

**AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787)
COMO BIOMONITOR DE METAIS-TRAÇO EM PRAIAS COM
DIFERENTES GRAUS DE URBANIZAÇÃO E RESÍDUOS SÓLIDOS
NO LITORAL DO ESPÍRITO SANTO, BRASIL**

KAROLINE COSTA COUTINHO

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

**CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ
FEVEREIRO 2026**

**AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787)
COMO BIOMONITOR DE METAIS-TRAÇO EM PRAIAS COM
DIFERENTES GRAUS DE URBANIZAÇÃO E RESÍDUOS SÓLIDOS
NO LITORAL DO ESPÍRITO SANTO, BRASIL**

KAROLINE COSTA COUTINHO

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

Orientadora: Profa. Dr^a. Ilana Rosental Zalmon
Coorientador: Prof. Dr. Phillipe Mota Machado (UFES)

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ
FEVEREIRO DE 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

C871

Coutinho, Karoline Costa.

Avaliação do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) como biomonitor de metais-traço em praias com diferentes graus de urbanização e resíduos sólidos no litoral do Espírito Santo, Brasil. / Karoline Costa Coutinho. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

71 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientadora: Ilana Rosental Zalmon.

Coorientador: Phillipe Mota Machado.

1. Biomonitoramento. 2. Metais-traço. 3. Ocypodidae. 4. Praias arenosas. 5. Urbanização costeira. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

**AVALIAÇÃO DO CARANGUEJO *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787)
COMO BIOMONITOR DE METAIS-TRAÇO EM PRAIAS COM
DIFERENTES GRAUS DE URBANIZAÇÃO E RESÍDUOS SÓLIDOS
NO LITORAL DO ESPÍRITO SANTO, BRASIL**

KAROLINE COSTA COUTINHO

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

Aprovada em 23/02/2026

Comissão examinadora



Documento assinado digitalmente
CRISTIANE DOS SANTOS VERGILIO
Data: 19/04/2026 10:11:47-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr^a. Cristiane dos Santos Vergilio - UFES (Titular Externo)



Documento assinado digitalmente
DIEGO LACERDA DE SOUZA
Data: 20/04/2026 10:44:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Diego Lacerda de Souza – UENF (Titular Interno)



Documento assinado digitalmente
RACHEL ANN HAUSER DAVIS
Data: 18/04/2026 07:08:57-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr^a. Rachel Ann Hauser Davis - Fiocruz (Titular Externo)



Documento assinado digitalmente
PHILLIPE MOTA MACHADO
Data: 17/04/2026 16:02:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Phillipe Mota Machado – DB/CCENS/UFES (Coorientador)



Documento assinado digitalmente
ILANA ROSENAL ZALMON
Data: 21/04/2026 09:10:35-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr^a. Ilana Rosental Zalmon - LCA/CBB/UENF (Orientadora)

*Dedico esta dissertação a quem
esteve comigo nos dias difíceis,
acreditando quando eu duvidava, e
celebrando cada conquista ao longo
dessa trajetória.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, pela saúde, pela força e pelo sustento nos momentos em que achei que não seria capaz, mas ainda assim me dava motivos para confiar e acreditar que eu conseguiria.

Aos meus pais, agradeço por estarem sempre comigo, confiando e apoiando minhas decisões, oferecendo recursos que tornaram essa jornada mais leve, além do suporte emocional e das orações que me permitiram chegar até aqui.

Ao meu companheiro, Bruno, por todo o suporte, paciência, atenção e carinho, pelo apoio e pela companhia diária que tornaram essa jornada mais leve, e por saber exatamente como me acolher nos momentos em que mais precisei, compreendendo as aflições que envolvem o trabalho de mestrado.

Aos meus amigos que fizeram diferença em diferentes momentos dessa trajetória, deixo minha imensa gratidão: à Rebeca, que mesmo distante se fez presente em todos os meus dias, me acolhendo e incentivando; à Miriã, que sempre acreditou em mim; e às amigas e amigos que vivenciaram o mestrado comigo, compartilhando aflições e risadas sendo suporte um do outro quando necessário, Larissa, Luiza, Bruna e Vittor.

Aos meus amigos de Alegre, Luana, Stéphaney, Henzza e Marcella, que foram meu apoio na cidade, mesmo em meio à exaustão do trabalho, foram meu alívio e suporte, me recebendo em suas casas e me fazendo sentir acolhida.

Ao LABTOX e a toda a sua equipe, que abriram as portas, me receberam e me acolheram por meses durante a preparação das minhas amostras, em especial à professora Cristiane, que me auxiliou, disponibilizou espaço, equipamentos e seu tempo, sem medir esforços.

Ao professor Carlos Eduardo de Rezende, agradeço o apoio técnico e estrutural para a leitura e as análises de metais, fundamentais para a realização deste trabalho.

Aos meus orientadores, Dra. Ilana Rosental Zalmon e Dr. Phillipe Mota Machado, pela disponibilidade, paciência, exemplo, dedicação e contribuições em minha formação acadêmica.

À UENF e ao PPGERN, agradeço, pela formação sólida e pela contribuição dos mestres e doutores ao longo do mestrado. Ao GEPMAP meu grupo de pesquisa,

agradeço o apoio e pelas contribuições em diversos momentos desta trajetória. À UFES, à FAPES e à CAPES, agradeço o apoio institucional e financeiro.

Por fim, agradeço à banca examinadora pela leitura cuidadosa e pelas contribuições apresentadas.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	X
ABSTRACT	XII
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1 <i>Objetivo geral</i>	4
2.2 <i>Objetivos específicos</i>	4
3. HIPÓTESE	4
4. MATERIAL E MÉTODOS	5
4.1 <i>Área de estudo</i>	5
4.1.1 <i>Caracterização das Mesorregiões</i>	6
4.1.2 <i>Mesorregião Norte</i>	7
4.1.3 <i>Mesorregião Central</i>	8
4.1.4 <i>Mesorregião Sul</i>	10
4.2 <i>Estratégia de amostragem</i>	11
4.3 <i>Determinação de metais-traço</i>	14
4.4 <i>Validação analítica e limites de detecção dos metais-traço</i>	16
4.5 <i>Análise de dados</i>	16
5. RESULTADOS	17
5.1 <i>Índice de Urbanização</i>	17
5.2 <i>Composição e abundância dos resíduos sólidos</i>	17
5.3 <i>Granulometria</i>	22
5.4 <i>Metais-traço no sedimento</i>	24
5.5 <i>Metais-traço nos tecidos de Ocypode quadrata</i>	28
6. DISCUSSÃO	32
7. CONCLUSÃO	40
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
APÊNDICE I	57
APÊNDICE II	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da área de estudo demonstrando os municípios do estado do Espírito Santo (Brasil) onde foram realizadas as amostragens nas praias.	6
Figura 2. Valores médios da abundância de itens de resíduos sólidos por transecto entre praias menos urbanizadas (-U) e mais urbanizadas (+U) do estado do Espírito Santo, Brasil. * $p < 0,05$. As barras de erro representam o desvio padrão entre os transectos.	19
Figura 3. Abundância de resíduos sólidos nas praias mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) de municípios amostrados no estado do Espírito Santo, Brasil. As barras representam o erro padrão. ($p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$).	20
Figura 4. Distribuição percentual das classes granulométricas nas áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) dos municípios do litoral do Espírito Santo - Brasil.	24
Figura 5. Concentrações dos metais traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn) no sedimento das praias avaliadas, em áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) dos municípios do litoral do Espírito Santo, Brasil.	26
Figura 6. Concentrações médias ($\pm$ desvio-padrão) dos metais traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn) no sedimento das áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) avaliadas no litoral do Espírito Santo, Brasil. As barras representam a média de cada metal e as linhas verticais indicam o desvio-padrão. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os setores +U e -U ($p > 0,05$).	27
Figura 7. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada nas concentrações de Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn) nos sedimentos das praias avaliadas. As cores representam as áreas menos urbanizados (-U, cinza) e mais urbanizados (+U, preto). As elipses indicam intervalos de confiança de 95% para cada grupo.	28
Figura 8. Concentrações médias ($\pm$ desvio-padrão) dos metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) nos tecidos de <i>Ocypode quadrata</i> coletados em praias mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) ao longo do litoral do Espírito Santo, Brasil. As barras pretas representam as praias urbanizadas	

e as cinzas as menos urbanizadas. Asteriscos indicam diferenças estatisticamente significativas entre os setores para cada município ($p < 0,05$; ** $p < 0,01$)..... 30

Figura 9. Concentrações médias ($\pm$ desvio-padrão) dos metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn), nos tecidos de *Ocypode quadrata* nas áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) do litoral do Espírito Santo, Brasil. As barr barras pretas representam as áreas urbanizadas e as cinzas as menos urbanizadas. Asteriscos indicam diferenças estatisticamente significativas entre os setores ($p < 0,05$; $p < 0,01$; $p < 0,001$)..... 31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número total de itens coletados por categoria de material nas áreas urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) das 10 praias amostradas no litoral do Espírito Santo (Brasil), incluindo os valores absolutos e os percentuais relativos por tipo de praia e no conjunto geral.	18
Tabela 2. Contribuição percentual das categorias de resíduos sólidos para a dissimilaridade entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) no litoral do estado do Espírito Santo (Brasil), estimada por meio da análise SIMPER, considerando o conjunto dos itens agrupados por categoria.	21
Tabela 3. Subcategorias de resíduos com maior contribuição para a dissimilaridade entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) do estado do Espírito Santo (Brasil), segundo a análise SIMPER, com indicação das fontes associadas (AF: atividades de fumo; AR: atividades recreativas; D: atividades de despejo; AN: atividades de navegação; HM: higiene e material médico) e da área de maior ocorrência.....	22
Tabela 4. Correlação de Spearman (ρ) entre valores médios de resíduos sólidos (RS), índice de urbanização (IU) e concentrações de metais-traço no sedimento e em <i>Ocypode quadrata</i>	32
Tabela 5. Valores-guia de qualidade de sedimentos para os metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu) e Zinco (Zn), conforme a Resolução CONAMA nº 454/2012 ($\mu\text{g g}^{-1}$). O Nível 1 corresponde às concentrações abaixo das quais não são esperados efeitos ecotoxicológicos adversos, enquanto o Nível 2 indica concentrações acima das quais efeitos ecotoxicológicos são prováveis (CONAMA, 2012).	35
Tabela 6. Localização dos pontos amostrais por mesorregião, município, nível de urbanização e coordenadas geográficas. +U = Área mais urbanizada; -U = Área menos urbanizada. Coordenadas em graus decimais (WGS84).	57
Tabela 7. Parâmetros avaliados e escores atribuídos para o cálculo do Índice de Urbanização (IU) em áreas mais urbanizados (+U) e menos urbanizados (-U) das praias amostradas no litoral do Espírito Santo, sudeste do Brasil. Valores mais altos indicam maior grau de de impacto. Abreviações dos municípios: PK - Presidente Kennedy; MAR - Marataízes; ITA - Itapemirim; ANC - Anchieta; PIU - Piúma; GUA - Guarapari; VV - Vila Velha; ARA - Aracruz; SM - São Mateus; CB - Conceição da Barra.	58

RESUMO

Praias arenosas são ecossistemas dinâmicos e suscetíveis às pressões antrópicas, especialmente ao aporte de resíduos sólidos e metais-traço. Este estudo avaliou a influência de um gradiente de urbanização na abundância e composição dos resíduos sólidos, nas concentrações de metais-traço no sedimento e na bioacumulação desses elementos no caranguejo *Ocypode quadrata* em praias de dez municípios do litoral do Espírito Santo, sudeste do Brasil. Em cada praia, foram amostrados setores mais e menos urbanizados, com quantificação de resíduos sólidos ao longo de cinco transectos e determinação das concentrações de Cd, Cu, Cr, Fe, Pb e Zn no sedimento e no tecido do organismo. Foram registrados 1.495 itens de resíduos sólidos, com maior abundância nos setores urbanizados (1.102 itens), e predominância de materiais plásticos, os quais contribuíram com 71% da dissimilaridade entre setores mais e menos urbanizados, indicando resposta direta ao uso recreativo das praias. As concentrações de metais-traço no sedimento não apresentaram diferenças significativas entre setores com distintos graus de urbanização. No tecido de *O. quadrata*, os metais essenciais apresentaram maiores concentrações relativas, com destaque para o Zn. Foi identificada apenas uma correlação positiva moderada entre a abundância de resíduos sólidos e as concentrações de Cr no organismo ($p = 0,44$; $p = 0,05$), sem recorrência desse padrão para os demais elementos analisados. De forma geral, o grau de urbanização influenciou diretamente apenas a abundância de resíduos sólidos, enquanto as concentrações de metais-traço no sedimento e no organismo permaneceram independentes desse gradiente. A ausência de um padrão consistente de bioacumulação associado ao grau de urbanização evidencia que, nas condições avaliadas, a resposta do organismo esteve condicionada à reduzida disponibilidade desses contaminantes, reforçando o papel dos resíduos sólidos como principal indicador da pressão antrópica nas praias estudadas.

Palavras-chave: Biomonitoramento; metais-traço; Ocypodidae; praias arenosas; urbanização costeira.

ABSTRACT

Sandy beaches are dynamic ecosystems that are susceptible to anthropogenic pressures, particularly the input of solid waste and trace metals. This study evaluated the influence of an urbanization gradient on the abundance and composition of solid waste, trace metal concentrations in sediments, and the bioaccumulation of these elements in the ghost crab *Ocypode quadrata* on beaches from ten municipalities along the coast of Espírito Santo, southeastern Brazil. At each beach, more and less urbanized sectors were sampled, with solid waste quantified along five transects and concentrations of Cd, Cu, Cr, Fe, Pb, and Zn determined in sediments and in organism tissues. A total of 1,495 solid waste items were recorded, with higher abundance in urbanized sectors (1,102 items) and a predominance of plastic materials, which accounted for 71% of the dissimilarity between more and less urbanized sectors, indicating a direct response to recreational beach use. Trace metal concentrations in sediments did not show significant differences between sectors with distinct levels of urbanization. In *O. quadrata* tissues, essential metals exhibited higher relative concentrations, particularly Zn. Only one moderate positive correlation was identified between solid waste abundance and Cr concentrations in the organism ($p = 0.44$; $p = 0.05$), with no recurrence of this pattern for the other analyzed elements. Overall, the degree of urbanization directly influenced only solid waste abundance, whereas trace metal concentrations in sediments and organisms remained independent of this gradient. The absence of a consistent bioaccumulation pattern associated with urbanization indicates that, under the evaluated conditions, organism responses were constrained by the low availability of these contaminants, reinforcing solid waste as the main indicator of anthropogenic pressure on the studied beaches.

Key-words: Biomonitoring; trace metals; Ocypodidae; sandy beaches; coastal urbanization.

1. INTRODUÇÃO

As regiões costeiras desempenham um papel crucial no fornecimento de serviços ecológicos e na promoção do bem-estar humano (Costanza *et al.*, 2014). Essas áreas abrigam uma grande diversidade de habitats, incluindo praias arenosas, que estão entre os ecossistemas mais comuns nas zonas costeiras (Haris *et al.*, 2014). As praias arenosas fornecem serviços ecossistêmicos essenciais, como proteção costeira, suporte à pesca e atividades recreativas, beneficiando milhões de pessoas ao redor do mundo (Micallef e Williams, 2009; McLachlan e Defeo, 2018). Além de sua relevância socioeconômica, as praias sustentam uma diversidade de organismos, desde microrganismos até invertebrados e vertebrados. Esses organismos desempenham funções ecológicas vitais, como a ciclagem de nutrientes, estabilização de sedimentos e suporte à biodiversidade marinha (Barboza *et al.*, 2021).

Nesse cenário, a macrofauna bentônica desempenha papel fundamental na manutenção da integridade ecológica das praias. Grupos como moluscos, anelídeos e crustáceos participam de processos essenciais, incluindo a oxigenação e a estabilização da matriz sedimentar, bem como a ciclagem de nutrientes (Gomes *et al.*, 2018). Esses organismos também estabelecem conexões importantes entre diferentes níveis tróficos, funcionando como elo indispensável na transferência de energia ao longo da cadeia alimentar (Defeo e McLachlan, 2005; Pinotti *et al.*, 2014). Por sua sensibilidade às alterações ambientais, a composição e a abundância da macrofauna refletem o grau de perturbação a que o ambiente está submetido, reforçando sua relevância como indicador da qualidade ecológica das praias (Cardoso *et al.*, 2016; Augusto *et al.*, 2023; Arcelino *et al.*, 2025; Nascimento *et al.*, 2025).

As praias arenosas são altamente vulneráveis às pressões antrópicas, incluindo urbanização costeira, turismo desordenado e poluição, bem como às mudanças climáticas, que frequentemente atuam de forma combinada, aumentando os impactos negativos na biodiversidade e nas funções ecossistêmicas (Raiter *et al.*, 2014; Machado *et al.*, 2016; Machado *et al.*, 2019; Costa *et al.*, 2020). A urbanização está associada ao aumento da impermeabilização do solo, às mudanças no uso da terra e ao descarte inadequado de resíduos, favorecendo a introdução de poluentes nos ecossistemas (Augusto *et al.*, 2023). Já o turismo, especialmente em praias

urbanizadas, intensifica esses impactos devido à alta concentração de visitantes, construção de infraestrutura e manejo precário de resíduos sólidos (Ciangă e Sorocovschi, 2017). Essas atividades aumentam a pressão sobre os serviços ecossistêmicos, entre eles a capacidade de filtrar contaminantes e estabilizar sedimentos, funções essenciais à manutenção da qualidade ambiental (Soto et al., 2021).

Como resultado desses processos, diferentes classes de poluentes podem ser encontradas em praias, com destaque para os metais-traço, tradicionalmente chamados de “metais pesados” (Neto *et al.*, 2005; Cabrini *et al.*, 2017). Devido às suas propriedades tóxicas e à persistência no ambiente, esses elementos são geralmente classificados em essenciais e não essenciais (Kim *et al.*, 2019). Os metais essenciais, como zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe) e cromo trivalente (Cr^{3+}), são necessários para funções estruturais e bioquímicas, como estabilização celular, funcionamento nervoso e muscular, regulação metabólica e produção de energia (Nordberg *et al.*, 2007). Contudo, em concentrações elevadas, tornam-se tóxicos (Marengoni *et al.*, 2013). Já os metais não essenciais, como cádmio (Cd) e chumbo (Pb), não possuem função biológica natural e podem causar efeitos adversos, mesmo em baixas concentrações (Rainbow, 2002; Newman e Clements, 2008; Vergilio *et al.*, 2015). Independentemente da classificação, todos são não biodegradáveis, permanecendo no ambiente por longos períodos (Campos, 2017).

