

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA
MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

ARIADNE WATYWARAWAN

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA COMPOSIÇÃO DA
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E NA QUALIDADE
AMBIENTAL DE DOIS COSTÕES ROCHOSOS DO ATLÂNTICO SUL**

CRICIÚMA

2025

ARIADNE WATYWARAWAN

**INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA COMPOSIÇÃO DA
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E NA QUALIDADE
AMBIENTAL DE DOIS COSTÕES ROCHOSOS DO ATLÂNTICO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA da Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Jairo José Zocche

CRICIÚMA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

W353i Watywarawan, Ariadne.

Influência da estrutura da paisagem na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e na qualidade ambiental de dois costões rochosos do Atlântico Sul / Ariadne Watywarawan. - 2025.

124 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Criciúma, 2025.

Orientação: Jairo José Zocche.

1. Macroinvertebrados bentônicos. 2. Costão rochoso - Ecologia. 3. Paisagem - Ecologia. 4. Bioindicadores. 5. Metais pesados. I. Título.

CDD 23. ed. 593



UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE
Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação, Inovação e Extensão
Diretoria de Pesquisa e Pós-Graduação Stricto Sensu
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

PARECER

Os membros da Comissão Examinadora homologada pelo Colegiado de Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais reuniram-se para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado apresentada pela candidata **ARIADNE WATYWARAWAN RODRIGUES SOUZA**, sob o título: **“INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E NA QUALIDADE AMBIENTAL DE DOIS COSTÕES ROCHOSOS DO ATLÂNTICO SUL”**, para obtenção do grau de **MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS** no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Após haver analisado o referido trabalho e arguido a candidata, os membros são de parecer pela **“APROVAÇÃO”** da Dissertação.

Criciúma/SC, 20 de fevereiro de 2025.

Profa. Dra. Kalina Manabe Brauko
Segunda Examinadora

Profa. Dra. Birgit Harter Marques
Primeira Examinadora

Prof. Dr. Jairo José Zoche
Presidente da Comissão e Orientador

Aos povos da floresta, do campo, das águas e da
periferia, dedico esta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) pela bolsa de mestrado que propiciou que esta pesquisa acontecesse.

Agradeço ao meu orientador, Jairo José Zocche que confiou em mim, no meu processo e no meu trabalho, me guiou, me ensinou muito e me defendeu durante esses dois anos. Obrigada por topar minhas ideias megalomaníacas e me desculpe por sempre deixar o celular no silencioso.

Agradeço aos demais professores do PPGCA pelo conhecimento compartilhado.

Agradeço à minha banca composta por cientistas que admiro, Dra. Kalina Brauko e Dra. Birgit Harter-Marques, que me auxiliaram muito na evolução desse trabalho desde a qualificação.

Agradeço a equipe do Laboratório de Implantação Iônica do Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFGRS), na pessoa do Prof. Dr. Johnny Ferraz Dias, que possibilitou o desenvolvimento da análise dos elementos químicos, sendo essa, um dos pilares deste estudo.

Agradeço ao José Gustavo pelo auxílio na elaboração dos mapas e processamento das imagens orbitais e pela paciência que exercitamos juntos lidando com o ArcGis.

Agradeço ao Prof. Sergio Galatto pelo empréstimo da sonda, sem a qual este estudo não teria a mesma robustez.

Agradeço à Cláudia Martins e à toda Coordenação dos Laboratórios da Saúde (UNESC) pelo empréstimo da lupa e por cederem os equipamentos e espaços onde realizei a triagem e identificação dos macroinvertebrados.

Agradeço ao José, a Isa e a Kerolin do Laboratório de Bioquímica (UNESC) que foram imensamente solícitos e me auxiliaram muito nos longos dias de triagem.

Agradeço a Karina Teixeira que teve que correr com o *Random Forest* para que eu pudesse andar (hahahaha) e me ensinou tanto nessa reta final, sobre Leopold, sobre estatística, sobre o R, sobre hiperfoco e tantas outras coisas. Obrigada por ter sido tão atenciosa.

Agradeço à toda equipe do LABECO, em especial ao Kenai (meu bolsista favorito), à Tayse e à Paloma que me auxiliaram na maioria dos campos, nas triagens e nas conversas edificantes entre os horários estudos, foi muito bom compartilhar esses dois anos com vocês.

Agradeço a minha professora, conselheira e amiga, Mainara Cascaes, por permitir que eu realizasse o estágio docência em zoo de invertebrados e me auxiliou muito no desenvolvimento desse trabalho... e na vida.

Agradeço a minha família, pelo investimento na minha educação, por estarem sempre na torcida pelo sucesso dos meus estudos e por me ensinarem que sempre existem motivos para festejar.

Agradeço de todo meu coração a todos os meus amigos, em especial às migas Dani, Debs e Mari pela escuta, pela torcida, pelo amor e por serem lar! A vida é muito melhor quando compartilhada com vocês!

Agradeço à minha noiva Vivi Mottin, por ser a melhor parte dos meus dias, por me auxiliar tanto nessa jornada que foi o mestrado, por segurar a barra quando eu surtei com o R, por fazer eu acreditar em mim e no meu trabalho e por me fazer rir como uma criança da quinta série a cada santo dia. Amo você e não teria conseguido sem sua ajuda.

Agradeço ao Logan, meu cachorro, e às minhas gatas, Amora, Lichia e Pizza, que me completam, me divertem e que eu tanto amo.

E à Karol G pelo álbum *Mañana será bonito*.

