



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE *CAMPUS* FORTALEZA
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

VITÓRIA KÉCIA NUNES FEITOSA BRAZ

**RESÍDUOS SÓLIDOS EM MANGUEZAIS DO CEARÁ: CARACTERIZAÇÃO,
ASSOCIAÇÃO DE ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO NO
ÂMBITO DO PAN MANGUEZAL**

FORTALEZA
2025

VITÓRIA KÉCIA NUNES FEITOSA BRAZ

RESÍDUOS SÓLIDOS NOS MANGUEZAIS DO CEARÁ: CARACTERIZAÇÃO,
ASSOCIAÇÃO DE ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO NO
ÂMBITO DO PAN MANGUEZAL

Dissertação apresentada ao curso de
Tecnologia e Gestão Ambiental ao
Programa de Pós- Graduação em
Tecnologia e Gestão Ambiental do
Instituto Federal de Educação, Ciência
e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus*
Fortaleza, para obtenção do Título de
Mestre em Tecnologia e Gestão
Ambiental. Área de concentração:
Gestão Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dra. Rafaela
Camargo Maia.

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B794r Braz, Vitória Kécia Nunes Feitosa.
Resíduos Sólidos nos Manguezais do Ceará: Caracterização, Associação de Espécies e Implicações para Conservação no Âmbito do PAN Manguezal / Vitória Kécia Nunes Feitosa Braz. - 2025.
89 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, Campus Fortaleza, 2025.

Orientação: Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia .

1. Macroinvertebrados Bentônicos. 2. Poluição plástica. 3. Substrato artificial. I. Título.

CDD 628



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23264.003039/2025-40

Interessado: Rafaela Camargo Maia

VITORIA KECIA NUNES FEITOSA BRAZ

RESÍDUOS SÓLIDOS EM MANGUEZAIS DO CEARÁ: CARACTERIZAÇÃO, ASSOCIAÇÃO DE ESPÉCIES E IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO NO ÂMBITO DO PAN MANGUEZAL

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* de Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: **10/10/2025**.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia (orientador)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof. Dra. Luciana Antonia Araujo de Castro

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Paracuru

Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira

Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado eletronicamente por **Rafaela Camargo Maia, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 13/10/2025, às 10:42, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luciana Antonia Araujo de Castro, Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 22/10/2025, às 11:38, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Cristina de Almeida Rocha Barreira, Usuário Externo**, em 29/10/2025, às 12:48, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **7981117** e o código CRC **891BE516**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por ser meu sustento, meu guia. Por todas as suas preparações, e permitir viver este momento.

À minha orientadora, Professora Dra. Rafaela Camargo Maia, expresso minha profunda gratidão por toda a orientação, paciência, apoio e dedicação. Seu empenho em viabilizar as coletas de campo, mesmo à distância (por terra e rios), demonstra um compromisso que vai além de suas obrigações formais. A senhora é um verdadeiro exemplo de profissional e inspiração.

À minha família, meu sincero obrigado por todo o suporte emocional e financeiro, que foi fundamental para que eu pudesse me dedicar exclusivamente à vida acadêmica ao longo destes dois anos. Sou imensamente grata.

Aos integrantes do laboratório ECOMANGUE do IFCE campus Acaraú, que me acolheram e me auxiliaram de forma decisiva na parte prática deste estudo. Agradeço pela ajuda incansável nas coletas, na separação de resíduos, na triagem de organismos (Eram muitas amostras) e na identificação. Os quatro meses que passei com vocês foram de intenso aprendizado. Sei que foi um período trabalhoso, e cada um foi essencial para a minha pesquisa.

À Professora Profa. Dra. Cristina de Almeida Rocha-Barreira, da Universidade Federal do Ceará (UFC), por ter composto a banca de minha qualificação e me recebido em seu laboratório no Labomar e me auxiliado com a identificação de três organismos de Bivalvia.

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas costeiros de alta relevância ecológica e socioeconômica, mas enfrentam crescentes pressões antrópicas, entre as quais destaca-se a poluição por resíduos sólidos. Essa poluição, no entanto, transcende o impacto visual da acumulação e contaminação, entretanto há uma preocupação crescente com o papel desses resíduos como substratos artificiais que facilitam a fixação e o transporte de organismos, funcionando como "ilhas de dispersão". Partindo desse pressuposto, a hipótese deste estudo é que há presença de resíduos sólidos em áreas estratégicas do Plano de Ação Nacional para a Conservação do Ecossistema Manguezal (PAN Manguezal) e que estes possam estar atuando como habitat e vetor para a introdução e dispersão de espécies, inclusive exóticas, nos manguezais cearenses. Nesse contexto, este estudo tem por objetivo caracterizar os resíduos sólidos presentes nos estuários dos rios Coreaú, Acaraú e Jaguaribe, no Ceará, e sua associação com espécies macroinvertebrados bentônicos e de flora, visando subsidiar ações de conservação no âmbito do Pan Manguezal. A metodologia adotada envolveu uma abordagem quantitativa e qualitativa, com a coleta de resíduos por busca ativa, seguida de triagem, classificação e identificação de organismos associados. Avaliou-se o nível de poluição de cada local utilizando o Índice de Costa Limpa (CCI), enquanto os resíduos perigosos pelo Índice de Lixo Antropogênico Perigoso (HALLI). As espécies de macroinvertebrados e a vegetação aderidas aos resíduos foram identificadas em laboratório para determinar a riqueza e a abundância de táxons. Como resultado, registrou-se a coleta de 1.320 itens, totalizando 74,6 kg de resíduos, com predominância do plástico em todas as áreas. A análise do nível de limpeza classifica os estuários de Acaraú e Fortim como "moderados" e o de Camocim como "sujo". O município de Camocim também se destaca pela elevada concentração de resíduos perigosos, como o vidro. A pesquisa identificou uma rica fauna e flora associada aos resíduos, incluindo a presença da espécie exótica *Electroma vexillum*. Tais achados demonstram que os resíduos atuam como substratos artificiais que facilitam a dispersão de espécies, o que representa uma ameaça significativa à biodiversidade dos manguezais e à estrutura das comunidades locais. Este cenário evidencia, ainda, uma falha na implementação das políticas públicas de gestão de resíduos, reforçando a necessidade de ações integradas de fiscalização, educação ambiental e manejo para fortalecer a resiliência ecológica desses ecossistemas.

Palavras-chave: Macroinvertebrados Bentônicos. Poluição plástica. Substrato artificial.

ABSTRACT

Mangroves are coastal ecosystems of high ecological and socioeconomic relevance, but they face increasing anthropogenic pressures, among which pollution by solid waste stands out. This type of pollution transcends the mere visual impact of accumulation and contamination, as there is growing concern about the role of such waste as artificial substrates that facilitate the settlement and transport of organisms, functioning as “dispersal islands.” Based on this premise, the hypothesis of this study is that solid waste is present in strategic areas of the National Action Plan for the Conservation of the Mangrove Ecosystem (PAN Manguezal) and may act as habitat and vector for the introduction and spread of species, including exotic ones, in Ceará’s mangroves. In this context, the objective of this study is to characterize solid waste in the estuaries of the Coreaú, Acaraú, and Jaguaribe rivers, Ceará, and its association with benthic macroinvertebrates and flora, aiming to support conservation actions within the scope of PAN Manguezal. The methodology adopted involved a quantitative and qualitative approach, with waste collected through active search, followed by sorting, classification, and identification of associated organisms. The pollution level of each site was assessed using the Clean Coast Index (CCI), while hazardous waste was evaluated using the Hazardous Anthropogenic Litter Index (HALI). Macroinvertebrate species and vegetation attached to the waste were identified in the laboratory to determine taxonomic richness and abundance. As a result, 1,320 items were recorded, totaling 74.6 kg of waste, with plastics predominating in all areas. The analysis of cleanliness levels classified the estuaries of Acaraú and Fortim as “moderate” and that of Camocim as “dirty.” Camocim also stood out for its high concentration of hazardous waste, such as glass. The research identified a rich fauna and flora associated with the waste, including the exotic species *Electroma vexillum*. These findings demonstrate that waste acts as artificial substrates facilitating species dispersal, representing a significant threat to mangrove biodiversity and local community structure. This scenario also highlights failures in the implementation of public waste management policies, reinforcing the need for integrated actions involving enforcement, environmental education, and management to strengthen the ecological resilience of these ecosystems.

Keywords: Artificial Substrate. Benthic Macroinvertebrates. Plastic pollution.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 — Distribuição global de área de manguezais	18
Figura 2 — Distribuição de manguezais por estado no Brasil	19
Figura 3 — Principais fontes de impacto global dos manguezais	22
Figura 4 — Marcos históricos da legislação protetiva de manguezais globais	25
Figura 5 — Evolução da legislação protetiva dos manguezais no Brasil.....	26
Figura 6 — Metas globais do marco global da COP 15	27
Figura 7 — Principais objetivos do PAN manguezal.....	28
Figura 8 — Processos de dispersão dos resíduos sólidos no ambiente marinho	31
Figura 9 — Animais utilizando resíduos como abrigo. A: Polvos spp. se refugiando dentro latas de refrigerante. B: Caranguejo eremita usando copos de plástico como concha. C: Cracas sobre um item de plástico parcialmente coberto de algas	33
Figura 10 — Fluxograma de atividades	35
Figura 11 — Localização geográfica das áreas de estudo dos municípios de Camocim, Acaraú e Fortim, no estado do Ceará, Brasil.....	36
Figura 12 — Áreas estratégicas do PAN Manguezal no Ceará: A: Camocim, B:Acaraú, C: Fortim-CE.....	36
Figura 13 — Áreas delimitadas para a coleta A- Camocim, B- Acaraú, C- Fortim.....	40
Figura 14 — A: Coleta de resíduos; B: Armazenamento de resíduos sólidos coletados; C: Aferição da área de amostragem.....	41
Figura 15 — A: Espécie <i>Littoraria flava</i> (P. P. King, 1832) (Mollusca: Gastropoda) associada a cordas; B: Processo de lavagem de resíduos.....	42
Figura 16 — Distribuição dos resíduos coletados nas áreas estratégicas do PAN Manguezal.....	46
Figura 17 — Peso dos resíduos coletados nas áreas estratégicas do PAN Manguezal	47
Figura 18 — Cordas e saco plástico entrançados em A:raízes das árvores em Acaraú. B: galhos das árvores em Fortim	48
Figura 19 — Distribuição de itens/m ² nas áreas de amostragem.	48
Figura 20 — Resíduos descartados indevidamente e fixados nas margens do Rio Coreaú. (A) Pneu de carro servindo de abrigo da macrofauna existente; (B) Poste de concreto semelhante aos postes instalados na Avenida Beira Mar; (C) Garrafa de vidro; (D) Pescador.....	49
Figura 21 — Disposição inadequada de resíduos domésticos nas margens do Rio Acaraú-CE	49

Figura 22 — Percentil relativo de abundância por grupo taxonômico de organismos identificados por estuário.....	51
Figura 23 — A: Abundância de indivíduos por classes apenas no resíduo de plástico, B- Abundância de indivíduos por classes nos resíduos de borracha, cerâmica, meta e outros, associada aos resíduos sólidos	52
Figura 24 — Desovas da espécie <i>Vitta virginea</i> em resíduos de vidros.....	56
Figura 25 — Organismos associados a diferentes tipos de resíduos sólidos. Legenda: (A - Moluscos gastrópodes e Crustáceo cirripédio (craca) aderido em garrafa PET); (B - Moluscos organismo sésil fixos em uma lata de metal); (C - Organismo sésil Crustáceo cirripédio aderido a placa de concreto); (D - Moluscos gastrópodes em um fragmento de vidro);(E,F – Vegetação de mangue associada a resíduos de pano).....	57
Figura 26 — Identificação de organismos. (A – Organismos sésseis, fixos a substrato artificial de placa de concreto); (B – Diversos organismos sedentários da espécie <i>Littoraria Flava</i>); (C- Crustáceos vágil jovem).....	58
Figura 27 — Análise de Correlação de Spearman entre o peso e os descritores da comunidade associada: A – Peso x riqueza de espécies; B- Peso dos resíduos x abundância de espécies.....	60
Figura 28 — Dendograma dos tipos de resíduos, avaliado com uma análise a partir da similaridade de Bray-Curtis, considerando a densidade relativa de espécies associadas aos resíduos.	61
Figura 29 — Análise de contribuição (SIMPER) das dez espécies mais contribuintes dos grupos I e II.....	62
Quadro 1 — Tipos de feição de manguezal	16
Quadro 2 — Modelo atual de compartilhamento da responsabilidade ambiental.....	30
Quadro 3 — Classificação de impactos por lixo marinho no mangue de Ciénaga Grande de Santa Marta, Colômbia	31
Quadro 4 — Parâmetros para definição do estado de limpeza das áreas deste estudo.....	43
Quadro 5 — Classificação do estado de limpeza das áreas deste estudo	44
Quadro 6 — Fotografias dos resíduos sólidos coletados em áreas estratégicas do PAN Manguezal	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Parcelas, locais, data, tamanho e área total dos pontos de amostragem	41
Tabela 2 — Composição dos índices de ICC e HALI dos estuários em estudo.....	50
Tabela 3 — Identificação e distribuição de espécies (fauna e flora) por tipos de resíduos e área de amostragem Legenda: Áreas de amostragem: I – Camocim, II – Acaraú, III – Fortim; *Espécie exótica.....	53
Tabela 4 — Índices de diversidade ecológica para a comunidade associada a cada tipo de resíduo.....	58
Tabela 5 — Detalhamento dos resíduos encontrados nas áreas estratégicas do PAN Manguezal em Acaraú, Camocim e Fortim	84

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APP	Área de Preservação Permanente
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
CNUMAD	Conferência das Nações Unidas sobre o Meio ambiente e Desenvolvimento
COI	Comissão Oceânica Internacional
COMANA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COP	Conferência das Partes
GMA	Global Mangrove Alliance
HALLI	Índice de Lixo Antropogênico Perigoso
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICC	Indicie de Costa Limpa
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
OCDE	Organização para a cooperação e Desenvolvimento Econômico
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PAN Manguezal	Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Manguezais
PNCM	Programa Nacional de Conservaçãp e Uso Sustentável dos Manguezais
PNUMA	Programa Ambiental da Organização das Nações Unidas

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Geral.....	15
2.2	Específicos	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	Manguezais.....	16
3.2	Legislação protetiva ao manguezal	24
3.3	Resíduos Sólidos.....	29
4	MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1	Área de estudo.....	35
4.1.1	<i>Rio Coreaú</i>	<i>37</i>
4.1.2	<i>Rio Acaraú</i>	<i>37</i>
4.1.3	<i>Rio Jaguaribe</i>	<i>38</i>
4.2	Metodologia	39
4.2.1	<i>Definição dos pontos de amostragem.....</i>	<i>39</i>
4.2.2	<i>Coleta, triagem e classificação dos resíduos coletados</i>	<i>40</i>
4.2.3	<i>Nível de limpeza</i>	<i>43</i>
4.2.4	<i>Identificação de espécies</i>	<i>44</i>
4.2.5	<i>Análise Estatísticas dos Dados</i>	<i>45</i>
5	RESULTADOS	46
5.1	Caracterização de resíduos	46
5.2	Nível de limpeza	50
5.3	Espécies associadas aos resíduos	50

5.4	Discussão.....	63
6	CONCLUSÃO.....	70
	REFERÊNCIAS.....	71
	APÊNDICE A — CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS COLETADOS EM	
	ÁREAS ESTRATÉGICAS DO PAN MANGUEZAL	84
	APÊNDICE B — REGISTRO FOTOGRÁFICO DE RESÍDUOS EM ÁREAS	
	ESTRATÉGICAS DO PAN MANGUEZAL	86

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros de transição entre ambientes terrestres e marinhos, caracterizados pela presença de vegetação halófitas adaptada à salinidade variável, solos inconsolidados e alagamento periódico pelas marés (Brasil, 2012; Kainuma, 2013). Naturalmente distribuídos em regiões tropicais e em transição para as subtropicais, ocorrem em 118 países (Bunting *et al.*, 2022), com expressiva representatividade na costa brasileira (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018). No estado do Ceará, 22 estuários abrigam formações de manguezal de destacada relevância ecológica e socioeconômica (Maia, 2016). A elevada produtividade e a complexa estrutura desses ecossistemas sustentam diversos bens e serviços ecossistêmicos, como a proteção costeira contra erosão, o sequestro de carbono, o suporte à pesca artesanal e o sustento de comunidades tradicionais em situação de vulnerabilidade (Gerling *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2020; Tavares *et al.*, 2023; Ermgassen *et al.*, 2021).

Apesar de sua relevância, os manguezais estão entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta, sofrendo com o desmatamento, a expansão urbana desordenada, atividades industriais, turismo predatório e aquicultura intensiva (Friess *et al.*, 2019; Schaeffer-Novelli *et al.*, 2016). Tais pressões reduzem a resiliência do ecossistema frente às mudanças climáticas, comprometendo sua capacidade de adaptação ao aumento do nível do mar e à salinização dos solos.

Entre os impactos mais críticos observados nos manguezais, destaca-se a crescente poluição por resíduos sólidos, em especial plásticos e outros materiais não biodegradáveis, que se acumulam especialmente em zonas de deposição natural, como margens de rios e áreas de vegetação de mangue (Galgani *et al.*, 2000; Rech *et al.*, 2016; Martín *et al.*, 2019). Devido à estrutura complexa dos sistemas radiculares aéreos típicos desses ambientes, tais resíduos acabam sendo retidos, funcionando simultaneamente como filtros naturais e como pontos de acúmulo de poluentes (Luo *et al.*, 2021).

Além do efeito físico da acumulação, há uma preocupação crescente com o papel desses resíduos como substratos artificiais para a fixação e transporte de organismos. Materiais flutuantes e duráveis, como plásticos rígidos, cordas sintéticas e fragmentos de redes de pesca, oferecem superfícies estáveis para a colonização por espécies oportunistas, incluindo organismos exóticos (Barnes, 2002; Thushari; Senevirathna, 2020). Nesse contexto, os resíduos sólidos funcionam como verdadeiras “ilhas de dispersão”, promovendo o deslocamento passivo

de invertebrados marinhos e costeiros ao longo do litoral e facilitando sua introdução em novos habitats (Thiel; Gutow, 2005).

Esse mecanismo de bioinvasão mediada por resíduos já foi documentado em zonas costeiras tropicais, incluindo manguezais brasileiros, onde as condições locais favorecem a fixação e a posterior expansão de espécies exóticas (Farrapeira, 2008; Farrapeira, 2011). Assim, os efeitos ecológicos do lixo marinho extrapolam a simples poluição estética, interferindo diretamente na composição e estabilidade das comunidades biológicas e trazendo riscos adicionais à biodiversidade nativa, à fauna associada e aos modos de vida das populações humanas que dependem desses ecossistemas (Browne *et al.*, 2015; Farrapeira, 2011).

Diante do crescente comprometimento dos ecossistemas costeiros e marinhos, iniciativas internacionais como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente os ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis), ODS 14 (Vida na Água) e a Década da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021–2030), instituída pela Organização das Nações Unidas, têm enfatizado a necessidade de medidas urgentes e integradas para a conservação desses ambientes (ONU, 2015; IOC-UNESCO, 2021). A Década dos Oceanos, em particular, destaca a necessidade de pesquisas que liguem a saúde dos ecossistemas marinhos ao bem-estar humano, alinhando-se diretamente aos objetivos desta pesquisa.

No contexto brasileiro, destaca-se o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Manguezais (PAN Manguezal), coordenado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), como um instrumento estratégico de gestão voltado à proteção, recuperação e uso sustentável dos manguezais. O PAN Manguezal tem como objetivos principais a mitigação dos impactos antrópicos, a conservação da biodiversidade associada, o fortalecimento da gestão participativa e a promoção de políticas públicas que integrem comunidades tradicionais e órgãos governamentais na tomada de decisão.

Este estudo investiga os efeitos dos resíduos sólidos nos manguezais do estado do Ceará, definidos como áreas estratégicas para a implementação do PAN Manguezal. Parte-se da hipótese de que esses resíduos atuam como vetores de dispersão de espécies, inclusive exóticas e potencialmente invasoras, contribuindo para a alteração da dinâmica ecológica local. Além disso, o estudo visa oferecer subsídios para estratégias de gestão ambiental integradas, alinhadas às metas do ODS 14 e às políticas públicas voltadas à conservação costeira no estado. Os resultados esperados poderão subsidiar a formulação de medidas de mitigação mais eficazes, com foco na redução dos impactos cumulativos da poluição por resíduos sólidos e no fortalecimento da resiliência ecológica dos manguezais cearenses.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Caracterizar os resíduos sólidos presentes nos manguezais dos rios Coreaú, Acaraú e Jaguaribe, no Ceará, e sua associação de espécies macroinvertebrados bentônicos e de flora, visando subsidiar ações de conservação no âmbito do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal.

2.2 Específicos

- Classificar os tipos de resíduos sólidos presentes no estuário dos rios Coreaú, Acaraú e Jaguaribe conforme sua composição;
- Classificar o nível de limpeza nos estuários dos rios Coreaú, Acaraú e Jaguaribe;
- Contabilizar os itens perigosos dos estuários dos rios Coreaú, Acaraú e Jaguaribe de acordo com Índice de Lixo Antropogênico Perigoso;
- Investigar as possíveis fontes da presença de lixo marinho nas áreas do PAN manguezal no Ceará;
- Identificar as espécies de macroinvertebrados bentônicos e vegetação associados aos resíduos sólidos presentes nos manguezais estuarinos estudados;
- Investigar se há espécies exóticas e/o invasoras associadas aos resíduos sólidos, incluindo transporte, aderência;
- Contribuir para o entendimento sobre os impactos da poluição por resíduos sólidos nos manguezais e suas consequências para a biodiversidade local e para a conservação do manguezal.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Manguezais

O termo "mangue" designa um conjunto diversificado de árvores pertencentes a diferentes famílias botânicas, sem relação taxonômica entre si, mas que reúne adaptações fisiológicas semelhantes, possibilitando sua sobrevivência em ambientes costeiros específicos (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018). Constituem um grupo único de plantas encontradas em regiões tropicais e subtropicais de áreas costeiras ao redor do mundo (Rahman *et al.*, 2024).

Por sua vez, "manguezal" ou "mangal" descreve um ecossistema complexo e rico, abrangendo as comunidades florestais onde plantas, animais e microrganismos coexistem e interagem em um espaço caracterizado por uma dinâmica entre fatores bióticos e abióticos, formando um ecossistema, que fornece habitat para uma ampla diversidade de vida (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018; Lin *et al.*, 2019; Bunting *et al.*, 2022). Devido a intensidade da dinâmica das marés, as florestas de manguezais são conhecidas como as florestas tropicais dos mares (Bunting *et al.*, 2022; Law *et al.*, 2019).

Esse ecossistema é facilmente identificado, pela presença de árvores dotadas de um complexo sistema de raízes e caules, sustentadas por sedimentos lamosos, adaptadas a ambientes costeiros com diferentes níveis de salinidade, incluindo águas salgadas, salobras e, em condições específicas, doces (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018). Dividido em três feições indissociáveis (Quadro 1): Lavado, Apicum e Mangue (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2015).

Quadro 1 — Tipos de feição de manguezal

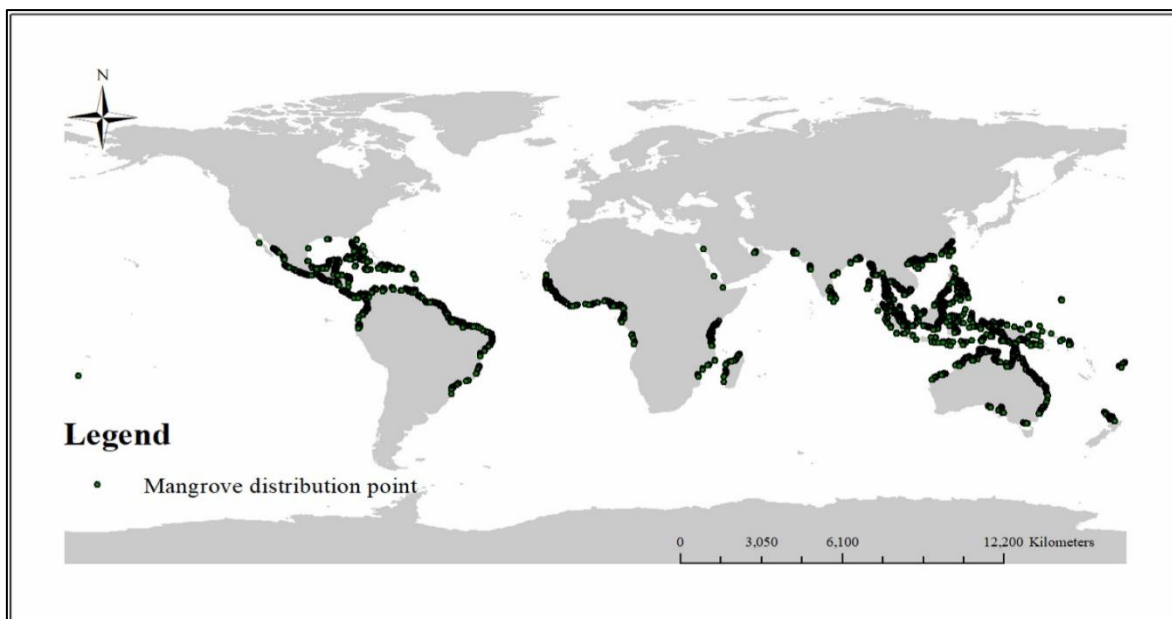
Feição	Definição	Potenciais impactos
Lavado	Área com solos expostos à influência das marés, desenhada por um substrato lamoso ou areno-lamoso, rico em microalgas.	Erosão acelerada devido a grandes ondas, marés meteorológicas e sistemas frontais. Perda de estabilização da feição mangue adjacente. Alterações na dinâmica sedimentar devido à redução da área exposta.