O acúmulo de metais-traço nas cadeias tróficas representa um risco ecológico e à saúde humana, especialmente em regiões com forte atividade agrícola, como o Brasil, onde o uso de agrotóxicos é elevado (Costa e Gomes, 2023). Em praias urbanizadas, fontes como emissões veiculares, atividades industriais e manejo inadequado de resíduos sólidos podem aumentar as concentrações desses elementos em sedimentos e águas costeiras (Morton-Bermea *et al.*, 2009; Sun *et al.*, 2010). Estudos também indicam que resíduos sólidos, como plásticos, baterias e embalagens metálicas, liberam elementos químicos que contribuem para a contaminação (Caldas, 2007; Campos, 2017; Ishchenko e Vasylykivskyi, 2020).

Nesse contexto, a bioacumulação constitui uma ferramenta essencial para avaliar a exposição de organismos a metais-traço em ambientes contaminados, uma vez que permite integrar a biodisponibilidade desses elementos e seus efeitos ao longo do tempo (Hatje *et al.*, 2009). Organismos capazes de bioacumular

contaminantes atuam como biomonitores, isto é, espécies cujos tecidos refletem a fração biologicamente disponível dos metais presentes no ambiente, funcionando como indicadores da contaminação ambiental e de seus potenciais impactos ecológicos (Gadzała-Kopciuch *et al.*, 2004).

A presença e o acúmulo desses elementos nos organismos podem representar riscos tanto para o ser humano quanto para outros níveis da cadeia trófica, uma vez que estão associados a alterações fisiológicas, prejuízos reprodutivos, comprometimento do crescimento e do sistema imunológico (Alves-Costa e Costa, 2004; Gbogbo e Otoo, 2015). Por esse motivo, o monitoramento ambiental baseado no uso de organismos biomonitores é amplamente reconhecido como uma abordagem eficaz para a avaliação da contaminação por metais-traço e de seus efeitos ecotoxicológicos (Lacerda *et al.*, 2020).

Organismos bentônicos são particularmente úteis no biomonitoramento, pois vivem em contato direto com o sedimento, onde os metais-traço tendem a se acumular. Estudos demonstram que espécies bentônicas acumulam elementos como chumbo, cádmio, zinco, ferro e cobre, refletindo a exposição a fontes pontuais e difusas de poluição (Amado-Filho *et al.*, 2008; Gusso-Choueri *et al.*, 2018). A integração entre dados obtidos por biomonitores e análises químicas do sedimento proporciona uma avaliação mais abrangente da contaminação, permitindo identificar fontes e compreender processos de biomagnificação, entendida como o aumento progressivo da concentração de contaminantes nos organismos ao longo dos níveis tróficos da cadeia alimentar, em função da sua persistência ambiental e limitada capacidade de excreção (Ali e Khan, 2019)

Entre os representantes da macrofauna, o crustáceo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787), popularmente conhecido como maria-farinha, caranguejo-fantasma ou chama-maré, destaca-se como um dos bioindicadores mais consolidados em praias arenosas (Blankensteyn, 2006; Schlacher *et al.*, 2016; Suciú *et al.*, 2018; Costa e Zalmon 2019; Arcelino *et al.*, 2025; Nascimento *et al.*, 2026). Sua ampla distribuição ao longo da costa Atlântica Ocidental permite o uso da espécie em estudos comparativos entre praias submetidas a diferentes níveis de pressão antrópica. O contato direto com contaminantes presentes no substrato é favorecido por seu hábito de escavar tocas em sedimentos superficiais e por sua alimentação predominantemente detritívora (Costa e Zalmon, 2019). Além disso, O.

quadrata é considerada uma espécie funcionalmente importante em ecossistemas praias, uma vez que sua atividade de bioturbação contribui para a oxigenação do sedimento e para a ciclagem de nutrientes, além de desempenhar papel relevante na teia alimentar costeira, atuando tanto como predador quanto como presa (Neves e Bemvenuti, 2006; Turra *et al.*, 2007; Costa e Zalmon, 2019).

No entanto, seu uso como biomonitor, isto é, na detecção direta e quantitativa de contaminantes como os metais-traço acumulados em seus tecidos, ainda é incipiente. Essa lacuna abre espaço para novas investigações, como a proposta deste estudo, que avaliou o potencial do caranguejo *O. quadrata* como biomonitor da poluição por metais-traço em praias arenosas com diferentes graus de urbanização ao longo do litoral do Espírito Santo, relacionando os potenciais níveis de contaminação por metais ao grau de urbanização costeira e de poluição por resíduos sólidos.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial do caranguejo *Ocypode quadrata* como biomonitor de contaminação por metais-traço em praias arenosas do Espírito Santo, relacionando seus níveis de contaminação com os do sedimento e com o grau de urbanização e poluição por resíduos sólidos das praias.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar as concentrações dos metais traço (Cádmio, Cobre, Cromo, Ferro, Chumbo e Zinco) no sedimento e no caranguejo *Ocypode quadrata*.
- Quantificar e caracterizar os resíduos sólidos em praias com diferentes níveis de urbanização.
- Correlacionar os níveis de poluição por resíduos sólidos com as concentrações de metais-traço no sedimento e no *O. quadrata*.

3. HIPÓTESE

Praias com maior grau de urbanização apresentam níveis mais altos dos metais Cd, Cu, Cr, Fe, Pb e Zn, tanto no sedimento quanto no *Ocypode quadrata*, associado à

maior abundância de resíduos sólidos, demonstrando que o caranguejo-fantasma pode ser utilizado como biomonitor da contaminação por metais-traço e por resíduos sólidos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em praias de 10 municípios do estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil (Figura 1): Presidente Kennedy, Maratázes, Itapemirim (mesorregião sul do ES); Guarapari, Vila Velha, Piúma e Anchieta (mesorregião central do ES), Aracruz, São Mateus e Conceição da Barra (mesorregião norte do ES). As praias foram selecionadas com base na localização geográfica, abrangendo o norte, centro e sul do estado, considerando também o nível de urbanização e o uso turístico.

A abrangência espacial ao longo do litoral do Espírito Santo possibilitou a representatividade ecológica e geográfica do estudo, permitindo avaliar como diferentes níveis de urbanização e usos humanos influenciam o acúmulo de metais-traço no caranguejo *Ocypode quadrata*, e a presença de resíduos sólidos em praias arenosas. Essa diversidade de cenários favorece a análise comparativa, possibilitando a identificação de padrões de contaminação e a correlação entre fatores ambientais, atividades antrópicas e a presença de resíduos sólidos, com foco na contaminação por metais.

As coletas ocorreram ao longo dos meses de março a novembro de 2024, período em que a pressão turística sobre as populações é menor, minimizando assim os impactos sazonais relacionados ao turismo. Duas áreas foram amostradas em cada uma das 10 praias, sendo uma área mais urbanizada (+U) e outra menos urbanizada (-U), seguindo o Índice de Urbanização proposto por González *et al.*, (2014), totalizando 20 áreas amostrais. Essa abordagem permitiu incluir praias com diferentes características físicas e níveis de impactos antrópicos, desde áreas intensamente urbanizadas até regiões mais preservadas.

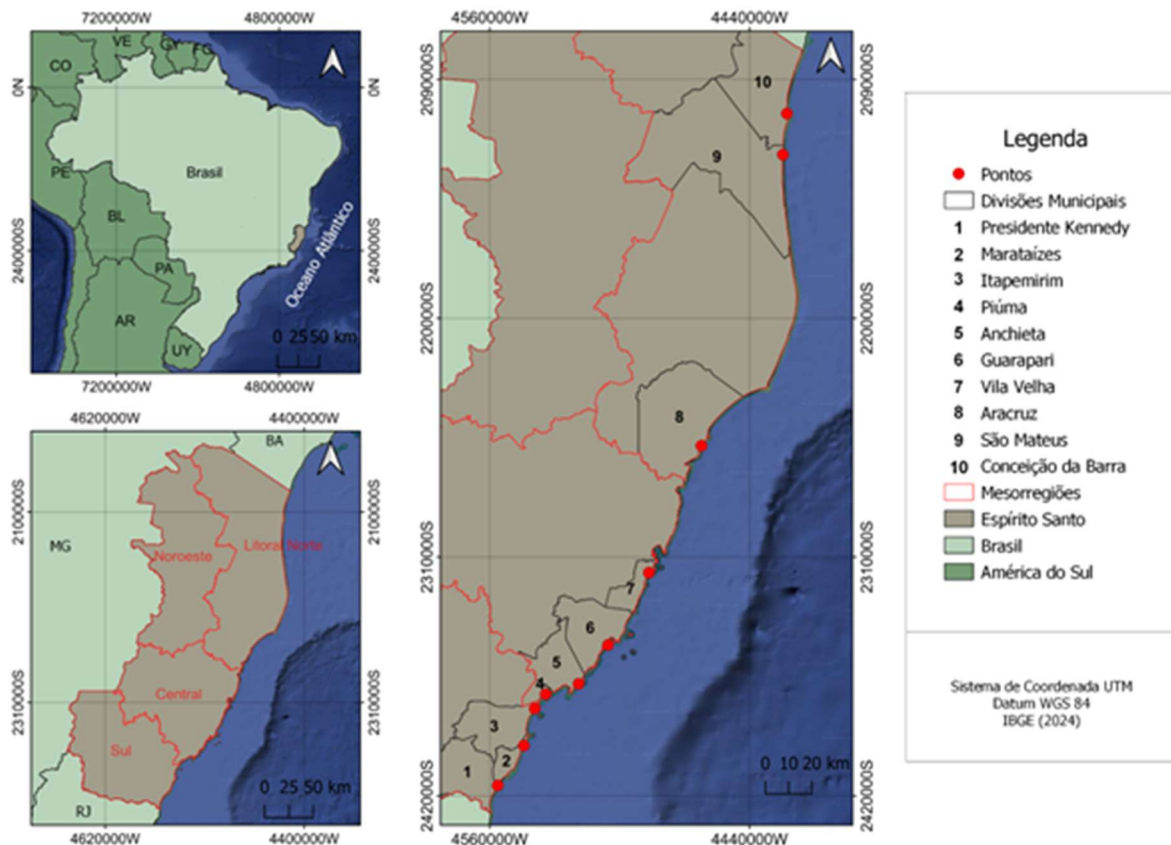


Figura 1. Mapa da área de estudo apresentando os municípios do estado do Espírito Santo (Brasil) onde foram realizadas as amostragens de *O. quadrata*, sedimento e Resíduos sólidos nas praias.

4.1.1 Caracterização das Mesorregiões

O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) dividiu o estado do Espírito Santo em quatro mesorregiões, com base em critérios geográficos, econômicos e sociais, agrupando municípios com características similares. As mesorregiões são: Central Espírito-Santense, Norte Espírito-Santense, Noroeste Espírito-Santense e Sul Espírito-Santense. Cada uma delas abrange municípios organizados de acordo com proximidade geográfica e atividades econômicas predominantes, como turismo, agricultura ou indústria, refletindo as especificidades de cada área dentro do estado. Essas divisões são fundamentais para análises territoriais e para a formulação de políticas públicas regionais. Neste estudo, para melhor entendimento, optou-se por adotar essa divisão (IBGE, 2017).

4.1.2 Mesorregião Norte

Os municípios de Conceição da Barra, São Mateus e Aracruz, localizados na mesorregião norte do Espírito Santo, são reconhecidos por sua rica diversidade natural e significativa importância socioeconômica. Essas localidades enfrentam uma combinação de desafios ambientais que refletem o impacto das atividades humanas e das consequências do rompimento da Barragem de Fundão, em 2015 (IEMA, 2023). Além de suas praias e comunidades pesqueiras, que desempenham papel essencial no turismo e na economia local, a região lida com questões como poluição hídrica e degradação de habitats (Corrêa e Nascimento, 2020).

Conceição da Barra, com uma população estimada de 27 mil habitantes e uma área de 1.182,587 km², é famosa por suas praias preservadas, como Itaúnas, Guaxindiba e Riacho Doce (IEMA, 2023). O município sofre com processos de erosão costeira, intensificados pela pressão antrópica sobre a faixa litorânea (Espinoza e Herzog, 2014). A cidade também enfrenta impactos ambientais decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão, ocorrido em 2015, que afetou sua biodiversidade marinha e a qualidade da água, prejudicando as comunidades pesqueiras locais (Fraga, 2021).

Embora o rompimento da barragem de Fundão tenha ocorrido em Minas Gerais, seus efeitos se estenderam até a mesorregião norte do Espírito Santo, em virtude do transporte dos rejeitos de mineração pelo rio Doce até o litoral de Linhares (ES). O curso natural do rio, que percorre aproximadamente 663 quilômetros até a sua foz, promoveu o carreamento de diversos contaminantes para áreas costeiras dos municípios de Conceição da Barra, São Mateus e Aracruz (Coelho, 2016). Entre os elementos presentes nos rejeitos, destacaram-se metais-traço como, cromo, cobre, níquel, cádmio e chumbo (Gabriel *et al.*, 2021). Segundo o Boletim Técnico de Monitoramento e Impactos do Desastre de Mariana no Espírito Santo (Ufes, 2024), essas regiões costeiras foram severamente afetadas, com prejuízos significativos aos ecossistemas marinhos, redução da biodiversidade e comprometimento das atividades pesqueiras locais (Fraga, 2021).

O município de São Mateus, com 123.752 habitantes e uma extensão territorial de 2.346,049 km², também é conhecido por suas praias, como a Praia de Guriri, e por sua tradição pesqueira (Andrade, 2016). A contaminação do Rio Doce e de seus afluentes comprometeu a fauna aquática, causando perdas para a pesca

artesanal e exigindo esforços contínuos de recuperação ambiental (da Vitória *et al.*, 2019; Fraga, 2021).

Aracruz, com uma população de aproximadamente 95 mil habitantes e uma área de 1.420,285 km², destaca-se por suas paisagens costeiras e praias como Barra do Sahy e Barra do Riacho. No entanto, os impactos do rompimento da barragem somaram-se aos desafios trazidos por grandes empreendimentos industriais, como o Estaleiro Jurong Aracruz, instalado na região portuária de Barra do Riacho. Especializado na construção e integração de plataformas *offshore*, o estaleiro representa um importante polo de desenvolvimento econômico, mas também é potencial fonte de impactos ambientais relacionados à dragagem, geração de efluentes e pressão sobre os ecossistemas costeiros (Oliveira, 2020; Ribeiro *et al.*, 2023).

A persistência dos rejeitos de mineração no ambiente marinho e fluvial, associada à dispersão de metais-traço, continua a impactar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos na mesorregião norte do Espírito Santo (Zanotelli, 2024). Estudos revelam que, mesmo após o desastre, os efeitos ambientais ainda se fazem presentes, exigindo esforços de monitoramento e recuperação para minimizar os danos (Vergilio *et al.*, 2020; Bandeira *et al.*, 2024).

4.1.3 Mesorregião Central

Vila Velha, Guarapari, Anchieta e Piúma, municípios da região central do Espírito Santo, compartilham características socioambientais e desafios comuns, como a intensa urbanização de suas áreas costeiras. A expansão urbana desordenada, a poluição e a perda de habitats naturais têm gerado impactos significativos nesses ecossistemas, afetando a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Amaral *et al.*, 2016). A erosão costeira, a compactação do sedimento e a degradação de ecossistemas marinhos são consequências diretas da urbanização, agravadas pelo descarte inadequado de resíduos e pela poluição luminosa (Davies *et al.*, 2014; Macedo *et al.*, 2019). Embora existam iniciativas de gestão ambiental, a falta de uma abordagem integrada e a pressão por desenvolvimento econômico limitam os avanços na conservação dessas áreas (Effgen e Mazine, 2022).

Vila Velha, com uma população estimada de 467.722 habitantes e uma área de 210,225 km² (IBGE, 2022), combina relevância histórica, cultural e turística, destacando-se por suas praias como a Praia da Costa e Barra do Jucu. Guarapari, por sua vez, possui uma população de aproximadamente 124.656 habitantes e uma área de 589,825 km² (IBGE, 2022). A cidade enfrenta desafios ambientais semelhantes, especialmente devido à urbanização intensa e ao turismo. Um dos principais problemas é a poluição hídrica, causada pelo lançamento de esgoto sem tratamento adequado em rios e praias, comprometendo a qualidade ambiental e a saúde pública (Pinto et al., 2013; Chueiri e Fortunato, 2021). Além disso, embora a erosão costeira seja um processo natural, sua intensificação em Guarapari decorre da ocupação desordenada da orla e da ausência de gestão adequada (Oliveira e Albino, 2014). Esse problema é intensificado pela implantação de estruturas de engenharia costeira, como espigões e aterros, que alteram a dinâmica sedimentar da região (Pinheiro *et al.*, 2021). A falta de planejamento integrado para a gestão costeira tem contribuído para o desequilíbrio geomorfológico da linha de costa em Guarapari, aumentando os riscos para as comunidades locais e comprometendo a sustentabilidade das praias, que são fundamentais para o turismo e a economia do município (Vervloet e Prata, 2023; Diniz *et al.*, 2024).

Anchieta, com uma área de 409,691 km² e cerca de 30 mil habitantes (IBGE, 2022), abriga importantes estruturas logísticas e industriais, como o Porto de Ubu, um terminal privado voltado à exportação de pelotas de minério de ferro, operando em estreita conexão com a unidade de pelotização instalada no mesmo local (Samarco, 2024). A atividade portuária nessa região envolve operações de dragagem, atracação de navios de grande calado e manuseio de cargas minerais, processos que favorecem a suspensão e a redistribuição de sedimento.

Piúma enfrenta pressões ambientais intensas associadas à urbanização costeira e ao turismo sazonal, seguindo o mesmo padrão observado nos demais municípios da região central do Espírito Santo. O município possui uma área de 74,046 km² e população estimada em 22.300 habitantes (IBGE, 2022), podendo ultrapassar 100 mil pessoas no verão (Oliveira e Pontini, 2019). Suas atividades econômicas são dependentes dos ecossistemas costeiros, especialmente o artesanato em conchas, a pesca artesanal e o turismo (INCAPER, 2020). A cidade apresenta episódios recorrentes de erosão costeira, estreitamento da faixa de areia e compactação do solo, decorrentes da ocupação da orla, da ausência de corredores naturais de restinga e do aumento da impermeabilização urbana (Rocha, 2025).