“A maioria das pessoas pensam que só se vive em terra firme e não imagina que tem uma parte da humanidade que encontra nas águas a completude da sua existência [...] da experiência de pertencer”.
(Krenak, 2022)

RESUMO

A ocupação costeira brasileira resultou na fragmentação de habitats naturais, impactando os macroinvertebrados marinhos, importantes bioindicadores da qualidade ambiental em ambientes entre marés. Este estudo analisou a influência da estrutura da paisagem na comunidade de macroinvertebrados bentônicos e na qualidade ambiental de dois costões rochosos no sul do Brasil: praia da Ribanceira (Imbituba, SC), em zona portuária, e praia da Cal (Torres, RS). Foram analisadas a cobertura e uso da terra, composição da comunidade macrobentônica, presença de espécies exóticas invasoras, índices bióticos, influência de fatores abióticos, conteúdo de elementos traço em mexilhões e qualidade ambiental integrada. A cobertura da terra revelou áreas antropizadas semelhantes, com maior pluma de sedimentos em Torres devido à vazão do rio Mampituba. O inventário registrou 20.670 macroinvertebrados de 103 taxa, com maior diversidade em Torres e maior frequência de espécies exóticas invasoras em Imbituba. As análises de similaridade indicaram diferença entre áreas e entre períodos pré-veraneio e pós-veraneio. O índice biótico classificou Imbituba como “não poluído” na primeira campanha e “levemente poluído” para as demais campanhas/áreas. A análise RDA demonstrou a influência da precipitação na composição da fauna e nas características físico-químicas da água, especialmente na campanha 4 em Torres, impactada pelas chuvas em maio de 2024. A concentração de elementos traço foi maior em Imbituba e nas vísceras dos mexilhões, ressaltando a importância da evisceração para o consumo seguro. Foram detectados Mn, Fe, Zn e As acima dos limites estabelecidos, sugerindo riscos de contaminação alimentar e biomagnificação, principalmente na área portuária. A análise integrada classificou a qualidade ambiental como “ruim” em todas as campanhas, indicando que as atividades antrópicas prevalecem sobre a naturalidade da paisagem. O estudo amplia o conhecimento sobre a biota marinha do Atlântico Sul e reforça a importância dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores ambientais para a gestão e conservação dos ecossistemas costeiros.

Palavras-chave: Ecologia de costões rochosos. Ecologia de Paisagem. Bioindicadores. Metais pesados. AMBI.

ABSTRACT

The Brazilian coastal occupation has led to the fragmentation of natural habitats, impacting marine macroinvertebrates, which are important bioindicators of environmental quality in intertidal environments. This study analyzed the influence of landscape structure on the benthic macroinvertebrate community and environmental quality of two rocky shores in southern Brazil: Ribanceira Beach (Imbituba, SC), located in a port zone, and Cal Beach (Torres, RS). Land cover and use, macrobenthic community composition, presence of invasive exotic species, biotic indices, influence of abiotic factors, trace element content in mussels, and integrated environmental quality were assessed. Land cover analysis revealed similar anthropized areas, with a greater sediment plume in Torres due to the Mampituba River discharge. The inventory recorded 20,670 macroinvertebrates from 103 *taxa*, with higher diversity in Torres and a greater frequency of invasive exotic species in Imbituba. Similarity analyses indicated differences between areas and summer seasonality. The biotic index classified Imbituba as “not polluted” in the first campaign and “slightly polluted” in the other campaigns/areas. RDA analysis demonstrated the influence of precipitation on fauna composition and physicochemical water characteristics, especially in Torres during the fourth campaign, which was impacted by heavy rainfall in May 2024. Trace element concentrations were higher in Imbituba and in mussel viscera, highlighting the importance of evisceration for safe consumption. Mn, Fe, Zn, and As levels exceeded established limits, suggesting risks of food contamination and biomagnification, particularly in the port area. Integrated analysis classified environmental quality as “poor” in all campaigns, indicating that anthropogenic activities prevail over landscape naturalness. This study expands knowledge of the South Atlantic marine biota and reinforces the importance of benthic macroinvertebrates as environmental indicators for the management and conservation of coastal ecosystems.

Key-words: Rocky shore ecology. Landscape ecology. Bioindicators. Heavy metals. AMBI.

LISTA DE FIGURAS E ILUSTRAÇÕES

- Figura 1: Mapa de localização do costão rochoso da praia da Ribanceira, no município de Imbituba, Santa Catarina, e do costão rochoso da praia da Cal no Rio Grande do Sul, Sul do Brasil.....27
- Figura 2: Localização do costão rochoso da praia da Ribanceira, praia dos Amores, abertura da lagoa da Ibiraquera e porto, situados no município de Imbituba em Santa Catarina, Sul do Brasil.....29
- Figura 3: Localização do costão rochoso da praia da Cal, REVIS Ilha dos Lobos e foz do rio Mampituba situados no município de Torres no Rio Grande do Sul, Sul do Brasil.....31
- Figura 4 - Ilustração esquemática da disposição das parcelas de amostragem de invertebrados (representadas pelos pontos em amarelo) de acordo com a presença de macroalgas nos costões, demonstrando o espaçamento mínimo de três metros entre cada amostra.....36
- Figura 5 - Esquema demonstrando o padrão de zonação de um costão rochoso exemplificando a distribuição vertical da biota associada.....36
- Figura 6: Esquema evidenciando a anatomia interna do mexilhão *Perna perna* e as estruturas utilizadas para compor as amostras analisadas nos costões rochosos estudados.....39
- Figura 7: Mapas de uso e cobertura da terra do entorno do costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba (A) e da praia da Cal, Torres (B).....47
- Figura 8: Imagens evidenciando as valvas de *B. rodriguezzi* abertas durante triagem de um ponto amostral contendo os colêmbolos *A. cf. maritima* (A), macrofotografia (aumento em 20X) da valva com ovos (apontado pela seta), exúvias e indivíduos de *A. cf. maritima* (B), e macrofotografia (aumento em 30X) dos espécimes coletados.....55
- Figura 9: Curvas de acumulação de taxa construídas com método de rarefação para o costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba (A) e da praia da Cal, Torres (B).....56
- Figura 10: Bloxpots demonstrando a distribuição dos dados de abundância total, abundância de EEI, Riqueza (S) e Diversidade (H') para o costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba e da praia da Cal, Torres.....57
- Figura 11: Perfis de diversidade construídos com método de entropia de Renyi para o costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba e da praia da Cal, Torres.....58
- Figura 12: Representação bidimensional do nMDS, demonstrando o escalonamento das amostras de cada local e campanha.....61