Apicum	Área com solos hipersalinos (salinidade >150 partes por 1.000), localizada nas regiões superiores da entremarés, inundada apenas durante as marés de sizígia. Caracterizada por ser geralmente desprovida de vegetação vascular, desempenham um papel importante como reservatório de nutrientes.	Expansão inadequada de uso humano, como salinas e urbanização. Alteração do regime hídrico, que pode comprometer a conectividade com outras feições. Perda de habitat para espécies adaptadas ao local.
Bosque de Mangue	Ecossistema com cobertura vegetal arbórea característica (mangue), incluindo espécies herbáceas, epífitas, hemiparasitas e aquáticas. Situa-se em áreas com inundações regulares pelas marés, com baixos níveis de oxigênio.	Perda de estrutura arbórea devido à erosão. Queda acelerada de árvores, comprometendo a regeneração natural. Alterações nos serviços ecossistêmicos, como retenção de sedimentos e habitat para fauna.

Fonte: Schaeffer-Novelli *et al.* (2015); Brasil (2012)

Relatos históricos indicam que os manguezais se originaram na era Cenozóica, no Sudeste Asiático, e posteriormente se expandiram por toda a zona intertropical, abrangendo a Oceania, Ásia, África e América (Soffiati, 2023). Sua distribuição contemporânea foi moldada por processos geológicos (Duke, 2017) e, atualmente, esses ecossistemas estão presentes ao longo das costas tropicais e subtropicais, distribuídos em 118 países (Figura 1), ocupando-se uma área total de 147.000 km² ao redor do mundo (Bunting, 2022).

Figura 1 — Distribuição global de área de manguezais.

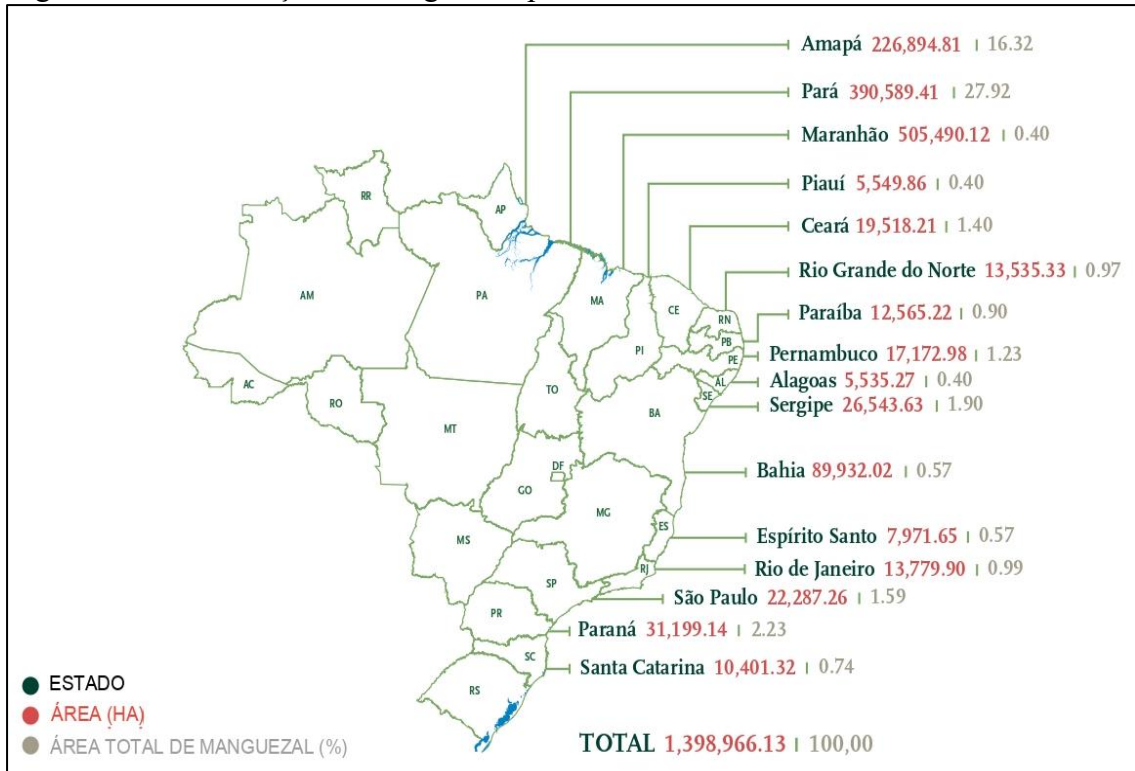


Fonte: CUI *et al.* (2024).

No mapeamento realizado no estudo do Bunting *et al.* (2018), tem-se a Ásia com a maior proporção de manguezais, representando 38,7% do total global, seguida pela América Latina e o Caribe, com 20,3%. A África detém 20,0%, a Oceania 11,9%, a América do Norte 8,4%, enquanto os Territórios Ultramarinos Europeus contribuem com 0,7%. Representam 8% de toda a linha de costa do planeta e um quarto da linha de costa da zona tropical, perfazendo um total de 181.077 km (Almeida *et al.*, 2014). Os manguezais ocupam elevadas extensões nas zonas costeiras.

No Brasil, os manguezais ocorrem de forma descontínua, desde a região norte, no estado do Amapá, até a região sul, no estado de Santa Catarina, com uma área estimada de 12.114 km² (Figura 2) (Brasil, 2012). Os estados brasileiros com maior extensão de manguezais são Maranhão, Pará e Amapá, que abrigam uma maior área contínua de manguezais sob proteção legal do mundo protegidas por unidades de conservação (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018).

Figura 2 — Distribuição de manguezais por estado no Brasil



Fonte: Vale; Schaeffer-Novelli (2018).

No Ceará, os manguezais estão presentes em cerca de 22 municípios, ocupando 19.518,21 ha (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018). Ricos em biodiversidade, compostos por uma variedade de plantas e animais adaptadas às condições de salinidade, água salgada e lama típica dessa região (Do Carmo, 2020; Tavares *et al.*, 2023). Distribuídos ao longo da costa cearense, destacam-se os estuários dos rios Acaraú, Jaguaribe e Coreaú, que integram o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Manguezais (PAN Manguezal, 2015).

Segundo Tomlinson (2016), as espécies de vegetais superiores constituintes dos bosques de mangue podem ser classificadas em: *i*) verdadeiras ou típicas, *ii*) facultativas ou de transição. Dessa forma, a flora dos manguezais é constituída por um pequeno número de espécies, que podem ocorrer em outras formações litorâneas. Essa vegetação possui uma série de adaptações morfológicas e fisiológicas que tornam esses ambientes funcional e estruturalmente únicos, que incluem raízes aéreas e de sustentação, estratégias de exclusão e compartimentalização de sais minerais e viviparidade (Tomlinson, 2016; Duke, 2017).

Na América, as espécies de mangue estão distribuídas em quatro gêneros, *Rhizophora*, *Avicennia*, *Laguncularia* e *Pelliciera* (Duke, 2017). No Brasil, ocorrem seis espécies vegetais verdadeiras de mangue: *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Rhizophora racemosa* e *Rhizophora harrisonii* (Vale; Schaeffer-Novelli, 2018). Entretanto, recentemente, foi registrada nos manguezais de São Paulo, a espécie

Sonneratia apetala, o mangue maçã, nativo do sudeste asiático, e até então desconhecido no Brasil e sem registros em toda a América do Sul (Eysink; Hatamura; Schaeffer-Novelli, 2023)

A fauna associada aos manguezais apresenta elevada biodiversidade, composta tanto por espécies endêmicas, intimamente dependentes desse ecossistema, quanto por espécies migratórias e visitantes ocasionais, que também ocupam outros ambientes costeiros ecologicamente semelhantes, como estuários, bancos de areia, costões rochosos e praias (Schaeffer-Novelli, 2018). Nesse contexto, Serafy *et al.* (2015) ressaltam que a área ocupada pelas florestas de mangue atua como um importante indicador da abundância de espécies marinhas, evidenciando a relevância desses habitats para a manutenção da biodiversidade costeira.

Reconhecidos como áreas de berçário para diversas espécies da fauna, são de grande relevância pesqueira e ecológica (Berkstrom *et al.*, 2020). Oferecem condições ideais para a reprodução, alimentação e refúgio de organismos marinhos nas suas previsões iniciais de vida, garantindo a sobrevivência de populações e contribuindo para a produtividade pesqueira global. Entre os grupos mais abundantes que utilizam os manguezais estão os crustáceos e os moluscos, que desempenham papéis ecológicos e econômicos importantes (Dos Santos, 2020).

Dessa forma, percebe-se que os manguezais são ecossistemas altamente produtivos, capazes de fornecer uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, incluindo suporte (ciclagem de nutrientes e manutenção da biodiversidade), regulação (proteção costeira, sequestro de carbono e regulação climática), provisão (oferta de pescado, madeira e outros recursos naturais) e serviços culturais (valores recreativos, estéticos e tradicionais) (Afonso *et al.*, 2021; Thushari; Senevirathna, 2020). Entre esses, destacam-se o suporte às populações costeiras que dependem diretamente desses ambientes para sua subsistência (Owuor *et al.*, 2024); a oferta de áreas adequadas para a aquicultura, atividade com grande potencial econômico (Ximenes; Vidal, 2023); o fornecimento de habitats de berçário para diversas espécies marinhas (Acosta; Butler, 1997); além do significativo potencial na implementação de estratégias de mitigação das mudanças climáticas (Bernardino *et al.*, 2024; Curnick *et al.*, 2019).

Como ecossistema florestal, o manguezal é essencial para subsistência e economia de populações tradicionais, que realiza diversas práticas, incluindo, pesca artesanal, agricultura, coleta de madeira e plantas medicinais, produção de sal, transporte fluvial e turismo (Gnansounou *et al.* 2021). Além de seu valor econômico direto, esse ecossistema presta serviços ambientais essenciais, protegendo aproximadamente 15,4 milhões de pessoas e cerca de US\$ 65 bilhões em propriedades contra desastres costeiros anualmente (IUCN, 2024). No contexto cearense, os pescadores artesanais utilizam os recursos do manguezal principalmente para

subsistência familiar, desenvolvendo suas atividades frequentemente sem o auxílio de embarcações grandes, conforme evidenciado pelo estudo de Albuquerque *et al.* (2015).

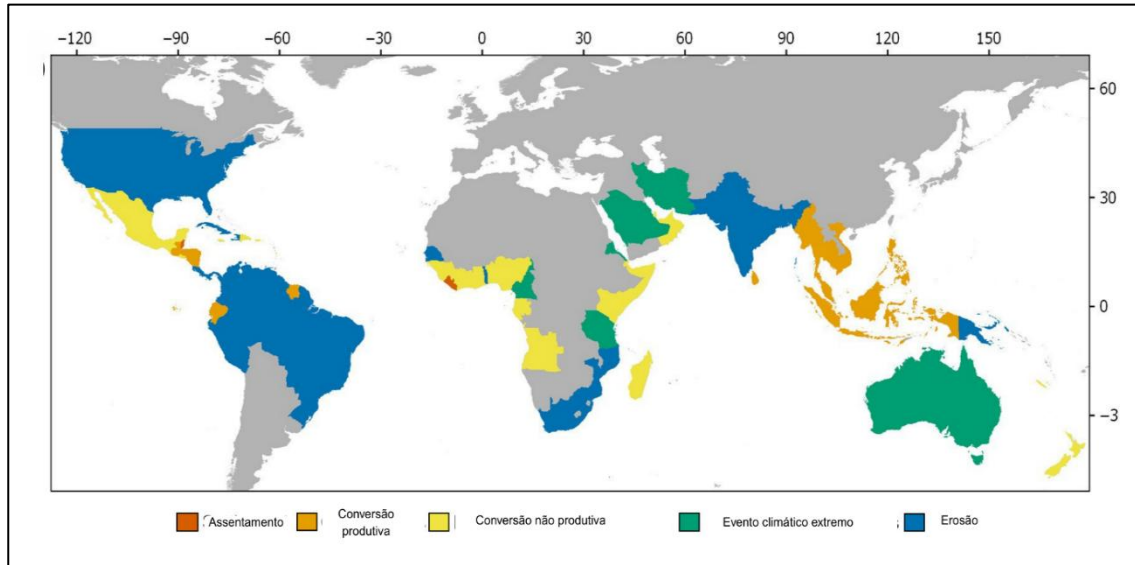
Economicamente, a conversão de áreas de manguezais para viveiros de camarão é praticada em diversos países, uma vez que essas regiões oferecem condições climáticas favoráveis para a criação de espécies comerciais (Carvalho; Martins, 2017). Além disso, um estudo apontou que os detritos da assimilação de folhas caídas no sedimento, os quais são utilizados por diferentes grupos na teia alimentar ou exportados por descarga de maré, atuam inderetamente na cadeia alimentar (Longonje *et al.*, 2016).

Além do seu papel ecológico, os manguezais são considerados um dos ecossistemas mais ricos em carbono do mundo. A flora de manguezal desempenha um papel ativo no sequestro de carbono, com o solo armazenando maiores quantidades de carbono em comparação à biomassa, contribuindo para a mitigação dos impactos do efeito estufa (Arnaud *et al.*, 2023; Askari *et al.*, 2022). Esses ecossistemas podem estocar até 10 vezes mais carbono do que florestas secas (Kauffman *et al.*, 2018). No Brasil, os manguezais são destacados como verdadeiros *hotspots* de carbono azul, com capacidade de armazenar 249,58 Tg de carbono, representando 8,5% do armazenamento global (Rovai *et al.*, 2018).

Apesar do reconhecimento da importância ecológica e socioeconômica dos manguezais, a gestão eficaz desses ecossistemas permanece um desafio complexo, influenciado por fatores naturais e antrópicos (Askari, 2022). Estima-se que 20% a 35% da cobertura global de manguezais tenham sido perdidos nas últimas cinco décadas (Polidoro *et al.*, 2010).

A perda de manguezais resulta de uma complexa interação de fatores naturais e antrópicos, com padrões espaciais distintos (figura 3) em diferentes regiões do mundo (Goldberg *et al.*, 2020). As atividades humanas emergem como principal vetor de degradação (Hochard *et al.*, 2019), destacando-se: conversão para atividades produtivas (50%), erosão costeira (20%), assentamentos humanos (15%) e mudanças climáticas (10%) (Goldberg *et al.*, 2020). A poluição por resíduos sólidos, embora não representada na figura, configura-se como a terceira maior ameaça (Ternes *et al.*, 2023).

Figura 3 — Principais fontes de impacto global dos manguezais



Fonte: Goldberg *et al.* (2020).

Entre os diversos vetores de pressão, a carcinicultura destaca-se pelos impactos ecológicos e socioeconômicos que provoca (Lima *et al.*, 2023). A conversão de manguezais em viveiros aquícolas resulta na perda de habitat para espécies endêmicas, no comprometimento dos serviços ecossistêmicos, na poluição por efluentes não tratados e na descaracterização cultural das comunidades locais (Lima *et al.*, 2023; Lacerda *et al.*, 2021). Além disso, pode reduzir em até 40% a renda de pescadores e catadores de caranguejo, refletindo diretamente na vulnerabilidade socioeconômica dessas populações (Vincentius, 2020).

Apesar da adoção de políticas de conservação e de uma desaceleração na taxa global de perda estimada em apenas 2,1% entre os anos de 2000 e 2016, os manguezais seguem em situação crítica (Goldberg *et al.*, 2020). A União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2024) alerta que cerca de 50% dos manguezais do mundo ainda estão em risco de colapso, sendo a elevação do nível do mar a principal ameaça natural. Projeções indicam que, caso tendências atuais se mantenham, aproximadamente 25% desses ecossistemas poderão estar submersos nos próximos 50 anos.

No Brasil, embora o país seja classificado como de “menor preocupação” pela IUCN (2024), a perda histórica de manguezais é expressiva. Estima-se que cerca de 25% da cobertura original tenha sido perdida apenas ao longo do século XX (ICMBio, 2018), totalizando mais de 50 mil hectares suprimidos nas últimas três décadas. Como terceiro maior detentor de manguezais do mundo, o Brasil enfrenta pressões intensas, especialmente pela expansão da aquicultura, urbanização acelerada e processos de industrialização nas zonas costeiras (Ferreira; Lacerda, 2016).

Além dos impactos diretos da conversão de áreas de manguezais, os efluentes da carcinicultura, ricos em matéria orgânica e nutrientes, alteram a qualidade das águas receptoras, desencadeando processos de eutrofização que comprometem a biodiversidade aquática (Jennerjahn *et al.*, 2022; Ximenes *et al.*, 2023). Esses efluentes, quando despejados sem tratamento adequado, têm capacidade de afetar não apenas os ecossistemas estuarinos locais, mas também as águas oceânicas adjacentes (Jennerjahn *et al.*, 2022).

Somam-se a esses impactos as pressões resultantes das atividades ocupação desordenada do litoral e a construção de infraestruturas costeiras que intensificam a erosão, agravada pelas mudanças climáticas (Bernardino *et al.*, 2021; Alongi, 2015). Além disso, o desmatamento para expansão urbana e agrícola ameaça espécies dependentes desse ecossistema, como caranguejos-uçá e aves migratórias que ficam sem habitat (Celeri *et al.*, 2019; Hagger *et al.*, 2022). No que se refere à vegetação, estima-se que 11 das 70 espécies conhecidas de manguezais (16%) estejam sob alto risco de extinção, principalmente em zonas intermareais e estuarinas mais suscetíveis à conversão para aquicultura e agricultura (Polidoro *et al.*, 2010). Os atributos de vida da população local mais impactados pela degradação dos manguezais foram renda, saúde e segurança (Gnansounou *et al.*, 2021)

Como demonstrado por Bernardino *et al.* (2021), os processos de ocupação desordenada do litoral e a construção acelerada de infraestruturas intensificam significativamente a erosão costeira, criando um cenário particularmente vulnerável quando combinado com os efeitos das mudanças climáticas. Alongi (2015) complementa essa perspectiva ao destacar que o aumento do nível do mar e a maior frequência de eventos climáticos extremos exacerbam esses impactos, reduzindo a resiliência natural dos ecossistemas manguezais.

Essa crise ecológica reflete-se diretamente na qualidade de vida das populações locais, sendo os atributos mais afetados a renda (redução de atividades extrativistas), a saúde (aumento de doenças relacionadas à contaminação hídrica) e a segurança alimentar (perda de fontes proteicas tradicionais) (Gnansounou *et al.*, 2021).

No litoral cearense, os manguezais enfrentam um complexo de pressões inter-relacionadas que comprometem sua resiliência ecológica. Como observado por Alburquerque *et al.* (2015), o descarte inadequado de resíduos, incluindo isopor e óleo de embarcações, durante a lavagem dos barcos, após as pescarias introduz poluentes persistentes nos estuários. Essa problemática se soma aos impactos do turismo não regulamentado, que segundo Loureiro *et al.* (2019), resulta não apenas na disposição irregular de resíduos sólidos, mas também na compactação dos solos, alterando sua porosidade e afetando a regeneração natural da vegetação manguezal.

O desenvolvimento da carcinicultura no Ceará tem alterado a dinâmica ecológica dos manguezais. Segundo Ternes (2023), comunidades tradicionais têm associado episódios de mortalidade em massa de organismos aquáticos aos efluentes não tratados de fazendas de camarão. Esses relatos são corroborados por Maia *et al.* (2019), que destacam a descaracterização progressiva desse ecossistema devido à conversão de áreas de mangue para aquicultura e à má gestão de resíduos.

Apesar desses impactos, estudos regionais têm registrado indícios de recuperação em algumas localidades. Uma análise realizada por Godoy *et al.* (2018) sobre seis estuários da costa semiárida do Ceará entre os anos de 1992 e 2011 evidenciou um aumento na cobertura de manguezais em cinco deles, incluindo os estuários dos rios Aracatimirim, Coreaú e Jaguaribe. O estuário do Aracatimirim apresentou o maior crescimento proporcional, com um aumento de 437,5%, enquanto o estuário do Coreaú expandiu sua área de manguezal em 8,7% e o do Jaguaribe em 4,1%. Esses acréscimos foram atribuídos, sobretudo, à colonização de áreas anteriormente utilizadas como salinas ou ilhas recém-formadas, associadas à diminuição do fluxo fluvial devido à construção de barragens nas bacias hidrográficas.

Embora esse crescimento não decorra diretamente de políticas de conservação, ele reforça a importância de medidas que favoreçam a regeneração natural e evitem novas pressões sobre esses ecossistemas. Nesse contexto, iniciativas como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), a Global Mangrove Alliance (GMA), o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Manguezais (PAN Manguezal) e o ProManguezal têm buscado consolidar estratégias de proteção e uso sustentável dos manguezais brasileiros (Brasil, 2024; ICMBio, 2021; GMA, 2025; IUCN, 2024).

Ainda assim, a efetividade dessas medidas depende diretamente da aplicação consistente das normas legais. Entretanto, apesar da existência de legislações ambientais voltadas para a proteção dos manguezais, a efetividade dessas normas ainda enfrentam desafios significativos, visto que estudos recente têm apontado deficiência na vigilância ambiental (Ternes, 2023).

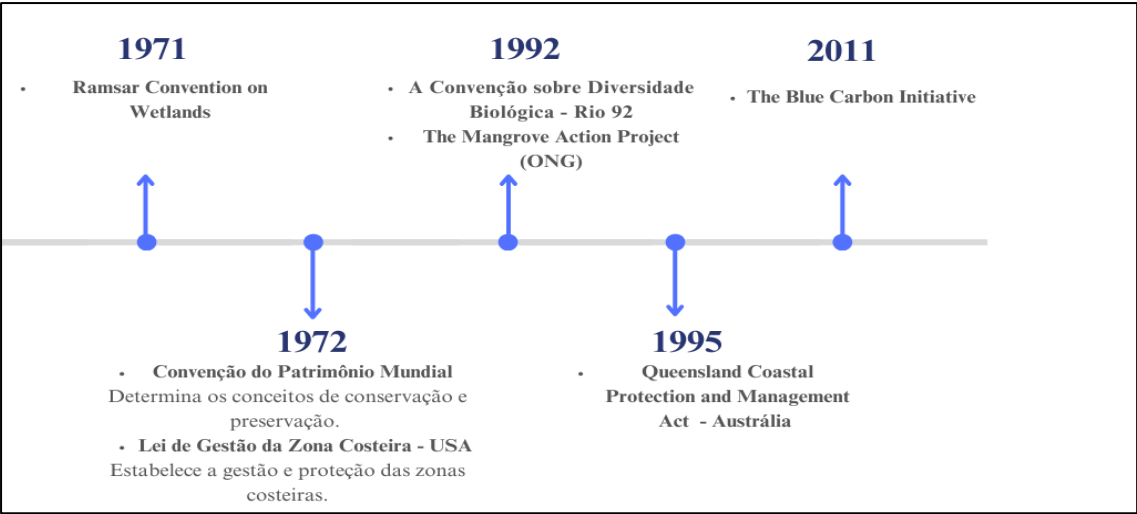
3.2 Legislação protetiva ao Manguezal

O conceito de "tragédia dos comuns", popularizado por Garrett Hardin em 1968, destaca os desafios que surgem quando recursos compartilhados, como os manguezais, não são adequadamente regulamentados, o que pode levar à sua exaustão. Tendo em vista este declínio, surgiu a necessidade de uma abordagem mais equitativa e consciente em relação aos manguezais na legislação ambiental.

Esta remonta a séculos passados, com a primeira legislação relacionada às áreas entremares promulgada pelos romanos no século VI, estabelecendo um estatuto jurídico para o mar que reconhecia o direito dos seres humanos de usar o mar e seus recursos (Fenn, 1925). Passando por diversos marcos (figura 4 e figura 5) ao longo dos anos, com diferentes decretos e leis que foram sendo estabelecidos.

Em 1971, na cidade iraniana de Ramsar, foi realizada a Convenção de Ramsar, um tratado intergovernamental cujo objetivo é conter o avanço da exploração das zonas úmidas em prol do desenvolvimento sustentável global, com aproximadamente 90% dos estados-membros da ONU como signatários, reunindo-se a cada três anos para debater políticas e diretrizes (Ramsar, 1996). No 50º Ano da Convenção sobre Zonas Úmidas, ocorrida em 2021, enfatizou-se a necessidade urgente de reconhecer os benefícios das áreas úmidas, integrando-as como soluções essenciais para enfrentar os impactos das mudanças climáticas, alcançando uma maior eficiência nas práticas de preservação dos manguezais (Convention on Wetlands, 2021).

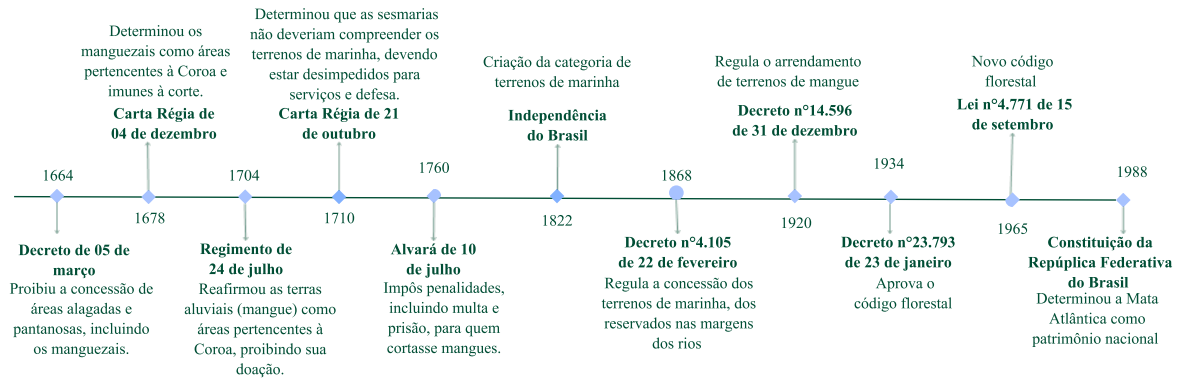
Figura 4 — Marcos históricos da legislação protetiva de manguezais globais



Fonte: Autor (2024).

No Brasil, as primeiras notícias sobre os manguezais foram escritas no século XVI por José de Anchieta, Pero de Magalhães Gandavo, Gabriel Soares de Sousa, o francês André Thévet e o inglês Anthony Knivet, que mencionavam as características físicas e funções das árvores, como a excelente lenha e madeira, a casca fornecedora de tinta para curtir couros, e seu papel como abrigo de fauna (Soffiati, 2023).

Figura 5 — Evolução da legislação protetiva dos manguezais no Brasil



Fonte: Adap. de Dos Santos (2021).