4.1.4 Mesorregião Sul

Os municípios do sul do Espírito Santo, Itapemirim, Maratáizes e Presidente Kennedy, apresentam características socioeconômicas e ambientais distintas. Itapemirim tem uma população estimada em 40 mil habitantes e uma área de 550,710 km² (IBGE, 2022). Conhecido por suas praias e pela diversidade de paisagens que mesclam áreas urbanizadas e naturais ao longo de sua orla, Itapemirim abriga praias que são importantes tanto para o turismo quanto para a pesca local. No entanto, a orla enfrenta problemas recorrentes de erosão costeira e degradação ambiental, que persistem mesmo diante de iniciativas como a construção do píer de Itaipava (Nascimento *et al.*, 2025).

A área territorial de Maratáizes corresponde a 130,268 km² e a população estimada é de em torno de 42 mil habitantes (IBGE, 2022). Na área central, destacam-se estruturas como um píer e enrocamentos de rochas, instalados para controle da erosão e recuperação das dunas, fundamentais para proteger a infraestrutura urbana e a linha costeira (INCAPER, 2020; Pinheiro *et al.*, 2021).

Por fim, Presidente Kennedy, com uma população estimada de 13 mil habitantes e uma área de 594,897 km² (IBGE, 2022), destaca-se pela atividade pesqueira e rural. A distância dos centros urbanos e o difícil acesso têm contribuído para a preservação do sistema costeiro (Albino *et al.*, 2006; Albino *et al.*, 2016). No entanto, a dinâmica socioambiental da região está passando por transformações com a construção do Porto Central, um porto industrial de águas profundas que já se

encontra em fase inicial de desenvolvimento. O projeto busca impulsionar setores como petróleo, gás, mineração e agronegócio, trazendo oportunidades econômicas como geração de empregos e aumento da arrecadação. No entanto, surgem preocupações quanto aos impactos ambientais, incluindo alterações na dinâmica costeira e prejuízos à pesca artesanal, além de possíveis pressões sobre a infraestrutura urbana devido ao aumento populacional. O equilíbrio entre desenvolvimento econômico e sustentabilidade é apontado como um desafio central para a região (Corrêa e Lã Ferrari, 2021).

4.2 Estratégia de amostragem

4.2.1 *Ocypode quadrata*

Um total de 10 indivíduos do caranguejo *Ocypode quadrata* foi coletado em cada área de cada praia, totalizando 200 espécimes. As coletas ocorreram no período noturno, quando eles apresentam maior atividade e saem das tocas (Silveira, 2016). As capturas foram realizadas utilizando luvas de proteção para manipulação segura, lanternas de alta intensidade para localizar os caranguejos e recipientes para auxiliar na captura. Esses equipamentos garantiram a integridade física dos animais e minimizaram o estresse durante a coleta. Os indivíduos capturados foram coletados e acondicionados em potes de vidro, previamente higienizados com água deionizada e devidamente identificados com etiquetas padronizadas (Vinagre *et al.*, 2007). Em seguida, as amostras foram encaminhadas ao laboratório da Universidade Federal do Espírito Santo, onde permaneceram armazenadas a aproximadamente -18 °C (Santos., *et al* 2022).

4.2.1 Sedimento

Em paralelo, 500 g de sedimento foram coletadas em cada setor, abrangendo desde a linha d'água até o limite do supralitoral, desde a zona entremarés até o supralitoral da praia. A coleta foi realizada em todas as áreas amostrais, totalizando 20 amostras. Elas foram acondicionadas em recipientes plásticos previamente higienizados com água deionizada e identificados. No laboratório, as amostras foram mantidas a -18° C até a determinação dos metais.

4.2.1 Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos foram coletados em cada área amostral utilizando cinco transectos de um metro de largura, com cerca de 30 m de distância entre eles, abrangendo desde a linha d'água até o limite superior da zona supralitoral. Em cada transecto, todos os resíduos visíveis sobre a superfície da areia foram recolhidos manualmente, utilizando luvas de proteção e sacos coletores padronizados e previamente identificados. Após a coleta, os resíduos foram transportados para o laboratório, onde inicialmente passaram por uma etapa de limpeza para remover sedimento ou outros contaminantes superficiais, assegurando a integridade dos materiais para análise. Após a limpeza, cada item foi submetido a uma inspeção visual detalhada para identificar, sempre que possível, sua origem ou função inicial.

Os resíduos foram classificados em categorias (plástico, papel, metal, madeira, borracha, vidro, outros materiais e têxtil) com base nos critérios de categorização propostos por Leite et al. (2014), e segundo os estudos de Suciú (2017), Andrades et al. (2020) e Adube et al. (2021). As fontes dos resíduos foram classificadas em cinco categorias, com base no protocolo do *International Coastal Cleanup* – ICC (Ocean Conservancy), incluindo atividades recreativas, tabagismo, navegação/oceano, materiais de construção e higiene pessoal/medicamentos. Cada item foi pesado individualmente utilizando balança de precisão para registrar o peso total em gramas. Simultaneamente, a contagem manual de cada categoria foi realizada para determinar a quantidade exata de itens por transecto. Esse procedimento permitiu obter dados detalhados sobre a composição dos resíduos, incluindo a distribuição por material, a densidade por área amostral e o peso correspondente de cada categoria.

4.2.1 Índice de Urbanização

O nível de urbanização das praias foi determinado a partir da adaptação do Índice de Urbanização proposto por González *et al.* (2014) (Quadro 1). Seis parâmetros foram considerados: (1) proximidade de centros urbanos, (2) construções na areia, (3) resíduos sólidos na areia, (4) tráfego de veículos na areia, (5) vegetação natural na área da praia e (6) frequência de visitantes. Cada parâmetro recebeu uma pontuação (0–1, 2–3 ou 4–5) de acordo com critérios qualitativos definidos previamente (Quadro 1). A pontuação final de cada praia foi

obtida pela média dos valores atribuídos, em que menores índices indicam menor grau de urbanização e maiores valores, maior grau de urbanização.

Quadro 1 – Parâmetros e respectivas escalas de pontuação utilizados para compor o Índice de Urbanização (IU), aplicado na avaliação das praias estudadas. O IU reflete o grau de alteração antrópica da paisagem costeira, variando de condições de baixa influência urbana (valores próximos a 0) à intensa urbanização (valores próximos a 5). Adaptado de González *et al.* (2014).

Índice de Urbanização			
Parâmetros	0-1 Baixa	2-3 Intermediária	4-5 Elevada
Proximidade de centros urbanos	Muitos quilômetros de distância. Sem influência direta	Baixo efeito dos centros urbanos na praia	Centro urbano a poucos metros da praia. Tráfego de veículos, ruído e iluminação urbana
Construções na areia	Sem construções próximas	Edifícios perto da praia, mas não na areia ou nas dunas	Edifícios ocupando a praia ou as dunas
Resíduos sólidos na areia	Presença mínima	Baixos níveis de resíduos sólidos na areia	Alta frequência de resíduos sólidos na areia
Tráfego de veículos na areia	Sem acesso de veículos à praia	A travessia de veículos não é periódica e nem constante	Vários veículos têm acesso à praia
Vegetação natural na área da praia	Vegetação nativa abundante e contínua; sem intervenção	Vegetação presente, mas com áreas fragmentadas ou degradadas	Vegetação ausente ou quase inexistente; totalmente suprimida
Frequência de visitantes	Praia visitada por poucas pessoas e localizada em áreas isoladas	Demanda moderada de uso	Alta demanda de usuários, praia altamente turística

4.2.1 Análise granulométrica

A análise granulométrica do sedimento foi realizada por peneiramento a seco, com o objetivo de caracterizar a distribuição do tamanho dos grãos nas diferentes áreas amostradas. Aproximadamente 100 g de sedimento seco foram pesados e submetidos à agitação mecânica em um agitador de peneiras (Alpha Life Science®, modelo TDH, Brasil), utilizando um conjunto padronizado de malhas com aberturas de cascalho (>2 mm), areia muito grossa (>1 mm), areia grossa (>0,5 mm), areia média (>0,25 mm) e areia fina (<0,125 mm) (Suguio, 1973). O tempo de agitação adotado foi de 15 minutos, definido a partir de testes preliminares, sendo compatível com intervalos de peneiramento empregados em estudos experimentais com peneiramento mecânico vibratório (≈10 minutos) (Jordan *et al.*, 2016). Após o peneiramento, o material retido em cada peneira foi pesado, e os valores foram convertidos em porcentagem relativa (%), com base na massa total de sedimento analisada.

4.3 Determinação de metais-traço

4.3.1 *Ocypode quadrata*

Em laboratório, os caranguejos coletados foram lavados com água deionizada para remover completamente os sedimentos aderidos, e o tecido muscular foi cuidadosamente extraído das patas e quelas, com pinças e tesouras. O material foi acondicionado em sacos *ziplock* devidamente identificados e congelados para preservação até o momento da análise. Todos os utensílios e vidrarias utilizados no processo passaram por um rigoroso procedimento de descontaminação, que incluiu lavagem com concentração de detergente neutro (Extran), imersão em HCl a 10% e enxágue com água deionizada. O tecido muscular, em uma alíquota de 0,5 a 1,0 g (peso seco), foi solubilizado em tubos de ensaio contendo uma mistura de 10 mL de HNO₃ a 65% e 2 mL de H₂O₂ a 35% por 20 h em temperatura ambiente. Em seguida, as amostras foram aquecidas a 150 °C em um bloco digestor a ponto de secura. As amostras foram ressuspensas em 5 mL de HNO₃ a 0,5 (v/v), levados em bloco digestor a 60 °C por 20 minutos. Após o resfriamento, as amostras foram filtradas utilizando papel de filtro Whatman® 40, e os volumes dos tubos foram ajustados para 10 mL com HNO₃ a 0,5% (v/v).

As amostras filtradas foram transferidas para potes com tampa, devidamente identificados, e armazenadas em resfriamento com temperatura aproximada de 4 °C. Para controle analítico, duplicatas foram realizadas a cada cinco amostras, seguindo os mesmos procedimentos descritos acima. Além disso, foram incluídas amostras brancas (*blanks*) como controle de contaminação, preparadas com os mesmos reagentes e submetidas aos mesmos procedimentos do ensaio, sendo realizadas cinco amostras brancas a cada rodada do bloco digestor. A análise dos metais-traço Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) foi realizada utilizando a espectrofotometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, Varian 720-ES), com chama física de argônio.

4.3.2 Sedimento

As amostras de sedimento foram peneiradas, selecionando-se a fração com diâmetro de partícula inferior a 2 mm. Em seguida, o material foi macerado em pilão para facilitar a digestão química. A partir dessa fração macerada, foram pesados 0,5 g, que foram transferidos para tubos próprios para digestão em micro-ondas. Em cada tubo, foram adicionados 9 mL de HNO₃ concentrado e 3 mL de HCl concentrado, deixando-se as amostras em repouso por 12h (*overnight*) para pré-digestão. Posteriormente, realizou-se a digestão ácida em forno de micro-ondas, seguindo o programa de aquecimento: duas rodadas compostas por uma rampa de aquecimento de 25 minutos até a temperatura programada de 180°, seguida de manutenção (*hold*) por 35 minutos em cada rodada.

Após a digestão, as amostras foram resfriadas à temperatura ambiente e filtradas em papel de filtro Whatman® 40. O volume final foi completado para 50 mL com solução de HNO₃ a 0,5% (v/v). As soluções obtidas foram transferidas para tubos de centrifuga tipo Falcon, devidamente identificados e armazenados até a análise. Para controle analítico, foi realizada uma duplicata, seguindo integralmente o mesmo procedimento. Além disso, foram incluídas brancos analíticos preparadas com os mesmos reagentes e submetidas ao mesmo protocolo, totalizando três brancas para o conjunto de 20 amostras. A quantificação dos metais traço foi realizada por espectrometria de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES, modelo Varian 720-ES), utilizando argônio como gás de plasma.

4.4 Validação analítica e limites de detecção dos metais-traço

A calibração do equipamento foi realizada com a utilização de padrões com concentrações conhecidas dos metais de interesse: Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn). A curva de calibração foi construída com os seguintes padrões: Blank (0 ppm), Standard 1 (0,02 ppm), Standard 2 (0,05 ppm), Standard 3 (0,1 ppm), Standard 4 (0,5 ppm), Standard 5 (1 ppm) e Standard 6 (5 ppm). Para cada metal analisado, as concentrações nas amostras foram determinadas com base nas respostas do equipamento aos padrões de calibração, permitindo a quantificação precisa dos metais nas amostras de tecido muscular dos caranguejos. As amostras de controle (brancos) apresentaram médias de concentração de 0,002 µg/mL para Cádmio, 0,009 µg/mL para Cromo, 0,040 µg/mL para Cobre, 0,119 µg/mL para Ferro, 0,005 µg/mL para Chumbo e 0,122 µg/mL para Zinco, as quais foram utilizadas para ajustar e validar a precisão das medições do equipamento. Os Limites de Detecção (LD) para cada metal analisado foram os seguintes: Cádmio (Cd) <0,0001 µg/mL, Cromo (Cr) <0,0003 µg/mL, Cobre (Cu) <0,0006 µg/mL, Ferro (Fe) <0,0006 µg/mL, Chumbo (Pb) <0,0022 µg/mL e Zinco (Zn) <0,0018 µg/mL. Além da curva de calibração, foi realizado o controle de recuperação (MRC) para garantir a precisão das análises dos metais. Nenhum pico (spike) significativo foi observado nos dados, indicando que as medições foram consistentes e sem anomalias.

4.5 Análise de dados

As diferenças entre as áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) quanto à composição e abundância dos resíduos sólidos foram avaliadas por análises multivariadas (PERMANOVA, nMDS e SIMPER), utilizando o coeficiente de dissimilaridade de Bray–Curtis após transformação raiz quadrada dos dados. O nMDS foi empregado para representar graficamente os padrões de similaridade na composição dos resíduos sólidos e das variáveis ambientais entre as praias. O SIMPER foi realizado para identificar as categorias de resíduos e variáveis ambientais que mais contribuíram para a dissimilaridade entre áreas.

As concentrações de metais traço nos sedimentos e nos tecidos de *Ocypode quadrata* foram comparadas entre áreas +U e -U por meio de teste t (variáveis com distribuição normal e homogeneidade de variâncias) ou teste de Mann–Whitney

(variáveis não paramétricas). A escolha do teste foi determinada com base nos resultados do teste de Shapiro–Wilk, utilizado para verificar a normalidade dos dados, e na inspeção da homocedasticidade. As correlações entre a densidade de resíduos sólidos, o Índice de Urbanização (IU) e as concentrações de metais foram avaliadas por meio do coeficiente de Spearman (ρ), um método não paramétrico indicado para dados que não apresentam distribuição normal e exibem assimetrias e escalas distintas. O nível de significância foi fixado em 5% ($p < 0,05$).

As análises estatísticas foram realizadas no RStudio (versão 2024.04.2+764) e R (versão 4.3.3), considerando intervalo de confiança de 95% ($\alpha = 0,05$).

5. RESULTADOS

5.1 Índice de Urbanização

Os valores do Índice de Urbanização (IU) variaram de 0 a 5 nas áreas avaliadas (Apêndice II), com valores superiores para as áreas mais urbanizadas (+U) ($X_{\text{médio}} = 3,2$) comparados às menos urbanizadas (-U) ($N_{\text{médio}} = 1,2$). Dentre às áreas +U, destacaram-se Vila Velha (3,8), Guarapari (3,6), Marataízes e Piúma (3,5). Já entre as praias -U, os menores valores foram verificados em Presidente Kennedy (0,5) e Aracruz (0,8).

5.2 Composição e abundância dos resíduos sólidos

Um total de 1.495 itens de resíduos sólidos foi coletado, sendo 1.102 registrados nas áreas mais urbanizadas (+U) e 393 nas áreas menos urbanizadas (-U). O plástico foi a categoria mais abundante no conjunto total de resíduos, correspondendo a 81% do total (Tabela 1), seguindo-se por papel (8%), metal (5%), madeira (3%), borracha (1%), vidro (0,4%), outros materiais (0,4%) e têxtil (0,2%). Comparando as praias +U e -U, verificou-se predominância de plásticos em ambas (+U = 77%, -U = 93%); papel e metal apresentaram proporções relativas maiores em +U 10%, 7% respectivamente, enquanto borracha foi mais representativa em -U (3%).

Tabela 1. Número total de itens de resíduos sólidos coletados por categoria de material nas áreas urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) das 10 praias amostradas no litoral do Espírito Santo (Brasil), incluindo os valores absolutos e os percentuais relativos por tipo de praia e no conjunto geral.

Materiais	Abundância - U	Abundância -U	Abundância total das áreas	% +U	% -U	% Geral
Plástico	845	364	1209	77%	93%	81%
Papel	114	8	122	10%	2%	8%
Metal	78	3	81	7%	0.7%	5%
Madeira	50	1	51	4.5%	0.2%	3%
Borracha	4	13	17	0.3%	3%	1%
Outros	3	3	6	0.2	0.7%	0.4%
Vidro	5	1	6	0.4%	0.2%	0.4%
Têxtil	3	0	3	0.2%	0%	0.2%

Além da composição, a quantidade de resíduos por transecto variou significativamente entre áreas +U e -U (Figura 2), com 22 itens em média por transecto em +U, e 8 em -U ($p < 0,05$).