- Figura 13: Dendrograma demonstrando padrão de agrupamento entre as campanhas realizadas na praia da Ribanceira, Imbituba (I1, I2, I3 e I4) e praia da Cal, Torres (T1, T2, T3 e T4).....62
- Figura 14: Proporção dos grupos ecológicos dos macroinvertebrados coletados e média AMBI em cada campanha na praia da Ribanceira, Imbituba (I1, I2, I3 e I4) e praia da cal, Torres (T1, T2, T3 e T4).63
- Figura 15: Resultado do *Multivariate*-AMBI (M-AMBI) em cada campanha na praia da Ribanceira, Imbituba (I1, I2, I3 e I4) e praia da Cal, Torres (T1, T2, T3 e T4).....64
- Figura 16: Matriz de correlação baseada no coeficiente de Pearson construída a partir dos valores das variáveis abióticas registradas nas campanhas de amostragem realizadas nos costões rochosos estudados.....65
- Figura 17: Representação dos dois principais eixos explicativos resultantes da Análise de Redundância (RDA) construída com os preditores abióticos e variáveis resposta registrados para os costões rochosos estudados.....66
- Figura 18: Representação bidimensional do Método de Escalonamento Multidimensional (MDS) construído utilizando as proximidades do método *Random Forest* para representar as similaridades entre as campanhas e áreas estudadas.....71
- Figura 19: Representação da Análise de Componentes Principais (PCA) construída com os dados utilizados para definição da qualidade ambiental dos costões rochosos da praia da Ribanceira (Imbituba) e da praia da Cal (Torres).....72

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1: Descrição das coberturas que compuseram cada classe de uso e cobertura da terra.....	34
Quadro 2: Descrição das literaturas utilizadas para identificação dos macroinvertebrados conformes os grupos taxonômicos.....	37
Quadro 3: Matriz de Leopold adaptada para valoração e integração das análises realizadas nos costões rochosos estudados. Onde AMBI = Índice Biótico Marinho, EEI= Espécies Exóticas Invasoras, pH = potencial hidrogeniônico, OD = Oxigênio dissolvido.....	45
Tabela 1: Classes de cobertura e uso da terra e respectivas áreas expressas em hectare (ha) e proporção (%) identificadas nas áreas de estudo.....	48
Tabela 2: Lista dos taxa de macroinvertebrados amostrados, organizados em ordem alfabética de acordo com sua classificação taxonômica e seus respectivos valores de abundância absoluta (Ab.) e frequência relativa em porcentagem (Fr. %) para o costão rochoso da praia da Ribanceira (Imbituba), da praia da Cal (Torres) e no total.....	49
Tabela 3: Resultados dos testes t <i>Student</i> , para os atributos de abundância absoluta (Ab.), Abundância de EEI (Ab. EEI) e riqueza entre as áreas teste t para diversidade específica, utilizado para analisar a diversidade de Shannon-Wiener (H') entre áreas.....	58
Tabela 4: Valores de abundância absoluta (Ab.), diversidade Shannon-Wiener (H'), riqueza (S) e abundância de EEI (Ab. EEI) para cada campanha nos costões rochosos amostrados.....	59
Tabela 5: Lista de espécies resultantes da análise SIMPER e seus respectivos valores de dissimilaridade média (Diss. média), contribuição (%) (Cont.), contribuição acumulada (%) (Cont. acum.) e médias dos valores das espécies em cada área, respectivamente.....	59
Tabela 6: Espécies apontadas no IndVal como significativamente associadas às áreas de estudo.....	62
Tabela 7: Classificação da qualidade dos costões rochosos estudados de acordo com Índice AMBI.....	64
Tabela 8: Parâmetros morfométricos e proporção sexual dos mexilhões analisados no costão da praia da Ribanceira (Imbituba) e praia da Cal (Torres)	67
Tabela 9: Conteúdo médio de elementos químicos (EQ) ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) \pm incertezas registradas, com método PIXE, no tecido comestível e vísceras de P. perna nas duas áreas de estudo.....	68
Tabela 10: Conteúdo médio de elementos traço ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em cada área, limites máximos estabelecidos e referências analisadas.....	69

Tabela 11: Matriz de Leopold apresentando valores de impacto total calculado para cada análise (variáveis) por campanhas na praia da Ribanceira (Imbituba) e praia da Cal (Torres).....70

Tabela 12:– Matriz de Confusão obtida com o modelo Random Forest para as campanhas realizadas na praia da Ribanceira (Imbituba) e praia da Cal (Torres).....71

Tabela 13: Importância de cada componente obtido na Análise de Componentes Principais (PCA) realizada a partir das proximidades do modelo Random Forest.....72

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ab. – Abundância total;

Al – Alumínio;

ALT - Altura das ondas;

AMBI - *AZTI's Marine Biotic Index*;

ANOSIM - Análise de Similaridade;

ANOVA - Análise de Variância;

APA - Área de Proteção Ambiental;

APP - Áreas de Proteção Permanente;

As – Arsênio;

BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos;

Br – Bromo;

C – Condutividade;

Ca – Cálcio;

CB – Corrente do Brasil;

Cl – Cloro;

CM – Corrente das Malvinas;

Co – Cobalto;

Cr – Cromo;

Cu – Cobre;

DAM – Drenagem Ácida de Minas;

DO - Oxigênio dissolvido;

EI - Espécies Exóticas Invasoras;

EMATER - Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural;

ESRI - *Environmental Systems Research Institute*;

Fe – Ferro;

Ga – Gálio;

Ge – Germânio;

H – Diversidade;

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;

ICC - Indústria Carboquímica Catarinense;

IndVal - *Indicator Value Analysis*;

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia Brasileiro;

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais;

K – Potássio;

LABECO - Laboratório de Ecologia de Paisagem e de Vertebrados;

M-AMBI - *Multivariate AZTI's Marine Biotic Index*;

MDS - Método de Escalonamento Multidimensional;

Mg – Magnésio;

Mn – Manganês;

Na – Sódio;

Ni – Níquel;

nMDS - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico;