A Resolução nº 4 do CONAMA, de 18 de setembro de 1985, foi um marco inicial ao definir os manguezais como Reservas Ecológicas, conferindo-lhes um status de proteção ambiental (Brasil, 1985). No entanto, ao longo das décadas, observou-se uma variação no nível de proteção desses ecossistemas. Atualmente, no Brasil, os manguezais são protegidos pela Lei Federal nº 12.651/2012, conhecida como Código Florestal, em vigor desde maio de 2012 (Brasil, 2012).

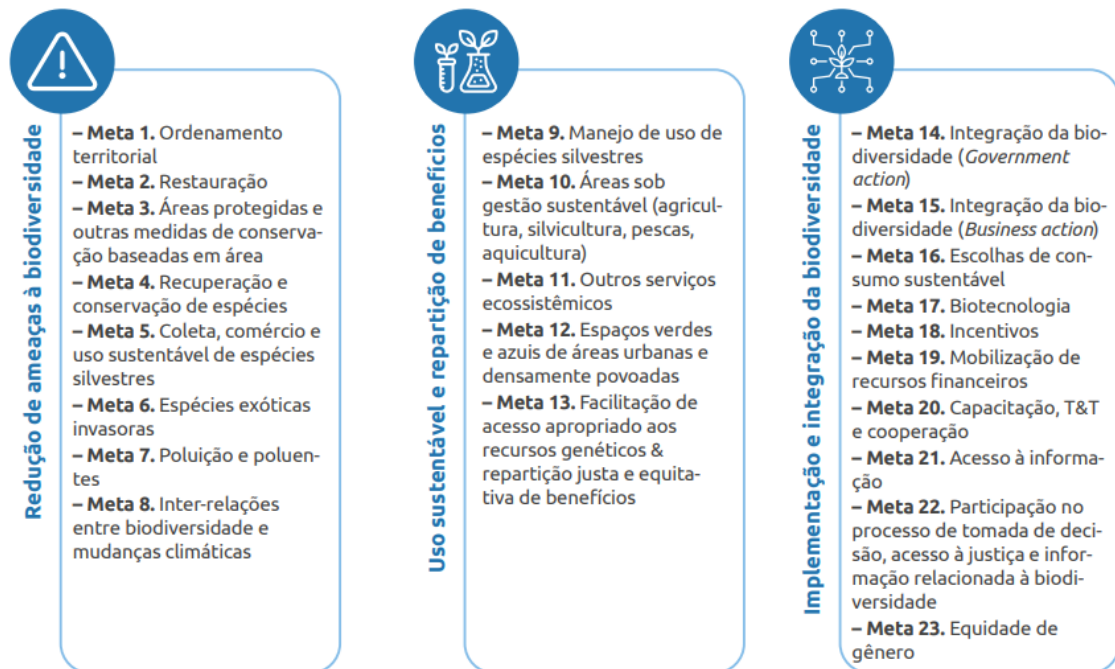
Essa legislação reconhece os manguezais como Áreas de Proteção Permanente (APPs) e estabelece diretrizes para a conservação da vegetação nativa. No artigo 7º, inciso 2, o Código Florestal enfatiza-se a necessidade de equilibrar interesses ambientais e sociais, permitindo, excepcionalmente, a intervenção ou supressão de manguezais para obras habitacionais e de urbanização inseridas em projetos de regularização fundiária de interesse social, especialmente em áreas urbanas consolidadas ocupadas por populações de baixa renda. Contudo, essa permissão está condicionada a critérios, fiscalização e planejamento urbano sustentável, visando minimizar os impactos ambientais (Brasil, 2012).

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), um dos principais tratados internacionais resultantes da ECO-92 (Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento), foi promulgada no Brasil por meio do Decreto nº 2.519/1998 (Brasil, 1998). Entre suas diretrizes, destacam-se a criação de áreas protegidas para preservar ecossistemas sensíveis, como os manguezais, e o estímulo a incentivos financeiros para práticas sustentáveis (Art. 8). Além disso, a CDB estabelece a necessidade de desenvolver planos ou programas voltados à conservação da biodiversidade, bem como sua integração em políticas setoriais, como a aquicultura e o zoneamento costeiro (Art. 6) (Brasil, 1992).

A COP (Conferência das Partes) 15 da Convenção sobre Diversidade Biológica, realizada em 2022 no Canadá sob presidência da China, culminou na adoção do Quadro Global

de Biodiversidade Kunming-Montreal (GBF) com suas 23 metas para 2030 (Figura 6). O pilar central do acordo estabelece a conservação e gestão efetiva de pelo menos 30% das áreas terrestres, de águas interiores e das áreas costeiras e marinhas do mundo até 2030, o que inclui o ecossistema de manguezais (CDB, 2022). Destaca-se ainda, a meta redução de poluição por resíduos (meta 7), reconhecida como o terceiro principal fator de perda de biodiversidade global (IPBES, 2019). Incluindo a poluição por resíduos, tornando-se necessário integrar a meta com políticas nacionais, como o Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

Figura 6 — Metas globais do marco global da COP 15



Fonte: CNI (2023).

Por meio da portaria do ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) Nº 647 de outubro de 2019 foi atualizado o Plano Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal, com o objetivo de conservar os manguezais, estabelecer ações para conservação de 74 espécie, na qual deve-se fortalecer a fiscalização e o monitoramento de áreas estratégicas (Brasil, 2019). As áreas de objetivas do presente estudo estão descritas no inciso 2 do art.3º desta portaria.

O PAN manguezal inclui objetivos específicos (figura 7) e prevê um investimento de R\$ 78.507.000,00 para seu monitoramento e efetivação das metas determinantes. Entretanto, em um levantamento mais recente, ainda tem-se o apontamento de 45% de ações concluídas, 31% não iniciada ou não concluída e 24% iniciada e não concluída em tempo planejado (ICMBio, 2021). Entre suas principais metas estão a recuperação de áreas degradadas, o

fortalecimento da fiscalização e a promoção de práticas econômicas sustentáveis que beneficiem as comunidades tradicionais dependentes dos manguezais (Brasil, 2015).

Figura 7 — Principais objetivos do PAN manguezal



Fonte: Brasil (2015).

Mais recentemente, destaca-se a aprovação do Programa Nacional de Conservação e Uso Sustentável dos Manguezais (PNCM) – ProManguezal, instituído por meio do Decreto Federal nº 12.045, de junho de 2024. O programa tem como objetivo integrar ações de conservação, recuperação e uso sustentável da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos associados aos manguezais brasileiros, promovendo a proteção integral desse ecossistema (Brasil, 2024).

Os programas citados contribuem para o cumprimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, especificamente os ODS's (2021-2030): 13 – Ação contra a Mudança Global e Clima e 14 – Vida na Água, e a Década dos Oceanos, formuladas pela Organização das Nações Unidas (ONU) em âmbito internacional. Entretanto, aponta-se ainda a necessidade de monitoramento das áreas de manguezais remanescentes e a falta de decisões políticas efetivas (Maia *et al.*, 2019).

É fundamental que o governo brasileiro atue de forma ativa, priorizando a implementação de proteções legais para os manguezais, a fim de garantir sua conservação e cumprir compromissos globais (Borges *et al.*, 2017).

3.3 Resíduos sólidos

O termo "lixo", embora amplamente utilizado no senso comum, não possui uma definição técnica formal pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT (SILVA, 2024). Em vez disso, a ABNT adota o termo "resíduo sólido", que é definido como "resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição" (ABNT NBR 10004, 2004). Essa definição inclui ainda lodos de sistemas de tratamento de água e líquidos que não podem ser descartados em redes de esgoto ou corpos de água devido às suas características específicas (ABNT NBR 10004, 2004).

No Brasil, a gestão dos resíduos sólidos é regida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (Brasil, 2010). Na qual estabelece princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes para a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, orientando, em âmbito nacional, a atuação governamental na gestão ambiental desses resíduos (Bonjardim *et al.*, 2018). Entre seus fundamentos estão a não geração e os 3R's (Redução, reutilização e reciclagem), além do tratamento e a disposição final correta.

Ressalta-se que a PNRS também institui o princípio de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, na qual consiste na atribuição conjunta (governo, setor empresarial e sociedade) da responsabilidade de manejo e destinação adequada dos resíduos, afim de minimizar os impactos ambientais decorrentes da geração de resíduos, além de promover práticas sustentáveis ao longo de todas as etapas do ciclo de vida do produto (Brasil, 2010).

O caráter de responsabilidade compartilhada da política ambiental brasileira se expressa em três níveis complementares (Quadro 2), que articulam mecanismos de proteção, participação e controle social (Losekann *et al.*, 2024). Nesse contexto, evidencia-se a corresponsabilidade entre o Estado e a sociedade civil na proteção ambiental, na deliberação de políticas públicas e na fiscalização das ações voltadas à sustentabilidade. Entretanto, Losekann *et al.* (2024) relataram que a participação política aberta à sociedade civil foi gradualmente enfraquecida, em decorrência da redução e desconfiguração de espaços colegiados e de instâncias deliberativas. Na qual representa um retrocesso nos mecanismos de controle social e transparência ambiental.

Quadro 2 — Modelo atual de compartilhamento da responsabilidade ambiental.

Formas de compartilhamento da responsabilidade ambiental	Mecanismo associados	Objetivo
Proteção: Serviços ambientais, reserva legal, áreas de proteção permanente, unidades de conservação e licenciamento ambiental	Coordena a ação coletiva	Garantir a conservação e o uso sustentável dos recursos naturais
Participação política: Conselhos gestores, colegiados e audiências públicas	Deliberação e construção de consenso	Promover o debate e a inclusão social nas decisões ambientais
Controle social: Ação civil pública e Ação popular	Fiscalização e responsabilização	Corrigir falhas e assegurar a justiça ambiental

Fonte: Losekann *et al.*, 2024

Como instrumento da PNRS, a logística reversa é caracterizada por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento ou destinação final ambientalmente adequada (Brasil, 2010). No contexto estadual, observa-se a presença de 96 cooperativas de catadores e aproximadamente 5.701 cooperados atuando na recuperação e reciclagem de materiais no Ceará, com destaque para o plástico, que representa 3.137,59 toneladas coletadas e destinadas adequadamente (ANCAT, 2022).

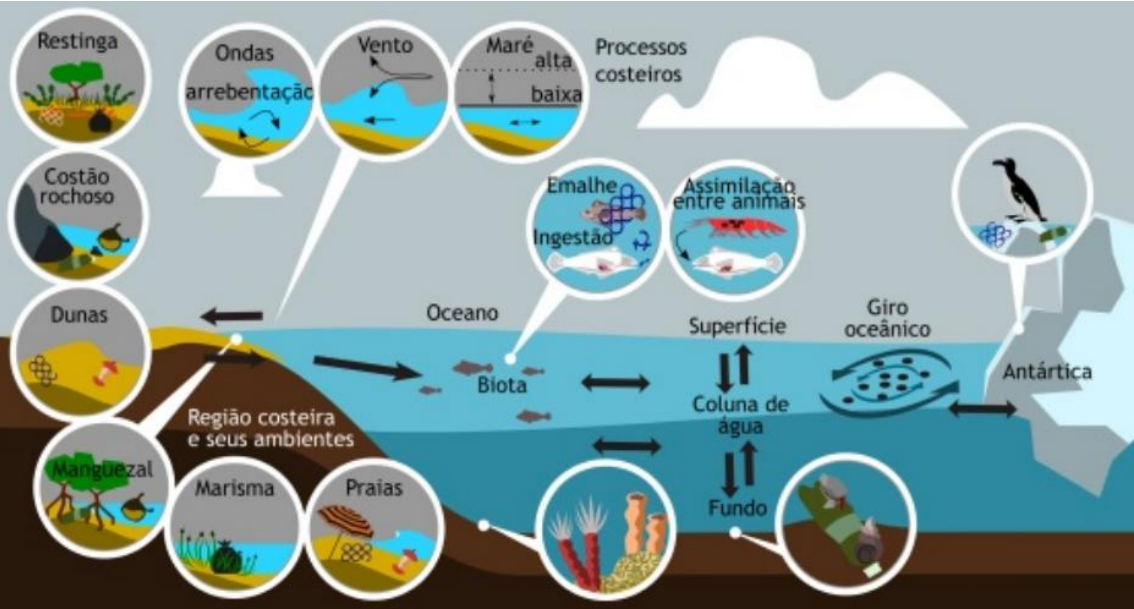
Apesar das iniciativas, a contaminação por resíduos sólidos persiste em escala global, impulsionada pela produção massiva de materiais plásticos, que ultrapassou 6,3 bilhões de toneladas em 2015 (Ponmani *et al.*, 2024). Essa realidade representa um risco crescente à biodiversidade e a integridade dos ecossistemas, evidenciando as limitações dos sistemas atuais de gestão de resíduos e de reciclagem.

Nesse contexto, o lixo marinho é definido como qualquer resíduo sólido, fabricado ou processado, descartado ou abandonado nos ambientes marinhos e costeiros, podendo ser transportado e depositado na zona costeira por ação de ventos, ondas e correntes (Lacroix *et al.*, 2023). É uma das formas mais preocupantes de poluição ambiental, refletindo diretamente os padrões insustentáveis de produção e consumo da sociedade contemporânea. Essa problemática configura-se como um desafio ambiental global em expansão, com implicações significativas para os ecossistemas marinhos, a economia, a sociedade e a saúde humana (Mancini *et al.*, 2021; Iglesias *et al.*, 2023).

A maior parte do lixo marinho tem origem terrestre, sendo transportado para os oceanos por meio de cursos d'água, ventos e inundações em regiões costeiras (Figura 8) (Araujo *et al.*, 2018). O plástico constitui o principal componente desse tipo de poluição, representando

entre 42% e 96% dos resíduos marinhos (Ordonez; Arenas, 2019). Essa poluição antropogênica afeta gravemente os ecossistemas marinhos, incluindo o ecossistema manguezal (Ponmani *et al.*, 2024).

Figura 8 — Processos de dispersão dos resíduos sólidos no ambiente marinho



Fonte: Turra *et al.* (2020).

Nos manguezais as raízes aéreas e pneumatóforos atuam como armadilhas, retendo os resíduos sólidos (Martín *et al.*, 2019). Isso causa vários efeitos negativos (Quadro 3), como sufocamento de mudas, liberação de produtos químicos nocivos, diminuição da capacidade de renovação, saneamento, obstrução, ingestão acidental e danos físicos à fauna associada (Cordeiro; Costa, 2010; Moran, 2012; Smith, 2012; Martín *et al.*, 2019; Ordonez; Arenas, 2019).

Quadro 3 — Classificação de impactos por lixo marinho no mangue de Ciénaga Grande de Santa Marta, Colômbia.

Elemento do ecossistema	Aspecto Ambiental	Impacto observado	Classificação
Água superficial	Qualidade da água	Acúmulo de resíduos e microplásticos.	Severo
		Aumento de substâncias contaminantes na água.	Moderado
Ar	Qualidade do ar	Geração de mal odores.	Moderado
		Aumento de material particulado no ar.	
Solo	Qualidade do solo	Acúmulo de partículas de plástico no solo.	Crítico
	Estrutura física	Mudanças na estrutura física do solo.	Severo
Flora	Regeneração	Limitação no estabelecimento de	Severo

(Mangue)	natural	propágulos e crescimento de plântulas.	
	Condições fitossanitárias	Danos físicos nas raízes e ramas.	
Fauna associada	Habitat	Alteração na disponibilidade de habitats.	Severo
Paisagem	Qualidade visual	Deterioração paisagística por acumulação de resíduos.	Severo

Fonte: Ordóñez; Arenas, 2019.

Além de impactos ecológicos severos, como a degradação do habitat, a contaminação da água e do solo, e a mortalidade de organismos por ingestão ou emaranhamento (Ivar do Sul; Costa, 2014), os resíduos sólidos também desempenham um papel relevante na dispersão de espécies, incluindo exóticas e potencialmente invasoras (Farrapeira, 2011). Resíduos plásticos, por sua elevada durabilidade, podem permanecer no ambiente por centenas de anos, funcionando como substratos flutuantes e possibilitando a dispersão prolongada de organismos (Andrady, 2011).

Embora ainda existam poucos estudos sistemáticos sobre a amplitude taxonômica envolvida, registros já apontam uma diversidade considerável de organismos colonizando resíduos sólidos e utilizando-os como habitat. Entre esses organismos estão bivalves, gastrópodes, crustáceos, poliquetas, briozoários, cnidários, esponjas, insetos aquáticos, além de algas e ervas marinhas, evidenciando a ampla gama de grupos afetados por essa dinâmica (Gall; Thompson, 2015). Há ainda registros de cefalópodes e tubarões-gato que utilizam detritos antropogênicos para fixação de ovos, ampliando os impactos ecológicos desse fenômeno (Subías-Baratau *et al.*, 2022).

Sob os mesmos impactos, foram documentados 52 registros de invertebrados móveis e sésseis associados a detritos, seja fixado em suas superfícies ou utilizando-os como habitat (Figura 9) (De Carvalho-Souza *et al.*, 2018). Também foi observada a espécie de peixe cardinal-de-barbatana-preta (*Astrapogon puncticulatus* Poey, 1867) utilizando resíduos antropogênicos como abrigo, incluindo latas de metal, potes de vidro e pedaços de pano (De Carvalho-Souza *et al.*, 2018). Esses registros corroboram os achados de Gall e Thompson (2015), que compilaram interações entre 693 espécies marinhas e o lixo oceânico, das quais 259 estavam sendo transportadas passivamente por detritos flutuantes.

Figura 9 — Animais utilizando resíduos como abrigo. A: *Octopus insularis* Leite se refugiando dentro de um pote de vidro. B: Caranguejo eremita usando copos de plástico como concha. C: Cracas sobre um item de plástico parcialmente coberto de algas.



Fonte: De Carvalho-Souza *et al.* (2018).

Estudos recentes destacam que resíduos podem transportar organismos por longas distâncias, conectando ecossistemas que antes eram isolados, o que aumenta o risco de introdução de espécies exóticas em habitats vulneráveis, como os manguezais (Ponmani *et al.*, 2024; Barnes, 2002). A dispersão de espécies exóticas mediada por resíduos sólidos pode levar a desequilíbrios ecológicos, uma vez que espécies invasoras competem com as nativas por recursos, alterando a dinâmica dos ecossistemas marinhos (Rech *et al.*, 2016).

O Decênio das Nações Unidas da Ciência Oceânica para o Desenvolvimento Sustentável (2021–2030) busca impulsionar ações que contribuam para o cumprimento do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 14, voltado à conservação e uso sustentável dos oceanos, mares e recursos marinhos. O tema central do evento promovido pela UNESCO em 2025 será “Mapeando meia década, moldando os próximos cinco anos: conquistas e aspirações para um oceano sustentável” (UNESCO, 2025), destacando a necessidade de políticas globais ambiciosas e integradas.

Segundo a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico - OCDE (2024), uma abordagem integrada em todo o ciclo de vida do plástico pode quadruplicar a taxa global de reciclagem (de 9,5% em 2020 para 42% em 2040) e reduzir em 96% o vazamento de resíduos plásticos para o meio ambiente até 2040. Tais iniciativas são essenciais para o alcance não apenas do ODS 14, mas também dos ODS 6 (água potável e saneamento) e ODS 12 (consumo e produção responsáveis), que reforçam a necessidade de um modelo sustentável de produção e gestão de resíduos.

Entre as ações multilaterais em curso, destaca-se o desenvolvimento do Tratado Global sobre o Plástico, um instrumento internacional juridicamente vinculante voltado à eliminação da poluição por plásticos, abrangendo todo o ambiente marinho. Esse tratado decorre do mandato da Resolução 5/14 da Assembleia das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2025), que estabelece a necessidade de uma abordagem integral para todo o ciclo de vida do

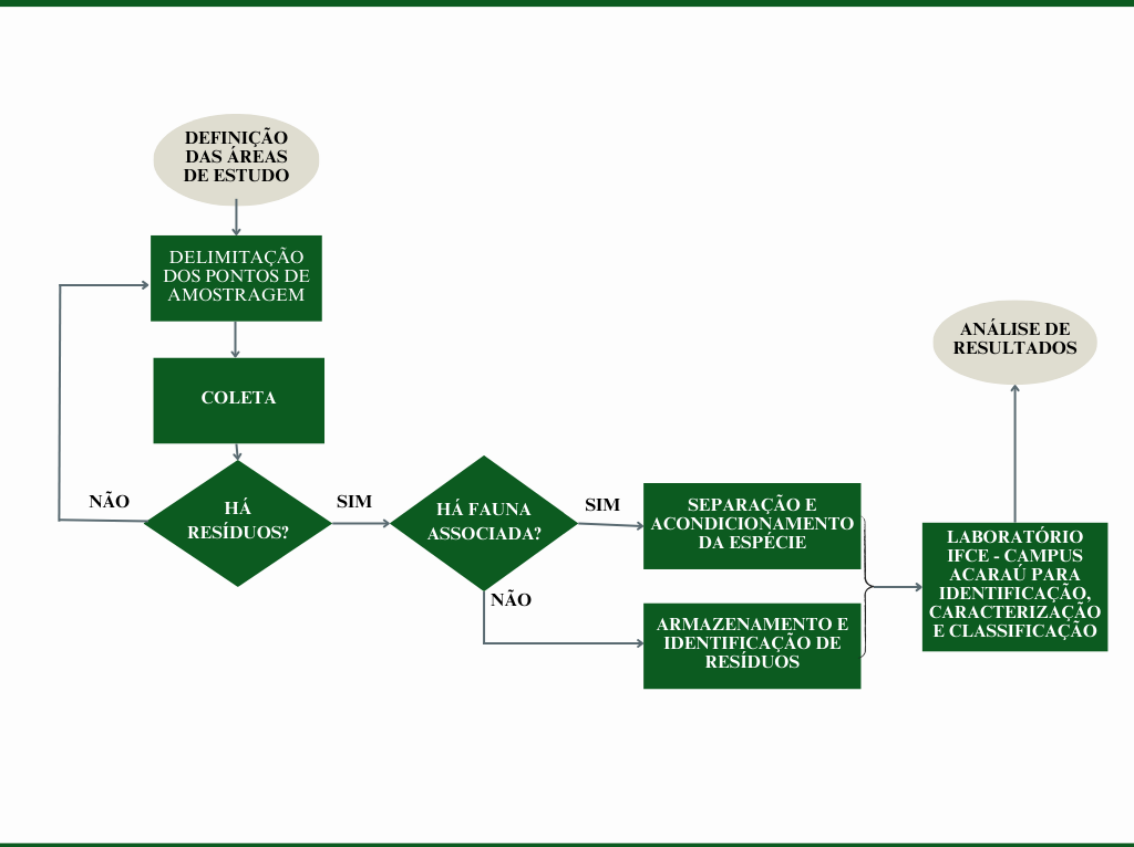
plástico, desde a produção até o descarte. Na qual, tem-se por objetivo final estabelecer um acordo global, eficaz e operacional, capaz de enfrentar de forma concreta a crise mundial da poluição plástica (UNEP, 2025).

Esses compromissos internacionais orientam e fortalecem políticas nacionais, como a Estratégia Nacional Oceano sem Plástico (ENOP), que busca alinhar as metas brasileiras às diretrizes da Década da Ciência Oceânica (2021–2030). Instituído pelo Decreto nº 12.644, de 1º de outubro de 2025, tem como principal objetivo orientar e coordenar políticas públicas para a prevenção, redução e eliminação da poluição por plástico no oceano (Brasil, 2025). A estratégia adota uma abordagem sistêmica, baseada na lógica “da fonte ao mar”, integrando ações em ambientes terrestres e marinhos, e alinhando-se às diretrizes propostas pelo Tratado Global do Plástico e Objetivos do Desenvolvimento Sustentável.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa de campo deste estudo foi conduzida com base em uma abordagem exploratória quantitativa e qualitativa. A seguir, apresenta-se o fluxograma (Figura 10) que ilustra de forma detalhada as etapas realizadas durante o desenvolvimento da pesquisa:

Figura 10 — Fluxograma de atividades



Fonte: Autora (2024).

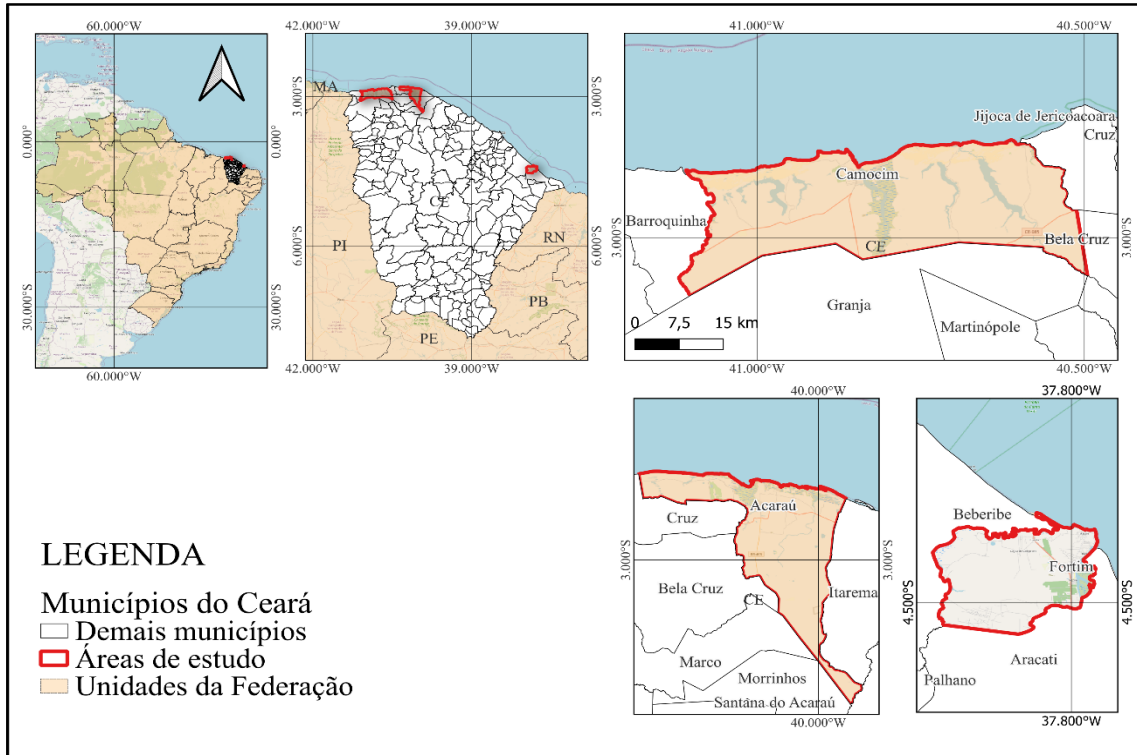
4.1 Área de Estudo

As áreas de estudo deste trabalho foram definidas com base nas regiões estratégicas listadas pelo Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal (PAN Manguezal), instituído pela Portaria ICMBio nº 647, de 30 de outubro de 2019 (Brasil, 2019). Esta normativa estabeleceu um conjunto de áreas prioritárias em diferentes estados brasileiros, com o objetivo de subsidiar ações de conservação, monitoramento e manejo sustentável dos manguezais. No caso do estado do Ceará, foram selecionadas três áreas que integram o PAN Manguezal: a foz do rio Coreaú (município de Camocim - 2°53'54"S, 40°53'23"W), a foz do rio Acaraú (município de Acaraú - 2°50'02"S, 40°09'17"W) e a foz do rio Jaguaribe (município de Fortim - 4°25'53"S,

37°46'22"W) (Figuras 11 e 12).