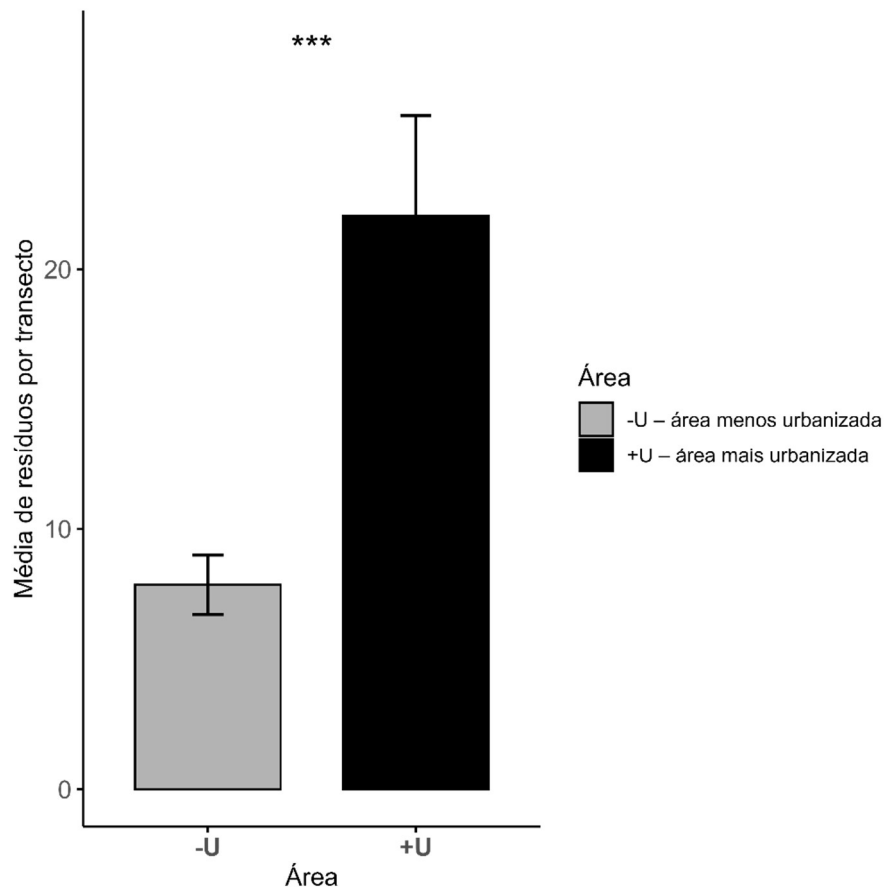


Figura 2. Valores médios da abundância de itens de resíduos sólidos por transecto entre áreas menos urbanizadas (-U) e mais urbanizadas (+U) do estado do Espírito Santo, Brasil. * $p < 0,05$. As barras de erro representam o desvio padrão entre os transectos.

A abundância de resíduos variou entre praias de diferentes municípios, como Marataízes e São Mateus apresentando os maiores valores nas áreas mais urbanizadas (Figura 3). Diferenças significativas entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) foram observadas em quatro municípios: Anchieta, Conceição da Barra, Marataízes e São Mateus ($p < 0,05$), todos com maior acúmulo de resíduos em +U. Nos demais municípios, embora a abundância também seja maior nas áreas urbanizadas, as diferenças não foram significativas.

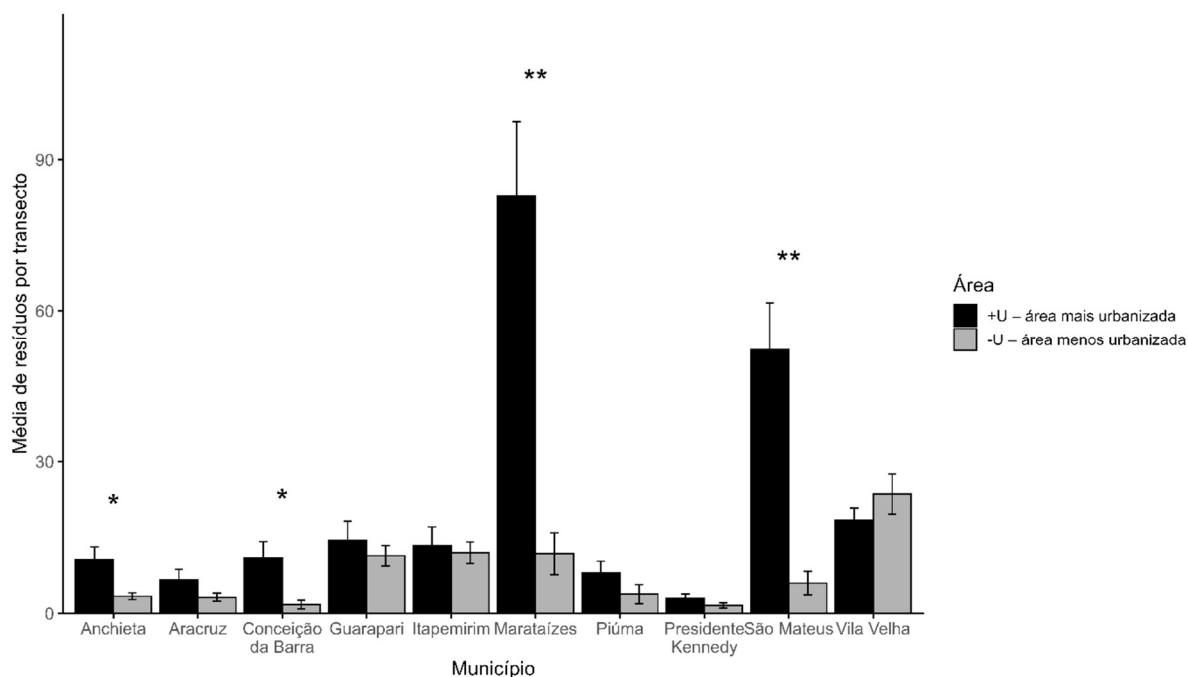


Figura 3. Abundância de resíduos sólidos nas áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) de municípios amostrados no estado do Espírito Santo, Brasil. As barras representam o erro padrão. ($p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$).

A análise SIMPER indicou dissimilaridade média de 57% entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) quanto às categorias de resíduos sólidos. O plástico foi o principal responsável pela dissimilaridade, contribuindo com 71% do total, seguido por papel (15%), metal (6%) e madeira (4%), enquanto as demais categorias apresentaram contribuições inferiores a 2% (Tabela 2).

Para as subcategorias, a dissimilaridade média entre +U e -U foi de 89%. Nas áreas mais urbanizadas, os maiores contribuintes para a dissimilaridade foram filtros de cigarro (17%; atividades de fumo - AF), pedaços de isopor (11%) e fragmentos de plástico rígido (8%), associados principalmente ao descarte direto (D) (Tabela 3). Algumas subcategorias apresentaram contribuição semelhante entre os grupos, como copos descartáveis (2%; atividades recreativas - AR).

Nas áreas menos urbanizadas, destacaram-se como principais contribuintes tampas plásticas (1,6%; AR), fios de nylon (1,3%; atividades de navegação - AN), sacolas plásticas (1,2%; AR), fragmentos de espuma (1%) e fragmentos de borracha (1%), sendo as demais subcategorias responsáveis por contribuições individuais inferiores a 0,5%.

Tabela 2. Contribuição percentual das categorias de resíduos sólidos para a dissimilaridade entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) no litoral do estado do Espírito Santo (Brasil), estimada por meio da análise SIMPER, considerando o conjunto dos itens agrupados por categoria.

Materiais	Contribuição (%)
Plástico	71,2%
Papel	14,6%
Metal	6,3%
Madeira	4,2%
Borracha	1,6%
Outros	0,8%
Vidro	0,7%
Têxtil	0,2%

Tabela 3. Subcategorias de resíduos com maior contribuição para a dissimilaridade entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) do estado do Espírito Santo (Brasil), segundo a análise SIMPER, com indicação das fontes associadas (AF: atividades de fumo; AR: atividades recreativas; D: atividades de despejo; AN: atividades de navegação; HM: higiene e material médico) e da área de maior ocorrência.

Materiais	Subcategorias	Contribuição (%)	Fonte	Área mais frequente
Plástico	Filtro de cigarro	16,9%	AF	+U
Plástico	Pedaço de isopor (não identificável)	11,2%	D	+U
Plástico	Pedaço de plástico rígido (não identificável)	8,2%	D	+U
Papel	Pedaço de papel (não identificável)	7,7%	D	+U
Plástico	Pedaço de plástico flexível (não identificável)	6,8%	D	+U
Plástico	Embalagem plástica flexível (não identificável)	6,4%	AR	+U
Plástico	Embalagem de bala	2,9%	AR	+U
Plástico	Canudo	2,8%	AR	+U
Metal	Tampa	2,3%	AR	+U
Plástico	Embalagem plástica rígida	1,9%	AR	+U
Plástico	Tampa de garrafa PET	1,9%	AR	+U
Plástico	Copo descartável	1,8%	AR	Igual
Madeira	Palito de picolé	1,8%	AR	+U
Plástico	Tampa plástica	1,6%	AR	-U
Plástico	Pedaços de fio de nylon	1,3%	AN	-U
Plástico	Sacola plástica	1,2%	AR	-U
Plástico	Fragmento de espuma (não identificável)	1%	D	-U
Borracha	Fragmento de borracha	0,9%	D	-U
Plástico	Embalagem plástica flexível (outra variação)	0,3%	AR	-U
Plástico	Tampa de isopor	0,3%	AR	-U
Plástico	Embalagem zip lock	0,2%	AR	-U
Plástico	Corda plástica	0,2%	AN	-U

5.3 Granulometria

Nas áreas analisadas, observou-se predomínio de sedimentos arenosos, com variações entre áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U). Em

Aracruz, houve predomínio de areia média em ambas as áreas (67% em +U e 58,9% em -U), seguida de areia grossa (17,9% e 25,4%, respectivamente). Em Conceição da Barra, houve predominância de areia média tanto na área + U (49,4%) quanto na -U (48,8%). Destaca-se também em Conceição da Barra, a elevada constituição de areia fina em ambas as áreas, especialmente na -U (45,8%) e 36,3% na +U.

Em São Mateus, observou-se maior contribuição de areia grossa na área +U (44,4%), enquanto na área -U prevaleceu a areia média (52,3%). Em Anchieta, a fração de areia fina foi dominante a área +U (81,5%), enquanto a área -U apresentou predomínio de areia grossa (84,0%). Em Guarapari, a área +U teve predomínio de areia média (57,7%), acompanhada por uma fração de silte e argila (28,8%). Já a área -U, observou-se o predomínio de areia grossa (55,2%).

Em Presidente Kennedy, em ambas as áreas, houve predomínio de areia grossa (+U= 56,3% e -U= 47,3), seguida de areia média (+U= 34,3% e -U= 43,8). Também no sul do estado, em Itapemirim, a área +U teve maior concentração de areia grossa (47,0%) e média (42,9%), enquanto na praia -U o predomínio foi de areia média (60,6%), seguida de areia fina (22,8%).

Em Piúma, na praia +U ocorreu maiores frações de areia média (40,0%) e areia fina (36,6%), enquanto na -U, destacou-se areia grossa (51,6%), seguido de areia fina (22,5%). Em Vila Velha, areia grossa foi predominante em ambas as praias (+U = 49,1%; -U = 51,9%). Em Marataízes, verificou-se predominância de areia média tanto na praia +U (55,3%) quanto na -U (56,2%). A fração de areia fina também foi abundante (27,6% em +U e 32,4% em -U).

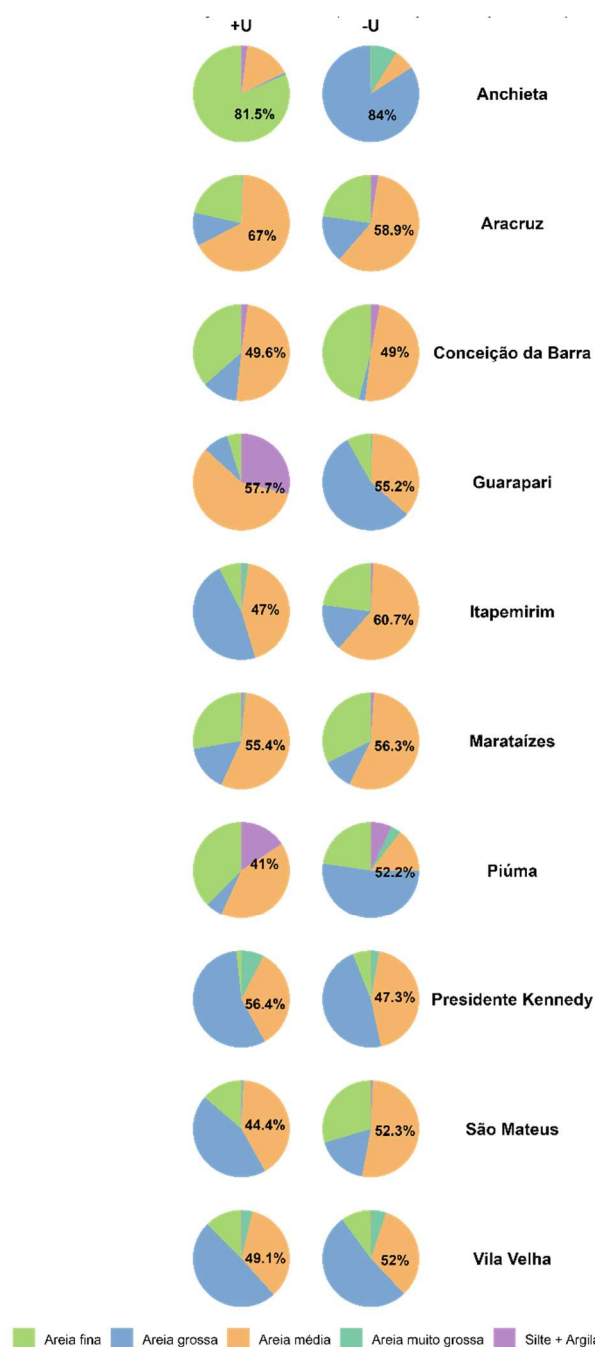


Figura 4. Distribuição percentual das classes granulométricas nas áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) dos municípios do litoral do Espírito Santo - Brasil.

5.4 Metais-traço no sedimento

As concentrações dos metais-traço Cr, Cu, Fe e Zn variaram entre os municípios avaliados (Figura 5). O metal presente em maiores concentrações foi o Fe, cujos valores variaram entre 726,48 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ no setor -U de Anchieta e 26.526,12 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em Conceição da Barra (-U). Em seguida, destacaram-se o Cr, com valores

variando de $1,25 \mu\text{g g}^{-1}$ em Itapemirim (+U) a $20,75 \mu\text{g g}^{-1}$ em Conceição da Barra (-U), e o Zn, que apresentou concentrações entre $0,72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em Guarapari (-U) e $13,47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em Guarapari (+U). O Cu ocorreu em menores concentrações relativas, variando de $<0,004 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (valor abaixo do limite de detecção) até $1,83 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em Anchieta (+U).

As maiores concentrações de Fe foram observadas predominantemente na porção norte da costa capixaba, especialmente em Conceição da Barra (-U), enquanto as maiores concentrações de Cr ocorreram em Piúma (+U). Para os demais metais, não se verificou um padrão espacial claramente definido entre as mesorregiões Central, Sul e Norte, sugerindo que a variabilidade observada está mais associada a características locais do que a gradientes regionais.

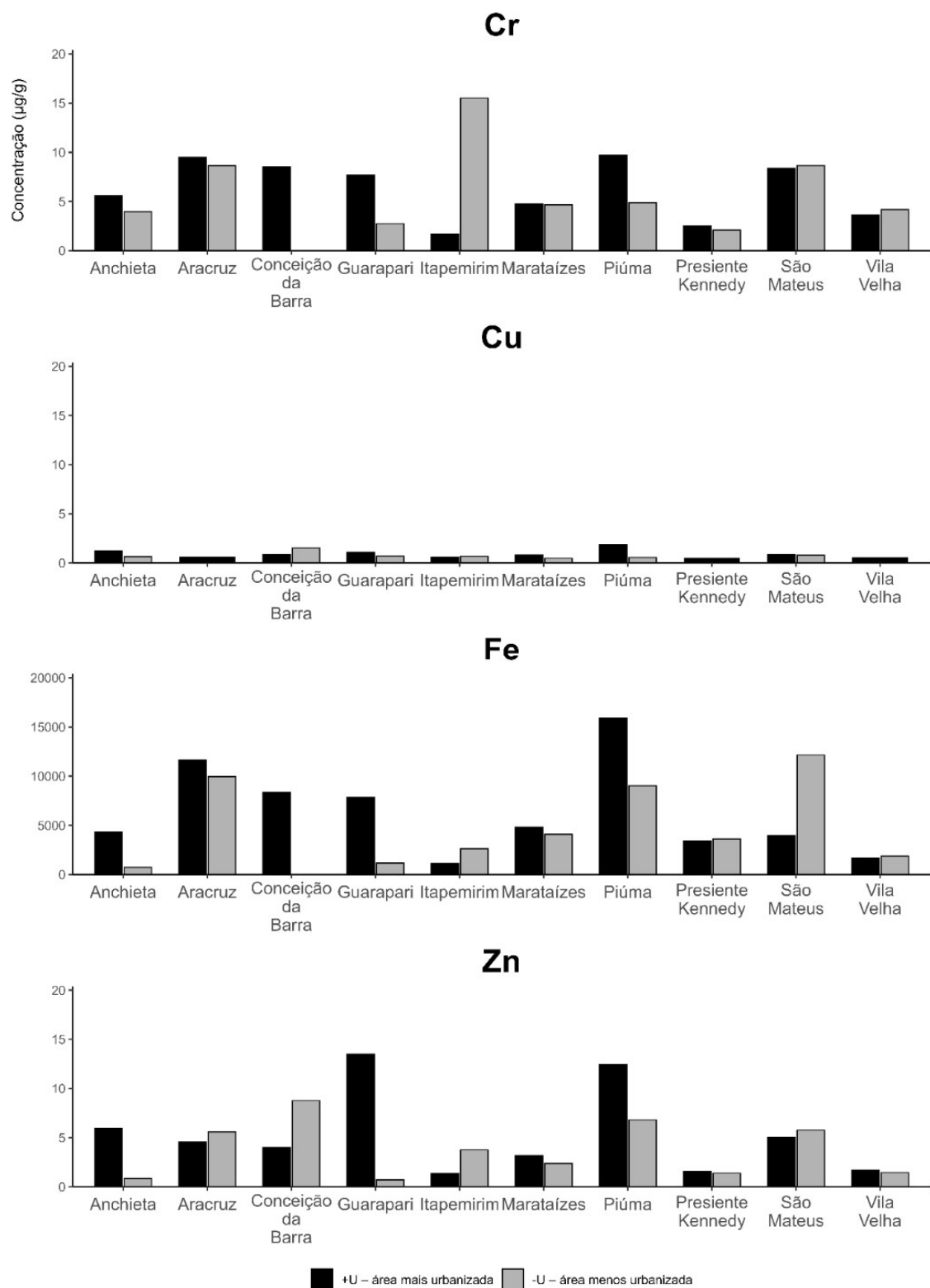


Figura 5. Concentrações dos metais traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn) no sedimento das áreas avaliadas, em áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) dos municípios do litoral do Espírito Santo, Brasil.

