaches of Arraial do Cabo, RJ, Brazil: An important coastal tourist destination. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 153-158.

Sobral, T. L., Barreto, G. (2016). Utilização dos critérios de informação na seleção de modelos de regressão linear. *Proceeding Series of the Brazilian Society of Computational and Applied Mathematics*, 4 (1).

Tavares de Paula, B., Cristina da Silva, F., Rodrigues de Fariae, E. (2020). Políticas Públicas para o Turismo Sustentável: o caso de Armação dos Búzios-RJab. *Turismo em Análise*, 31 (2).

Tinôco, M. S., Carvalho-Souza, G. F. (2011). Avaliação do lixo marinho em costões rochosos na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 135-143.

Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., ... Wichmann, D. (2020). The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15 (2): 023003.

Venables, W. N. Ripley, B. D. (2002) Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.

Vieira, B. P., Dias, D., Hanazaki, N. (2011). Homogeneidade de encalhe de resíduos sólidos em um manguezal da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11 (1): 21-30.

Wickham, H. (2007). Reshaping data with the reshape package. *Journal of Statistical Software*, 21: 1-20.

Wickham, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., Vaughan, D. (2023). dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

Widmer, W. M., Hennemann, M. C. (2010). Marine debris in the Island of Santa Catarina, South Brazil: spatial patterns, composition, and biological aspects. *Journal of Coastal Research*, 26 (6): 993-1000.

Willis, K., Denise Hardesty, B., Kriwoken, L., Wilcox, C. (2017). Differentiating littering, urban runoff and marine transport as sources of marine debris in coastal and estuarine environments. *Scientific Reports*, 7 (1): 44479.

Zeileis, A., Hothorn, T. (2002). Diagnostic Checking in Regression Relationships. R News 2(3):7-10. URL <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>.