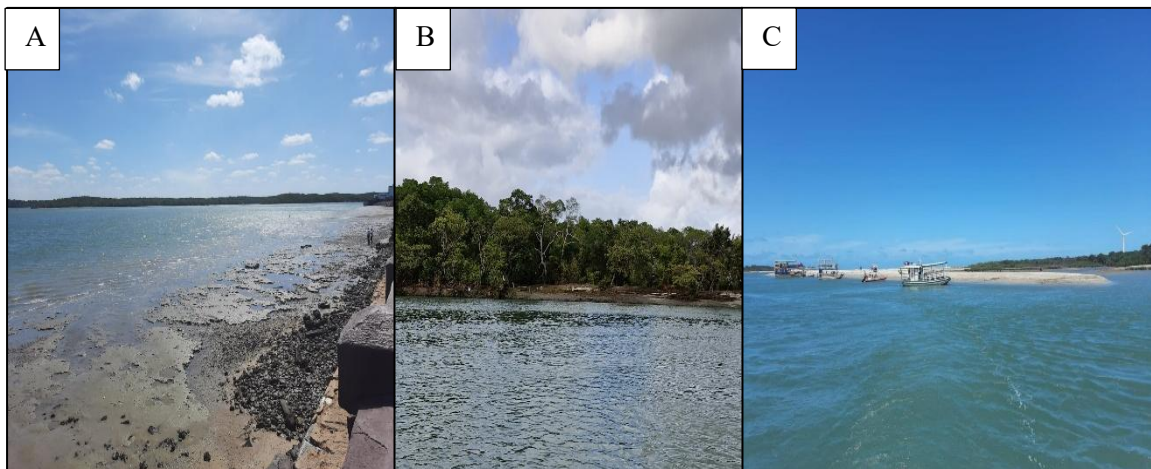
A escolha dessas regiões pelo PAN Manguezal considerando aspectos como relevância ecológica, representatividade dos ecossistemas, presença de espécies ameaçadas e importância socioeconômica das comunidades locais dependentes dos manguezais.

Figura 11 — Localização geográfica das áreas de estudo dos municípios de Camocim, Acaraú e Fortim, no estado do Ceará, Brasil



Fonte: Autora (2025).

Figura 12 — Áreas estratégicas do PAN Manguezal no Ceará: A: Camocim, B: Acaraú, C: Fortim



Fonte: Autora (2024).

4.1.1 Rio Coreaú

A bacia hidrográfica do rio Coreaú, situada no noroeste do Estado do Ceará, é delimitada ao sul pelas Regiões Hidrográficas da Serra da Ibiapaba e Acaraú, a oeste pelo Estado do Piauí, a leste pela Bacia Hidrográfica do Rio Acaraú e ao norte pelo Oceano Atlântico, ocupando uma área de 10.627,71 km² (Ceará, 2022). A foz do Rio Coreaú, está situada no município de Camocim, a 363 km da capital do estado, Fortaleza (Loureiro; Oliveira, 2019). De acordo com o último Censo (IBGE, 2023), o município apresenta uma população de aproximadamente 62 mil habitantes e uma área territorial de 11220,449km².

O manguezal do rio Coreaú é um ecossistema complexo, com vegetação adaptada a gradientes de salinidade e solos lodosos. A dominância de *Rhizophora mangle* L. na foz e *Avicennia* spp. no interior reflete a variação hidrológica. O solo, rico em sedimentos finos e matéria orgânica, sustenta alta biodiversidade, mas sofre pressão antrópica, como a carcinicultura e urbanização (Farias, 2006).

Para Thiers (2016), o rio Coreaú é um ambiente de extrema importância para a região, principalmente devido à boa navegabilidade do estuário, que permite a atracagem de navios de maior calado, na qual juntamente com o porto de Aracati, foi responsável pelo escoamento da produção agrícola no final do século XVIII e início do século XIX.

Segundo Loureiro e Oliveira (2019), nesta região a pesca se destaca tanto entre os empregos formais quanto os informais e impulsiona os setores de comércio e serviços, no entanto, quando realizada de forma insustentável, essa atividade ameaça o ecossistema manguezal. As autoras identificaram que as atividades de lazer e turismo na região ocorrem de forma desorganizada e sem gestão adequada, além da ausência de sinalização educativa ou indicativa que contribuam para a conscientização acerca da preservação do ecossistema. O acesso para os lagos interdunares ocorrem através de barcos de pequeno porte, na qual os visitantes atravessam o rio Coreaú e utilizam-se dos recursos hídricos. Entretanto, alguns acabam adentrando os manguezais de forma improvisada.

4.1.2 Rio Acaraú

A bacia hidrográfica do rio Acaraú, localizada no noroeste do Estado do Ceará, é envolvida pelo Oceano Atlântico e por bacias hidrográficas vizinhas, abrangendo uma área total de 14.440,29 km² (COGERH, 2018). De acordo com o último Censo (IBGE, 2023), a cidade apresenta uma população de aproximadamente 65 mil habitantes e uma área territorial de

842,470km². Produto Interno Bruto (PIB) da cidade é de cerca de R\$ 1 bilhão de reais, sendo que 30,4% do valor adicionado advém dos serviços, na sequência aparecem as participações da administração pública (27,9%), da indústria (27,8%) e da agropecuária (14%) (IBGE, 2023; Caravela, 2025).

Seu principal curso d'água estende-se por 315 km predominantemente no sentido sul-norte, sendo alimentado por importantes afluentes como os rios Groaíras, Jacurutu, Macacos e Jaibaras (Ceará, 2018). A foz do rio Acaraú está localizada na região centro norte do município de Acaraú, com uma distância de aproximadamente 204 km da capital do estado, Fortaleza (Thiers *et al.*, 2016).

Para Nobrega *et al.* (2019), a bacia do rio Acaraú é de grande importância tanto do ponto de vista socioeconômico quanto ambiental, pois abriga um dos principais centros industriais e educacionais do estado. A sua água é usada para diversos fins, entre os quais destacam-se o consumo humano e a agricultura irrigada (De Lima, 2020). No entanto, devido à drenagem de uma área tão vasta, diversos problemas e impactos se acumulam, refletindo-se diretamente no estuário e, conseqüentemente, na vegetação típica do manguezal (Thiers, 2016). Sendo o desmatamento do manguezal um dos pontos mais críticos na dinâmica desse ecossistema na região (Maia, 2016).

O manguezal de Acaraú destaca-se pela alta densidade de árvores e pela codominância das espécies *Rhizophora mangle* e *Avicennia germinans* (L.) L., no entanto, apresenta um desenvolvimento estrutural moderado, com altura média das árvores e diâmetro à altura do peito (DAP) relativamente baixos (Maia;Coutinho, 2012). O solo é caracterizado pela abundância de sedimentos finos e matéria orgânica, o que favorece a vegetação local (Maia;Coutinho, 2012).

4.1.3 Rio Jaguaribe

A Bacia do Rio Jaguaribe localizada no nordeste do Estado do Ceará faz fronteira a oeste com as Região Hidrográficas Metropolitanas, a sudoeste com a Região Hidrográfica do Banabuiú, ao sul com a do Médio Jaguaribe, a leste com o estado do Rio Grande do Norte e ao norte com o Oceano Atlântico, representa cerca de 7% do território cearense com uma área de 7.216,35 km², tendo seu principal curso d'água uma extensão de 137 km, iniciando-se na ponte na BR-116, em Peixe Gordo, até a foz no município de Fortim (GGERH, 2022).

A vegetação de manguezal do rio Jaguaribe é caracterizada pela dominância de *Avicennia germinans* e por apresentar árvores com maiores valores de diâmetro à altura do peito (DAP), embora com altura relativamente reduzida (Maia;Coutinho, 2012). O solo, por sua vez,

é rico em sedimentos finos e matéria orgânica, características típicas de áreas estuarinas com baixa energia hidrodinâmica (Maia;Coutinho, 2012).

Carvalho Neta (2019) destacou o turismo na zona costeira da bacia do baixo Jaguaribe como economicamente importante para a população local, porém contribui para a degradação ambiental, especialmente devido ao tráfego de bugres nas dunas, o que resulta na compactação das áreas interdunares, redução da migração das dunas em direção ao rio e diminuição do aporte de sedimentos, aumentando o risco de erosão a jusante de sua foz. Maia (2016) identificou a carcinicultura como o principal fator de perturbação antrópica na bacia estuarina do Jaguaribe, degradando áreas de manguezal e lançando resíduos dos viveiros no sistema estuarino sem tratamento prévio.

Apesar desses impactos, em 2022, o município de Fortim recebeu o selo de Praia Limpa, um reconhecimento dos esforços pela preservação ambiental (Reinaldo, 2022). O Governo Municipal de Fortim, por meio da Secretaria de Desenvolvimento Urbano, realiza regularmente serviços de limpeza nas margens do Rio Jaguaribe, contribuindo para a conservação da área e mitigando os efeitos negativos das atividades humanas (Reinaldo, 2023).

4.2 Metodologia

4.2.1 Definição dos pontos de amostragem

Em laboratório, a partir do “Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal” (Brasil, 2015), determinou-se as regiões de estudo. A partir deste, com auxílio do *Software Google Earth*, realizou-se o reconhecimento prévio das áreas com altitude de visão de 88 metros.

Para definir o cronograma de coletas, foi consultada a tábua de marés disponível na página online do Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil (Tábuas de Maré, 2024). Utilizando as coordenadas de longitude e latitude de cada área amostral, foram selecionados horários com marés mais baixas, a fim de padronizar as condições ambientais durante as coletas, garantindo assim que ocorressem sob as mesmas condições ambientais, para melhor comparabilidade dos dados.

No trabalho de campo, a área amostral foi definida na região de lavado (Figura 13), entre o rio e o bosque de manguezal. O ponto de início das coletas foi escolhido com base na avaliação direta no local, priorizando áreas que mostrassem sinais visíveis de deposição de resíduos

sólidos. A coleta foi realizada em três áreas amostrais, dentro de um intervalo de nove dias entre as coletas, perfazendo um total de três amostras na campanha entre os meses de novembro e dezembro de 2024.

Figura 13 — Áreas delimitadas para a coleta A- Camocim, B- Acaraú, C- Fortim



Fonte: Autora (2024).

A coleta na foz do rio Coreau foi facilitada, em comparação com as demais, devido a localização central na cidade de Camocim, permitindo acesso direto. Por outro lado, as coletas realizadas nas fozes dos rios Acaraú e Jaguaribe demandaram o uso de embarcações de pequeno porte, em razão das dificuldades de acesso por terra nessas regiões.

4.2.2 Coleta, triagem e classificação dos resíduos coletados

O delineamento da área amostral durante a coleta de resíduos sólidos foi realizado por meio de uma única parcela, utilizando o método de busca ativa (Figura 14). Para execução, definiu-se uma faixa amostral de dez metros de largura, determinando um ponto inicial aleatório. Todos os resíduos foram coletados num período de sessenta minutos por quatro indivíduos a fim de obter-se o mesmo esforço amostral. Após a coleta foi realizada a medição

do comprimento da parcela amostral, com auxílio de uma fita métrica, obtendo-se a área total do transecto (Tabela 01). Esse método, adaptado da abordagem de Silva *et al.* (2018), permitiu avaliar a quantidade e distribuição de resíduos sólidos na região, fornecendo informações para aplicação dos índices sobre a condição ambiental de cada ambiente.

Tabela 1 — Parcelas, locais, data, tamanho e área total dos pontos de amostragem.

Parcela	Local da coleta	Data da coleta	Largura da parcela	Comprimento da parcela	Área total (m²)
01	Camocim	29/11/2024	10,00 m	65,00 m	650,00
02	Acaraú	30/11/2024	10,00 m	77,00 m	770,00
03	Fortim	07/12/2024	10,00 m	114,00 m	1140,00

Fonte: Autor (2025).

Figura 14 — A: Coleta de resíduos; B: Armazenamento de resíduos sólidos coletados; C: Aferição da área de amostragem.



Fonte: Autora (2024).

Durante o período de coleta, os resíduos sólidos, foram coletados e submetidos a uma inspeção visual individualizada para detectar a presença de organismos vivos. Sempre que os organismos associados fossem identificados, segregados, armazenados individualmente, e rotulados com a observação de presença de organismo, local e data da coleta.

Para o transporte e armazenamento, os resíduos foram acondicionados em sacos plásticos com capacidade de 100 litros, previamente rotulados contendo informações da coleta. Os sacos cheios, de resíduos com espécies associadas e resíduos sem fauna/flora, foram direcionados ao laboratório ECOMANGUE do *campus* do Instituto Federal do Ceará, em Acaraú, onde os resíduos e organismos passaram por um protocolo sistemático de classificação, pesagem em balança e quantificação.

No laboratório, inicialmente, os resíduos contendo espécies incrustadas foram

preservados em solução de formol salino 10%, garantindo a conservação dos organismos aderidos. Cada amostra foi devidamente etiquetada com informações fornecidas sobre o ponto de coleta. As amostras que apresentaram fauna aderida e sedimentos (Figura 15), foram lavadas em bandejas com água corrente para eliminar o sedimento e todo o extrato resultante da lavagem passou por uma peneira com malha de 0,5 mm para retenção de organismos. O material retido na peneira foi armazenado em frascos identificados com informações sobre o local, data e origem, e fixado em álcool a 70%. No caso das espécies incrustadas, foi realizada a remoção com o auxílio de pinças e bisturis, e em seguida também preservados em álcool a 70%.

Posteriormente, os resíduos foram expostos ao sol até que o excesso de água fosse removido, e posteriormente foi caracterizado e pesado. Os resíduos coletados de maior porte foram pesados em uma balança de piso com capacidade para até 100 quilos, enquanto os de menor volume foram pesados em uma balança de bancada, proporcionando maior precisão. Em ambas se estabeleceu a unidade de medida gramas para padronização.

Para a caracterização, os resíduos, na superfície ou semienterrado, foi coletado e dividido nas categorias: Plástico, Pano, Vidro, Cerâmica, Metal, Papel, Borracha, Madeira e Outro (Eletrônico), e códigos, conforme a classificação de detritos marinhos, indicado no Programa Ambiental da Organização das Nações Unidas/Comissão Oceânica Internacional (PNUMA/COI) e de Cheshire *et al.* (2009).

Figura 15 — A: Espécie *Littoraria flava* (P. P. King, 1832) (Mollusca: Gastropoda) associada a cordas; B: Processo de lavagem de resíduos



Fonte: Autora (2024).

4.2.3 Nível de Limpeza

Para avaliação do nível de limpeza nos estuários dos rios Coreaú, Acaraú e Jaguaribe, utilizou-se o Índice de Costa Limpa (ICC), desenvolvido por Alkalay *et al.* (2007), para avaliar a condição das áreas costeiras por meio da quantificação de itens de plástico por metro quadrado. Esse índice foi empregado para medir o grau de presença de resíduos marinhos e oferecer uma medida do estado de preservação ambiental. A equação correspondente (Equação 01) foi aplicada para calcular o ICC, com o coeficiente K definido como vinte, conforme estabelecido por Alkalay, após análise estatística e posteriormente aplicado em áreas de manguezal por Vélez (2022).

$$\text{ICC} = (\text{Número total de itens poluentes} / \text{Área total de amostragem}) \times (\text{K}) \quad (1)$$

Fonte: Alkalay *et al.* (2007).

A classificação do nível de limpeza das três áreas de estudo será determinada com base nos resultados obtidos pela Equação 01, utilizando o Quadro 4 como referência.

Quadro 4 — Parâmetros para definição do estado de limpeza das áreas deste estudo

Classificação	Situação	Resultado	Característica
I	Muito limpo	0-2 itens/m ²	Nenhum lixo é visto
II	Limpo	2-5 itens/m ²	Nenhum lixo é visto em uma grande área
III	Moderado	5-10 itens/m ²	Alguns detritos de lixo podem ser detectados
IV	Sujo	10–20 itens/m ²	Muitos detritos de lixo foram detectados
V	Extremamente Sujo	>20 itens	Maior parte da área está coberta de detritos de lixo.

Fonte: Alkalay *et al.* (2007).

Para a análise de itens perigosos, foi aplicado o Índice de Lixo Antropogênico Perigoso (HALI), conforme proposto por Rangel *et al.* (2019). Esse índice considera a relação entre os itens perigosos encontrados no ambiente, classificando-o em cinco categorias distintas (Quadro 5). O cálculo do HALI foi realizado utilizando a Equação 2, com o coeficiente K=8, conforme estabelecido pelo autor (Rangel *et al.*, 2020). Para aplicação, considerou-se os resíduos cortantes e tóxicos que representam um risco físico, conforme proposto por Vélez (2022).

$$HALI = \left(\frac{\sum \text{HazardousMDitems}}{\log_{10} \left(\frac{\sum \text{TotalMDItems}}{\text{Área}} \right)} \right) \times K \quad (2)$$

Fonte: Rangel *et al.* (2020).

Quadro 05 — Classificação do estado de limpeza das áreas deste estudo

Classificação	Resultado	Característica
I	0	Nenhum resíduo perigoso é visto
II	0.1-1	Alguns resíduos perigosos são vistos em uma grande área
III	1.1-4	Uma quantidade considerada de resíduo perigoso é detectada
IV	4.1–8	Muitos resíduos perigosos foram detectados
V	>8	Maior parte da área está coberta de resíduos perigosos

Fonte: Rangel-Buitrago *et al.* (2019).

4.2.4 Identificação de espécies

As amostras obtidas a partir da lavagem dos resíduos foram triadas com o auxílio de um microscópio estereoscópico binocular (lupa). As espécies encontradas foram separadas, contabilizadas e acondicionadas em frascos contendo álcool 70% para preservação. Posteriormente, os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com base em bibliografia especializada (ex.: Almeida; Oliveira, 2000; Rios, 2009; Tomé *et al.*, 2010; Farrapeira, 2006; Farrapeira, 2008; Bezerra *et al.*, 2021; Matthews-Cascon *et al.*, 2021; COSTA *et al.*, 2016; Newtwig *et al.*, 2025; De Melo, 1999), bem como por comparação com espécimes previamente conservados na Coleção Científica do Laboratório ECOMANGUE. As listas de espécies obtidas foram atualizadas com base no *World Register of Marine Species* (WORMS). Os dados coletados foram avaliados quanto à riqueza (número de táxons) e abundância (número de indivíduos).

No caso dos resíduos que apresentavam espécies incrustadas, preservadas em formol e cuja remoção não foi viável, especialmente aqueles provenientes de materiais da construção civil, realizou-se a higienização com água potável corrente. A identificação das espécies foi então conduzida diretamente no próprio material, de modo a garantir a integridade da amostra e a precisão dos registros. Posteriormente, os resíduos foram classificados conforme descrito no item 4.2.2.

4.2.5 Análise Estatísticas dos Dados

Após a coleta e classificação dos dados das amostras, foram realizadas análises estatísticas, a fim de identificar a distribuição e dispersão dos parâmetros coletados nos estuários do Rio Coreaú, Acaraú e Jaguaribe. Para demonstrar a classificação dos resíduos e a predominância destes nas amostras, realizou-se uma análise descritiva. A fauna foi submetida a análises quantitativas e qualitativas, visando avaliar a riqueza, abundância e diversidade das espécies associadas. Já a flora, plantas e algas, foi analisada qualitativamente, devido à inviabilidade de separar os organismos, visando identificar espécies e relacioná-las aos tipos de resíduos. A lista total de organismos coletados foi comparada com as listas oficiais de espécies ameaçadas do PAN Manguezal.

As comunidades bentônicas associadas aos resíduos foram caracterizadas por meio da análise no programa Rstudio versão 2025.09.0+387, dos seguintes descritores: riqueza (contagem do número de táxons), abundância (contagem de organismos), diversidade (índice de Shannon – H' e índice de Simpson - D) e equitabilidade (índice de equitabilidade – J'), e a Análise de Correlação de Spearman considerando a Riqueza de espécies (S) e Abundância total de indivíduos (N).

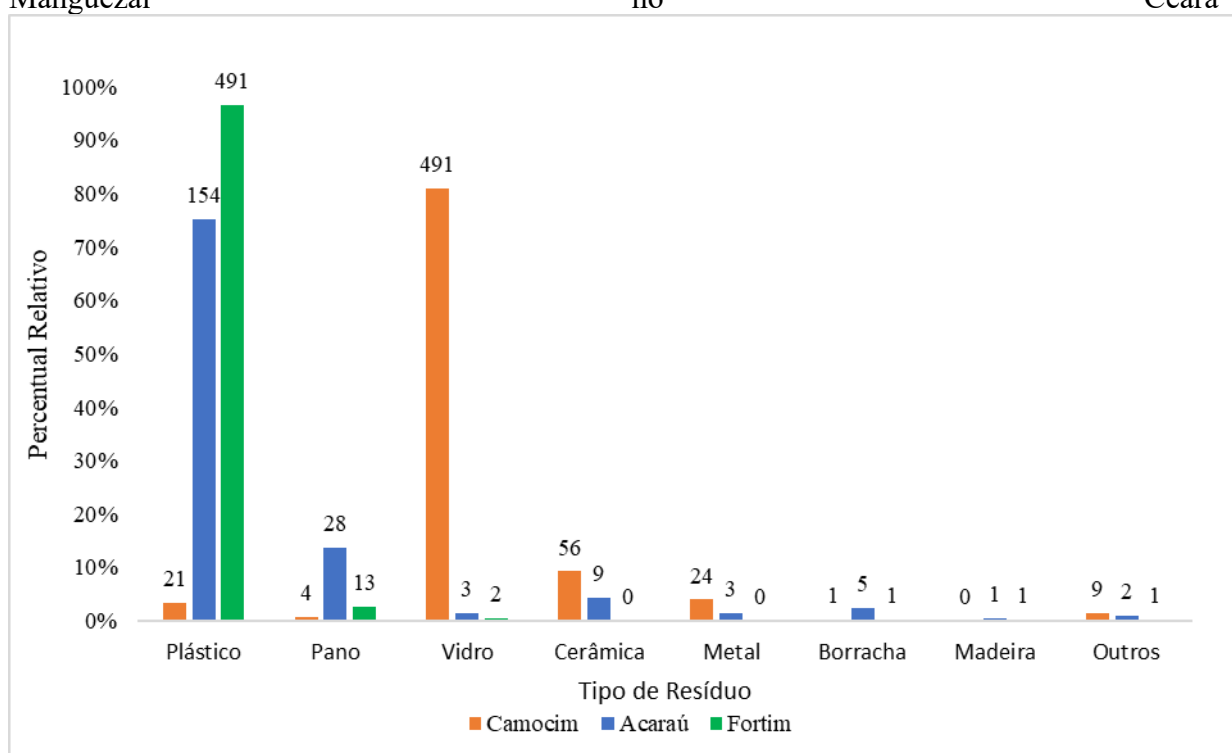
O padrão de variação na composição da comunidade foi avaliado com uma análise de agrupamento (Cluaster), a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis, nessas análises foram considerados os valores de densidade relativa das espécies, usando o programa Rstudio versão 2025.09.0+387. Além disto, também por meio deste programa foram realizadas a Análise de Similaridade (ANOSIM), a Percentagem de Similaridade (SIMPER), visando detectar variações entre os resíduos

5 RESULTADOS

5.1 Caracterização dos resíduos

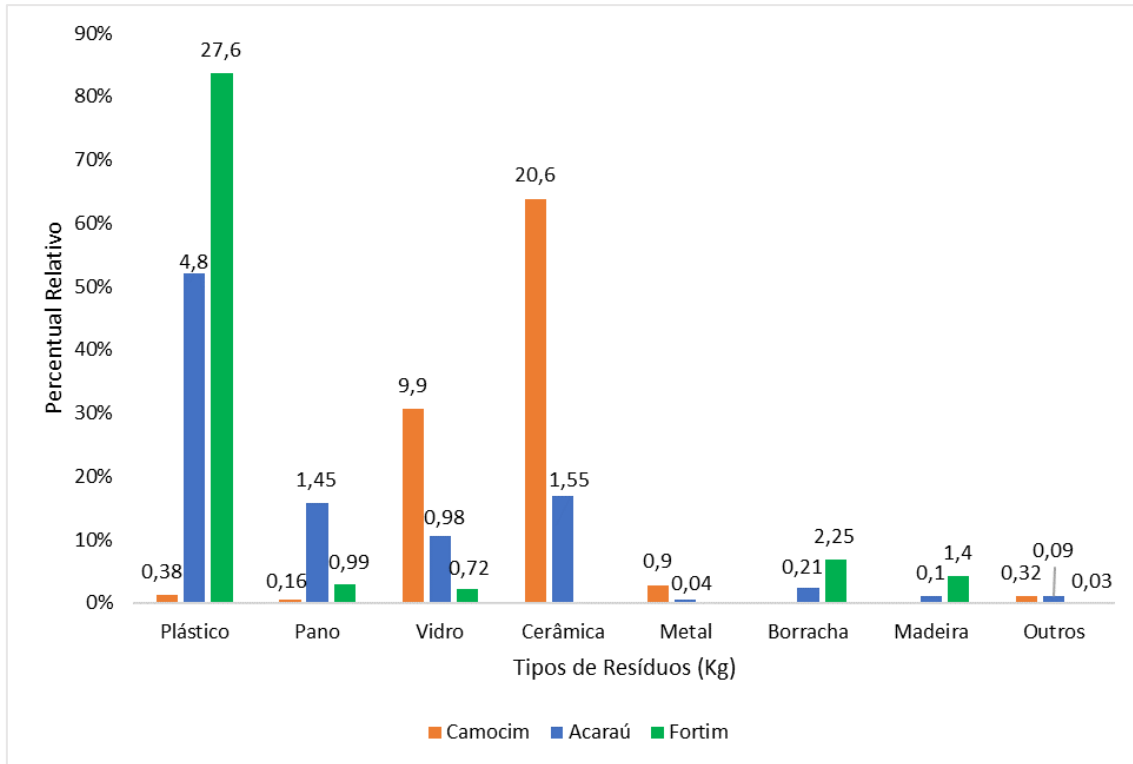
Em uma área amostral total de 2.560 m² (Tabela 1), foram coletados 1.320 resíduos sólidos (Figura 16) com o peso total de 74.661,10 g (Figura 17). Ao todo, foram identificados 65 tipos distintos de resíduos (Apêndice A) (Apêndice B), com variações entre as regiões estudadas.