Comparativamente, áreas +U e -U, não diferiram significativamente ($p > 0,05$) com relação à concentração de nenhum metal analisado (Figura 6). Em geral, Fe e Zn apresentaram valores ligeiramente mais elevados em áreas +U, enquanto Cr e Cu foram superiores em -U.

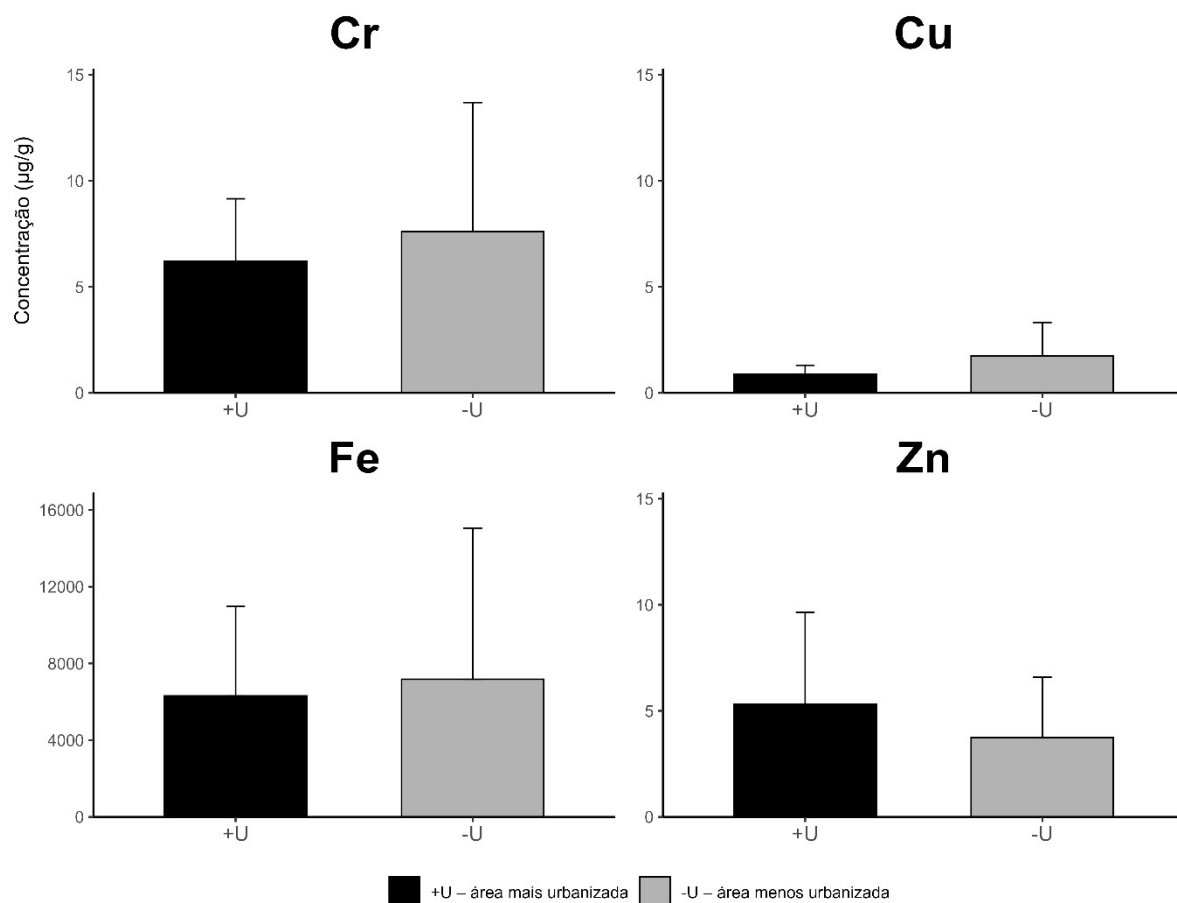


Figura 6. Concentrações médias ($\pm$ desvio-padrão) dos metais traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn) no sedimento das áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) avaliadas no litoral do Espírito Santo, Brasil. As barras representam a média de cada metal e as linhas verticais indicam o desvio-padrão. Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os setores +U e -U ($p > 0,05$).

Os elementos Cd e Pb também foram analisados, porém permaneceram abaixo do limite de detecção do método empregado, indicando concentrações não quantificáveis nas amostras de sedimento. As concentrações de Cr, Cu, Fe e Zn no sedimento não variaram significativamente entre áreas +U e -U com valores de $F = 1,22$, $R^2 = 0,063$ e $p = 0,25$. A inclusão das variáveis granulométricas (cascalho,

frações de areia e silte -argila) como covariáveis no modelo não alterou o resultado ($F = 1,66$; $p = 0,20$), reforçando que o fator “área +U e -U” (nível de urbanização) não exerceu influência sobre a composição dos metais-traço. A disposição das amostras no espaço multivariado (Figura 7) evidência ampla sobreposição entre áreas +U e -U, sem formação de agrupamentos distintos, o que confirma a homogeneidade composicional entre as áreas analisadas.

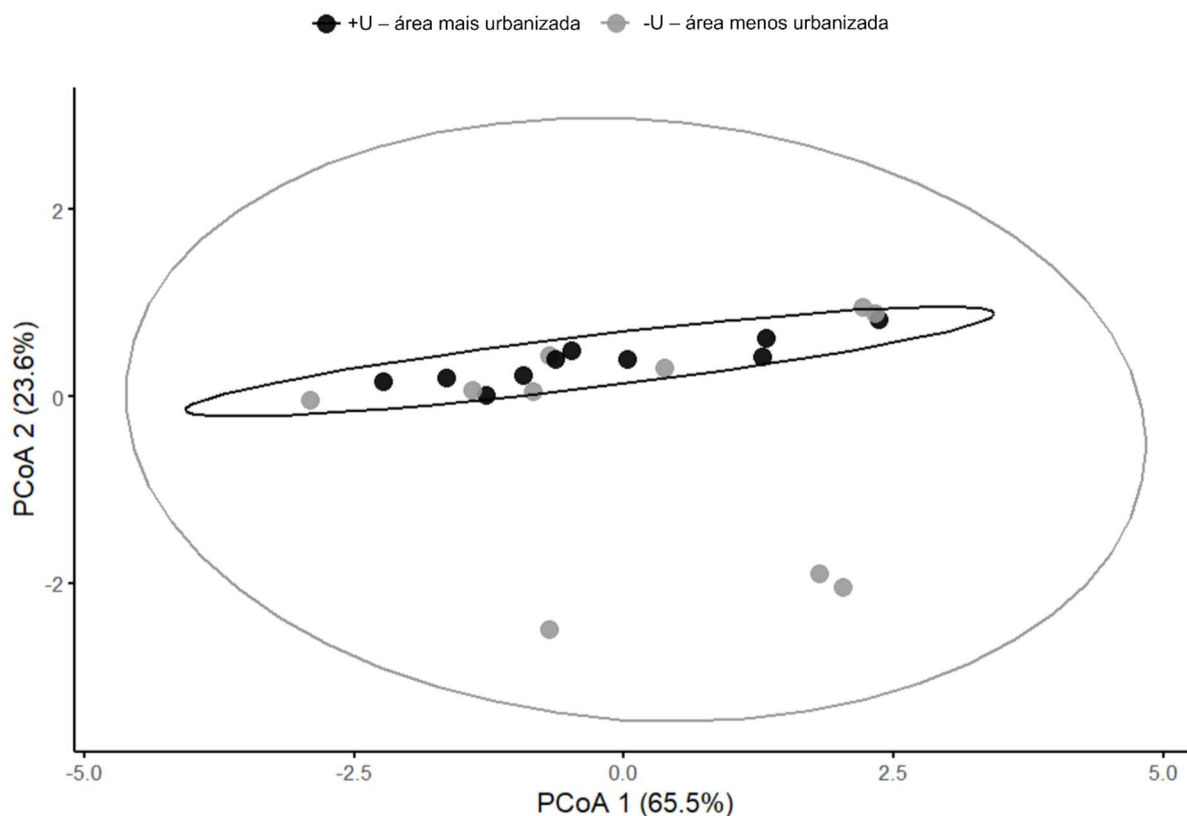


Figura 7. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada nas concentrações de Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Zinco (Zn) nos sedimentos das áreas avaliadas. As cores representam as áreas menos urbanizados (-U, cinza) e mais urbanizados (+U, preto). As elipses indicam intervalos de confiança de 95% para cada grupo.

5.5 Metais-traço nos tecidos de *Ocypode quadrata*

As concentrações médias dos metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) nos tecidos do caranguejo *O. quadrata* variaram entre as áreas avaliadas (Figura 8). O Zn apresentou as maiores médias, variando entre 8,8 e 26,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, com o valor mais elevado registrado em Marataízes (+U = 26,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), seguido de Itapemirim (-U = 25,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; +U = 21,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e Piúma (-U = 21,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$;

+U = 19,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). O Fe apresentou médias entre 2,5 e 10,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, com valores superiores em Piúma (-U = 10,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Itapemirim (+U = 9,9 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), São Mateus (+U = 9,7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Piúma (+U = 8,6 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e Marataízes (+U = 8,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). O Cu apresentou médias entre 4,4 e 14,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, destacando-se Marataízes (+U = 14,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Piúma (-U = 10,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$); Itapemirim (-U = 9,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Vila Velha (+U = 9,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Já o Pb variou entre 0,03 e 0,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, com maiores valores em Conceição da Barra (-U = 0,4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; +U = 0,19 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), São Mateus (+U = 0,27 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e Marataízes (-U = 0,12 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Para o Cr, os valores também foram mais baixos, abaixo do limite de detecção do método e 0,16 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, destacando-se Marataízes (+U = 0,16 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Itapemirim (-U = 0,12 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; +U = 0,11 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), Conceição da Barra (-U = 0,11 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) e São Mateus (+U = 0,10 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). O Cd permaneceu abaixo do limite de detecção em todas as amostras.

Não foi identificado um efeito direto da urbanização sobre as concentrações de metais-traço no caranguejo, embora diferenças estatisticamente significativas entre áreas +U e -U tenham sido observadas para alguns elementos, de forma pontual e dependente do município. O Fe apresentou médias significativamente maiores na área +U de Anchieta, Aracruz, Conceição da Barra, Guarapari, Itapemirim, Marataízes, Piúma e São Mateus. Para o Cu, concentrações significativamente maiores foram observadas na área +U de Piúma, enquanto Conceição da Barra, Itapemirim e Presidente Kennedy apresentaram médias superiores na área -U. Para o Pb, os valores maiores foram observados na área -U de Marataízes, Piúma, Presidente Kennedy e São Mateus. O Zn apresentou diferenças significativas com maiores valores registrados na área -U de São Mateus e Vila Velha. Para o Cr, foi identificada diferença significativa em Conceição da Barra, com concentrações mais elevadas em -U.

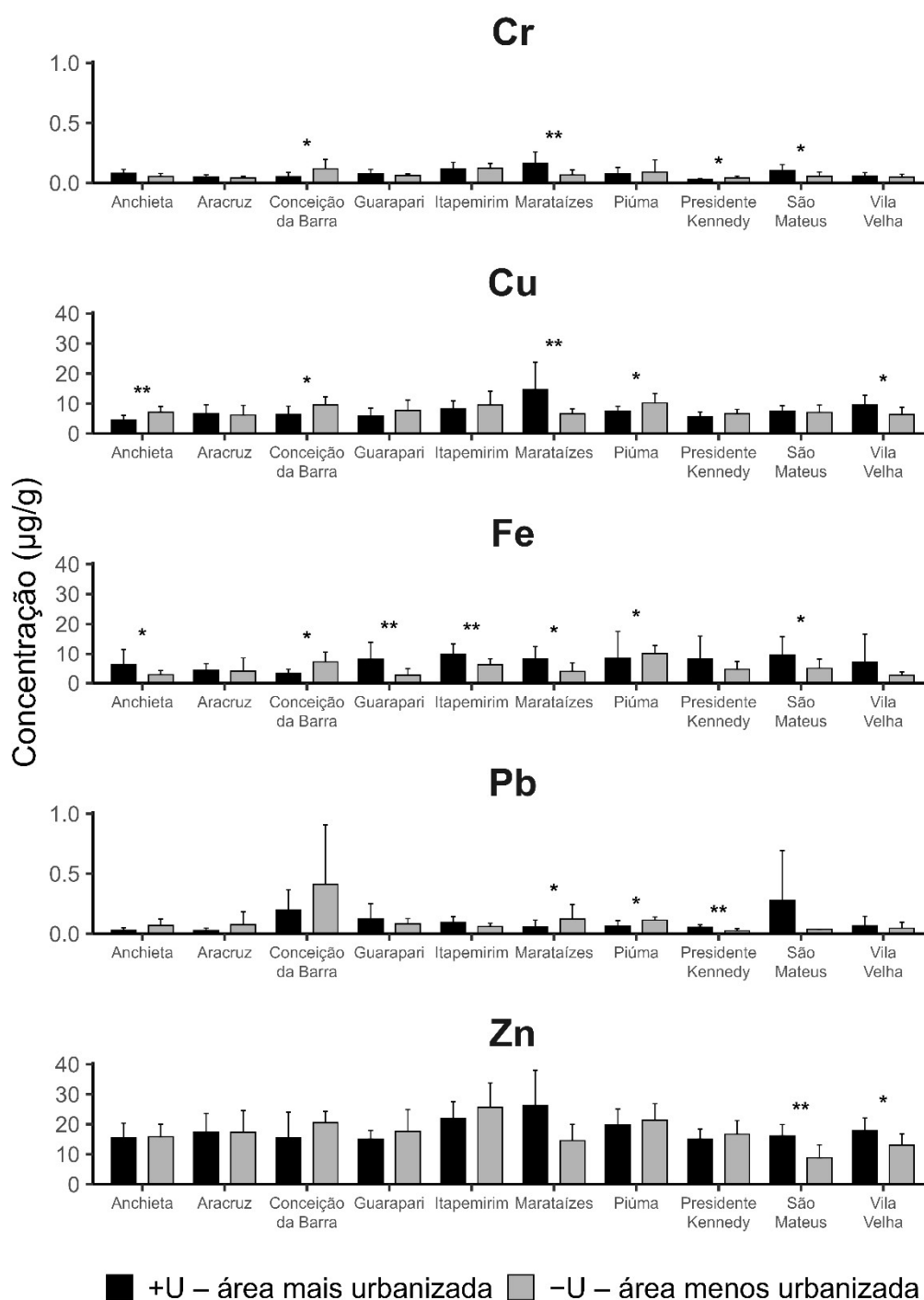


Figura 8. Concentrações médias ($\pm$ desvio-padrão) dos metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) nos tecidos de *Ocypode quadrata* coletados em praias mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) ao longo do litoral do Espírito Santo, Brasil. As barras pretas representam as praias urbanizadas e as cinzas as menos urbanizadas. Asteriscos indicam diferenças estatisticamente significativas entre os setores para cada município ($p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

Entre praias, o elemento Fe foi o único metal que apresentou diferença significativa ($p < 0,001$), com maiores concentrações nas áreas +U (Figura 9).

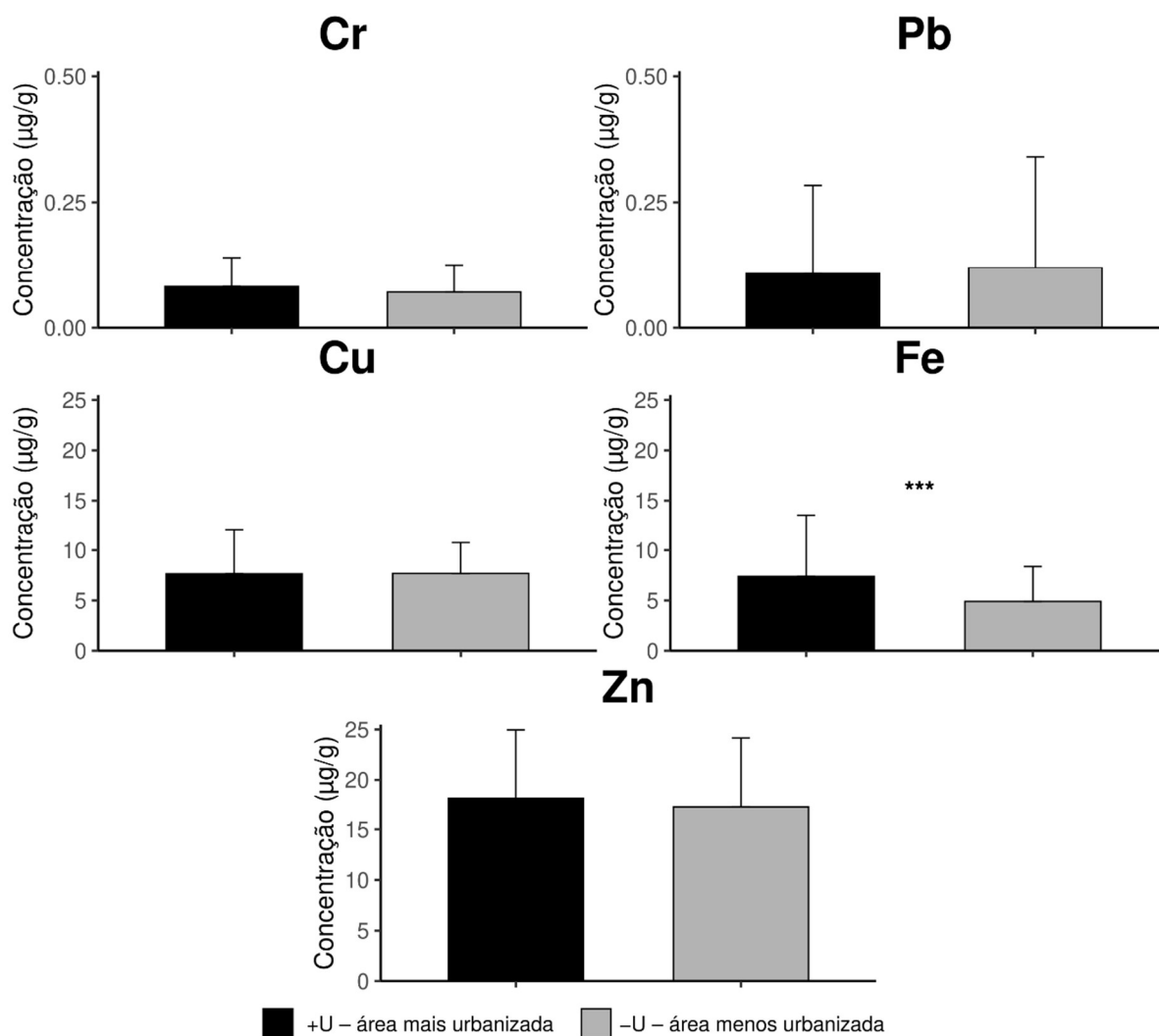


Figura 9. Concentrações médias ($\pm$ desvio-padrão) dos metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn), nos tecidos de *Ocyropsis quadrata* nas áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) do litoral do Espírito Santo, Brasil. As barras pretas representam as áreas urbanizadas e as cinzas as menos urbanizadas. Asteriscos indicam diferenças estatisticamente significativas entre os setores ($p < 0,05$; $p < 0,01$; $p < 0,001$).