ORP - Potencial redox;

PA - Precipitação acumulada;

PCA – Análise de Componentes Principais;

pH - Potencial Hidrogeniônico;

PIXE - Emissão de Raios X Induzida por Partículas;

Rb – Rubídio;

RDA - Análise de Redundância Baseada em Distância;

REVIS - Refúgio de Vida Silvestre;

RGB - Bandas de imageamento em comprimento de onda vermelho (Red), verde (Green) e azul (Blue);

S – Enxofre;

S – Riqueza;

SAL – Salinidade;

Sc – Escândio;

Si – Silício;

SIG - Sistema de Informações Geográficas;

SIMPER - Análise de Similaridade Percentual;

SPC - Condutância específica;

Sr – Estrôncio;

T - Temperatura atmosférica;

Ti – Titânio;

TSA - Temperatura na Superfície da Água;

UFGRS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul;

UNESC - Universidade do Extremo Sul Catarinense;

UPGMA - *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*;

US FDA – *United States Food and Drug Administration*;

UTM - *Universal Transversa de Mercator*;

V - Velocidade do vento;

WHO – *World Health Organization*;

WORMS - *World Register of Marine Species*;

ZCBM – Zona de Confluência Brasil-Maldivas;

Zn – Zinco.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	25
2.1 OBJETIVO GERAL.....	25
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1 ÁREA DE ESTUDO	26
3.1.1 Costão rochoso da praia da Ribanceira.....	28
3.1.2 Costão rochoso da praia da Cal	30
3.2 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	32
3.3 PROTOCOLO DE AMOSTRAGEM DOS INVERTEBRADOS E OBTENÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	35
3.4 AVALIAÇÃO DO CONTEÚDO DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM MEXILHÃO <i>Perna perna</i>	38
3.5 ANÁLISE DE DADOS	40
3.6 INTEGRAÇÃO DE DADOS	43
4. RESULTADOS	47
4.1 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	47
4.2 TAXOCENOSE MACROBENTÔNICA E VARIÁVEIS ABIÓTICAS	48
4.3 CONTEÚDO DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM MEXILHÃO <i>Perna perna</i>	67
4.4 INTEGRAÇÃO DE DADOS	69
5. DISCUSSÃO	74
5.1 ANÁLISE DA PAISAGEM.....	74
5.2 COMPOSIÇÃO MACROBENTÔNICA E VARIÁVEIS ABIÓTICAS	77
5.3 CONTEÚDO DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM MEXILHÃO <i>Perna perna</i>	87
5.4 INTEGRAÇÃO DE DADOS	91
6. CONCLUSÃO.....	94
REFERÊNCIAS	97
APÊNDICE A – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA NO ENTORNO DO COSTÃO ROCHOSO DA PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA (SC).	115
APÊNDICE B – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA NO ENTORNO DO COSTÃO ROCHOSO DA PRAIA DA CAL, TORRES (RS).....	116
APÊNDICE C – ÍNDICE AMBI CALCULADO POR AMOSTRA PARA OS COSTÕES ROCHOSOS DA PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA (A) E PRAIA DA CAL, TORRES (B)	117
APÊNDICE D – VARIÁVEIS ABIÓTICAS COLETADAS PARA A PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA E PRAIA DA CAL, TORRES.....	118
APÊNDICE E – SCORES DAS ESPÉCIES E AMOSTRAS NOS EIXOS DE MAIOR VARIÂNCIA EXPLICADA PELA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA.....	119
APÊNDICE F –MATRIZ DE LEOPOLD UTILIZADA PARA CONSTRUIR MODELO RANDOM FOREST COM RESULTADO DE CADA ANÁLISE (VARIÁVEIS) POR CAMPANHAS NA PRAIA DA RIBANCEIRA (IMBITUBA) E PRAIA DA CAL (TORRES).....	120

1. INTRODUÇÃO

A dinâmica de uso da paisagem pela humanidade tende a suprimir elementos naturais responsáveis por funções e por serviços ecossistêmicos que estão intrinsicamente atrelados à manutenção da qualidade do ambiente (Almeida; Medeiros; 2023; Silva; Scherer, 2021). No estudo da paisagem, três características principais devem ser consideradas: sua estrutura, composta por matriz, manchas e corredores (Casimiro, 2009); função, que se refere às interações entre esses elementos; e dinâmica, representada pelas mudanças estruturais e funcionais ao longo do tempo (Forman; Godron, 1986; Scussel, 2018). Desta forma, a análise da paisagem é uma ferramenta crucial no processo de investigação das interações ecológicas espaço-temporais que se dão em espaços ocupados pelo homem e no entendimento da qualidade de um ambiente, resultantes destas interações, especialmente em zonas urbanizadas (Almeida; Pina; Resende, 2009).

A ocupação do território brasileiro, a partir do colonialismo, favoreceu o processo de litoralização, principalmente pela facilidade de acesso às regiões portuárias, concentrando as atividades socioeconômicas na zona costeira do país (Filgueiras, Albino, 2020). Ademais, a Mata Atlântica brasileira detinha espécies de alto valor econômico para a Europa, o que culminou no processo exploratório do Pau-brasil, por exemplo, além de alta fertilidade do solo e umidade, fatores que favoreceram a implantação da agricultura, como a de cana-de-açúcar e café, na costa do país (Barreto; Cezar, 2012).

Historicamente, a transformação da zona costeira seguiu as lógicas de apropriação e ocupação, em que a terra é transformada em espaço produtivo ao passo em que a paisagem litorânea posteriormente foi sendo tomada como mercadoria, fator que favoreceu o desenvolvimento de uma malha urbana complexa nos mais de sete mil quilômetros litorâneos brasileiros (Dantas; Pereira; Panizza, 2008; Filgueiras; Albino, 2020). Contudo “a valorização das áreas litorâneas não pode ser definida apenas pelo viés economicista. Envolve também diversos aspectos simbólicos, culturais, turísticos e ambientais” (Cabette, 2022, p. 60). É importante salientar que a valoração da paisagem é polissêmica e está essencialmente atrelada à subjetividade de apreciação de cada indivíduo (Fidalgo, 2015).