Figura 16 — Quantificação e classificação dos resíduos coletados nas áreas estratégicas do PAN Manguezal no Ceará



Fonte: Autor (2025).

Figura 17 — Peso total dos resíduos coletados nas áreas estratégicas do PAN Manguezal



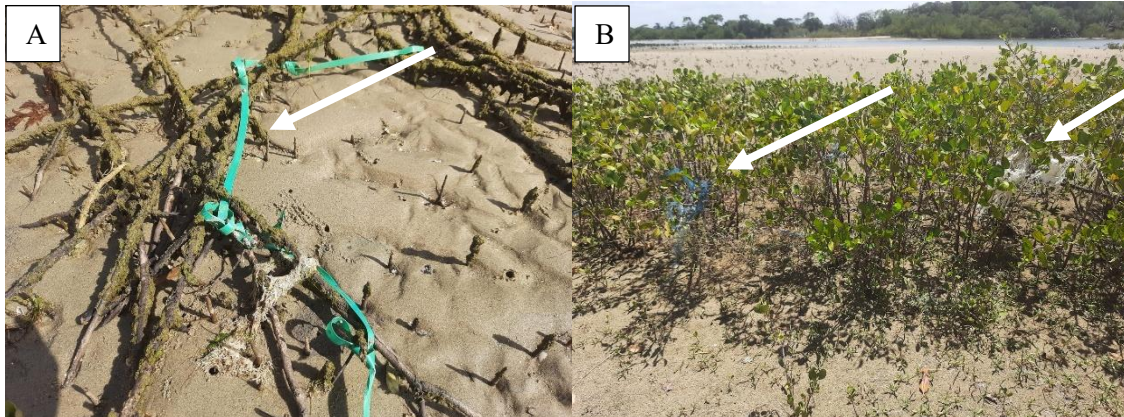
Fonte: Autor (2025).

Dentre os materiais encontrados nas três áreas de estudo, 666 unidades foram classificados como plásticos, representando 50,5% do total. Destaca-se o estuário do rio Jaguaribe, em Fortim, onde os plásticos corresponderam a 96,5% dos resíduos coletados, com predominância de cordas.

Os vidros ocuparam a segunda posição em quantidade, com 496 itens (37,5%), sendo a maior parte (491 itens) coletada em Camocim. Quanto aos demais materiais, foram coletados no total 45 panos (3,409%), 496 vidros (37,576%), 65 cerâmicas (4,92%), 27 metais (2,045%), 7 borrachas (0,5%), 12 outros materiais (0,9%) e 2 madeiras (0,15%).

Nas áreas estudadas, verificou-se uma variação na composição dos resíduos sólidos predominantes: materiais plásticos foram mais representativos nas localidades de Acaraú e Fortim, enquanto em Camocim observou-se maior frequência de resíduos vítreos. Durante a coleta, foi observada, ainda, a presença de cordas e sacolas plásticas enlaçadas aos galhos de plântulas em Acaraú e Fortim (Figura 18), evidenciando o acúmulo de resíduos diretamente sobre a vegetação de mangue.

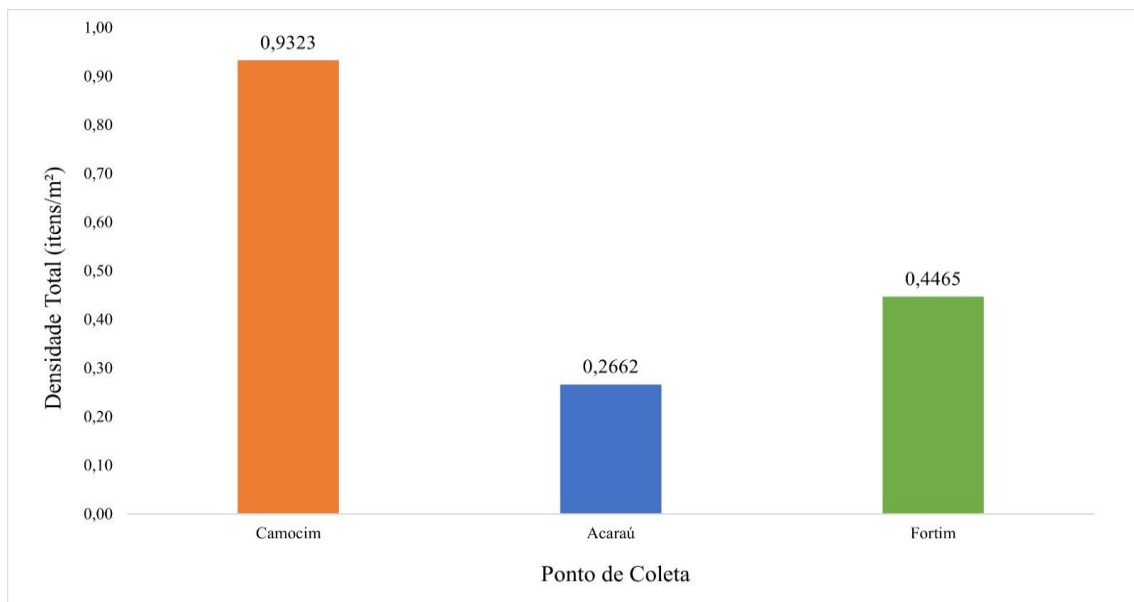
Figura 18 — Cordas e saco plástico entrancados em A: raízes das árvores em Acaraú. B: galhos das árvores em Fortim.



Fonte: Autor (2024).

Na região de Fortim, observou-se um volume de 509 itens, 39% do total de resíduos coletados, destacando-se como a segunda maior em densidade (Figura 19) de resíduos por metro quadrado. Camocim foi a região com a maior quantidade de resíduos sólidos coletados e a menor área de amostragem, o que pode ser atribuído à influência direta das ações antrópicas. A área concentra o descarte inadequado de diversos materiais (Figura 20), incluindo resíduos de construção civil e, em sua maioria, fragmentos de garrafas de vidro.

Figura 19 — Distribuição de itens/m² nas áreas de amostragem



Fonte: Autora (2024).

Figura 20 — Resíduos descartados indevidamente e fixados nas margens do Rio Coreaú. (A) Pneu de carro servindo de abrigo da macrofauna existente; (B) Poste de concreto semelhante aos postes instalados na Avenida Beira Mar; (C) Garrafa de vidro; (D) Pescador



Fonte: Autora (2024).

Em Acaraú, a região apresentou uma elevada concentração de resíduos domésticos, especialmente nas proximidades da feição bosque de mangue. Observou-se que, em locais sombreados por árvores, os resíduos se acumulam de forma significativa (Figura 21), sendo em sua maioria embalagens de alimentos.

Figura 21 — Disposição inadequada de resíduos domésticos nas margens do Rio Acaraú-CE.



Fonte: Autora (2024).

5.2 Nível de limpeza

Nenhuma das áreas analisadas atingiu o nível de limpeza considerado ideal. Duas das três áreas avaliadas apresentaram um nível moderado de limpeza, correspondendo a 74,6% da área total amostrada. Especificamente, Acaraú registrou um índice de 5,013, e Fortim 8,8070. Já a área de Camocim foi classificada com um nível sujo, com um índice de 17,1077. A tabela 2 ilustra o nível de limpeza das áreas de estudo.

Tabela 2 — Composição dos índices de ICC e HALI dos estuários em estudo.

Ponto de amostragem	Índice de Costa Limpa (ICC)		Índice de Itens Perigosos (HALI)		
	Índice ICC	Classificação ICC	Densidade Itens Perigosos (itens/m²)	Índice HALI	Classificação HALI
Camocim	18,6462	IV	0,2975	2,3797	III
Acaraú	5,3247	III	0,0045	0,036	I
Fortim	8,9298	III	0,001	0,0078	I

Fonte: Autora (2025).

A porcentagem de itens perigosos foi de 88,78% em Camocim, 3,90% em Acaraú e 0,59% em Fortim. A maior concentração de HALI foi em Camocim, na qual foram registrados 538 itens enquadrados nessa categoria, incluindo vidros, metais, itens eletrônicos e cerâmicas (Revestimento cerâmico e porcelana). Em Acaraú, foram contabilizados 8 itens, compostos por vidros, metais e itens eletrônicos. Já em Fortim, apenas 3 itens foram classificados como perigosos, sendo vidros e itens eletrônicos. Embora Fortim apresente uma grande quantidade de resíduos relacionados à atividade pesqueira, como cordas, fragmentos de sacos de malha e armadilhas de pesca, esses materiais não foram considerados como itens perigosos, pois não possuem características cortantes ou tóxicas.

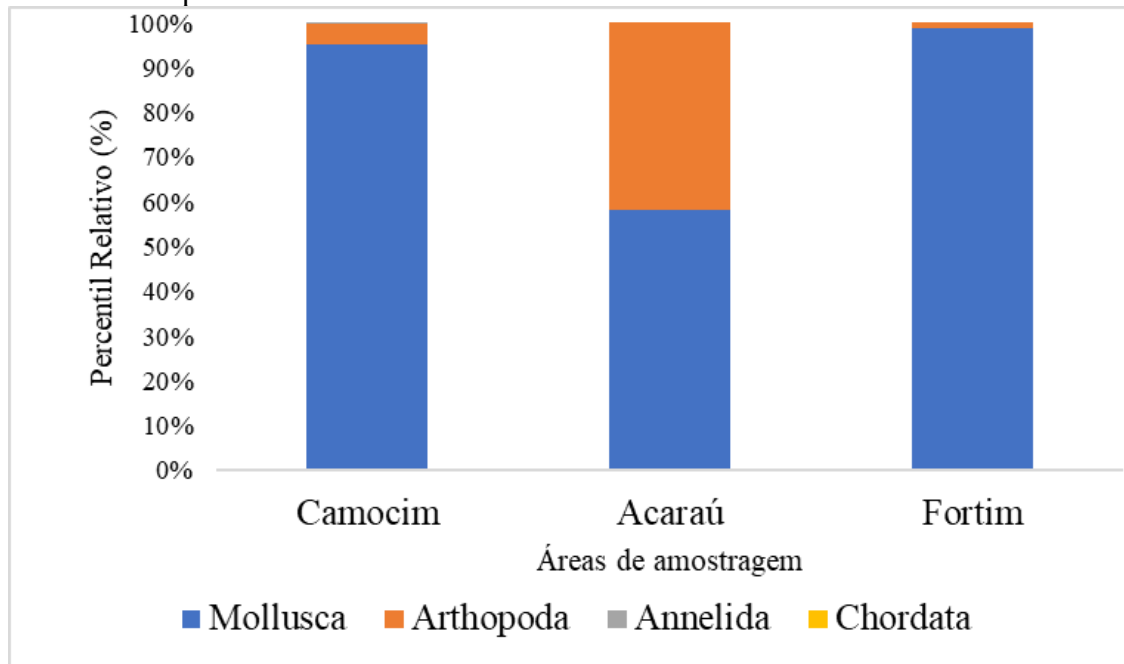
5.3 Espécies associadas aos resíduos

Foi registrada a associação de resíduos sólidos com a flora, predominantemente raízes e galhos, nos estuários dos municípios de Acaraú e Fortim. As ocorrências abrangeram angiospermas, macroalgas e microalgas com registros em resíduos de plásticos (Cordas, rede de pesca, saco de rafia e tela) e resíduos de pano (Cordas, rede de pesca, e cadarço) (Ver Tabela 05).

Além destas, foram coletados 18.834 organismos bentônicos associados a resíduos

sólidos nos estuários dos rios Coreau, Acaraú e Jaguaribe, pertencentes a quatro grupos taxômicos (Figura 22): Mollusca (Classes Gastropoda e Bivalvia), Arthropoda (Classe Arachnida, Thecostraca, com destaque para a Classe Malacostraca), Annelida (Classe Polychaeta) e Chordata (Classe Teleostei).

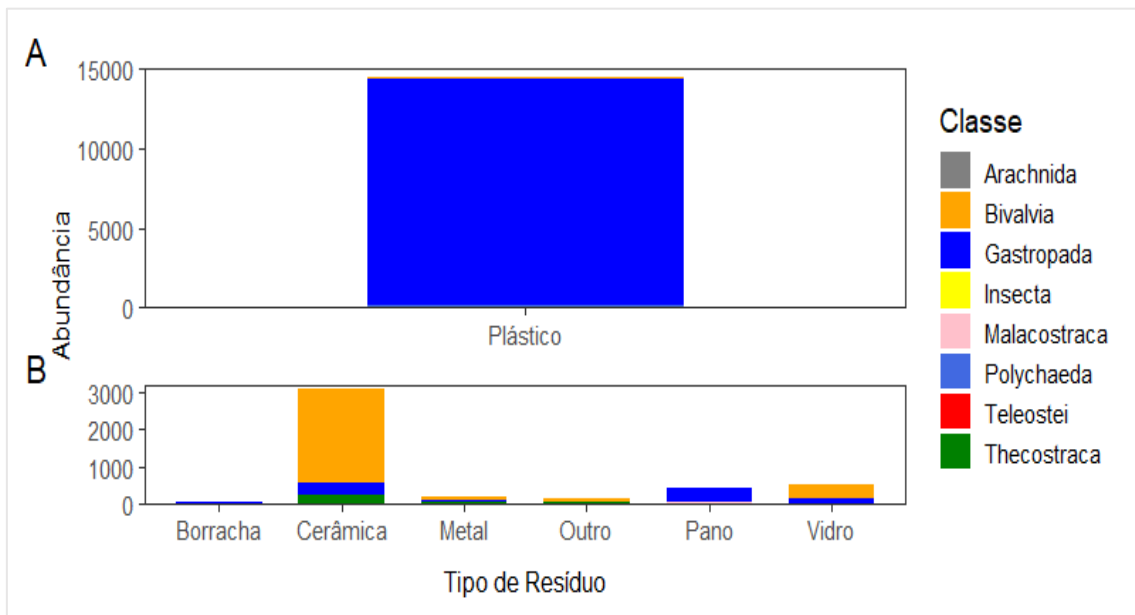
Figura 22 — Percentil relativo de abundância por grupo taxonômico de organismos identificados por estuário.



Fonte: Autora, 2025.

Em relação a abundância dos organismos associados aos resíduos sólidos (Figura 23), a classe Gastropoda destacou-se expressivamente, representando 15.040 indivíduos, o que corresponde a aproximadamente 79,9% do total registrado. Em seguida, destaca-se a Bivalvia, com 3.249 indivíduos (17,3%), posteriormente por Thecostraca, com 403 (2,1%) e Malacostraca, com 134 indivíduos (0,7%). As demais classes foram representadas em proporções bastante reduzidas: Arachnida e Insecta com 2 indivíduos cada (0,01%), Polychaeta com 3 indivíduos (0,02%) e Teleostei com apenas 1 indivíduo (0,005%). Esses resultados demonstram o domínio de moluscos, em especial os gastrópodes, na associação de substratos artificiais presentes nos ambientes estuarinos amostrados.

Figura 23 — A: Abundância de indivíduos por classes apenas no resíduo de plástico, B: Abundância de indivíduos por classes nos resíduos de borracha, cerâmica, meta e outros, associada aos resíduos sólidos.



Fonte: Autora, 2025

No estuário do rio Jaguaribe, em Fortim, foram registrados 14.824 indivíduos, o que representa 78,7% do total amostrado. Em Camocim, no estuário do rio Coreaú, contabilizaram-se 3.525 indivíduos (18,7%), enquanto no estuário do rio Acaraú, foram registrados 485 indivíduos, correspondendo a 2,6% do total.

Quanto à riqueza, identificou-se 51 espécies distintas associadas aos resíduos sólidos nos estuários analisados (Tabela 3). A classe Arthropoda, destacou-se por apresentar o maior variação de espécies, totalizando 21, embora não tenha sido numericamente a mais abundante. Em contraste, a classe Gastropoda, com 16 espécies registradas, apesar de apresentar a maior representatividade em número de indivíduos. A classe Bivalvia distribuídas em 10 espécies, enquanto o filo Annelida identificou-se dois gêneros distintos. Já o filo Chordata obteve-se uma única espécie.

Quanto à mobilidade, esses organismos são (i) sésseis, fixos ao substrato; (ii) sedentários, com deslocamentos limitados; ou (iii) vágéis, capazes de locomoção ativa, de acordo com a classificação de Soares-Gomes *et al.* (2009).

Tabela 3 — Identificação e distribuição de espécies (fauna e flora) por tipos de resíduos e área de amostragem.

IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES ASSOCIADAS AOS RESÍDUOS SÓLIDOS - FORTIM, ACARAÚ E CAMOCIM				
Táxon	Tipo de Resíduo Associado	Área de amostragem	Forma de Associação (sédil, sedentários, vágil)	Quantidade
MOLLUSCA				
Gastropoda				
<i>Anachis lyrata</i> (GB Sowerby I, 1832)	Plástico	III	Sedentário	7
<i>Agathistoma viridulum</i> (Gmelin, 1791)	Pano	II	Sedentário	1
<i>Benthonella tenella</i> (Jeffreys, 1869)	Plástico	III	Sedentário	130
<i>Echinolittorina lineolata</i> (A. d'Orbigny, 1841)	Vidro; plástico	I	Sedentário	11
<i>Eulithidium affine</i> (CB Adams, 1850)	Plástico; pano	II, III	Sedentário	53
<i>Littoraria angulifera</i> (Lamarck, 1822)	Plástico; pano	III	Sedentário	41
	Vidro; plástico; pano; outros;			
<i>Littoraria flava</i> (PP King, 1832)	metal; borracha	I, II, III	Sedentário	13705
<i>Melampus coffea</i> (Linnaeus, 1758)	Vidro; plástico; borracha	III	Sedentário	556
<i>Nerita fulgurans</i> Gmelin, 1791	Plástico	III	Sedentário	31
<i>Olivella minuta</i> (Link, 1807)	Pano	II, III	Sedentário	29
<i>Parvanachis obesa</i> (CB Adams, 1845)	Vidro; plástico	I, III	Sedentário	5
<i>Pisania pusio</i> (Linnaeus, 1758)	Plástico	II	Sedentário	1
<i>Plesiothyreus hamillei</i> (P. Fischer, 1857)	Cerâmica; plástico	I, III	Sedentário	319
<i>Rissoina</i> sp.	Plástico	III	Sedentário	1
	Metal; vidro; plástico;			
<i>Vitta virginea</i> (Linnaeus, 1758)	cerâmica	I, II	Sedentário	150
Bivalvia				
<i>Semele</i> sp.	Plástico	II, III	Sedentário	76
	Plástico; outros; metal;			
<i>Crassostrea mangle</i> Amaral & Simone, 2014	cerâmica; vidro	I, II, III	Sédil	3126
<i>Anomia simplex</i> A. d'Orbigny, 1853	Vidro; cerâmica	I, II	Sédil	2
<i>Barbatia</i> sp.	Metal	II	Sédil	1
<i>Brachidontes exustus</i> (Linnaeus, 1758)	Plástico; vidro	I, III	Sédil	11
<i>Electroma vexillum</i> (Reeve, 1857)*	Plástico	I, III	Sédil	19
<i>Musculus viator</i> (A. d'Orbigny, 1846)	Plástico	II, III	Sédil	1
<i>Mytella strigata</i> (Hanley, 1843)	Vidro; plástico; metal	III	Sédil	11
<i>Ostrea equestris</i> Say, 1834	Cerâmica	II	Sédil	2

ARTHROPODA**Arachnida***Tetragnatha nitens* (Audouin, 1826)

Plástico

III

Vágil

1

Araneidha sp.

Plástico

III

Vágil

1

Insecta

Quirenomidae não identificado SP01

Plástico

II

Vágil

1

Quirenomidae não identificado SP02

Plástico

II

Vágil

Malacostraca*Apohyale media* (Dana, 1853)

Plástico; pano; vidro

I, III

Vágil

38

Clibanarius sclopetarius (Herbst, 1796)

Vidro

I

Vágil

4

Clibanarius vittatus (Bosc, 1801)

Plástico

I

Vágil

1

Cirolana parva Hansen, 1890

Plástico; pano; borracha

II, III

Vágil

23

Ligia sp.

Plástico; borracha; vidro

II, III

Vágil

31

Metasesarma sp.

Plástico

III

Vágil

23

Minuca rapax (Smith, 1870)

Plástico; pano

II, III

Vágil

2

Goniopsis cruentata (Latreille, 1803)

Plástico; borracha

III

Vágil

6

Anfípoda não identificado SP01

Plástico

I

Vágil

3

Panopeus occidentalis de Saussure, 1857

Metal

I

Vágil

1

Pachygrapsus gracilis (de Saussure, 1857)

Vidro

I

Vágil

1

Thecostraca*Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854)

Cerâmica; plástico

I, II

Séssil

98

Amphibalanus improvisus (Darwin, 1854)

Cerâmica

II

Séssil

69

Amphibalanus reticulatus (Utinomi, 1967)

Plástico

II, III

Séssil

23

Amphibalanus venustus (Darwin, 1854)

Plástico; cerâmica; metal

I, II

Séssil

53

Chthamalus bisinuatus (Pilsbry, 1916)

Outros; plástico; metal; vidro

III

Séssil

104

Chthamalus proteus Dando & Southward, 1980

Cerâmica; metal

II

Séssil

20

Microeuraphia rhizophorae (De Oliveira, 1940)

Cerâmica

I, II

Séssil

36

ANNELIDA**Polychaeta***Namalycastis* sp.

Cerâmica

I

Vágil

1

Nicon sp.

Plástico; vidro

I, III

Vágil

2

CHORDATA

Teleostei*Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837)

Vidro

I

Vágil

1

ANGIOSPERMA*Avicennia schaueriana* stapf & leechm. ex moldenke

Pano

II

-

-

Avicennia germinans (L.) L.

Pano

II

-

-

Halodule wrightii Ascherson

Plástico

II

-

-

Batis maritima Linnaeus, 1759

Plástico

III

-

-

ALGAS**RODOFITAS***Hypnea musciformis* (Wulfen) J.V.Lamouroux, 1813

Pano

III

-

-

Bostrychia moritziana (Sonder ex Kützinger)

-

-

J.Agardh, 1863

Plástico

II

OCHROPHYTA*Sargassum* sp.

Plástico

III

-

-

CHAROPHYTA*Zygnema* sp.

Plástico

II

-

-

CLOROFITA*Ulothrix* sp.

Plástico

III

-

-

 Fonte: Autora (2025). Legenda: Áreas de amostragem: I – Camocim, II – Acaraú, III – Fortim; *Espécie exótica

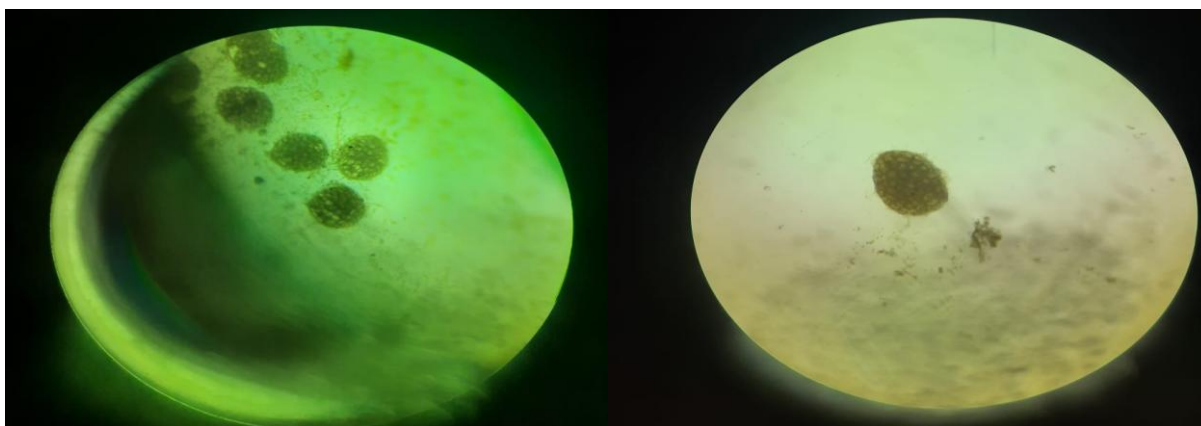
Identificou-se o registro de duas espécies em comum nos três estuários, sendo estas a *Littoraria flava* e a *Crassostrea mangle*. A primeira, observou-se o plástico como substrato artificial mais recorrente, embora haja associação em outros tipos de resíduos, com menor expressividade. A predominância desta, ocorreu no estuário do rio Jaguaribe, em Fortim, onde foram registrados 13.705 indivíduos associados a esse tipo de resíduo.

A segunda espécie recorrente, apresentou uma diversificação de resíduos associativos nas três localidades. No entanto, observou-se uma predominância marcante de sua ocorrência em resíduos de construção civil, especialmente no estuário do rio Coreaú, em Camocim, onde 2.456 dos 3.061 indivíduos identificados estavam vinculados a esse tipo de substrato.

Os dados obtidos revelam uma elevada concentração de organismos associados a resíduos sólidos de origem antrópica nos pontos de amostragem analisados, com destaque para materiais de plásticos, principalmente relacionados à atividade pesqueira, especialmente cordas de nylon. Esses resíduos constituíram a principal tipologia, quanto à abundância de indivíduos, totalizando 14.492 organismos associados, correspondendo a aproximadamente 76% do total de indivíduos identificados no presente estudo. As classes representadas incluem Gastropoda, Bivalvia, Arachnida, Malacostraca, Thecostraca e Insecta, distribuídas em 24 gêneros distintos.