A análise de correlação considerando valores médios de resíduos sólidos (RS), índice de urbanização (IU) e concentrações de metais no sedimento e em *O. quadrata* demonstrou apenas uma correlação significativa ($\rho = 0,44$; $p = 0,05$), com o

teor de cromo em seus tecidos diretamente relacionado a abundância de resíduos sólidos (Tabela 4).

Tabela 4. Correlação de Spearman (ρ) entre valores médios de resíduos sólidos (RS), índice de urbanização (IU) e concentrações de metais-traço no sedimento e em *Ocypode quadrata*.

Variável 1	Variável 2	ρ (Spearman)	p-valor
Resíduos Sólidos	<i>O. quadrata</i> (Cr)	0,44	0,05
Resíduos Sólidos	Sedimento (Fe)	-0,34	0,15
Resíduos Sólidos	Sedimento (Cu)	0,21	0,42
Resíduos Sólidos	<i>O. quadrata</i> (Cu)	0,18	0,44
Resíduos Sólidos	<i>O. quadrata</i> (Pb)	0,17	0,46
Resíduos Sólidos	Sedimento (Zn)	-0,10	0,66
Resíduos Sólidos	sedimento (Cr)	-0,10	0,67
Índice de Urbanização	<i>O. quadrata</i> (Fe)	0,41	0,07
Índice de Urbanização	Sedimento (Zn)	0,38	0,10
Índice de Urbanização	<i>O. quadrata</i> (Cr)	0,29	0,21
Índice de Urbanização	Sedimento (Cu)	0,24	0,34
Índice de Urbanização	Sedimento (Fe)	0,15	0,52
Índice de Urbanização	Resíduos Sólidos	0,10	0,67
<i>O. quadrata</i> Cr	sedimento (Cr)	0,27	0,24
<i>O. quadrata</i> Fe	Sedimento (Fe)	0,21	0,36

6. DISCUSSÃO

A maior carga de resíduos sólidos nas áreas mais urbanizadas constitui o primeiro e mais evidente sinal da pressão antrópica (Jambeck et al., 2015; Maia et al., 2023), evidenciada pela dissimilaridade média de 57% entre praias mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) quanto às categorias de resíduos sólidos. A predominância de plásticos observada é consistente com outros estudos que destacaram sua persistência, elevada fragmentação e capacidade de dispersão por longas distâncias, características que permitem que esses materiais se acumulem em grande quantidade mesmo em ambientes de alta energia hidrodinâmica (Barnes et al., 2009; Gall e Thompson, 2015).

A presença de fragmentos plásticos flexíveis, predominantemente associados à degradação de embalagens e sacolas, itens descartáveis de uso único e

embalagens de consumo reforça a associação direta entre o uso recreativo das praias e a deposição instantânea de resíduos, considerando a dissimilaridade média de 89% entre +U e -U para as subcategorias e a maior contribuição, nas praias mais urbanizadas, de resíduos vinculados ao descarte direto, como filtros de cigarro (17%), pedaços de isopor (11%) e fragmentos de plástico rígido (8%), padrão relatado em praias urbanizadas ao redor do mundo (Da Silva et al., 2016). Esses dados reforçam que o perfil da poluição costeira está diretamente ligado ao comportamento humano e à ausência de medidas de mitigação proporcionais ao uso recreativo das praias (Pawar et al., 2016; Nuojuia et al., 2022). Nesse sentido, os resultados evidenciam que a urbanização não apenas aumenta o volume de resíduos sólidos, mas também altera qualitativamente a composição da poluição, uma vez que itens associados ao consumo humano imediato apresentaram maior contribuição relativa nas áreas +U.

Enquanto nas praias -U prevaleceram subcategorias como tampas plásticas (1,6%), fios de *nylon* (1,3%), sacolas plásticas (1,2%), fragmentos de espuma (1%) e fragmentos de borracha (1%), típicas de materiais mais resistentes e relacionados ao transporte oceânico (Santos et al., 2009; Browne et al., 2011). Esse padrão de resíduos observado é compatível com fontes difusas e processos de transporte marinho, com destaque para fios de *nylon*, fragmentos de espuma e outros detritos associados à atividade pesqueira e à deriva oceânica (Barnes et al., 2009; Lavers e Bond, 2017). Esses materiais apresentam maior persistência e potencial de transporte por correntes e ventos, favorecendo sua acumulação em trechos costeiros menos acessíveis e com menor influência de deposição direta, como descrito para regiões onde a deriva marinha constitui o principal mecanismo de aporte de resíduos (Ryan et al., 2009). Nesse contexto, o acúmulo destes materiais nas praias -U pode ser explicado por processos oceanográficos, como eventos de tempestade, regimes sazonais de vento e padrões de circulação costeira, do que por pressões antrópicas locais imediatas (Andrade et al., 2018).

Em relação à granulometria, é reconhecido que a sua constituição é um fator que influencia a maior retenção de metais-traço, uma vez que frações finas apresentam maior área superficial e capacidade de adsorção (Eggleton e Thomas, 2004; Hatje et al., 2006; Souza et al., 2014). Entretanto, as praias estudadas possuem morfodinamismo intermediário ou refletivo, com predomínio de frações de

areia média e grossa, e baixa participação de frações finas, o que pode ter reduzido as concentrações de metais-traço no sedimento.

Nesse contexto, as concentrações de Cromo, Cobre, Ferro e Zinco observadas no sedimento reforçam o diagnóstico de baixa influência antrópica, uma vez que todos os metais-traço quantificados permaneceram abaixo dos valores de referência do Nível 1 da Resolução CONAMA nº 454/2012 (Tabela 5), indicando ausência de efeitos ecotoxicológicos esperados (CONAMA, 2012). O Fe apresentou as maiores concentrações absolutas, variando de 726,48 a 26.526,12 $\mu\text{g g}^{-1}$, seguido por Cr (1,25 a 20,75 $\mu\text{g g}^{-1}$), Zn (0,72 a 13,47 $\mu\text{g g}^{-1}$) e Cu (de valores abaixo do limite de detecção – LD – até 1,83 $\mu\text{g g}^{-1}$), padrão compatível com a dominância de elementos de origem natural e com a composição mineralógica regional. Embora haja variação espacial entre os municípios, não foram identificadas diferenças significativas entre áreas +U e -U. A ausência de Cd e Pb acima do limite de detecção do método, aliada à similaridade composicional observada entre as amostras, indica que a distribuição dos metais-traço no sedimento das áreas de estudo é, em sua maior parte, controlada por fontes naturais, como a mineralogia regional e o aporte geogênico das bacias hidrográficas (Seeliger et al., 2012; Buzzi et al., 2018).

Klein e Short (2016) demonstraram que praias brasileiras expostas a forte hidrodinâmica apresentam elevada mobilidade sedimentar, predominância de areias médias a grossas e rápida exportação de partículas finas. Em ambientes com essas características, processos contínuos de ressuspensão e recirculação reduzem a capacidade de retenção das frações mais finas do sedimento, limitando o papel do compartimento sedimentar como reservatório de metais-traço (Siegle e Calliari, 2008; Liu et al., 2023). Observações semelhantes foram relatadas por Rubio *et al.* (2011), que registraram baixa acumulação de sedimentos finos e menor retenção de contaminantes em zonas costeiras submetidas a elevada energia hidrodinâmica, reforçando a interpretação de que, nas praias avaliadas, os metais-traço presentes refletem predominantemente processos naturais de transporte e redistribuição sedimentar, e não aportes antrópicos locais. Esse padrão é coerente com as características morfodinâmicas das praias estudadas.

Tabela 5. Valores-guia de qualidade de sedimentos para os metais-traço Cromo (Cr), Cobre (Cu) e Zinco (Zn), conforme a Resolução CONAMA nº 454/2012 ($\mu\text{g g}^{-1}$). O Nível 1 corresponde às concentrações abaixo das quais não são esperados efeitos ecotoxicológicos adversos, enquanto o Nível 2 indica concentrações acima das quais efeitos ecotoxicológicos são prováveis (CONAMA, 2012).

	Cr	Cu	Fe	Zn
CONAMA Nível 1 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	81	34	-	150
CONAMA Nível 2 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	370	270	-	410

No caso específico do Fe, sua abundância é compatível com ambientes tropicais sujeitos a intenso intemperismo químico, que mobiliza e concentra minerais ferruginosos nos perfis de solo e nos sedimentos costeiros (Jesus *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2018). Por isso, mesmo os valores mais elevados observados refletem predominantemente o sinal natural do ambiente, resultado da erosão de formações ferríferas e do transporte fluvial, e não um enriquecimento associado diretamente à urbanização (Santos *et al.*, 2005). Essa interpretação é reforçada pelo fato de que tanto as tabelas de referência da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) (Buchman, 2008), quanto às diretrizes nacionais estabelecidas pelo CONAMA não incluem o Fe entre os metais-traço avaliados quanto ao risco ecotoxicológico, uma vez que se trata de um elemento essencial, de elevada abundância natural e de baixa toxicidade ambiental.

Além disso, os resultados indicam que a granulometria influenciou a dinâmica dos metais-traço ao estabelecer um ambiente sedimentar predominantemente arenoso, com baixa capacidade de retenção, mas não foi o fator determinante para a geração de padrões espaciais de concentração entre áreas mais e menos urbanizadas. Em um contexto de elevada energia hidrodinâmica e baixa disponibilidade ambiental de metais-traço, como o observado nas praias estudadas, as variações granulométricas existentes não mostraram diferenciações geoquímicas significativas, reforçando que a distribuição de Cr, Cu, Fe e Zn refletiu majoritariamente controles naturais e processos físicos de transporte e redistribuição sedimentar. Esse comportamento é consistente com o descrito por Hatje *et al.* (2003), Santos *et al.* (2005), Reckhardt *et al.* (2015) e Karloniene *et al.* (2021) para ambientes costeiros com baixa carga contaminante.

A bioacumulação de metais-traço em *O. quadrata* apresentou um padrão distinto daquele observado no sedimento, uma vez que, apesar das concentrações sedimentares superiores às registradas nos tecidos do organismo, não foi observada correlação significativa entre os metais-traço no sedimento e no caranguejo. Esse resultado indica que o organismo não respondeu diretamente à disponibilidade sedimentar imediata dos metais. Esse resultado pode estar associado à baixa biodisponibilidade dos metais-traço no sedimento e à capacidade fisiológica de regulação desses elementos pelo caranguejo. Embora *O. quadrata* apresente hábito escavador e elevada mobilidade na zona entremarés, essas características não se refletiram em um padrão consistente de bioacumulação, mesmo em áreas com maiores concentrações sedimentares, conforme já descrito para decápodes semi-terrestres (Rainbow, 2007; Lopes, 2012).

A predominância do Zn, metal essencial envolvido na contração muscular e em processos metabólicos fundamentais (Chagas, 2008), é consistente com a fisiologia de crustáceos, os quais apresentam mecanismos eficientes de regulação interna desse elemento, mesmo sob condições ambientais de baixa contaminação (Amiard *et al.*, 2006; Rainbow, 2007). De forma semelhante, concentrações relativamente mais elevadas de Cu podem ser atribuídas à importância fisiológica desse metal, uma vez que, em crustáceos, a respiração é mediada pela hemocianina, um pigmento respiratório cuja estrutura molecular é baseada em cobre, de modo que parte do teor desse elemento nos tecidos reflete sua função essencial no transporte de oxigênio, e não necessariamente maior disponibilidade ambiental (WHO, 1996; Virga *et al.*, 2007).

Metais-traço não essenciais, como Pb e Cr, ocorreram em baixas concentrações no tecido muscular de *O. quadrata*, com valores máximos de 0,40 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Pb e 0,16 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Cr, padrão compatível com ambientes de reduzida influência antrópica. Estudos conduzidos em ambientes marinhos preservados indicam que a bioacumulação desses metais em organismos costeiros ocorre de forma limitada, refletindo predominantemente a biodisponibilidade ambiental e processos naturais de fundo (Sujitha *et al.*, 2018). Esses padrões estão associados a sedimentos caracterizados por baixos níveis de fundo geoquímico e ausência de contaminação significativa, conforme descrito para sistemas estuarinos pouco impactados (Angeli *et al.*, 2020).

A ausência de detecção de Cd em todas as amostras, com concentrações abaixo do limite de detecção do método analítico, reforça esse diagnóstico. O Cd é amplamente reconhecido como um marcador sensível de poluição urbana e industrial, especialmente associado a efluentes industriais, fertilizantes fosfatados e atividades portuárias. De acordo com Ramos (2011) e Costa (2022), concentrações não detectáveis de Cd em tecidos de organismos bentônicos são típicas de áreas onde a biodisponibilidade desse elemento é mínima, corroborando a interpretação de baixa pressão antrópica relacionada à poluição por metais-traço nas praias analisadas.

De modo geral, as concentrações médias de Cu, Zn e Cr permaneceram dentro das faixas consideradas naturais para crustáceos marinhos, não havendo valores de referência toxicológica específicos estabelecidos pela ANVISA para esses elementos em crustáceos. Para o Pb, cujo limite máximo permitido para crustáceos destinados ao consumo humano é de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (Portaria ANVISA nº 685/1998), o maior valor registrado ($0,41 \text{ mg kg}^{-1}$) ocorreu na área -U de Conceição da Barra, permanecendo abaixo do limite legal. Valores pontualmente mais elevados de Pb em ambientes costeiros podem estar associados à influência fluvial e à remobilização de sedimentos finos na zona de foz, conforme demonstrado por Hatje e Barros (2012), que identificaram o aporte continental como uma das principais fontes naturais e difusas de Pb para ecossistemas costeiros tropicais.

A variação espacial observada para Zn e Fe entre municípios como Marataízes, Itapemirim, Piúma e Guarapari indica que fatores naturais exercem papel principal sobre a bioacumulação desses elementos em *O. quadrata*. Segundo Merfa (2010), a dieta, a ingestão acidental de partículas sedimentares durante a alimentação e a composição mineralógica local do sedimento influenciam diretamente as concentrações de metais essenciais em crustáceos bentônicos. No presente estudo, a ausência de um gradiente consistente entre áreas +U e -U, associada ao comportamento altamente móvel e ao hábito alimentar generalista da espécie, sugere que a variabilidade observada reflete predominantemente processos ecológicos e fisiológicos, e não um efeito direto da urbanização (Virga *et al.*, 2007; Costa e Zalmon, 2019).

Entre os metais-traço avaliados, o Fe apresentou diferenças estatisticamente significativas entre áreas, com concentrações mais elevadas no tecido muscular de

O. quadrata coletado em setores +U. Contudo, o Fe é um elemento naturalmente abundante em ambientes costeiros tropicais, sua bioacumulação em organismos marinhos está fortemente relacionada à disponibilidade mineralógica e à dieta, mais do que à contaminação antrópica direta. Dessa forma, a interpretação desse resultado deve ser feita com cautela, considerando que o padrão observado pode refletir variações naturais do ambiente e do comportamento alimentar da espécie, e não necessariamente um incremento de origem urbana.

A única correlação significativa observada foi entre a abundância de resíduos sólidos e os teores de Cr em *O. quadrata*, sugerindo uma relação entre a pressão antrópica associada ao uso recreativo das praias e a exposição desse organismo ao metal. Esse padrão pode estar relacionado, em especial, à elevada participação relativa de resíduos plásticos em comparação às demais categorias, uma vez que o plástico representou a maior proporção dos itens contabilizados ao longo da faixa praial analisada.

Estudos têm demonstrado que materiais plásticos podem conter Cr em sua composição, seja como componente de pigmentos, estabilizantes térmicos ou aditivos utilizados durante o processo de fabricação. Hansen *et al.* (2013), ao avaliarem a presença de substâncias potencialmente perigosas em polímeros comerciais, identificaram o Cr entre os metais frequentemente incorporados a produtos plásticos amplamente utilizados. De forma complementar, Turner (2016) demonstrou que resíduos plásticos coletados em ambientes marinhos apresentam concentrações detectáveis de metais pesados, incluindo Cr, evidenciando o potencial desses materiais atuarem como fontes secundárias de liberação de metais no ambiente costeiro.

A ausência de padrões espaciais associados à urbanização não compromete a utilidade do organismo como biomonitor; ao contrário, destaca sua eficiência em indicar condições de baixa contaminação (Rodrigues *et al.*, 2021). Em contextos em que a urbanização não gera aporte mensurável de metais, seja pela baixa pressão antrópica, seja pelo comportamento do sedimento, *O. quadrata* responde de forma coerente, refletindo a limitada disponibilidade ambiental desses elementos e confirmando seu potencial como biomonitor.

A ausência de correlação significativa entre as concentrações de metais no sedimento e aquelas observadas no tecido muscular de *O. quadrata* indica que a

bioacumulação nesse organismo não ocorre de forma linear nem exclusivamente dependente da disponibilidade ambiental imediata. Os padrões observados refletem, portanto, a influência integrada de múltiplos fatores ecológicos e fisiológicos, como metabolismo, dieta oportunista, ingestão incidental de partículas sedimentares e elevada mobilidade ao longo da zona entremarés, conforme descrito por Álvaro *et al.* (2016) para organismos bentônicos móveis.

Embora a abundância de resíduos sólidos tenha diferenciado claramente as áreas +U das -U, essa diferenciação não se refletiu nas concentrações de metais no sedimento nem nos tecidos de *O. quadrata*. Essa distinção decorre de mecanismos ambientais distintos que controlam o acúmulo de resíduos e a dinâmica dos metais. Os resíduos sólidos respondem de forma rápida e direta ao uso recreativo das praias, acumulando-se preferencialmente em áreas mais frequentadas, como demonstrado por Silva *et al.* (2016). Em contraste, o sedimento das praias avaliadas é composto majoritariamente por frações médias a grossas de areia e está sujeito a elevada energia hidrodinâmica, o que favorece a ressuspensão e a exportação contínua das frações finas, justamente aquelas com maior capacidade de adsorção de metais (Siegle e Calliari, 2008; Reitermajer *et al.*, 2011). Como consequência, mesmo sob maior pressão antrópica, a baixa retenção de partículas finas limita a acumulação e a detecção de metais-traço no sedimento (Rubio *et al.*, 2011).