O crescimento demográfico e o aumento da densidade populacional têm acelerado os impactos ecológicos, ameaçando ecossistemas naturais remanescentes (Hu *et al.*, 2021). Desta forma, ao mesmo tempo em que a paisagem é o estímulo para urbanização e para um ideal de desenvolvimento das cidades, esta sofre também os efeitos do turismo, especulação imobiliária e crescimento desenfreado (Almeida; Medeiros, 2023). Estima-se que atualmente, cerca de 55%

da população brasileira viva na zona litorânea, a qual é considerada como o espaço entre o Oceano Atlântico e 150 km da linha de costa (IBGE, 2024). Deste modo, alteração da paisagem litorânea traz à tona a vulnerabilidade ambiental das zonas costeiras (Filgueiras; Albino, 2020).

Dentre a diversidade de ambientes que compõem a paisagem da costa brasileira estão os costões rochosos, ecossistemas de transição entre o ambiente terrestre e marinho, formados por rochas fragmentadas, heterogêneas de baixa ou média inclinação ou até mesmo, por paredões uniformes e verticais (Prates; Gonçalves; Rosa, 2012). Além das funções ecossistêmicas que os costões rochosos prestam a biota, a população humana também se beneficia de seus serviços ecossistêmicos de provisão, com o fornecimento de alimentos, suporte, como refúgio de biodiversidade, de regulação, realizado na proteção da praia e cultural, promovendo bem-estar devido a sua beleza cênica (Silva; Scherer, 2021, Wu *et al.*, 2021). Esses ambientes rochosos são habitat primordial para muitas espécies e promovem à biota substratos de fixação adequados, proteção frente ao hidrodinamismo das ondas e recursos alimentares (Amaral; Nallin, 2011). Desta forma, os costões rochosos propiciam o estabelecimento de interações intra e interespecíficas, devido a sua heterogeneidade de micro-habitat e diversidade de organismos associados (Coutinho; Zalmon, 2009).

O bentos marinho é composto de organismos, sésseis ou vágéis, que utilizam como habitat a camada superficial do substrato marinho, podendo esses serem produtores primários, denominados fitobentos, ou consumidores, classificados como zoobentos (Mclachlan; Brown, 2006; Brusca; Moore; Shuster, 2018). Organismos com tamanho maior a 0,5 mm são denominados macrobentos, sendo representados principalmente pelas macroalgas e macroinvertebrados (Mclachlan; Brown, 2006; Amaral; Nallin, 2011). As macroalgas estão entre os principais organismos que habitam costões rochosos, sendo essas, integrantes principalmente dos filós Rhodophyta (algas vermelhas), Chlorophyta (algas verdes) e Phaeophyta (algas pardas) (Amaral; Nallin, 2011; Raven; Evert; Eichhorn, 2014). As macroalgas compõem a comunidade fital bentônica macroscópica desses ambientes, e incrementam alimento e heterogeneidade nos costões devido à complexidade estrutural de algumas espécies (Dibble; Thomaz, 2006; Raven; Evert; Eichhorn, 2014).

Macroinvertebrados representam o grupo de maior riqueza entre o bentos dos costões rochosos, com organismos pertencentes principalmente aos filós Porifera; Cnidaria, Platyhelminthes, Nematoda, Nemertea, Mollusca, Annelida (Classe Polychaeta), Arthropoda (Subfiló Crustacea), e Echinodermata (Amaral; Nallin, 2011; Brusca; Moore; Shuster, 2018). Outra forma de classificação desses organismos zoobentônicos é em: epifauna, representada pelos seres que se locomovem e alimentam na superfície do sedimento (*Stramonita brasiliensis*

Claremont & D. G. Reid, 2011(Gastropoda: Muricidae), por exemplo); e a infauna, relacionada aos organismos que vivem enterrados ou que formam galerias no substrato (*Phragmatopoma caudata* Krøyer in Mörch (Polychaeta: Sabellariidae), por exemplo).

Os macroinvertebrados constituem elemento chave na ciclagem de nutrientes e produtividade secundária de carbono que sustenta níveis tróficos mais elevados em muitos ecossistemas (Souza *et al.*, 2021). Poliquetas e crustáceos, por exemplo, são itens alimentares na dieta de muitos peixes, constituindo grande elo na cadeia alimentar, enquanto mexilhões (Mollusca: Bivalvia) e caranguejos (Crustacea: Malacostraca) são recursos alimentares presentes também na dieta humana (Ribeiro-Costa; Rocha, 2006; Jesus; Pena; Araújo, 2023). A meta análise realizada por Miloslavich *et al.* (2011) revela que a riqueza registrada de invertebrados no litoral brasileiro era de 6.500 espécies, dentre as 9.100 espécies de bactérias, fungos, protozoários, plantas e animais registrados na costa brasileira. Apesar deste dado não ter sido atualizado, é pertinente pontuar que os invertebrados são o principal grupo que habita ecossistemas litorâneos.

Desde o século XVII, cerca de 40% das extinções animais conhecidas se deram devido à competição frente ao estabelecimento de espécies exóticas invasoras (EEI) (Lopes *et al.*, 2009). O crescente tráfego marítimo global, somado a extensão litorânea brasileira são fatores que favorecem o potencial de bioinvasão, onde, as espécies podem ser ocasionalmente transportadas para fora de suas áreas de distribuição geográfica natural pelos navios que compõem o tráfego das rotas oceânicas e caso encontrem condições ambientais favoráveis, se estabelecem como exóticas em um novo ambiente (Lopes *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2018). As espécies exóticas tornam-se invasoras quando, depois de estabelecidas em um novo ambiente, demonstram um uso de recursos mais eficientemente e tem menos predadores do que espécies nativas (Ignacio *et al.*, 2010; Stanski; Boos; Pinheiro, 2022). No Brasil, os portos de Santos, Vitória, Salvador e Recife estão entre as cem estações portuárias com maior risco de bioinvasão (Wang *et al.*, 2018). Os portos da região sul do Brasil, não apresentaram no estudo *op. cit.* grande risco de bioinvasão, entretanto, com o incremento das demandas portuárias, a entrada de espécies invasoras em um novo local, por incrustação ou água de lastro, por exemplo, tende a se intensificar (Lopes *et al.*, 2009).