Destaca-se a ocorrência de 19 indivíduos da espécie exótica *Electroma vexillum* nos municípios de Acaraú e Fortim, indicando a capacidade do substrato artificial (plástico) favorecer a presença de táxons não nativos. Além de que, resíduos de vidro e de construção civil também apresentaram relevância ecológica ao servirem como locais de reprodução, evidenciada pela presença de desovas da espécie *Vitta virginea* no estuário do rio Coreaú, em Camocim (Figura 24).

Figura 24 — Desovas da espécie *Vitta virginea* em resíduos de vidros.



Fonte: Autora, 2025

Esses resultados evidenciam a adaptação de comunidades faunísticas, florísticas e algas a diferentes tipos de resíduos (Figura 25), demonstrando o potencial desses materiais em atuar

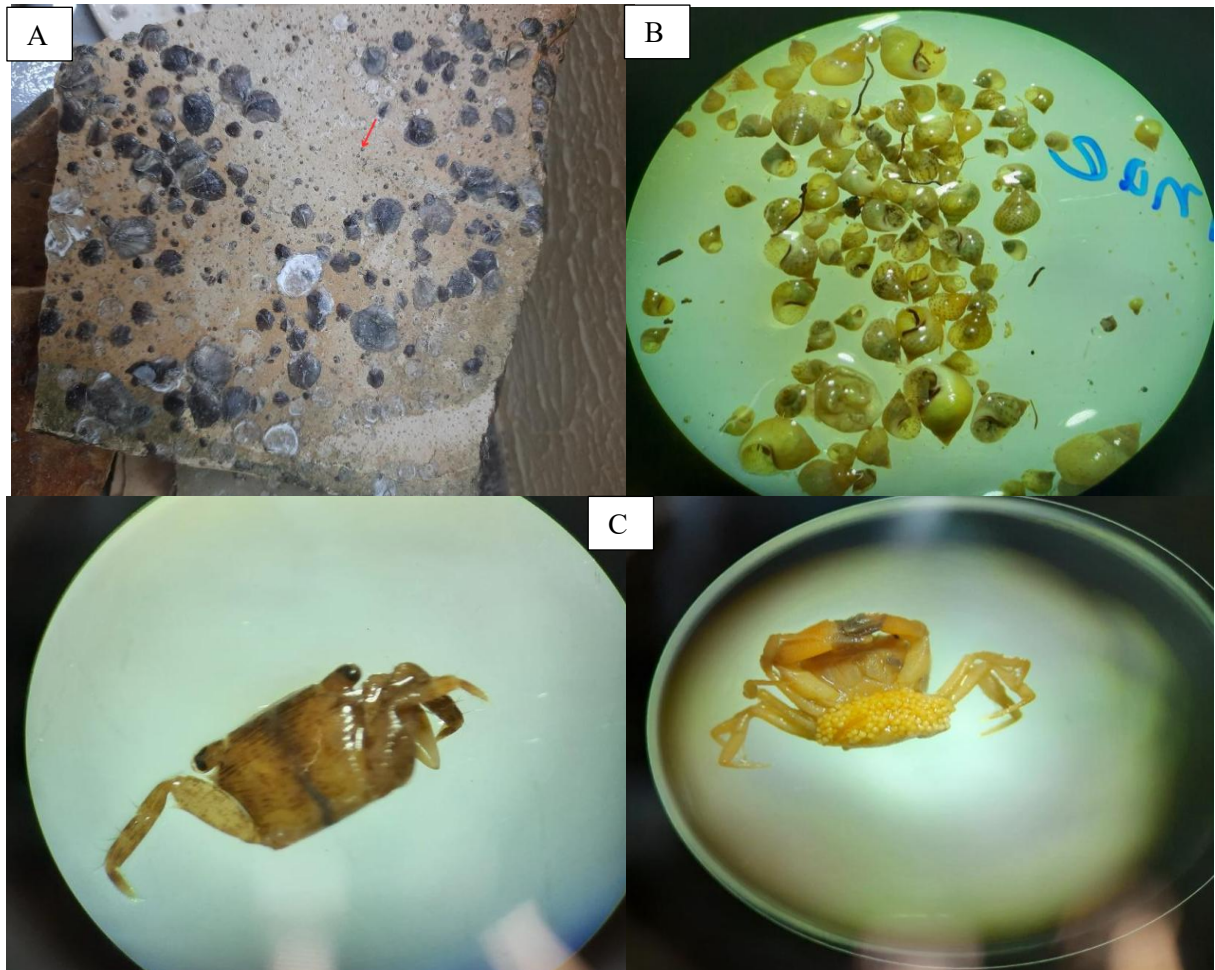
como substratos artificiais no ambiente, ainda que com possíveis implicações ecológicas. Em laboratório, observou-se que os organismos bentônicos identificados eram predominantemente de pequeno porte, muitos deles podendo estar em estágio de recruta (Figura 26).

Figura 25 — Organismos associados a diferentes tipos de resíduos sólidos. Legenda: (A - Moluscos gastrópodes e Crustáceo cirripédio (craca) aderido em garrafa PET); (B - Moluscos sésseis em uma lata de metal); (C - Crustáceo cirripédio aderido a placa de concreto); (D - Moluscos gastrópodes em um fragmento de vidro); (E,F - Vegetação de mangue associada a resíduos de pano).



Fonte: Autora (2025).

Figura 26 — Identificação de organismos. (A - Organismos sésseis em substrato artificial de placa de concreto); (B - Diversos organismos sedentários da espécie *Littoraria flava*); (C - Crustáceos vágil).



Fonte: Autora, 2025

A análise dos índices de diversidade ecológica para as comunidades associadas a cada tipo de resíduo (Tabela 04) revelou que o plástico, que foi o material mais abundante na amostragem (Figura 16), concentrou o maior número absoluto de organismos, com aproximadamente 76% do total de organismos. No entanto, essa alta abundância se distribuiu de forma desigual, resultando em baixos valores de diversidade (índice de Shannon) e equitabilidade (J'), em comparação com os demais materiais, indicando a dominância de poucas espécies.

Tabela 04 — Índices ecológicos para a comunidade associada a cada tipo de resíduo.

Tipo de Resíduo	Riqueza (S)	Abundância (N)	Shannon (H')	Simpson (1-D)	Equitabilidade (J')
Plástico	40	14484	0.477	0.158	0.129

Tipo de Resíduo	Riqueza (S)	Abundância (N)	Shannon (H')	Simpson (1-D)	Equitabilidade (J')
Vidro	15	510	0.818	0.392	0.302
Pano	9	408	0.430	0.166	0.196
Metal	9	197	1.269	0.598	0.577
Borracha	4	19	0.826	0.427	0.596
Cerâmica	11	3066	0.744	0.320	0.310
Outro	2	150	0.678	0.485	0.978

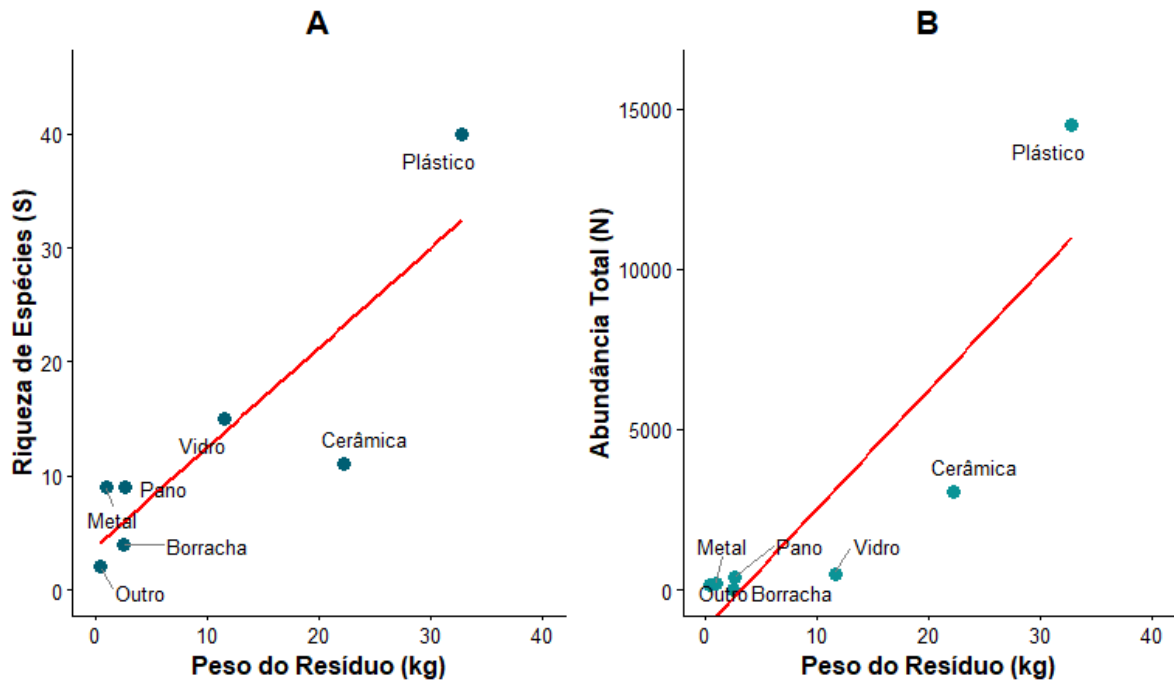
Fonte: Autora, 2025

A cerâmica, que apresentou uma abundância de resíduos aproximadamente dez vezes menor que a do plástico, obteve a segunda maior abundância de organismos associados (cerca de 16%), mas com uma riqueza ($S = 11$) menor que a do plástico. Seus valores de diversidade ($H' = 0,744$) e equitabilidade ($J' = 0,310$), embora também baixos, foram consideravelmente superiores aos observados no plástico, sugerindo um padrão de dominância menos extremo.

Em contraste, materiais com menor abundância geral de organismos apresentaram comunidades mais equilibradas. A borracha, por exemplo, foi o material com a menor quantidade de resíduos coletados com organismos associados e apresentou a segunda menor abundância de organismos ($N = 19$). Apesar disso, não registrou a menor riqueza ($S = 4$) e exibiu uma equitabilidade média ($J' = 0,596$). O tipo Outro (Lixo eletrônico), apresentou a segunda menor quantidade de resíduos e a menor riqueza ($S=2$) de espécies, e uma taxa de 48% de variabilidade, porém se destacou com a maior equitabilidade ($J' = 0,978$), refletindo uma distribuição homogênea dos 150 indivíduos entre as duas espécies presente.

A análise de correlação (Spearman), revelou que a riqueza ($r = 0,901$) e a abundância ($r = 0,893$) da fauna associada foram forte e positivamente correlacionadas com o peso dos resíduos. Este resultado sugere que, de maneira geral, substratos de maior massa sustentam comunidades biologicamente mais populosas (Figura 27). Uma exceção notável a essa tendência foi a borracha, que, apesar de possuir um peso superior ao do metal e de 'outros', abrigou a menor abundância de espécies.

Figura 27 — Análise de Correlação de Spearman entre o peso e os descritores da comunidade associada: A – Peso x riqueza de espécies; B – Peso dos resíduos x abundância de espécies;

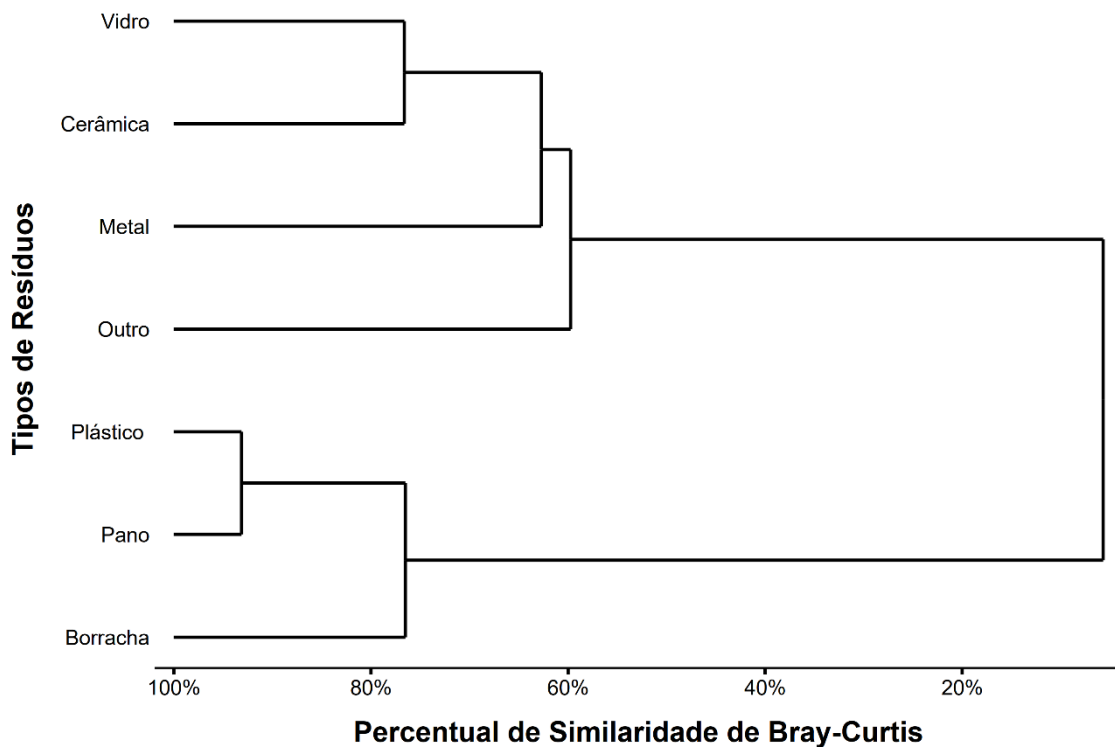


Fonte: Autora (2025).

De acordo com a análise de agrupamento (Figura 28), observou-se a formação de dois macro grupos, sendo estes o grupo I e o grupo II, com baixa similaridade, com cerca de 5%, indicando que as comunidades associadas a cada um são distintas. Tem-se como maior vínculo o macro grupo I, que constituem nos resíduos com maior flexibilidade, ou seja, não consolidado, como os Plásticos, Panos e Borrachas, com 76% de similaridade entre si. É notório que destaca-se a similaridade da comunidade dos organismos coletados nos resíduos plástico e pano, com cerca de 93%.

Os resíduos de vidros, cerâmicas, metais e outros, que caracterizam-se por resíduos rígidos, consolidados, constituem o macro grupo II, que por sua vez, apresentam uma similaridade de 59% dos organismos associados. Observa-se um maior percentual de similaridade entre os materiais de vidros e cerâmicas, com 76%. O Metal associou-se a esse grupo (vidro + cerâmica) em um nível de 62% de similaridade, formando um conjunto coeso de três resíduos.

Figura 28 — Dendograma dos tipos de resíduos, avaliado com uma análise a partir da similaridade de Bray-Curtis, considerando a densidade relativa de espécies associadas aos resíduos.



Fonte: Autora, 2025.

A significância dessa segregação foi estatisticamente confirmada pela Análise de Similaridade (ANOSIM). O teste comparou a dissimilaridade de Bray-Curtis das comunidades de espécies entre os dois macrogrupos identificados (Grupo 1 e Grupo 2) com a dissimilaridade dentro de cada um desses grupos.

O resultado da ANOSIM demonstra uma separação clara e significativa entre os dois grupos. Este resultado é corroborado pelo valor do estatístico R da análise, que foi de 1, indicando uma separação perfeita entre os grupos, e pelo nível de significância de 0,028 com 5039 permutações, que confirma que esta distinção é estatisticamente significativa. Um valor de $R=1$ é o máximo possível e significa que toda a variação na composição das espécies é explicada pela diferença entre os macrogrupos, sem qualquer ambiguidade.

A Análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) indicou que a dissimilaridade entre o Grupo 1 e o Grupo 2 foi primariamente impulsionada por duas espécies. A *Littoraria flava* e *Crassostrea mangle* destacaram-se como as duas principais espécies responsáveis pela dissimilaridade, com contribuições médias de 40,0% e 33,8%, respectivamente. Juntas, elas foram responsáveis por 73,8% da dissimilaridade total, corroborando seu papel como as principais espécies discriminantes. A *L. flava* apresentou uma associação característica com o

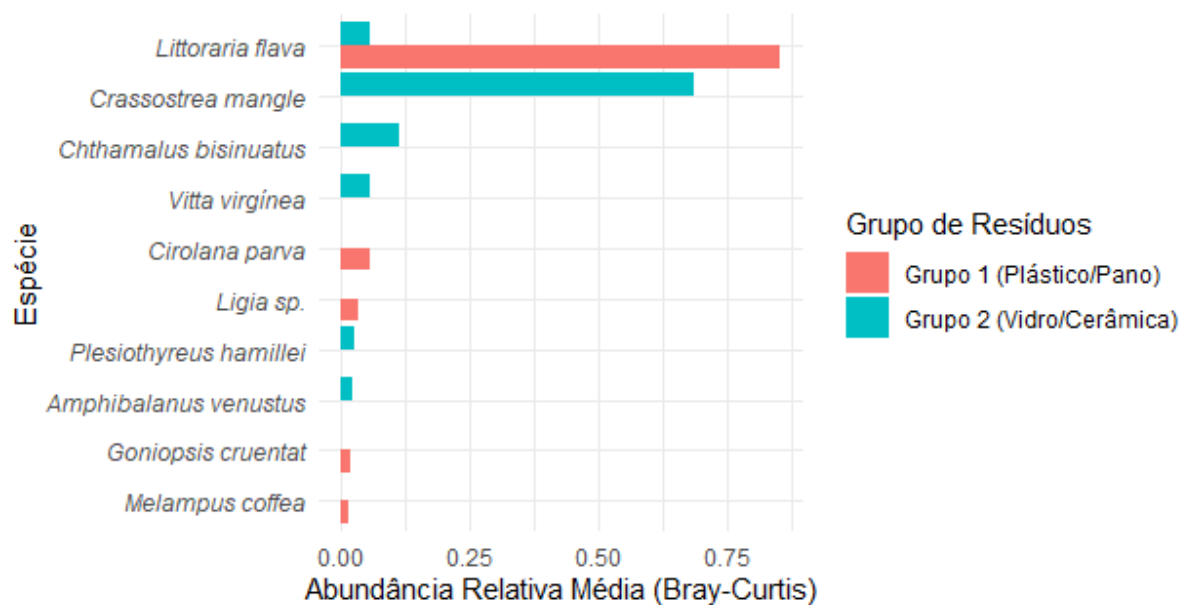
Grupo 1 (Flexíveis) , onde alcançou uma densidade relativa média de 85,5%, enquanto *C. Mangle* foi a espécie mais típica do Grupo 2 (Rígidos), com uma densidade relativa de 68,8%.

A análise interna de cada grupo indicou que o Grupo 1 é definido por uma dominância do gastrópode *Littoraria flava* seguido pelo isópode *Cirolana parva* , enquanto o Grupo 2 é caracterizado por uma comunidade de espécies sésseis, liderada pela ostra *Crassostrea mangle* e pela craca *Chthamalus bisinuatus*. Observou-se ainda que a *Littoraria flava* também é um membro no grupo II, embora não seja a dominante.

As dez maiores contribuintes (Figura 29) confirmam essa tendência, posicionando *Chthamalus bisinuatus* como a terceira espécie na lista. No entanto, sua contribuição ($p > 0,05$) foi consideravelmente menor do que as duas espécies principais, e a SIMPER indicou que a separação entre os grupos é primariamente explicada por *Littoraria flava* e *Crassostrea mangle*.

Espécies como *Cirolana parva* e *Ligia sp.*, que também figuram entre os principais contribuintes no gráfico, reforçaram sua importância na caracterização do Grupo 1. As demais espécies listadas (*Vitta virginea*, *Plesiothyreus hamillei*, *Amphibalanus venustus*, *Goniopsis cruentata* e *Melampus coffeus*) apresentaram contribuições progressivamente menores, indicando que a dissimilaridade entre os grupos é majoritariamente atribuída às duas espécies-chave inicialmente identificadas.

Figura 29 — Análise de contribuição (SIMPER) das dez espécies mais contribuintes dos grupos I e II.



Fonte: Autora, 2025

5.4 Discussão

Os dados obtidos neste estudo corroboram evidências internacionais que caracterizam os manguezais como ecossistemas particularmente suscetíveis à acumulação de resíduos sólidos. Phelan *et al.* (2020), ao investigarem manguezais na Indonésia, destacaram a recorrente utilização desses ambientes como locais de descarte informal de resíduos. No presente levantamento, observou-se a presença significativa de itens associados à atividade pesqueira, tais como linhas de pesca, cordas e fragmentos de redes, em consonância com os registros de Martin *et al.* (2019) realizado em 15 países diferentes, incluindo Brasil.

Os resultados do nível de limpeza, nas áreas de estudo, evidenciam preocupações significativas, principalmente por se tratarem de áreas estratégicas, amparadas por legislações específicas (Brasil, 2015; Brasil, 2024; Brasil, 2012). O estuário do Rio Coreaú – Camocim/CE apresentou os índices mais preocupantes, sendo classificado como um ambiente com características de “sujo”, onde foi registrada uma grande quantidade de resíduos e uma proporção significativa de itens perigosos. Por outro lado, Fortim e Acaraú, embora tenham obtido uma classificação moderada no Índice de Costa Limpa (CII), destacaram-se com uma excelente avaliação no Índice de Itens Perigosos (HALI), mesmo com a presença de alguns resíduos considerados perigosos. Essa discrepância entre os índices sugere a necessidade de revisão dos critérios propostos por Rangel-Buitrago *et al.* (2019), especialmente no que se refere à Classe I do HALI, que define como “nenhum item perigoso detectado”. A presença de resíduos perigosos nessas áreas, ainda que em quantidades reduzidas, indica que os parâmetros atuais, podem não ser suficientemente sensíveis para avaliar adequadamente quando há uma quantidade baixa de resíduos.

O estudo Vélez (2022) realizado em quinze manguezais distribuídos em cinco continentes, incluindo o Estuário do Rio Pará, no Brasil, revelou que dez destes foram classificados como "sujos" ou "extremamente sujos". Esse cenário demonstra a importância, em nível global, de ações efetivas para a conservação e gestão adequada dos ambientes estuarinos. Apesar de Fortim ter recebido o selo de certificação *Praia Limpa* (Reinaldo, 2022) e realizar ações coletivas de limpeza em suas praias, inclusive uma no dia anterior à coleta, a quantidade de resíduos encontrados associada ao nível de exploração turística, indicam a eficácia limitada desta iniciativa e a necessidade de estratégias multilaterais para conservação deste ecossistema.

As três regiões analisadas, evidenciaram intensidade de impactos variados, relacionados a atividades específicas de cada região, destacando a necessidade de estratégias específicas para

cada local de acordo com a fonte poluidora. Considerando a natureza dos materiais coletados, o turismo e a pesca aparecem como os principais vetores de geração desses resíduos, refletindo padrões locais de uso e ocupação dos estuários.

Em Camocim, por exemplo, pode estar relacionado à localização do ponto de amostragem, que foi as margens da Avenida Beira-Mar, onde foi construída uma barreira para contenção da água, além da intensa atividade turística, incluindo passeios de barcos especializados em festas (Conexão 085, 2025). Além disto, estudos apontam que a foz do rio Coreaú desempenha papel central para a subsistência da população local, sendo rotineira a presença de pescadores, catadores de mariscos e trabalhadores envolvidos na construção e manutenção de embarcações, além de atividades de comercialização do pescado (Oliveira *et al.*, 2021). Essas evidências corroboram as observações *in situ*, onde também foi registrada a presença de um pescador próximo ao ponto de coleta, o que sugere riscos adicionais devido à grande quantidade de detritos cortantes na região. Em Acaraú, por sua vez, os tipos de resíduos observados sugerem que esse local funciona como áreas de permanência e lazer para visitantes que utilizam o espaço em função das variações da maré, evidenciando uma dinâmica de uso distinta, mas igualmente associada à ações antrópicas.

Essas variações espaciais nos padrões de poluição, consistentes com os achados de Riascos *et al.* (2019), refletem não apenas as atividades econômicas locais, mas também deficiências institucionais específicas. A diversidade dos resíduos encontrados permite a aplicação de abordagens específicas para gestão, mitigação dos impactos ambientais e sensibilização dos grupos envolvidos, de acordo com as características dos resíduos e suas respectivas fontes

Entretanto, um desafio adicional é a identificação da fonte poluidora, visto que os resíduos não encontram fronteiras, sendo levados por correntes e se dispersando em diversos locais (Turra *et al.*, 2021). Sendo essencial programas de ações globais, como o “Tratado Global dos Plásticos”, destacando-se a importância da efetividade da logística reversa pelos grandes produtores, como também a busca por soluções viáveis economicamente mais sustentáveis de itens de consumo, incluindo os de pesca. Essas implicações corroboram com o relatório produzido pelo Fórum Econômico Mundial e pela Fundação Ellen MacArthur (2016), no qual aponta a necessidade de atividades multidisciplinares, da economia circular, onde suporta a reciclagem dos resíduos de plástico, a educação ambiental formal e informal.

A predominância de resíduos plásticos nos ambientes marinhos, frequentemente resultante do descarte inadequado de materiais, tem sido amplamente documentada, embora a estimativa precisa de sua quantidade ainda seja incerta (Rangel *et al.*, 2020; Thushari *et al.*,

2020). Embora os resíduos plásticos não sejam classificados como perigosos, um estudo realizado por Paculba *et al.* (2024) revelou impactos significativos desses materiais nos ecossistemas de manguezais. As descobertas demonstraram que o lixo plástico prejudica diretamente as florestas de mangue, sufocando pneumatóforos, torcendo galhos e danificando caules, o que compromete a estrutura e a funcionalidade desses ecossistemas. Esse estudo reforça a urgência de ações de conservação no estuário do Rio Jaguaribe, onde mais de 96% dos resíduos encontrados são compostos por plásticos.

Além disso os resíduos plásticos atuam como substratos artificiais, estando amplamente disponíveis para colonização biológica, corroborando os achados de Riascos *et al.* (2019). A elevada presença de resíduos oriundos da atividade pesqueira, sobretudo cordas sintéticas, cuja estrutura filamentosa pode assemelhar-se com bancos de algas, favorecem a fixação de gastrópodes que, em ambientes naturais, utilizam macroalgas como habitat, como registrado por Longo *et al.* (2014) para as espécies *Eulithidium affine* e *Echinolittorina lineolata*. Além dos plásticos, os organismos podem associar-se em outros tipos de resíduos conforme estudos de De Carvalho-Souza *et al.* (2018), Rech *et al.* (2016) e Dias *et al.* (2024).