O caranguejo *O. quadrata* respondeu principalmente à baixa disponibilidade ambiental de metais-traço, não apresentando um padrão consistente de bioacumulação associado ao índice de urbanização das praias. Esse comportamento é compatível com resultados obtidos para crustáceos costeiros, nos quais a bioacumulação de metais tem se mostrado mais fortemente condicionada por fatores ambientais e biológicos locais, como dieta, mobilidade, uso do habitat e processos fisiológicos, do que por gradientes amplos de urbanização. Ramos (2011) demonstrou que, mesmo em áreas com diferentes níveis de ocupação humana, a variação nas concentrações de metais em crustáceos bentônicos é explicada sobretudo por características ecológicas das espécies e pela disponibilidade local dos metais, e não pelo grau de urbanização considerado isoladamente.

7. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos evidenciam padrões distintos de resposta do caranguejo *O. quadrata* à poluição por resíduos sólidos e metais-traço no sedimento. A urbanização exerceu influência direta apenas sobre a carga de resíduos sólidos, indicador altamente sensível e de resposta imediata à pressão antrópica, especialmente associada ao uso recreativo das praias. Em contrapartida, não foram observados efeitos correspondentes da urbanização sobre as concentrações de metais-traço no sedimento ou nos tecidos de *O. quadrata*, os quais permaneceram em níveis baixos ao longo das áreas avaliadas. Isso reforça a necessidade de que políticas públicas voltadas à gestão costeira priorizem estratégias de mitigação da poluição por resíduos sólidos, como ampliação da infraestrutura de descarte, fiscalização e ações educativas, sem negligenciar abordagens preventivas destinadas a evitar o aumento futuro da carga de metais em praias arenosas.

A hipótese de que praias mais urbanizadas apresentam maiores concentrações de metais-traço no sedimento e em *O. quadrata*, associadas a uma maior presença de resíduos sólidos, foi confirmada apenas para os resíduos sólidos. Para o sedimento, os resultados não corroboraram, uma vez que as concentrações de metais permaneceram baixas e independentes do grau de urbanização, refletindo a elevada energia hidrodinâmica das praias estudadas e a baixa retenção de partículas finas. Também não se observou relação entre as concentrações de metais no sedimento e nos tecidos do organismo, nem um padrão consistente associado ao índice de urbanização. Esse resultado é atribuído principalmente à baixa disponibilidade ambiental de metais ao longo das praias estudadas, condição que limita a bioacumulação independentemente do nível de urbanização. Embora tenha sido identificada uma associação pontual entre a abundância de resíduos sólidos e os teores de Cr, essa relação ocorreu em um contexto de baixas concentrações absolutas e não foi suficiente para caracterizar um padrão de exposição relevante ou um gradiente associado à urbanização.

Sendo assim, os padrões observados indicam que abordagens futuras podem aprofundar a compreensão das interações entre urbanização, metais-traço e fauna bentônica por meio do refinamento de alguns processos analíticos específicos, como a avaliação isolada de frações sedimentares mais finas, quando presentes, reconhecidas por sua maior retenção geoquímica de metais-traço, bem como a

consideração de variações temporais a inclusão de biomonitores com diferentes hábitos ecológicos. Os resultados obtidos fornecem uma base consistente para a avaliação das pressões antrópicas e para a gestão ambiental costeira das praias capixabas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABUDE, R.R.S.; AUGUSTO, M.; CARDOSO, R.S.; CABRINI T.M.B. (2021). Spatiotemporal variability of solid waste on sandy beaches with different access restrictions. *Marine Pollution Bulletin*. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112743.
- ALBINO, J.; CONTTI NETO, N.; OLIVEIRA, T. C. A. The beaches of Espírito Santo. In: SHORT, A. D.; KLEIN, A. H. F. (org.). *Brazilian Beach Systems*. Coastal Research Library, v. 17. Springer, 2016. p. 333-362.
- ALBINO, J.; PASOLINI, A.; MOURA, M. G.; SARDENBERG, E. R.; COELHO, B. A. Erosão e estado morfodinâmico da praia central de Maratáizes, sul do Espírito Santo. In: VI SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA. *Geomorfologia Tropical e Subtropical: processos, métodos e técnicas*. Goiânia, 2006.
- ALI, Hazrat; KHAN, Ezzat. Trophic transfer, bioaccumulation, and biomagnification of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in food chains/webs—Concepts and implications for wildlife and human health. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, v. 25, n. 6, p. 1353-1376, 2019.
- ALMEIDA RODRIGUES, Paloma et al. A systematic review on metal dynamics and marine toxicity risk assessment using crustaceans as bioindicators. *Biological Trace Element Research*, v. 200, n. 2, p. 881-903, 2022.
- ÁLVARO, Nuno V. et al. Crabs tell the difference – relating trace metal content with land use and landscape attributes. *Chemosphere*, v. 144, p. 1377-1383, 2016.
- ALVES-COSTA, F. A.; DA COSTA, R. C. Níveis de metais pesados no camarão rosa *Farfantepenaeus brasiliensis* (Crustacea, Decapoda) na enseada de Ubatuba, Ubatuba, São Paulo. *Revista de Biociências, Taubaté*, v. 10, p. 199-203, 2004.
- Amado Filho GM, Salgado LT, Rebelo MF, Rezende CE, Karez CS, Pfeiffer WC (2008) Metais pesados em organismos bentônicos da Baía de Todos os Santos, Brasil. *Braz J Biol* 68:95–100.

- AMARAL, Antonia Cecília Zacagnini et al. Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, n. spe2, p. 5-16, 2016.
- AMIARD, J.-C. et al. Metalotioneínas em invertebrados aquáticos: seu papel na desintoxicação de metais e seu uso como biomarcadores. *Toxicologia Aquática*, v. 76, n. 2, p. 160-202, 2006.
- ANDRADE, Francielle Fonseca. Peixes do estuário do rio São Mateus (ES): variações espaço-temporais na estrutura e composição. 2016. [Trabalho acadêmico].
- ANDRADES, Ryan et al. Marine debris in Trindade Island, a remote island of the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, p. 180-184, 2018.
- ANGELI, José Lourenço Friedmann et al. Statistical assessment of background levels for metal contamination from a subtropical estuarine system in the SW Atlantic (Paranaguá Estuarine System, Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*, v. 5, n. 1, p. 137-150, 2020.
- ARCELINO, Letícia et al. Long-term variation in ghost crab metapopulations: from pre-pandemic degrading scenario to post-pandemic recovery with the establishment of a protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, p. 109345, 2025.
- AUGUSTO, Matheus et al. Local urbanization impacts sandy beach macrofauna communities over time. *Frontiers in Marine Science*, v. 10, p. 1158413, 2023.
- BANDEIRA, Otniel; SEGURA-MUÑOZ, Susana; BANDEIRA, Palmeri. Impacto ambiental da percolação de metais de rejeitos de mineração após o rompimento de barragem em Mariana: implicações para a saúde. *Enciclopédia Biosfera*, v. 21, n. 50, p. 116-128, 2024.
- BARBOZA, Carlos A. M. et al. Low densities of the ghost crab *Ocypode quadrata* related to large scale human modification of sandy shores. *Frontiers in Marine Science*, v. 8, p. 589542, 2021.
- BARNES, David K. A. et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009.
- BLANKENSTEYN, Arno. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius)(Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos

- antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, p. 870-876, 2006.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. Regulamento Técnico: Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos. Brasília: Ministério da Saúde, 1998.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 454, de 1º de novembro de 2012. Dispõe sobre as diretrizes gerais e procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 8 nov. 2012.
- BROWNE, Mark Anthony et al. Acumulação de microplásticos em litorais em todo o mundo: fontes e sumidouros. *Environmental Science e Technology*, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.
- BUCHMAN, Michael F. Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs). 2008.
- BUZZI, N. S.; MARCOVECCHIO, J. E. Concentrações de metais pesados em sedimentos e em mexilhões de ambientes costeiros argentinos, América do Sul. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, n. 8, p. 321, 2018.
- CABRINI, Tatiana M. B. et al. Heavy metal contamination in sandy beach macrofauna communities from the Rio de Janeiro coast, Southeastern Brazil. *Environmental Pollution*, v. 221, p. 116-129, 2017.
- CALDAS, A. H. M. Análise da disposição de resíduos sólidos e da percepção dos usuários em áreas costeiras: um potencial de degradação ambiental. *CEP*, v. 40, p. 630, 2007.
- CAMPOS, Bruno Galvão de. Avaliação do risco ecológico de metais em sedimentos da Baía de Guanabara (RJ), através de um método escalonado baseado em múltiplas linhas de evidências. 2017. [Dissertação].
- CARDOSO, Ricardo S. et al. Crustaceans as ecological indicators of metropolitan sandy beaches health. *Ecological Indicators*, v. 62, p. 154-162, 2016.
- CASTRO, Silvia Machado de; ALMEIDA, Josimar Ribeiro de. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. *Sociedade e Natureza*, v. 24, p. 519-533, 2012.

- CESAR, A. Análisis ecotoxicológico integrado de la contaminación marina en los sedimentos de la costa de Murcia: el caso de Pórtmán, sudeste de España. 2003. 116 f. Facultat de Biologia, Universidad de Murcia, España, 2003.
- CHAGAS, G. C. D. Avaliação do potencial bioindicador de *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828) (Crustacea: Decapoda: Trichodactylidae) na Bacia do Rio Corumbataí. 69 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.
- CHUEIRI, Débora Mury Alves; FORTUNATO, Rafael Angelo. Turismo e esgoto domésticos na Ilha Grande (RJ): uma análise exploratória nas praias de Abraão e Aventureiro. *Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)*, v. 14, n. 1, 2021.
- CIANGĂ, N.; SOROCOVSCHI, V. The impact of tourism activities: a point of view. *Riscuri și Catastrofe, Cluj-Napoca: Casa Cărții de Știință*, v. 20, n. 1, p. 25-39, 2017.
- CORRÊA, Leonardo Matiazzi; NASCIMENTO, Flavio Rodrigues. Geomorfologia, geossistemas e paisagem: perspectivas metodológicas. 2020.
- CORRÊA, Sandila Fabelo; LÃ FERRARI, Stéphanie. Legislação ambiental aplicada às atividades portuárias: a relação de Presidente Kennedy, ES, com o Porto Central. *Pensar Acadêmico*, v. 19, n. 3, p. 1065-1082, 2021.
- COSTA SANTOS, Jacielle; SANTOS, Maria Isabel Gomes. Consequências do uso de agrotóxicos na agricultura: uma revisão bibliográfica. *Research, Society and Development*, v. 12, n. 10, p. e111121043556, 2023.
- COSTA, Juliana Rodrigues. Efeitos dos metais na fisiologia de crustáceos e moluscos de interesse econômico. 2022.
- COSTA, Leonardo Lopes et al. Cumulative stressors impact macrofauna differentially according to sandy beach type: a meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, v. 307, p. 114594, 2022.
- COSTA, Leonardo Lopes et al. Macroinvertebrates as indicators of human disturbances on sandy beaches: a global review. *Ecological Indicators*, v. 118, p. 106764, 2020.
- COSTA, Leonardo Lopes; MADUREIRA, Julyana Figueiredo; ZALMON, Ilana Rosental. Changes in the behaviour of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787)

- after experimental trampling. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 99, n. 5, p. 1135-1140, 2019.
- COSTA, Leonardo Lopes; ZALMON, Ilana Rosental. Multiple metrics of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) for impact assessments on sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 218, p. 237-245, 2019.
- COSTA, Leonardo Lopes; ZALMON, Ilana Rosental. Respostas do bioindicador *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) a preditores naturais e antropogênicos: métricas diretas e indiretas. In: CONGRESSO FLUMINENSE DE PÓS-GRADUAÇÃO – CONPG, 2017.
- COSTANZA, Robert et al. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158, 2014.
- DAVIES, Thomas W. et al. The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 12, n. 6, p. 347-355, 2014.
- DAVUTLUOGLU, Orkun I. et al. Heavy metal content and distribution in surface sediments of the Seyhan River, Turkey. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 9, p. 2250-2259, 2011.
- DINIZ, Lorrana Lopes et al. Avaliação da capacidade de suporte turístico para subsidiar a gestão de praias recreativas. *Ocean e Coastal Management*, v. 249, p. 107022, 2024.
- EFFGEN, Marcio Valério; MOZINE, Augusto Cesar Salomão. Expansão urbana e ambiente nas gestões municipais de Vila Velha-ES entre 2009-2016. *Cadernos Metrópole*, v. 24, p. 1123-1142, 2022.
- EGGLETON, Jacqueline; THOMAS, Kevin V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, v. 30, n. 7, p. 973-980, 2004.
- ESPINOZA, J. A. A.; HERZOG, I. B. Estudo de efetividade de obras de contenção de erosão costeira em Conceição da Barra - ES. UFES, Centro de Ciências Agrárias, Espírito Santo, 2014.
- FRAGA, Adriana de Paula Cavalcante et al. Região estuarina, costeira e marinha do Espírito Santo: reconhecimento, responsabilidade e danos socioeconômicos decorrentes do desastre da Samarco. FGV, 2021.

- FRANÇA, F. et al. Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal). *Baseline / Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p. 993-1018, 2005.
- GABRIEL, Fabrício Â. et al. Long-term contamination of the Rio Doce estuary as a result of Brazil's largest environmental disaster. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 19, n. 4, p. 417-428, 2021.
- GADZAŁA-KOPCIUCH, R. et al. Some considerations about bioindicators in environmental monitoring. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 13, n. 5, p. 453-462, 2004.
- GALL, Sarah C.; THOMPSON, Richard C. The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, v. 92, n. 1-2, p. 170-179, 2015.
- GBGBO, F.; OTOO, S. D. The concentrations of five heavy metals in components of an economically important urban coastal wetland in Ghana: public health and phytoremediation implications. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 10, p. 655, 2015.
- GÓMEZ, Marina et al. Effect of upper beach macrofauna on nutrient cycling of sandy beaches: metabolic rates during wrack decay. *Marine Biology*, v. 165, n. 8, p. 133, 2018.
- GONZÁLEZ, Sergio A.; YÁÑEZ-NAVEA, Katherine; MUÑOZ, Mauricio. Effect of coastal urbanization on sandy beach coleoptera *Phaleria maculata* (Kulzer, 1959) in northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, v. 83, n. 1, p. 265-274, 2014.
- GUSSO-CHOUERI, Paloma Kachel et al. Metals and arsenic in fish from a Ramsar site under past and present human pressures: consumption risk factors to the local population. *Science of the Total Environment*, v. 628, p. 621-630, 2018.
- HANSEN, E.; NILSSON, N. H.; LITHNER, D.; LASSEN, C. Substâncias perigosas em materiais plásticos. COWI e Instituto Tecnológico Dinamarquês, para a Agência Norueguesa de Clima e Poluição, Oslo, 2013. 150 p.
- HARRIS, Linda et al. Rich diversity, strong endemism, but poor protection: addressing the neglect of sandy beach ecosystems in coastal conservation planning. *Diversity and Distributions*, v. 20, n. 10, p. 1120-1135, 2014.
- HATJE, Vanessa et al. Contaminação química. In: Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 2009. p. 245-297.

- HATJE, Vanessa et al. Trace metal contamination and benthic assemblages in Subaé estuarine system, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 52, n. 8, p. 982-987, 2006.
- HATJE, Vanessa; BARROS, Francisco. Overview of the 20th century impact of trace metal contamination in the estuaries of Todos os Santos Bay: past, present and future scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, n. 11, p. 2603-2614, 2012.
- HIDALGO-RUZ, Valeria et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science e Technology*, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anchieta: Panorama. Disponível em: [__https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/anchieta.html](https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/anchieta.html). Acesso em: 15 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Aracruz: Panorama. Disponível em: [_https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/aracruz.html](https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/aracruz.html). Acesso em: 17 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Conceição da Barra: Panorama. Disponível em: [____https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/conceicao-da-barra.html](https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/conceicao-da-barra.html). Acesso em: 17 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e intermediárias. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: [____https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/divisao-regional/15778-divisoes-regionais-do-brasil.html](https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/divisao-regional/15778-divisoes-regionais-do-brasil.html). Acesso em: 20 dez. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Guarapari: Panorama. Disponível em: [_https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/guarapari.html](https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/guarapari.html). Acesso em: 15 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Itapemirim: Panorama. Disponível em: [_https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/itapemirim.html](https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/itapemirim.html). Acesso em: 17 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Piúma: Panorama. Disponível em: [_https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/piuma.html](https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/piuma.html). Acesso em: 15 nov. 2024.

- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Presidente Kennedy: Panorama. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/presidente-kennedy.html>. Acesso em: 21 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. São Mateus: Panorama. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/sao-mateus.html>. Acesso em: 17 nov. 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Vila Velha: Panorama. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/vila-velha.html>. Acesso em: 21 nov. 2024.
- INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Marataízes: Panorama Municipal. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Marataizes.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2024.
- INCAPER - Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Piúma: Panorama Municipal. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Piuma.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2024.
- INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Área de Proteção Ambiental de Conceição da Barra. Vitória: IEMA, 2023. Disponível em: https://iema.es.gov.br/apa_conceicao. Acesso em: 22 set. 2025.
- INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Histórico. Disponível em: <https://iema.es.gov.br/historico>. Acesso em: 22 dez. 2024.
- ISHCHENKO, Vitalii; VASYLKIVSKYI, Igor. Poluição ambiental com metais pesados: estudo de caso do lixo doméstico. In: Produção sustentável: novas tendências em sistemas de energia, meio ambiente e materiais. p. 161-175, 2020.
- JAMBECK, Jenna R. et al. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, v. 347, n. 6223, p. 768-771, 2015.
- JESUS, Honório Coutinho de et al. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. Química Nova, v. 27, p. 378-386, 2004.