Entre as espécies de macroinvertebrados conhecidamente tidas como exóticas invasoras para o litoral brasileiro estão, por exemplo, as espécies *Tubastraea coccinea* (Ehrenberg, 1834) (coral-sol do Timor-Leste), *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982 (coral-sol de Galápagos), *Isognomon bicolor* (C. B. Adams, 1845) (ostra bicolor) e *Leiosolenus aristatus* (Dillwyn, 1817) (molusco bivalve), *Charybdis (Charybdis) hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) (siri de espinho)

e *Megabalanus coccopoma* (craca) (Ignacio *et al.*, 2010; Stanski; Boos; Pinheiro, 2022). Nesse sentido, a presença de EEI é um dos fatores que impacta a composição e equilíbrio dos ecossistemas litorâneos e o estudo da composição macrobentônica permite a investigação de quais EEI estão presentes nesses ambientes (Lopes *et al.*, 2009; Stanski; Boos; Pinheiro, 2022).

As comunidades de macroinvertebrados dos ecossistemas litorâneos podem indicar também a saúde do ambiente de acordo com a resposta dos organismos bioindicadores a fatores estressantes como enriquecimento orgânico e a presença de metais pesados contaminantes como Cobre (Cu), Cádmio (Cd), Zinco (Zn) e Chumbo (Pb) (Souza *et al.*, 2021). Haja visto que a fauna de ecossistemas de transição costeira/marinha recebe influência antrópica do compartimento terrestre e do marinho (Amaral; Nallin, 2011), tanto o desenvolvimento dos invertebrados bioindicadores, expostos a contaminantes, quanto o potencial de bioacumulação de elementos, são relatados na literatura e podem indicar distúrbios antrópicos presentes no ambiente (Mckee *et al.*, 1990).

Algumas espécies de bivalves filtradores, como é o caso do mexilhão *Perna perna* Linneaus (1758), são ótimos indicadores biológicos de patógenos, pesticidas e metais na água, por serem organismos sésseis, filtradores, terem nicho ecológico mais generalista e suportarem grandes variações ambientais (Mariné, 2012). Na literatura, diversos estudos voltados à bioindicação e/ou bioacumulação fizeram uso desse mexilhão como objeto de pesquisa. Mckee *et al.* (1990), por exemplo, utilizaram a Emissão de Raios X Induzida por Partículas (PIXE) para avaliar a relação entre elementos traço e ácido domóico (neurotoxina produzida por diatomáceas do plâncton marinho) em mexilhões contaminados. Carvalho *et al.* (2001) avaliaram a contaminação do ambiente costeiro próximo a Macaé (SE) através de análise de metais pesados nestes mexilhões. Por sua vez, Souza *et al.* (2011) investigaram a condição ambiental da Baía do Espírito Santo analisando a desestabilização da membrana lisossômica das células de *P. perna* a partir do tempo de retenção do biomarcador Vermelho Neutro. Outro exemplo é o artigo de revisão acerca da contaminação por elementos traço em *P. perna* na costa brasileira realizada por Ferreira *et al.* (2013), que dispõe sobre a importância desse organismo como item alimentar para comunidades costeiras e sobre o panorama de contaminação ambiental que estes podem retratar.

A coleta de mexilhões é uma atividade econômica e social que influi na alimentação e economia local e é praticada por populações tradicionais, e na maior parte das vezes, atrelada a pesca artesanal (Jesus; Pena; Araújo, 2023). Entretanto, os mexilhões são a fonte de alimento alternativo para essas famílias quando a pesca não é suficiente (Mariné, 2012). Sendo assim, a atividade marisqueira pode influir na segurança alimentar, tanto positivamente como fonte de

proteína alternativa ao pescado às famílias de coletores de marisco, quanto negativamente quando o consumo de bivalves pode apresentar risco a saúde pública (Mariné, 2012; Ferreira *et al.*, 2013; Jesus; Pena; Araújo, 2023). Sendo assim, a literatura aponta que a qualidade desse alimento é influenciada pela qualidade do ambiente em que estes foram cultivados ou ocorrem naturalmente (McKee *et al.*, 1990; Souza *et al.*, 2011; Ferreira *et al.* 2013).

Considerando os efeitos antrópicos do uso da terra em áreas costeiras (Hu *et al.*, 2021) e a possibilidade do uso de invertebrados como bioindicadores (Carvalho *et al.*, 2001; Dean, 2008; Elías *et al.*, 2021), se faz importante a investigação da saúde desses organismos frente a diferentes tipos de impactos antrópicos nos ecossistemas costeiros. Desta forma, foram desenvolvidos índices bióticos a fim de estabelecer a qualidade ecológica de regiões costeiras e estuários a partir dos dados obtidos sobre os grupos ecológicos que compõem a comunidade bentônica (Borja; Franco; Peres, 2000). Haja visto que o bentos responde de forma relativamente rápida aos efeitos antrópicos e naturais proveniente das atividades costeiras e marinhas (Borja; Franco; Peres, 2000; Mulik; Sukumaran; Dias, 2020), o AMBI (*AZTI's Marine Biotic Index*) é o exemplo mais bem sucedido e conhecido de índice biótico de avaliação da qualidade ambiental de regiões costeiras, o qual se baseia na distribuição de comunidades macrobentônicas de fundo mole em cinco grupos ecológicos de acordo com sua sensibilidade ao estresse (Borja; Mader; Muxika, 2012; Mulik; Sukumaran; Dias, 2020; Souza *et al.*, 2021). A versatilidade e ampla utilização do índice AMBI permitiu a ampliação de seu banco de dados que passou a englobar aproximadamente 12.000 *taxa* de todo o globo (AZTI, 2025), além da disponibilidade de aplicativo exclusivo e gratuito (Borja; Mader; Muxika, 2012), facilitando o desenvolvimento de estudos de avaliação da qualidade ambiental, inclusive em ecossistemas rochosos (Vinagre *et al.*, 2016; Garaffo *et al.*, 2017; Tian *et al.*, 2023), apesar dos estudos neste tipo de substrato ainda serem escassos.