A incidência de 76% das espécies associadas em resíduos de plásticos nas áreas de estudo, por sua vez, é compatível com os padrões analisados no Brasil e outros países (Nova Guiné, Caribe, Indonésia, Arábia Saudita, Malásia e Colômbia) descritos por Riascos *et al.* (2019), Luo *et al.* (2021) e pelo próprio Martin *et al.* (2019), reforçando as preocupações já apontadas por Lourenço *et al.* (2017) e Ban Bijsterveldt *et al.* (2021) acerca da contaminação por microplásticos em ecossistemas de manguezal.

A associação de organismos em resíduos, também foi identificada neste estudo, na qual, as espécies de molluscos identificadas, são consistente com a fauna de invertebrados marinhos e estuarinos previamente documentada para o litoral do Ceará, conforme catalogado pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado (Matthews-Cascon *et al.*, 2021). Entre as espécies identificadas, duas se destacaram pela sua alta abundância, a *Littoraria flava* e a *Crassostrea mangle*. A espécie *Littoraria flava* ocorre em regiões estuarinas ao longo da costa leste do continente americano (Silveira *et al.*, 2024) e apresenta plasticidade fenotípica e elevada taxa de dispersão de larvas conforme documentado por Santos *et al.*, (2021). E a espécie *Crassostrea mangle* é característica de regiões estuarinas, especificamente em manguezais, do Pará até Santa Catarina, desempenhando importante papel ecológico, apresentando elevado potencial econômico, seja pelo seu uso na alimentação ou na produção de artesanato (Matthews-Cascon *et al.*, 2021; Amaral, 2014).

O presente trabalho destaca o registro da espécie exótica *Electroma vexillum*,

recentemente documentada nas costas do Piauí, Ceará e Rio Grande do Norte, associada a algas, angiospermas marinhas, em resíduos sólidos (plástico) e aderida em redes e equipamentos de pesca (Rocha-Barreira *et al.*, 2025). No presente estudo, a identificação de *E. vexillum* em Fortim-CE representa o primeiro registro da espécie nesse município, ampliando sua distribuição geográfica conhecida para o litoral cearense. Esses achados reforçam a importância de se considerar a poluição por resíduos como um mecanismo ativo de facilitação à bioinvasão, com implicações diretas para a conservação da biodiversidade e a estabilidade ecológica dos manguezais.

Com a análise estatística dos índices de diversidade ecológica para as comunidades associadas a cada tipo de resíduo, observou-se padrões distintos. É notório a baixa diversidade e equitabilidade observadas em substratos plásticos, apesar de sua alta riqueza e abundância, sugerindo que estes materiais favorecem a dominância de poucas espécies adaptadas. Contudo, não foi possível estabelecer um padrão entre a correlação da quantidade de resíduos coletados e as espécies associadas a estes, visto que, a relação dos resíduos plásticos, mais abundantes e com maior abundância de espécies, não se repetiu para demais materiais, como o vidro, cerâmica e outros. Embora o peso seja um fator relevante, outras características do resíduo, como área de superfície disponível e composição do material, podem exercer um papel mais determinante na distribuição e diversidade da comunidade associada.

A análise de agrupamento indica a formação de dois grupos de resíduos que apresentam características físicas distintas. Os resíduos com flutuabilidade persistente e superfície instável favoreceram a colonização por espécies sedentárias adaptadas a condições dinâmicas (Rech *et al.*, 2014, Thushari *et al.*, 2020; Gall; Thompson, 2015), como *Littoraria flava*. Em contraste, resíduos mais consolidados, rígidos e não flutuantes, associaram-se a organismos sésseis (Rech *et al.*, 2014) como *Crassostrea mangle*, cuja fixação é facilitada pela rigidez e estabilidade do substrato. A segregação significativa das comunidades bentônicas entre os grupos, confirmada pelas análises de agrupamento e ANOSIM, corrobora que as características físicas do substrato antrópico são um fator chave na estruturação das comunidades associadas.

A composição faunística observada nas três localidades revelou um conjunto diversificado de organismos associados aos resíduos sólidos, incluindo espécies vageis e sésseis, sendo uma exótica. Essa diversidade sugere que os resíduos atuam como substratos artificiais para colonização biológica, capazes de fornecer suporte, abrigo ou refúgio, facilitando a invasão de espécies e reduzindo a biodiversidade local, além disto a sua disposição inadequada degrada ecossistemas bentônicos como recifes de coral e ervas marinhas, e impõe riscos à saúde humana através da exposição a itens perigosos e contaminantes químicos em

zonas costeiras (Thushari *et al*, 2020).

Além desse papel como habitat, os resíduos demonstraram uma função ecológica crítica: a de suportar estágios iniciais de desenvolvimento. A ocorrência de desovas e recrutas de moluscos e crustáceos juvenis sugere que esses materiais, também funcionam como substratos de assentamento inicial, berçários ou refúgios para esta fase crítica do ciclo de vida. Essa função potencializa potencializar o desequilíbrio ecológico.

De forma semelhante, Dias *et al.* (2024), ao investigarem macroinvertebrados bentônicos em áreas costeiras arenosas da Baía da Babitonga - SC, observaram a ocorrência de diferentes grupos taxonômicos associados a resíduos, destacando-se os plásticos. Entre as espécies registradas pelos autores, destaca-se o gênero *Littoraria* (Também associada a resíduos de plástico e borracha), cuja espécie representou a maior abundância nas amostras analisadas neste trabalho reforçando a hipótese de que esses resíduos atuam como substratos artificiais. Esse padrão pode ser atribuído à maior abundância do plástico no ambiente e, conseqüentemente, à maior disponibilidade de habitat. Os autores ressaltam ainda que a utilização dos plásticos como substrato depende de fatores como estabilidade e posição em relação ao nível da maré, que condicionam processos essenciais de alimentação, reprodução e dispersão (Dias *et al.*, 2024). Assim, a convergência entre os achados evidencia tanto o potencial dos plásticos em atuar como substratos artificiais quanto as lacunas ainda existentes no entendimento de seus efeitos sobre a dinâmica das comunidades bentônicas.

Além disso, esse tipo de resíduo, também encontrados nas árvores, contribui para a obstrução de raízes aéreas e podem modificar a estrutura física do habitat (Ponmani, 2024), afetando tanto a vegetação quanto a fauna associada. Sendo utilizado como substrato não somente por espécies nativas, mas também exóticas, conforme resultados desta pesquisa, na qual corroboram com os registros de diversas regiões costeiras (Lacerda *et al.*, 2022; Rizzo *et al.*, 2022; Subías-Baratau *et al.*, 2022; Jeyasanta *et al.*, 2020).

Quanto aos resíduos de construção civil, como blocos de concreto e fragmentos de tijolos, com características físicas de porosidade e rugosidade, os tornam estruturalmente semelhantes a substratos naturais, como rochas e afloramentos costeiros. Essa similaridade pode favorecer a fixação de organismos sésseis e a ocupação por invertebrados móveis. Além disto, o local e o tipo de substrato em que o resíduo se encontra exercem influência direta sobre a composição e a estrutura da comunidade associada, podendo alterar a distribuição e a abundância das espécies colonizadoras. Por exemplo, a presença de lixo marinho no solo de manguezais pode favorecer a fixação e subseqüentemente a colonização de espécies sésseis que, de outra forma, não seriam capazes de ocupar habitats semelhantes (Macini *et al.*, 2021).

Reforçando essa perspectiva, o registro de desovas da espécie *Vitta virginea* sobre resíduos de construção civil e vidro no estuário do rio Coreaú, em Camocim, evidencia o uso desses materiais como micro-habitats reprodutivos. Esse registro sugere que, para além do papel de abrigo e substrato de fixação, os resíduos antrópicos podem interferir diretamente em processos ecológicos essenciais, como a reprodução e a manutenção das populações bentônicas, com potenciais repercussões sobre a dinâmica e a resiliência dos ecossistemas manguezais.

A comparação dos organismos coletados com a lista de conservação do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Manguezais (PAN Manguezal), que contempla 74 espécies de interesse, mostrou ausência de invertebrados aquáticos e peixes ameaçados. No entanto, no que se refere à flora, foram identificadas duas espécies de mangue presentes no Anexo I - “Lista de espécies de importância socioeconômica”, a *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana* associadas a resíduos têxteis, ambas registradas no município de Acaraú.

Os resultados evidenciaram a vulnerabilidade dos manguezais cearenses frente ao impacto por ações antropicas. Ressalta-se que fatores como a proximidade com centros urbanos e o manejo inadequado dos resíduos oriundos de atividades pesqueiras intensificam a carga de lixo depositada nesses ecossistemas (Deng *et al.*, 2021; Ponmani, 2024). Destaca-se que esse cenário é ainda mais preocupante em locais onde o turismo e a pesca coexistem com baixa regulação ambiental, o que agrava a exposição dos manguezais à poluição e à exploração de espécies ameaçadas (Ternes *et al.*, 2023).

Apesar da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, dispor de instrumentos que visam à gestão eficiente dos resíduos sólidos, evidencia-se um descompasso entre os preceitos legais e as práticas observadas nas áreas estudadas. Essa divergência pode ser atribuída a múltiplos fatores, considerando-se a complexidade dos impactos que incidem sobre os ambientes costeiros, como a carência de ações de sensibilização da população quanto à importância do descarte adequado dos resíduos, além de falhas recorrentes nos sistemas de fiscalização.

Essas constatações reforçam a necessidade de fortalecer mecanismos de governança participativa, educação ambiental e infraestrutura de gestão de resíduos nas zonas costeiras, especialmente em áreas formalmente reconhecidas como prioritárias para conservação. A gestão adequada desses resíduos é essencial não apenas para a conservação dos manguezais, mas também para prevenir impactos ecológicos mais amplos e garantir a saúde dos ecossistemas costeiros.

Diante desse panorama, os resultados obtidos ressaltam que, embora os manguezais sejam ecossistemas estratégicos de alta relevância ecológica e socioeconômica, continuam

sujeitos a impactos antrópicos. Sua estrutura radicular complexa e posição na interface continente-oceano, configuram-se como áreas críticas para o acúmulo de resíduos. Podendo comprometer a resiliência natural desses ambientes, elevando os riscos de: Contaminação química e física por acúmulo de macro e microdetritos, além do transporte e estabelecimento de espécies exóticas invasoras, que alteram a estrutura da biodiversidade nativa, ocasionando um desequilíbrio nesse ecossistema. Dessa forma, os manguezais configuram-se ambientes-chave para o monitoramento dos impactos antrópicos e da eficácia das políticas de gestão ambiental.

Diante desse cenário de impacto antrópico em áreas de conservação, torna-se imperativa a implementação de ações complementares e distintas para a efetividade da conservação dessas áreas estratégicas. Em Acaraú e Fortim, onde o acesso se dá predominantemente por via aquática, propõe-se um programa de educação ambiental de gestão de resíduos baseado no conceito de responsabilidade compartilhada com barqueiros e pescadores, incluindo a capacitação sobre descarte adequado de resíduos a bordo, conforme proposto por Turra *et al.*, 2021. Camocim, por sua vez, demanda intervenções urbanas integradas: (a) expansão da coleta seletiva para toda a zona de influência turística; (b) Programa de certificação ambiental para comerciantes, transformando-os em agentes multiplicadores.

6 CONCLUSÃO

✓ Os resultados obtidos apresentaram a presença expressiva de resíduos sólidos nas áreas avaliadas, todas inseridas no território abrangido pelo Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Manguezais (PAN Manguezal). Dentre estes resíduos, destaca-se o plástico, seguidos pelos vidros, evidenciando um descompasso entre os instrumentos de gestão de resíduos existentes e sua efetiva implementação.

✓ A análise do nível de limpeza, feita através do Índice de Costa Limpa (CCI), indicou níveis de limpeza de moderado em Acaraú e Fortim, entretanto sujo em Camocim.

✓ Observou-se também a presença de itens perigosos nas três áreas, destacando-se o município de Camocim na qual apresentou uma quantidade considerada de resíduo perigoso, onde registrou-se a maior quantidade de itens perigosos, como vidros e metais, que representam riscos para a fauna e comunidades que dependem desses ecossistemas.

✓ A relação entre os resultados obtidos e as características locais, indicam que as três regiões possuem fontes principais distintas de resíduos, todas de origem antrópica, com destaque para a atividade turística e pesqueira. Entretanto, a complexidade das interações entre os fatores antropogênicos e a dinâmica ecológica demanda investigações mais aprofundadas.

✓ A comunidade bentônica que apresentou maiores abundâncias de associações em resíduos, foram as espécies *Littoraria flava* e *Crassostrea mangle*, indicando que todas as áreas apresentam impactos biológicos, com o descarte inadequado de resíduos sólidos.

✓ A pesquisa também registrou a ocorrência da espécie exótica *Electroma vexillum* em resíduos plásticos, reforçando o impacto da poluição por resíduo como vetor de bioinvasão.

É imprescindível que as políticas públicas voltadas à gestão de resíduos sólidos sejam implementadas de forma articulada com ações educativas, fortalecimento institucional e estímulo à participação comunitária, visando assegurar a conservação dos ecossistemas de manguezal e a efetividade das normas legais. Essa estratégia integrada, é fundamental para reduzir a dispersão de resíduos sólidos, alinhadas às diretrizes do PAN Manguezal e aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 14.

Apesar da importância deste tema, existem lacunas de conhecimento sobre os impactos dos resíduos sólidos nas comunidades bentônicas, especialmente nos processos ecológicos cruciais, como a reprodução. Dessa forma, futuros estudos são essenciais para aprofundar a compreensão desses fenômenos e investigar se fatores como o intenso fluxo turístico e a contribuição de resíduos provenientes do mar influenciam os resultados observados.

REFERÊNCIAS

- ACOSTA, C. A.; BUTLER, M. J. Role of mangrove habitat as a nursery for juvenile spiny lobster, *Panulirus argus*, in Belize. **Marine and Freshwater Research**, v. 48, n. 8, p. 721-727, 1997.
- AFONSO, F.; FÉLIX, P. M.; CHAINHO, P.; HEUMULLER, J. A.; LIMA, R. F.; RIBEIRO, F.; BRITO, A. C. Valuing ecosystem services in mangroves: insights from São Tomé Island (Central Africa). **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 501673, 2021.
- ALBUQUERQUE, R. M. V. L.; NASCIMENTO, F.; ELCIANE, M.; MAIA, R. C. Educação Ambiental para o Ecossistema Manguezal: O papel dos Pescadores artesanais. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, v. 9, n. 3, 2015.
- ALKALAY, R.; PASTERNAK, G.; ZASK, A. Clean coast index: A new approach for beach cleanliness assessment. **Ocean & Coastal Management**, v. 50, n. 5-6, p. 352-362, 2007.
- ALMEIDA, V. C. *et al.* Constatação de resíduos sólidos no manguezal da baía do sueste - Fernando de Noronha – PE. **Tropical Oceanography**, v.42, n. 3, p.1-12, 2013.
- ALONGI, D. M. The impact of climate change on mangrove forests. **Current Climate Change Reports**, v. 1, n. 1, p. 30-39, 2015.
- AMARAL, V. S. D.; SIMONE, L. R. L. Revision of genus *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) of Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. v. 94, n.4, p. 811-836, 2014.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011.
- ARAÚJO, M. C. B.; CAVALCANTI, I. B.; COSTA, M. F. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v.151, p. 84-91. 2018.
- ARNAUD, M. *et al.* Global mangrove root production, its controls and roles in the blue carbon budget of mangroves. **Global Change Biology**, v. 29, n. 12, p. 3256-3270, 2023.
- ASKARI, M. *et al.* Estimation of carbon pools in the biomass and soil of mangrove forests in Sirik Azini creek, Hormozgan province (Iran). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 23712-23720, 2022.
- ANCAT – Associação Nacional dos Catadores. *Atlas Brasileiro da Reciclagem*. Disponível em: <https://atlasbrasileirodareciclagem.ancat.org.br/>. Acesso em: 16 out. 2025.
- ABNT -ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 1004: Resíduos sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: https://www.sua.pe.gov.br/images/publicacoes/normas/ABNT_NBR_n_10004_2004.pdf. Acesso em: 02 dez. 2024.

BARNES, D. K. A. Biodiversity: Invasions by marine life on plastic debris. **Nature**, v. 416, n. 6883, p. 808-809, 2002.

BERKSTROM, C. *et al.* Thresholds in seascape connectivity: the spatial arrangement of nursery habitats structure fish communities on nearby reefs. **Ecography**, v. 43, n. 6, p. 882-896, 2020.

BERNARDINO, A. F. *et al.* Impacts of sea-level rise on mangrove ecosystems: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, p. 113044, 2021.

Bernardino, A. F.; MAZZUCO, A. C. A.; Costa, R. F.; SOUZA, F.; OWUOR, M. A.; NOBREGA, G. N.; KAUFFMAN, J. B. The inclusion of Amazon mangroves in Brazil's REDD+ program. **Nature communications**, v. 15, n. 1, p. 1549, 2024.

BEZERRA, L.E.A.; GARCIA, T.M.; COELHO, C.C.; SOUZA-FILHO, J.F.; SOUZA, L.A.; RIBEIRO, F.B.; PINHEIRO, A.P. **Lista de Crustáceos do Ceará**. Fortaleza: Secretaria do Meio Ambiente do Ceará, 2021. Disponível em <https://www.sema.ce.gov.br/fauna-do-ceara/invertebrados/crustaceos/>. Acesso em: 04 de fev. 2025.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 4, de 18 de setembro de 1985. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1985. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/1985_Res_CONAMA_4.pdf. Acesso em: 02 de dez. 2024.

BRASIL. Decreto Legislativo nº 2, de 5 de junho de 1992. Aprova o texto da Convenção sobre Diversidade Biológica. **Diário Oficial da União, Brasília**, 1992. Disponível em: <http://www.ctit.ufmg.br/wp-content/uploads/2017/03/Decreto-Legislativo-n%C2%B0-2-de-1994-Conven%C3%A7%C3%A3o-sobre-a-Diversidade-Biol%C3%B3gica-%E2%80%93-CDB.pdf>. Acesso em 15 de jul. 2024.

BRASIL, Decreto Nº 1.905, de 16 de maio de 1996. Promulga a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas, conhecida como Convenção de Ramsar, de 02 de fevereiro de 1971. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 1996.

BRASIL. Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998. Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1998.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa [...] e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2012.

BRASIL. Portaria nº 9, de 29 de janeiro de 2015. Aprova o Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2015.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Portaria Nº 647, de 30 de outubro de 2019. Atualiza o Plano Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2019.

BRASIL. Decreto nº 12.045, de 5 de junho de 2024. Institui o Programa Nacional de Conservação e Uso Sustentável dos Manguezais do Brasil. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2024.

BRASIL. Presidência da República. Decreto nº 12.644, de 1º de outubro de 2025. Institui a Estratégia Nacional Oceano sem Plástico para o período de 2025 a 2030. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 2 out. 2025. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2025/decreto/D12644.htm. Acesso em: 16 out. 2025.

BROWNE, M. A. *et al.* Spatial and temporal patterns of stranded intertidal marine debris: is there a picture of global change?. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 12, p. 7082-7094, 2015.

BORGES, R.; FERREIRA, A. C.; LACERDA, L.D. Planejamento sistemático e gestão baseada em ecossistemas como estratégias para conciliar conservação de manguezais com uso de recursos. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 353, 2017.

BONJARDIM, Estela Cristina; PEREIRA, Raquel da Silva; GUARDABASSIO, Eliana Vileide. Bibliometric analysis of publication in four scientific events on the management of solid urban waste from the National Solid Waste Policy-Law no 12.305/2010. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 46, p. 313-333, 2018.

Bunting, P.; ROSENQVIST, A.; LUCAS, R. M.; REBELO, L. M.; HILARIDES, L.; THOMAS, N.; FINLAYSON, C. M. The global mangrove watch—a new 2010 global baseline of mangrove extent. **Remote Sensing**, v. 10, n. 10, p. 1669, 2018.

BUNTING, P.; ROSENQVIST, A.; HILARIDES, L.; LUCAS, R. M.; THOMAS, N.; TADONO, T.; REBELO, L. M. Global mangrove extent change 1996–2020: Global mangrove watch version 3.0. **Remote Sensing**, v. 14, n. 15, p. 3657, 2022.

CARVALHO, R. A. A.; MARTINS, P. C. C. Caracterização da atividade de carcinicultura no vale do rio Açú, Rio Grande do Norte, Brasil. **Holos**, v. 2, p. 96-107, 2017.

CARAVELA.INFO. Acaraú - CE. 2025. Disponível em: <https://www.caravela.info/regional/acara%C3%BA---ce>. Acesso em: 2 abr. 2025.

CARVALHO NETA, M. D. L. C.; SALES, V. C. Compartimentação geomorfológica da foz do Rio Jaguaribe e áreas costeiras adjacentes (Ceará, Nordeste do Brasil). **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 5, n. 2, p. 1-30, 2019.

CELERI, M. J. *et al.* A cidade, o mangue e os resíduos sólidos: estudo de caso do Manguezal Vinhais, São Luís – MA. **Geografia em Atos (Online)**, v. 3, n. 10, p. 163-186, 2019.

CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. **Plano de segurança hídrica da bacia hidrográfica do Acaraú**. Fortaleza, 2018. 553 p. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2018/10/Plano-de-Seguranca-Hidrica-da-Bacia-Hidrografica-do-Acarau.pdf>. Acesso em: 8 ago. 2024.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Diagnóstico da região hidrográfica do Coreaú**. Fortaleza, 2022. 34 p. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2021/11/DIAGN%C3%93STICO-COREA%C3%9A.pdf>. Acesso em: 3 ago. 2024.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Diagnóstico da região hidrográfica do Jaguaribe**. Fortaleza, 2022. Disponível em: https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/08/DIAGN%C3%93STICO-ALTO-JAGUARIBE_compressed.pdf. Acesso em: 3 ago. 2024

CHESHIRE, A. C. *et al.* UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter. Nairobi, **UNEP**, 120 p. 2009.

CONEXÃO 085. Chateau Julie Boat passa a operar com passeios a partir de Camocim em fevereiro. **Conexão 085**. Disponível em: <https://conexao085.com.br/chateau-julie-boat-passa-a-operar-com-passeios-a-partir-de-camocim-em-fevereiro/>. Acesso em: 10 out. 2023.

CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity (CBD/COP/DEC/15/4)**. Montreal, 19 dez. 2022. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>. Acesso em: 24 jan. 2023.

Convention on Wetlands. Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands, 2021 Cordeiro, C.A.M.M., Costa, T.M. Evaluation of solid residues removed from a mangrove swamp in the São Vicente Estuary, SP, Brazil. **Mar. Pollut. Bull.** 60 (10), 762e1767, 2010.

COSTA, Francineire do Nascimento. **A heterogeneidade ambiental em angiospermas marinhas e os efeitos sobre a variação espacial da macrofauna associada**. 2016. 128 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais)-Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

CUI, L. *et al.* Global potential distribution of mangroves: Taking into account salt marsh interactions along latitudinal gradients. **Journal of Environmental Management**, v. 351, p. 119892, 2024.

CURNICK, D. J. *et al.* The value of small mangrove patches. **Science**, v. 363, n. 6424, p. 239, 2019.

CARVALHO-SOUZA, G. F. *et al.* Marine debris disrupts ecological processes in reef systems. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 464-471, 2018.

CARMO, M. Antigas salinas urbanas e sua oportunidade para promover cidades verdes: o caso do Parque Estadual do rio Cocó em Fortaleza, Ceará, Brasil. **Cuadernos de Investigación Urbanística**, n. 129, p. 89-104, 2020.

DE LIMA, M. S. Recursos hídricos e vulnerabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica do Rio Acaraú. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 3, p. 2062-2070, 2020.

DE MELO, Gustavo Augusto Schmidt. **Manual de identificação dos crustácea decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea**. Editora Plêiade; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 1999.

DOS SANTOS, A. Análise da percepção ambiental e sua contribuição para preservação dos manguezais. **Revista de Ensino de Ciências e Matemática**, v. 11, n. 3, p. 56-68, 2020.

Dias C.E.; Martins J.P.C.; Arrial L.G.; Leite T.S. Resíduos sólidos como habitat para macroinvertebrados bentônicos: Realidade ou um problema para o futuro? **Livro de Resumos Curso de Ecologia de Campo**, POSECO, UFSC p. 128-132, 2024.

DUKE, N. C. Mangrove floristics and biogeography revisited: further deductions from biodiversity hot spots, ancestral discontinuities, and common evolutionary processes. **Mangrove ecosystems: a global biogeographic perspective: structure, function, and services**, p. 17-53, 2017

ERMIGASSEN, P. S. Z. *et al.* Fishers who rely on mangroves: Modelling and mapping the global intensity of mangrove-associated fisheries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 248, 107159, 2021.

ESTADOS UNIDOS. Lei nº 94-580, de 21 de outubro de 1976. **Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)**. Washington, D.C., Título 42, § 6901, 1976.

EYSINK, G. G.; HATAMURA, E.; SCHAFFER-NOVELLI, Y. (2023). First occurrence in mangroves of South America of the exotic species *Sonneratia apetala* Buch.-Ham. from the Indo-Malayan region. **Biota Neotrop**, DOI: 10.1590/1676-0611-bn-2023-1575. 2023.

FARIAS, Eduardo Guilherme Gentil de. **Caracterização ambiental do estuário do rio Coreaú, Camocim-CE**. 2006. Monografia (Graduação em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

FARRAPEIRA, C. M. R. Barnacles (Cirripedia Balanomorpha) of the estuarine region of Recife, Pernambuco, Brazil. **Trop. Oceanogr**, v. 34, n. 2, p. 100-119, 2006.

FARRAPEIRA, Cristiane Maria Rocha. Cirripedia Balanomorpha do estuário do rio Paripe (ilha de Itamaracá, Pernambuco, Brasil). **Biota Neotropica**, v. 8, pág. 31-39, 2008.

FARRAPEIRA, C. M. R. Invertebrados macrobentônicos detectados na costa brasileira transportados por resíduos flutuantes sólidos abiogênicos. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 11, n. 1, p. 85-96, 2011.