- KARLONIENĖ, Dovilė et al. The impact of coastal geodynamic processes on the distribution of trace metal content in sandy beach sediments, South-Eastern Baltic Sea Coast (Lithuania). *Applied Sciences*, v. 11, n. 3, p. 1106, 2021.
- KIM, H.; YIM, B.; BAE, C.; LEE, Y.-M. Acute toxicity and antioxidant responses in the water flea *Daphnia magna* to xenobiotics (cadmium, lead, mercury, bisphenol A, and 4-nonylphenol). *Toxicology and Environmental Health Sciences*, v. 9, n. 1, p. 41-49, 2017.
- KLEIN, A. H. F.; SHORT, A. D. Brazilian Beach Systems: introduction. In: SHORT, A. D.; KLEIN, A. H. F. (org.). *Brazilian Beach Systems*. Coastal Research Library, v. 17. 2016. p. 1-35.
- KOTZ, J. Ivano Bertini. *Nature Chemical Biology*, v. 4, n. 3, p. 157, 2008.
- LACERDA, Diego et al. Comparative metal accumulation and toxicogenetic damage induction in three neotropical fish species with distinct foraging habits and feeding preferences. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 195, p. 110449, 2020.
- LAVERS, Jennifer L.; BOND, Alexander L. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 23, p. 6052-6055, 2017.
- LEITE, A. S. et al. Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, v. 81, n. 1, p. 242-247, 2014.
- LIU, Tao et al. Hydrodynamically-driven distribution and remobilization of heavy metals in surface sediments around the coastal area of Shandong Peninsula, China. *Science of the Total Environment*, v. 857, p. 159286, 2023.
- LOPES, Rejane Batista. Metais pesados no caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) e ecotoxicologia de sedimentos do estuário dos rios Jundiaí e Potengi-RN. 2012. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- LUCREZI, Serena; SCHLACHER, Thomas A.; ROBINSON, Wayne. Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, v. 9, n. 5, p. 913-921, 2009.

- MACEDO, Andrea Viana et al. Poluição por resíduos sólidos em praias da Baía da Ilha Grande. Mares: Revista de Geografia e Etnociências, v. 1, n. 2, p. 53-66, 2019.
- MACHADO, Phillipe M.; TAVARES, Davi C.; ZALMON, Ilana R. Synergistic effect of extreme climatic events and urbanization on population density of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787). Marine Ecology, v. 40, n. 2, p. e12525, 2019.
- MAIA, Dhimas Sousa et al. Análise quali-quantitativa e espacial de poluição por microplástico ao longo da praia Tupi, Praia Grande–SP, Brasil: Quali-quantitative and spatial analysis of plastic pollution along Praia Tupi, Praia Grande–SP, Brazil. Brazilian Journal of Animal and Environmental Research, v. 6, n. 1, p. 710-724, 2023.
- MARENGONI, Nilton Garcia et al. Bioacumulação de metais pesados e nutrientes no mexilhão dourado do reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu binacional. Química Nova, v. 36, p. 359-363, 2013.
- MARINHA DO BRASIL. História da Capitania dos Portos do Espírito Santo. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/cpes/node/246>. Acesso em: 18 nov. 2024.
- MARTINS, Karolina A.; PEREIRA, Pedro S. Erosão costeira na praia de Pau Amarelo, nordeste do Brasil. Revista de Pesquisa Costeira, n. 71, p. 17-23, 2014.
- MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. The Ecology of Sandy Shores. Cambridge: Academic Press, 2018.
- MERFA, Thaysa Cristina. Determinação de metais pesados no caranguejo comestível *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda). 2010. [Dissertação].
- MICALLEF, Anton; WILLIAMS, Allan. Beach Management: Principles and Practice. Routledge, 2009.
- MORTON-BERMEA, O. et al. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. Journal of Geochemical Exploration, v. 101, n. 3, p. 218-224, 2009.
- NASCIMENTO, Adriane Baudson et al. Efeitos da alimentação artificial da praia em população do caranguejo *Ocypode quadrata* no litoral sul do Espírito Santo: um estudo de caso. 2023.

- NASCIMENTO, Adriane Baudson et al. Effects of coastal erosion control interventions on *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) populations on sandy beaches in southeastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, p. 109627, 2025.
- NETO, B. J. A.; CRAPEZ, M.; MCALISTER, J. J.; GUTTERRES VILELA, C. Concentration and bioavailability of heavy metals in sediments from Niterói Harbour (Guanabara Bay/S.E. Brazil). *Journal of Coastal Research*, v. 21, n. 4, p. 811-817, 2005.
- NEUMAN, M. C.; CLEMENTS, W. H. *Ecotoxicology: a comprehensive treatment*. Boca Raton: CRC Press, 2008.
- NEVES, Frederico Monteiro; BEMVENUTI, Carlos Emílio. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, v. 133, n. 4, p. 431-435, 2006.
- NORDBERG, G. F. et al. *Handbook on the Toxicology of Metals*. 3. ed. Amsterdam: Elsevier, 2007.
- NUOJUA, S.; CRACKNELL, D.; PAHL, S. Human behavior and marine plastic pollution. In: *Plastics and the Ocean: origin, characterization, fate, and impacts*. p. 429-454, 2022.
- OLIVEIRA, Gabriela Zangerolame. *A gestão ambiental no município de Aracruz*. 2020.
- OLIVEIRA, Leonardo Azevedo Klumb; ALBINO, Jacqueline. Mobilidade e erosão da enseada da Praia do Morro, Guarapari-ES, em diferentes escalas de tempo. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 15, n. 1, 2014.
- OLIVEIRA, R. de M. L.; PONTINI, V. V. Geotecnologias aplicadas à análise de variáveis socioambientais: estudo de caso no município de Piúma (ES). *Anais do XVI Simpósio Nacional de Geografia Urbana – XVI SIMPURB*, v. 1, p. 3810-3829, 2019.
- ONEM, S. A.; KUCUKSEZGIN, F.; KOCAK, F. Temporal and spatial biomonitoring of heavy metals in eastern Aegean coastal waters using *Amphibalanus amphitrite*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 2548–2556, 2011.

- PAWAR, Prabhakar R.; SHIRGAONKAR, Sanket S.; PATIL, Rahul B. Detritos plásticos marinhos: fontes, distribuição e impactos na biodiversidade costeira e oceânica. Pencil Publication of Biological Sciences, v. 3, n. 1, p. 40-54, 2016.
- PINHEIRO, Angélica Aparecida Liandro; CERQUEIRA, Arthur Costa; MILANI, Idel Cristiana Bigliardi. Influência de obras de proteção costeira no controle de erosão na praia central de Maratáizes (ES). In: Recursos Hídricos: gestão, planejamento e técnicas em pesquisa. Editora Científica Digital, 2021. p. 140-149.
- PINHEIRO, Angélica Aparecida Liandro; CERQUEIRA, Arthur Costa; MILANI, Idel Cristiana Bigliardi. Influência de obras de proteção costeira no controle de erosão na praia central de Maratáizes (ES). In: Recursos Hídricos: gestão, planejamento e técnicas em pesquisa. Editora Científica Digital, 2021. p. 140-149.
- PINOTTI, Raphael Mathias et al. A review on macrobenthic trophic relationships along subtropical sandy shores in southernmost Brazil. Biota Neotropica, v. 14, p. e20140069, 2014.
- PINTO, Larissa Regina et al. Influência do esgoto doméstico na região do entremarés de praias arenosas do estado do Paraná. 2013. [Trabalho acadêmico].
- RAINBOW, P. S.; PHILLIPS, D. J. H. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. Marine Pollution Bulletin, v. 26, p. 593-601, 1993.
- RAINBOW, P. S.; WHITE, S. L. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. Hydrobiologia, v. 174, p. 245-262, 1989.
- RAINBOW, Philip S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. Environment International, v. 33, n. 4, p. 576-582, 2007.
- RAINBOW, Philip S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity. Environment International, v. 33, n. 4, p. 576-582, 2007.
- RAINBOW, Philip S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? Environmental Pollution, v. 120, n. 3, p. 497-507, 2002.
- RAITER, Keren G. et al. Under the radar: mitigating enigmatic ecological impacts. Trends in Ecology e Evolution, v. 29, n. 11, p. 635-644, 2014.

- RAMOS, Mônica Arlinda Vasconcelos. Avaliação preliminar dos teores de metais traço em peixes e crustáceos provenientes da porção Norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. 2012.
- RECKHARDT, Anja et al. Carbon, nutrient and trace metal cycling in sandy sediments: a comparison of high-energy beaches and backbarrier tidal flats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 159, p. 1-14, 2015.
- RIBEIRO, Amanda; AUDEH, Yasser Jaber Suliman; ROYER, Rogério. O desenvolvimento da indústria naval brasileira e suas perspectivas atuais. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – CIC, UFEPL, 2023.
- ROCHA, Jorlan Gomes. Dinâmica costeira e erosão marinha: desafios e soluções na gestão ambiental costeira do município de Piúma/ES. *Lumen et Virtus*, v. 16, n. 54, p. e9961, 2025.
- RUBIO, Belén et al. Factors controlling the incorporation of trace metals to coastal marine sediments: cases of study in the Galician Rías Baixas (NW Spain). In: *Relevant Perspectives in Global Environmental Change*. p. 65-88, 2011.
- RYAN, Peter G. et al. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 364, n. 1526, p. 1999-2012, 2009.
- SAMARCO. Quem somos. Disponível em: <https://www.samarco.com/quem-somos/>. Acesso em: 18 nov. 2024.
- SANTOS, Isaac R. et al. Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, n. 2, p. 185-194, 2005.
- SANTOS, Isaac R.; FRIEDRICH, Ana Cláudia; IVAR DO SUL, Juliana Assunção. Contaminação por detritos marinhos em praias tropicais não urbanizadas do nordeste do Brasil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 148, n. 1, p. 455-462, 2009.
- SANTOS, Letícia Furtado; DE SOUSA, Adriano Marlisom Leao; FAIAL, Kelson do Carmo Freitas. Análise de metais no sedimento na baía do Guajará, Belém/PA. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 9, n. 4, p. 314-325, 2018.
- SANTOS, Tyler S. et al. Heavy metals in the blueband hermit crab, *Pagurus samuelis* (Stimpson, 1857) (Decapoda: Anomura: Paguridae), from two Southern

- California habitats. *Journal of Crustacean Biology*, v. 42, n. 1, p. ruac015, 2022.
- SCHLACHER, Thomas A. et al. Estimating animal populations and body sizes from burrows: Marine ecologists have their heads buried in the sand. *Journal of Sea Research*, v. 112, p. 55-64, 2016.
- SEELIGER, Ulrich; DE LACERDA, Luiz D.; PATCHINEELAM, S. R. (org.). *Metals in Coastal Environments of Latin America*. Springer Science e Business Media, 2012.
- SIEGLE, Eduardo; CALLIARI, Lauro J. High-energy events and short-term changes in superficial beach sediments. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 56, p. 149-152, 2008.
- SILVA, Melanie Lopes et al. The influence of the intensity of use, rainfall and location in the amount of marine debris in four beaches in Niteroi, Brazil: Sossego, Camboinhas, Charitas and Flechas. *Marine Pollution Bulletin*, v. 113, n. 1-2, p. 36-39, 2016.
- SILVA, Orlando Roque; GOMES, Marise de Barros Miranda. Impactos das atividades portuárias no sistema estuarino de Santos / Impacts of activities in port system estuarine Santos. *Revista Metropolitana de Sustentabilidade*, v. 2, n. 2, p. 64-81, 2012.
- SILVA, Renata Rafaela do Nascimento. Monitoramento e análise sobre o padrão de acúmulo de resíduos sólidos marinhos em praias. 2022.
- SILVEIRA, Augusto Rysevas. *Biologia populacional do caranguejo fantasma *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Decapoda, Ocypodidae) no litoral sudeste do Brasil*. 2016.
- SOTO, Eulogio H. et al. How does the beach ecosystem change without tourists during COVID-19 lockdown? *Biological Conservation*, v. 255, p. 108972, 2021.
- SUCIU, Marjorie C.; TAVARES, Davi C.; ZALMON, Ilana R. Comparative evaluation of crustaceans as bioindicators of human impact on Brazilian sandy beaches. *Journal of Crustacean Biology*, v. 38, n. 4, p. 420-428, 2018.
- SUGUIO, K. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blücher/EDUSP, 1973.
- SUJITHA, S. B. et al. Trace elements in marine organisms of Magdalena Bay, Pacific Coast of Mexico: Bioaccumulation in a pristine environment. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 41, n. 3, p. 1075-1089, 2019.

- SUN, F. et al. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in needles of Masson pine (*Pinus massoniana* L.) growing nearby different industrial sources. *Journal of Environmental Sciences*, v. 22, n. 7, p. 1006-1013, 2010.
- TÉCNICO-CIENTÍFICO, Relatório; COELHO, Ricardo Motta Pinto. Mitigação do impacto ambiental do desastre de Mariana, MG (Samarco) no Distrito Lacustre do baixo rio Doce, Linhares (ES). 2016.
- TURNER, Andrew. Heavy metals, metalloids and other hazardous elements in marine plastic litter. *Marine Pollution Bulletin*, v. 111, n. 1-2, p. 136-142, 2016.
- TURRA, A.; GONÇALVES, M. A. O.; DENADAI, M. R. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, v. 39, n. 23, p. 2163-2177, 2007.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO. Boletim técnico: monitoramento e impactos do desastre de Mariana no Espírito Santo. Setembro de 2020. Disponível em: https://www.ufes.br/sites/default/files/anexo/boletim_tecnico_setembro_2020_final.pdf. Acesso em: 17 dez. [ano].
- VERGILIO, C. S.; CARVALHO, C. E. V.; MELO, E. J. T. Mercury-induced dysfunctions in multiple organelles leading to cell death. *Toxicology in Vitro*, v. 29, n. 1, p. 63-71, 2015.
- VERGILIO, Cristiane dos Santos et al. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 5936, 2020.
- VERVLOET, Roberto José Hezer Moreira; PRATA, Pablo Merlo. Alterações geomórficas da linha de costa após implantação de terminal portuário no litoral sul do Espírito Santo, Brasil. *Geografares*, n. 36, 2023.
- VINAGRE, Anapaula Sommer et al. Seasonal variation of energy metabolism in ghost crab *Ocypode quadrata* at Siriú Beach (Brazil). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular e Integrative Physiology*, v. 146, n. 4, p. 514-519, 2007.
- VIRGA, Rossana Helena Pitta; GERALDO, Luiz Paulo; SANTOS, Fabiana Henrique dos. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. *Food Science and Technology*, v. 27, p. 779-785, 2007.

- VITÓRIA, Flávia Constantino et al. Desastre ambiental da barragem de Fundão, Mariana, MG – análise de impactos socioambientais. *Revista Internacional de Ciências*, v. 9, n. 3, p. 2-15, 2019.
- WHO – World Health Organization. Sixteenth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Technical Report Series 505. Geneva: WHO, 1972.
- WONG, C. S. C.; LI, X.; THORNTON, I. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, v. 142, n. 1, p. 1-16, 2006.
- ZAMPIERI, Bruna Del Busso. Metais em áreas portuárias e sua influência na dinâmica microbiana: da caracterização do problema à busca de soluções. 2020.
- ZANOTELLI, Cláudio Luiz. Efeitos permanentes da poluição oriunda da ruptura da barragem da empresa Samarco em Mariana (Minas Gerais) sobre a planície costeira do Rio Doce, Espírito Santo. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie / Revista franco-brasileira de geografia*, n. 62, 2024.

APÊNDICE I

Tabela 6. Localização dos pontos amostrais por mesorregião, município, nível de urbanização e coordenadas geográficas. +U = Área mais urbanizada; -U = Área menos urbanizada. Coordenadas em graus decimais (WGS84).

Mesorregião	Município	Urbanização	Latitude	Longitude
Sul	Presidente Kennedy	U	-21.195389	-40.930167
Sul	Presidente Kennedy	MU	-21.230833	-40.950722
Sul	Marataízes	U	-21.041611	-40.821500
Sul	Marataízes	MU	-21.068611	-40.836306
Sul	Itapemirim	U	-20.898611	-40.776111
Sul	Itapemirim	MU	-20.916750	-40.787806
Central	Anchieta	U	-20.802694	-40.594694
Central	Anchieta	MU	-20.791306	-40.577472
Central	Piúma	U	-20.843092	-40.731.302
Central	Piúma	MU	-20.842352	-40.724757
Central	Guarapari	U	-20.652628	-40.472482
Central	Guarapari	MU	-20.704806	-40.514972
Central	Vila Velha	U	-20.372417	-40.302972
Central	Vila Velha	MU	-20.390139	-40.313250
Norte	Aracruz	U	-19.879278	-40.085028
Norte	Aracruz	MU	-19.872250	-40.077778
Norte	São Mateus	U	-18.742694	-39.746917
Norte	São Mateus	MU	-18.715528	-39.746500
Norte	Conceição da Barra	U	-18.581611	-39.730444
Norte	Conceição da Barra	MU	-18.561944	-39.730694

APÊNDICE II

Tabela 7. Parâmetros avaliados e escores atribuídos para o cálculo do Índice de Urbanização (IU) em áreas mais urbanizadas (+U) e menos urbanizadas (-U) das praias amostradas no litoral do Espírito Santo, sudeste do Brasil. Valores mais altos indicam maior grau de de impacto. Abreviações dos municípios: PK - Presidente Kennedy; MAR - Maratáizes; ITA - Itapemirim; ANC - Anchieta; PIU - Piúma; GUA - Guarapari; VV - Vila Velha; ARA - Aracruz; SM - São Mateus; CB - Conceição da Barra.

Parâmetro	PK +U	PK -U	MAR +U	MAR -U	ITA +U	ITA -U	ANC +U	ANC -U	PIU +U	PIU -U	GUA +U	GUA -U	VV +U	VV -U	ARA +U	ARA -U	SM +U	SM -U	CB +U	CB -U
Proximidade de centros urbanos	3	1	5	2	5	2	4	2	5	2	5	2	5	3	4	2	5	2	4	2
Construções na areia	2	0	3	2	3	1	4	0	4	0	4	0	4	2	4	0	3	1	3	2
Resíduos sólidos na areia	2	0	4	3	3	3	3	2	3	1	4	2	3	2	2	1	3	1	3	1
Tráfego de veículos na areia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetação natural na área da praia	3	1	4	2	4	1	5	2	5	2	5	1	4	1	4	1	3	1	4	3
Frequência de visitantes	3	1	5	1	4	1	4	1	4	2	5	2	5	2	4	1	4	1	4	2
Índice de Urbanização	2,1	0,5	3,5	1,6	3,1	1,3	3,3	1,1	3,5	1,1	3,6	1,1	3,8	1,6	3	0,8	3	1	3	1,6