As geociências, como o *geodesign* e o geoprocessamento, também têm se mostrado como ferramentas robustas, utilizadas na avaliação da estrutura da paisagem, pois, permitem a espacialização das questões ambientais e atuam como suporte ao planejamento, identificação de indicadores ambientais que influenciam na qualidade de vida das populações biológicas e na tomada de decisão (Almeida; Pina; Resende, 2009; Sutil *et al.*, 2021). O mapeamento da cobertura e uso da terra contribui para o entendimento mais robusto acerca da capacidade de suporte do ambiente (Almeida *et al.*, 2022), e o uso combinado da ecologia de paisagem, representada pela classificação das categorias de uso da terra, com outros métodos de avaliação ambiental tem se demonstrado de grande valia na classificação da qualidade ambiental (Teixeira, 2022).

Por outro lado, estudos que integram os efeitos da cobertura e uso da terra em escala de paisagem, sobre as comunidades bentônicas marinhas são recentes e escassos no panorama global. Estes são representados apenas pelas contribuições de Wu *et al.* (2021) que utilizaram de imagens de satélite para investigar a dinâmica espaço-temporal da expansão da maricultura na China; e Asante *et al.* (2023) que analisaram o impacto de alterações na paisagem de mangues e de cobertura fital sobre os macroinvertebrados marinhos e nos serviços ecossistêmicos que estes prestam em Moçambique. Contudo, ao que se sabe, não há registro de pesquisas que integrem a análise macrobentônica, de elementos-traço e da paisagem na avaliação da qualidade ambiental. Frente a isso, a matriz de Leopold é um método de avaliação de impactos ambientais que organiza e quantifica as interações entre os fatores ambientais em uma área (Breiman, 2001). Quando esse método é combinado com um modelo de aprendizado de máquina como o *Random Forest* é possível a avaliação de impactos ambientais e a classificação da qualidade de um ecossistema, combinando diferentes escalas de avaliação da paisagem (Teixeira, 2022).

Diante do exposto, revela-se fundamental a investigação da relação entre a estrutura da paisagem do entorno (macroescala); a influência desta sobre as propriedades da água em ecossistemas litorâneos (mesoescala) e; a estrutura da comunidade dos costões, com base em organismos bioindicadores, atributos ecológicos e fatores abióticos (microescala); bem como suas implicações para a qualidade ambiental costeira (Hu *et al.*, 2021; Asante *et al.*, 2023). A análise integrada do ambiente nas três escalas possibilitará compreender a resposta da fauna aos efeitos da dinâmica costeira, auxiliando a tomada de decisão para manejo e conciliação de uso dos recursos naturais e conservação da biodiversidade.

Com base neste contexto, a presente dissertação se fundamenta nas seguintes hipóteses:

- A estrutura da paisagem influencia a qualidade ambiental do entorno de costões rochosos.
- As comunidades macrobentônicas de costões rochosos apresentam composições distintas em resposta à diferentes históricos de usos antrópicos;
- A macrofauna bentônica reflete grau de poluição orgânica nos costões estudados, em razão de seus históricos de antropização;
- Espécies exóticas invasoras são mais abundantes no costão rochoso da praia da Ribanceira, uma vez que esta região está inserida em uma área portuária;
- A concentração de elementos traço em mexilhões é mais elevada no costão rochoso da praia da Ribanceira, pois esta região está inserida em uma área portuária;

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a influência da estrutura da paisagem na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e na qualidade ambiental de dois costões rochosos no sul do Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar as classes de cobertura e uso da terra do entorno dos costões rochosos da praia da Ribanceira (Imbituba, Santa Catarina) e da praia da Cal (Torres, Rio Grande do Sul);
- Inventariar e avaliar os atributos de riqueza, abundância, diversidade e similaridade/dissimilaridade das comunidades de macroinvertebrados dos costões rochosos estudados;
- Avaliar a presença e a abundância de espécies exóticas invasoras nos costões rochosos estudados;
- Analisar a influência de fatores abióticos na composição da fauna de macroinvertebrados dos costões rochosos estudados;
- Analisar o conteúdo de elementos traço na porção comestível e visceral do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) nos costões rochosos estudados;
- Analisar a qualidade ambiental dos costões rochosos estudados com base na fauna de macroinvertebrados;
- Realizar a análise da qualidade ambiental da zona de influência direta dos costões rochosos estudados, integrando a escala de paisagem, de comunidade macrobentônica, variáveis abióticas e conteúdo de elementos traço.