FENN, P. Justiniano e a Liberdade do Mar. **Jornal Americano de Direito Internacional**, v. 19, n. 4, p. 716-727, 1925.

FERREIRA A.C.; LACERDA L.D. Degradação e conservação dos manguezais brasileiros, status e perspectivas. **Ocean Coast. Manag.** 125, 38–46. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011. 2016.

FRIESS, D. A. *et al.* The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, n. 1, p. 89-115, 2019.

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA. Oceano sem Mistérios: Carbono azul dos manguezais. Curitiba: **Fundação Grupo Boticário**, 2024. Livro digital. ISBN 978-85-88912-36-6. Disponível em: <https://fundacaogrupoboticario.org.br/wp-content/uploads/2024/12/Oceano-sem-Misterios-Carbono-Azul.pdf>. Acesso em 20 de jul de 2024.

IPBES. **Relatório do IPBES avalia Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos para as Américas**. 2019. Disponível em: <https://www.ipbes.net/global-assessment>. Acesso em: 25 de mar. de 2025.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. **Environmental Pollution**, v. 185, p. 352-364, 2014.

GALL, S. C.; THOMPSON, R. C. The impact of debris on marine life. **Marine Pollution Bulletin**, v. 92, p. 2249-2254, 2015. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.12.041.

GALGANI, F.; LEAUTE J.P; MOGUEDET P.; SOUPLET A.; VERIN Y.; CARPENTIER A.; NERISSON P. Litter on the Sea Floor Along European Coasts. **Marine pollution bulletin** , v. 40, n. 6, p. 516-527, 2000.

GARCÍA-GÓMEZ, J. C.; GARRIGÓS, M.; GARRIGÓS, J. Plástico como vetor de dispersão para espécies marinhas com potencial invasor: uma revisão. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 629756, 2021.

GERLING, CYNTHIA *et al.* Manual de ecossistemas marinhos e costeiros para educadores. Santos, SP: **Editora Comunicar**, 2016.

GNANSOUNOU, S. C. *et al.* Local uses of mangroves and perceived impacts of their degradation in Grand-Popo municipality, a hotspot of mangroves in Benin, West Africa. **Trees, Forests and People**, v. 5, 100110, 2021.

GLOBAL MANGROVE ALLIANCE. **About the Global Mangrove Alliance**. 2025. Disponível em: <https://www.mangrovealliance.org/>. Acesso em: 29 mar. 2025.

GODOY, M. D. P.; DE ANDRADE MEIRELES, A. J.; DE LACERDA, L. Drude. Mangrove response to land use change in estuaries along the semiarid coast of Ceará, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 34, n. 3, p. 524-533, 2018.

GOLDBERG, L.; LAGOMASINO, D.. THOMAS, N.; FATOYINBO, T. Global declines in human-driven mangrove loss. **Global change biology** , v. 26, n. 10, p. 5844-5855, 2020.

HAGGER, V. *et al.* Drivers of global mangrove loss and gain in socio-ecological systems. **Nature Communications**, v. 13, 6373, 2022. DOI: 10.1038/s41467-022-33962-x.

HOCHARD, J. P.; HAMILTON, S.; BARBIER, E. B. Mangroves shelter coastal economic activity from cyclones. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 25, p. 12232-12237, 2019.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal (PAN Manguezal)**. Brasília, 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Área Territorial Brasileira de 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ce/acarau.html>. Acesso em: 22 dez. 2024.

IUCN. **Red List of Mangrove Ecosystems**, 2024. Disponível em: <https://iucn.org/resources/conservation-tool/iucn-red-list-ecosystems/red-list-mangrove-ecosystems>. Acesso em: 10 mar. 2025.

JENNERJAHN, T. C. *et al.* Ecossistemas de manguezais ameaçados na Indonésia: a Lagoa Segara Anakan, Java e outros exemplos. In: JENNERJAHN, T. C. *et al.* (Ed.). **Ciência para a Proteção dos Ecossistemas Costeiros da Indonésia (SPICE)**. Amsterdã: Elsevier, 2022.

KAUFFMAN, B. *et al.* Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. **Biology Letters**, v. 14, n. 9, 2018.

KAINUMA, Mami *et al.* Current status of mangroves worldwide. **Middle East**, v. 624, p. 0-4, 2013.

DE LACERDA, Luiz Drude *et al.* 20-years cumulative impact from shrimp farming on mangroves of Northeast Brazil. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 4, p. 653096, 2021. Doi: 10.3389/ffgc.2021.653096

Lacroix, C.; André, S.; van Loon, W. Abundância, Composição e Tendências do Lixo de Praia . Em: OSPAR, 2023: Relatório de Status de Qualidade de 2023 para o Atlântico Nordeste. Comissão OSPAR, Londres. Disponível em: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/beach-litter/>.

LAW, J. W. F. *et al.* A review on mangrove actinobacterial diversity: the roles of Streptomyces and novel species discovery. **Progress in Microbes & Molecular Biology**, v. 2, n. 1, 2019.

LIMA, T. B. B.; SILVA, M. R. F.; CARVALHO, R. G. Artisanal fishing, shrimp farming and mangroves: perspectives on the Federal Law nº 12651/2012 and the use of “apicum” and “salgado” areas in Canguaretama/RN, Brazil. **Sociedade & Natureza**, v. 31, e37481, 2023.

LIN, X. *et al.* Mangrove sediment microbiome: adaptive microbial assemblages and their routed biogeochemical processes in Yunxiao mangrove national nature reserve, China. **Microbial Ecology**, v. 78, p. 57-69, 2019.

LOSEKANN, Cristiana; PAIVA, Raquel Lucena. Política Ambiental Brasileira: responsabilidade compartilhada e desmantelamento. **Ambiente & Sociedade**, v. 27, p. e01764, 2024.

LOUREIRO, C. V.; DE OLIVEIRA, C. F. Os aspectos socioeconômicos do manguezal do rio Coreaú e sua relação com a sustentabilidade ambiental. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, v. 13, n. 5, p. 78-83, 2019.

LOURENÇO, P.M., *et al.* Plastic and other microfibers in sediments, macro invertebrates and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and west Africa. **Environ. Pollut.** 231, 123e133, 2017.

LONGO, P. A. D. S., FERNANDES, M. C., LEITE, F. P. P., & PASSOS, F. D. Gastropoda (Mollusca) associated to Sargassum sp. beds in São Sebastião Channel-São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, 14(4), e20140115, 2014.

LONGONJE, N. S.; DAVE, R. A. Trophic model of the Cameroon estuary mangrove with simulations of mangrove impacts. **International Journal of Scientific & Technology Research**, v. 5, n. 8, p. 137-155, 2016.

LUO, Y. Y.; NOT, C.; CANNICCI, S. Mangroves as unique but understudied traps for anthropogenic marine debris: a review. **Environmental Pollution**, v. 271, 116291, 2021.

MAIA, R. C. **Manguezais do Ceará**. Recife: Instituto Federal do Ceará, 55 p. 2016.

MAIA, R. C. *et al.* Impactos ambientais em manguezais no Ceará: causas e consequências. **Conexões - Ciência e Tecnologia**, v. 13, n. 5, p. 69-77, 2019.

MAIA, R. C.; COUTINHO, R. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: a comparative study. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 47, n. 1, p. 87-98, 2012.

MANCINI, E. *et al* Macrozoobenthic fauna associated with benthic marine debris (North Tyrrhenian Sea, Italy) and first report of two bryozoan species in Italian waters. **Estudos Regionais em Ciências Marinhas**, v. 47, 101912, 2021.

MARTIN, C.; ALMAHASHEER, H.; DUARTE, C. M. Mangrove forests as traps for marine litter. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 499-508, 2019.

MATTHEWS-CASCON, H.; ROCHA-BARREIRA, C.A.; MAIA, R.C.; GALVÃO FILHO, H.C.; BARROSO, C.X. 2021. **Lista de moluscos do Ceará**. Fortaleza: Secretaria do Meio Ambiente do Ceará. Disponível em: <https://www.sema.ce.gov.br/fauna-do-ceara/invertebrados/moluscos>. Acessado em: 11 fev. 2025.

MORAN, Lorena Boix. Impacto de la presencia de desechos sólidos en las zonas de manglar. **Revista Viculando**, 2012.

NENTWIG, W. *et al.* (Ed.). **Araneae - Spiders of Europe**. 2025. Disponível em: <https://araneae.nmbe.ch>. Acesso em: 3 fev. 2024.

NOVELLI, Yara Schaeffer *et al.* Monitoramento do ecossistema de manguezal: características funcionais. **Protocolos para monitoramento de habitats bentônicos costeiros - rede de monitoramento de habitats bentônicos costeiros - rebentos**. São Paulo: Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 2015.

OLIVEIRA, M. P.; ALMEIDA, M. N. **Malacologia**. Rio de Janeiro: Editora Associada, 2000.

OLIVEIRA, A. S., Sousa, J. C., Santos, A. L. R., Oliveira, R. S., Cesar, D. E., & Rodrigues, E. M. Microrganismos no sedimento de margens opostas do estuário do rio Coreá em Camocim/CE. **Revista Acta Ambiental Catarinense**, v. 18, n. 1, p. 216-238, 2021.

ONU. **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 08 de mar. de 2025.

ORDONEZ, Ostin Garcés; ARENAS, Mónica Rocío Bayona. Impacts of marine debris contamination in the mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. **Revista Ciencias Marinas y Costeras**, v. 11, n. 2, p. 145-165, 2019.

OSPAR. **Diretriz para monitoramento de lixo marinho nas praias da Área Marítima OSPAR**. Londres: Comissão OSPAR, 2010. Disponível em: https://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00306_Litter_Report.pdf. Acesso em: 08 de março de 2025.

OSPAR. **Marine litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and priorities for response**. Londres: Comissão OSPAR, 2014.

OWUOR, M. *et al.* Flow of mangrove ecosystem services to coastal communities in the Brazilian Amazon. **Frontiers in Environmental Science**, v. 12, 1329006, 2024.

PACULBA, L. S. L. *et al.* Macroplastic pollution in mangrove forests of Tanguib City, Panguil Bay, Philippines. **Nusantara Bioscience**, v. 16, n. 2, 2024.

PHELAN, A. A. *et al.* Ocean plastic crisis - Mental models of plastic pollution from remote Indonesian coastal communities. **PLOS ONE**, v. 15, n. 7, e0236149, 2020. DOI: 10.1371/journal.pone.0236149.

POEY, F. Peces Cubanos especie nuevas. **Repertório Físico-Natural da Ilha de Cuba**. v. 2: 229-245, 1867.

POLIDORO, B. A. *et al.* The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. **PLOS ONE**, v. 5, n. 4, e10095, 2010. DOI: 10.1371/journal.pone.0010095.

PONMANI, M. *et al.* Vulnerability of mangrove ecosystems to anthropogenic marine litter along the southeast coast of India. **Science of The Total Environment**, v. 956, 177224, 2024.

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em 10 de ago. 2025.

- RAHMAN LOLLOKO, F. F. *et al.* A review on the biodiversity and conservation of mangrove ecosystems in Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, v. 33, n. 3, p. 875-903, 2024.
- RANGEL-BUITRAGO, N. *et al.* Marine debris occurrence along Las Salinas beach, Viña Del Mar (Chile): magnitudes, impacts and management. **Ocean & Coastal Management**, v. 178, 104842, 2019.
- RANGEL-BUITRAGO, N. *et al.* The impact of anthropogenic litter on Colombia's central Caribbean beaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, 110909, 2020.
- RECH, S. *et al.* Rivers as a source of marine litter - A study from the SE Pacific. **Marine Pollution Bulletin**, v. 113, n. 1-2, p. 211-219, 2016.
- RECH, S. *et al.* Rivers as a source of marine litter—a study from the SE Pacific. *Marine pollution bulletin*, v. 82, n. 1-2, p. 66-75, 2014.
- RECH, S.; BORRELL PICHES, Y. J.; GARCÍA-VAZQUEZ, E. The anthropogenic composition of marine debris in coastal areas may be a predictor of potentially invasive rafting fauna. **PLOS ONE**, v. 13, n. 1, e0191859, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0191859.
- REINALDO. **Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Fortim (SEMMAM) recebe a equipe de avaliação do projeto praia limpa**. Fortim: Prefeitura de Fortim, 2022. Disponível em: <https://www.fortim.ce.gov.br/informa.php?id=475>. Acesso em: 5 jan. 2025.
- REINALDO. **Governo de Fortim realiza serviço de limpeza nas margens do Rio Jaguaribe**. Fortim: Prefeitura de Fortim, 2023. Disponível em: <https://fortim.ce.gov.br/informa/1030/governo-de-fortim-realiza-servi-o-de-limpeza-nas-m>. Acesso em: 5 jan. 2025.
- RIOS C. E. **Compendium of Brazilian Sea Shells**. Fundação Universidade do Rio Grande. Museu Oceanográfico. Editora Evangraf, 2009.
- RIASCOS, J. M.; VALENCIA, N.; PEÑA, E. J.; CANTERA, J. R. Habitando a tecnosfera: Inhabiting the technosphere: The encroachment of anthropogenic marine litter in Neotropical mangrove forests and its use as habitat by macrobenthic biota. **Boletim de Poluição Marinha**, v. 142, p. 559-568, 2019.
- ROVAI, A. S. *et al.* Global controls on carbon storage in mangrove soils. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 6, p. 534-538, 2018. DOI: 10.1038/s41558-018-0162-5.
- ROCHA-BARREIRA, C.A; DA SILVA, E.J; OLIVER, P.G.; CARVALHO, R.; MENEZES, F.M.; BRITO, L. The exotic Bivalve *Electroma vexillum* (Reeve, 1857) (Bivalvia: Vulsellidae) on the Brazilian coast. *Arquivos de Ciências do Mar, Fortaleza*, v. 58, n. 1, (2025). DOI: <https://doi.org/10.36517/acmar.v58i1.95522>
- SANTOS, CAMILLA A. *et al.* Transcriptome expression of biomineralization genes in *Littoraria flava* gastropod in Brazilian rocky shore reveals evidence of local adaptation. *Genome biology and evolution*, v. 13, n. 4, p. evab050, 2021.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., VALE, CC., and CINTRÓN, G. Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais. In: TURRA, A., and DENADAI, MR., orgs. Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – **Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos**. pp. 62-80. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/x49kz/pdf/turra-9788598729251-05.pdf>. Acesso em de mai de 2025

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* Mudanças climáticas em florestas de mangue e pântanos salgados. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 64, n. spe2, p. 37-52, 2016.

SERAFY, J. E. *et al.* Mangroves enhance reef fish abundance at the Caribbean regional scale. **PLOS ONE**, v. 10, n. 11, e0142022, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0142022.

SILVA, M. L. *et al.* Criação e aplicação de um índice para a análise da qualidade ambiental de praias com base em praias do município de Niterói, Rio de Janeiro. **Revista Geografar**, v. 13, n. 1, p. 36-53, 2018.

SILVA, Catarina Luiza Damasceno Lima da. **Monitoramento da poluição por resíduos em praias do município de Rio das Ostras, Estado do Rio de Janeiro**, Brasil. xiii, 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, RJ, 2023.

SMITH, Stephen DA. Marine debris: a proximate threat to marine sustainability in Bootless Bay, Papua New Guinea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 9, p. 1880-1883, 2012.

SOARES-GOMES, ABÍLIO; FLOETER, SERGIO R.; HAJDU, EDUARDO. Biogeografia marinha. Biologia Marinha. Rio de Janeiro: **Interciência**, p. 319-338, 2009.

SOFFIATI, A. Breve história das relações das sociedades com os manguezais no Brasil. **Ambientes: Revista de Geografia e Ecologia Política**, v. 5, n. 1, 2023.

SOUZA, A. P. S. de; SOUZA, I. S. de; OLAVO, G.; LOBÃO, J. S. B.; SÃO JOSÉ, R. V. de. Mapeamento e identificação de vetores responsáveis pela supressão do manguezal na Zona Costeira do Baixo Sul da Bahia, Brasil (Mapping and identification of vectors responsible for mangrove suppression in the Southern Bahia Lowlands, Brazil). *Revista Brasileira De Geografia Física*. 2020.

SUBÍAS-BARATAU, V. *et al.* Anthropogenic debris as a substrate for marine species: A case study in cephalopods and sharks. **Marine Ecology Progress Series**, v. 680, p. 45-58, 2022.

TÁBUAS DE MARÉ. 2024. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>. Acesso em: 12 nov. 2024.

TAVARES, F. B. R. *et al.* Carbono azul e recuperação de mangues: potencialidades no ecossistema do Ceará. 2023.

TERNES, M. L. F. *et al.* Local ecological knowledge provides important conservation guidelines for a threatened seahorse species in mangrove ecosystems. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 1139368, 2023.

THIERS, P. R. L. *et al.* Manguezais na costa oeste cearense: preservação permeada de meias verdades. Fortaleza: **Imprensa Universitária**, 2016. 126 p. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/19468>. Acesso em: 6 ago. 2024.

THIEL, M.; GUTOW, L. The ecology of rafting in the marine environment. II. The rafting organisms and community. ***Oceanography and Marine Biology: An Annual Review***, 43, 279–418. 2005. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.1201/9781420037449-9/ecology-rafting-marine-environment-ii-rafting-organisms-community-martin-thiel-lars-gutow>.

THUSHARI, Gajahin Gamage Nadeeka; SENEVIRATHNA, Jayan Duminda Mahesh. Plastic pollution in the marine environment. **Heliyon**, v. 6, n. 8, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844020315528#fig2>.

TOMLINSON, P. Barry. **A botânica dos manguezais**. Cambridge University Press, 2016.

TOMÉ, J. W.; GIL, G. M.; BERGONCI, P. E. A.; TARASCONI, J. C. **As conchas das nossas praias**. Rio Grande: Redes Editora, 2010.

TURRA, A. *et al.* **Lixo nos mares: do entendimento à solução**. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2021.

UNESCO. **United Nations Decade of Ocean Science for Sustainable Development (2021-2030): Implementation Plan**. Paris, 2021. DOI: <https://doi.org/10.25607/OBP-1851>. Acesso em: 04 mar. 2025.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **5 + 5 Ocean Decade Conference 2025**. Paris: UNESCO, 2025. Disponível em: <https://oceandecade.org/events/55-ocean-decade-conference-2025/>. Acesso em: 02 mar 2025

UNEP – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Comitê de Negociação Intergovernamental para desenvolver um instrumento internacional juridicamente vinculativo sobre a poluição por plásticos, inclusive no ambiente marinho. **Projeto de relatório do [...] sobre os trabalhos de sua quinta sessão retomada**. Genebra, 5 ago. 2025. Documento UNEP/PP/INC.5/L.2. Disponível em: https://resolutions.unep.org/incres/uploads/inc_5.2_report.pdf . Acesso em: 16 de out 2025.

VAN BIJSTERVELDT, C. E. *et al.* Does plastic waste kill mangroves? A field experiment to assess the impact of macro plastics on mangrove growth, stress response and survival. **Science of The Total Environment**, v. 756, 143826, 2021.

VALE, C. C.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018.

VÉLEZ-MENDOZA, A. Marine litter in mangroves: composition, magnitude, and impacts. **Boletín de Ciencias de la Tierra**, n. 51, p. 50-60, 2022.

VINCENTIUS, A. **Recursos pesqueiros economicamente importantes no habitat de manguezais Yogyakarta**. Yogyakarta: Deepublish, 2020.

XIMENES, A. C. *et al.* Challenges in mapping and monitoring mangrove ecosystems: A review. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 30, 100947, 2023.

XIMENES, L. F.; VIDAL, M. F. **Carcinicultura**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2023. Disponível em: https://www.bnb.gov.br/s482-dspace/bitstream/123456789/1736/4/2023_CDS_274.pdf. Acesso em: 20 mar. 2025.

WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES (WORMS). **MarineSpecies.org**. Ostend, Belgium: VLIZ. Disponível em: <https://www.marinespecies.org/>. Acesso em: 02 fev. 2025.

WORLD ECONOMIC FORUM. **The new plastics economy**: rethinking the future of plastics. 2016. Disponível em: https://www3.weforum.org/docs/WEF_The_New_Plastics_Economy.pdf. Acesso em: 15 de fev. 2025.

APÊNDICE A — CLASSIFICAÇÃO DE RESÍDUOS COLETADOS EM ÁREAS ESTRATÉGICAS DO PAN MANGUEZAL

Tabela 5 — Detalhamento dos resíduos encontrados nas áreas estratégicas do PAN Manguezal em Acaraú, Camocim e Fortim.

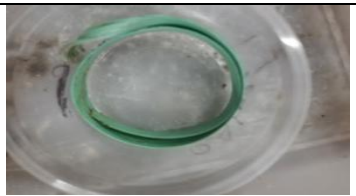
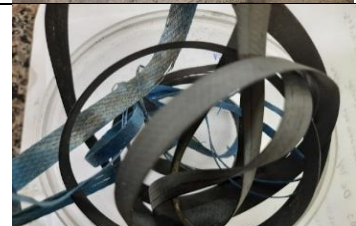
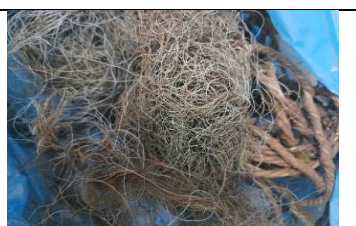
Pontos de amostragem				Quantidade (Unidade)			Total
Nº	Material	Código PNUMA	Tipo de resíduo	Camocim	Acaraú	Fortim	
1	Plástico	PL01	Tampa de garrafa	0	10	0	10
2		PL02	Garrafa de refrigerante	1	23	1	25
3		PL06	Garrafa de óleo	0	1	0	1
4		PL03	Fragmento de bombona	0	1	0	1
5		PL04	Palheta de sorvete	1	0	0	1
6		PL06	Pote de margarina	0	2	0	2
7		PL06	Pote para tempero	0	4	0	4
8		PL06	Copo de iogurte	0	1	0	1
9		PL06	Embalagem de refresco	1	1	0	2
10		PL06	Copo descartável	2	7	0	9
11		PL07	Fragmentos -Sacola plástica	4	44	47	95
12		PL15	Saco de malha	0	6	38	44
13		PL16	Fragmento – Lona	0	1	1	2
14		PL18	Fragmento- Nylon	2	18	0	20
15		PL19	Cordas	0	11	274	285
16		PL20	Fragmento - Rede de pesca	0	0	77	77
17		PL24	Fragmento de balde	0	1	0	1
18		PL24	Tela Hexagonal	0	2	10	12
19		PL24	Fragmentos de embalagens de plástico – Alimentos	8	0	35	43
20	Plástico	PL24	Fragmento – Fita	1	2	3	6
21			Sandália	1	0	0	1
22		PL24	Escova de cabelo	0	0	1	1
23		PL24	Vassoura	0	0	1	1
24		PL24	Fragmento – Mangueira	0	0	1	1
25		FP04	Fragmento de Isopor	0	18	2	20
26		FP05	Suporte para garrafa de silicone	0	1	0	1
Total Plástico				21	154	491	666
27	Pano	CL04	Corda	0	5	3	8
28			Cadarço	0	4	5	9
29		CL06	Coleira	0	1	0	1
30			Fragmentos – Pano	3	18	5	26
31		Máscara	1	0	0	1	
Total Pano				4	28	13	45
32	Vidro	GC08	Garrafas de Bebida	11	3	2	16
33		GC07	Fragmentos -Vidro	480	0	0	480
Total Vidro				491	3	2	496
34	Cerâmica	GC01	Fragmentos-Tijolos	38	6	0	44

Pontos de amostragem				Quantidade (Unidade)			Total
Nº	Material	Código PNUMA	Tipo de resíduo	Camocim	Acaraú	Fortim	
35		GC01	Fragmentos – Telha	1	0	0	1
36		GC07	Fragmentos-Cerâmica	9	0	0	9
37		GC01	Fragmentos - Poste de concreto	1	0	0	1
38		GC01	Fragmentos – Concreto	3	3	0	6
39		GC03	Fragmentos Louça – Porcelana	4	0	0	4
Total Cerâmica				56	9	0	65
40	Metal	ME02	Tampa de garrafa	3	0	0	3
41		ME03	Latinha de bebida	1	1	0	2
42		ME08	Fragmento	13	0	0	13
43		ME09	Arame	1	1	0	2
44		ME10	Peça mecânica	1	0	0	1
45		ME10	Fragmento de peça mecânica	1	0	0	1
46		ME10	Fragmentos de relógio	1	0	0	1
47		ME10	Grampo para bateria	1	0	0	1
48		ME10	Moedas	2	0	0	2
49		ME10	Gancho para coleira	0	1	0	1
Total Metal				24	3	0	27
50	Papel	PC03	Embalagem de alimento	0	1	0	1
51	Borracha	RB02	Chinelo	0	1	0	1
52		RB04	Pneu	1	0	0	1
53		RB05	Folha de borracha	0	0	1	1
54		RB06	Fragmento – Liga	0	2	0	2
55		RB08	Correia para moto	0	1	0	1
Total Borracha				1	5	1	7
56	Madeira	WD06	Cabo de falcão	0	1	0	1
57		WD06	Armadilha de pesca	0	0	1	1
Total Madeira				0	1	1	2
58	Outro	OT04	Pilha	3	0	0	3
59		OT03	Carcaça de celular	1	0	0	1
60		OT05	Mini motor	1	0	0	1
61		OT05	Comp. Elétrico não identificado	1	0	0	1
62		OT05	Bocal de lâmpada	1	1	0	2
63		OT05	Lâmpada	0	1	0	1
64		OT05	Fragmento de tomada	1	0	0	1
65		OT05	Cabo de fibra	1	0	1	2
Total Outro				9	2	1	12
Total Geral				606	205	509	1320
Percentual Relativo				46%	16%	39%	100%

Fonte: Autor (2025).

APÊNDICE B — REGISTRO FOTOGRÁFICO DE RESÍDUOS EM ÁREAS ESTRATÉGICAS DO PAN MANGUEZAL

Quadro 6 — Fotografias dos resíduos sólidos coletados em áreas estratégicas do PAN Manguezal

Categoria: Plástico		
		
		
		
		
		
		
		



Categoria: Cerâmica



Categoria: Vidro



		
Categoria: Borracha		
		
Categoria: Tecido		
		
		
		
		
Categoria: Metal		
		



Categoria: Madeira



Categoria: Outros



Fonte: Autora, 2025.