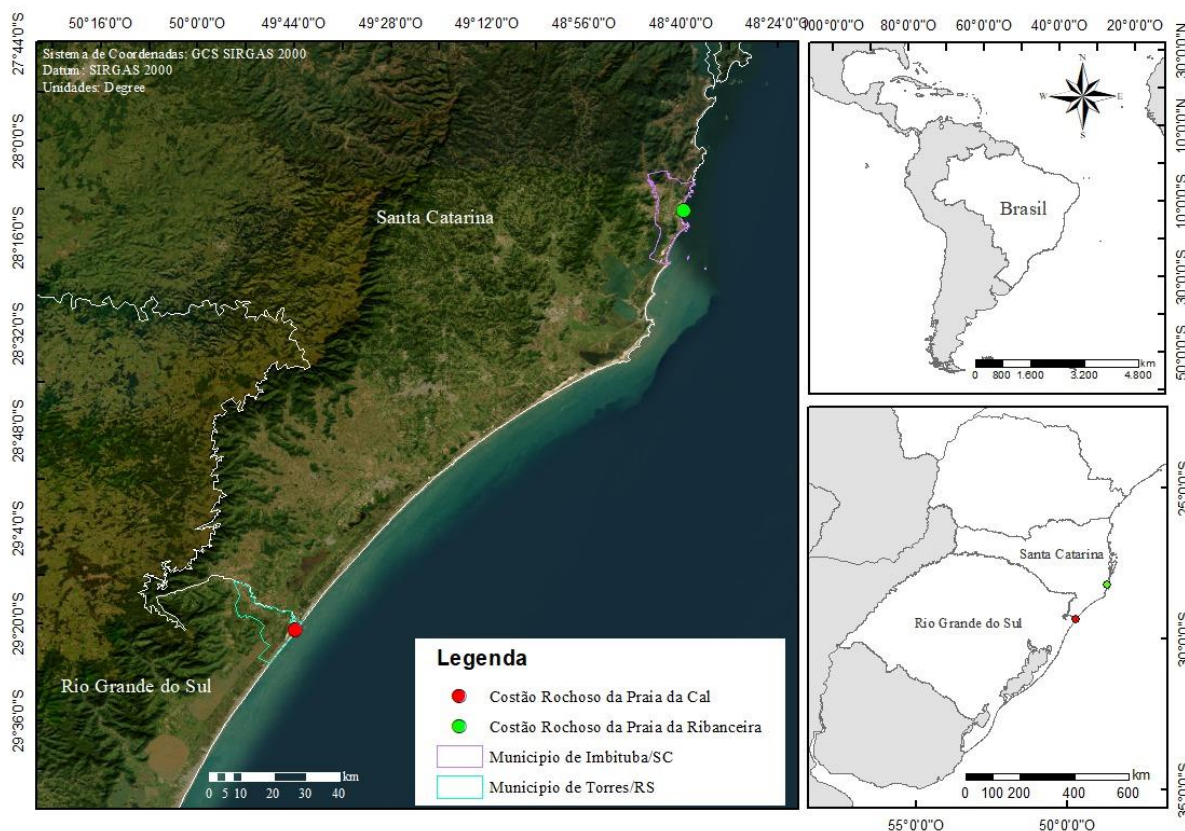
3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A região sul brasileira, mais especificamente o sul de Santa Catarina e do norte do Rio Grande do Sul apresenta uma paisagem diversificada, caracterizada por extensas praias arenosas, dunas e lagoas costeiras permeadas por formações rochosas que marcam o limite austral da ocorrência de costões rochosos no Brasil (Coutinho; Zalmon, 2009). Desta forma, duas áreas de amostragem foram selecionadas com base em suas características de urbanização e nos tipos de impactos antrópicos de cada uma delas. Ambas as áreas são urbanizadas e possuem densidade demográfica elevada (IBGE, 2025a, b). Contudo, o costão rochoso da praia da Ribanceira está localizado em uma região que, além de ser urbanizada, é uma região portuária e é historicamente afetada pelos impactos da indústria carbonífera; enquanto o costão rochoso da praia da Cal, apesar de urbanizado, apresenta uma densidade demográfica ligeiramente menor e não é diretamente impactado por atividades portuárias ou oriundas da mineração de carvão mineral. Essas diferenças propiciaram que as áreas pudessem ser analisadas e comparadas.

O estudo foi realizado em dois costões rochosos do sul do Brasil, sendo estes, o da praia da Ribanceira (28°11'34.14"S e 48°39'38.41"O), que se localiza no município de Imbituba, Santa Catarina e o costão rochoso da praia da Cal (29°21'06,39''S e 49°43'49,57''O), pertencente a cidade de Torres, Rio Grande do Sul (Figura 1). A distância entre os dois costões rochosos é de aproximadamente 167 km, ambos estão inseridos no Bioma Mata Atlântica e encontram-se localizados próximos a áreas de vegetação lacustre, de restinga e junto a zonas urbanizadas (Vibrans *et al.*, 2013). A área de estudo está sob domínio climático *cfa*, em que a precipitação média mensal oscila entre 100 mm e 170 mm, segundo classificação de Köppen (Alvares *et al.*, 2013).

Figura 1: Mapa de localização do costão rochoso da praia da Ribanceira (ponto verde), no município de Imbituba, Santa Catarina, e do costão rochoso da praia da Cal (ponto vermelho) no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.



Fonte: Autora, 2025.

Os costões estudados pertencem a região hidrográfica do Atlântico Sul, que por sua vez, situa-se na faixa subtropical da costa brasileira, estendendo-se desde a baía de Santos (SP) até o arroio Chuí (RS) (ANA, 2023). Os mares do sul do Brasil são classificados como temperados, apesar de estarem incluídos em região tipicamente tropical e isso ocorre principalmente devido ao fenômeno de ressurgência, que é definido como um processo de ascensão de águas profundas mais frias (abaixo de 20° C) para a superfície do oceano, sendo esse processo condicionado por efeitos físicos (Talley *et al.*, 2011).

A Corrente do Brasil (CB) é a corrente marítima que flui em praticamente toda a costa brasileira, e consequentemente na área de estudo, sua profundidade varia entre 200 e 800 m, sendo que em menores latitudes as águas são mais rasas e a profundidade aumenta em direção ao sul (Cataldi *et al.*, 2010). Essa corrente transporta para o sul as águas mais quentes e salinas oriundas de zonas equatoriais. Na faixa de latitude que compreende a área de estudo (entre 28° e 29°S) os valores de transporte da CB ficam entre 11 e 15 Sv (*sverdrups*, sendo que cada *sverdrup* equivale ao transporte de aproximadamente um trilhão de litros por segundo) (Talley *et al.*, 2011). Em latitudes mais ao sul (entre 30°S e 40°S) a CB se afasta da costa brasileira e

encontra a Corrente das Malvinas (CM), que flui transportando águas frias e menos salinas em direção ao norte, formando a Zona de Confluência Brasil-Malvinas (ZCBM) (Cataldi *et al.*, 2010; Talley *et al.*, 2011). A região de estudo encontra-se acima do limite norte de alcance da ZCBM, que ocorre aos 33,2°S de latitude (Olson *et al.*, 1988), sendo assim, em condições normais a influência da confluência Brasil-Malvinas nos costões analisados é baixa.

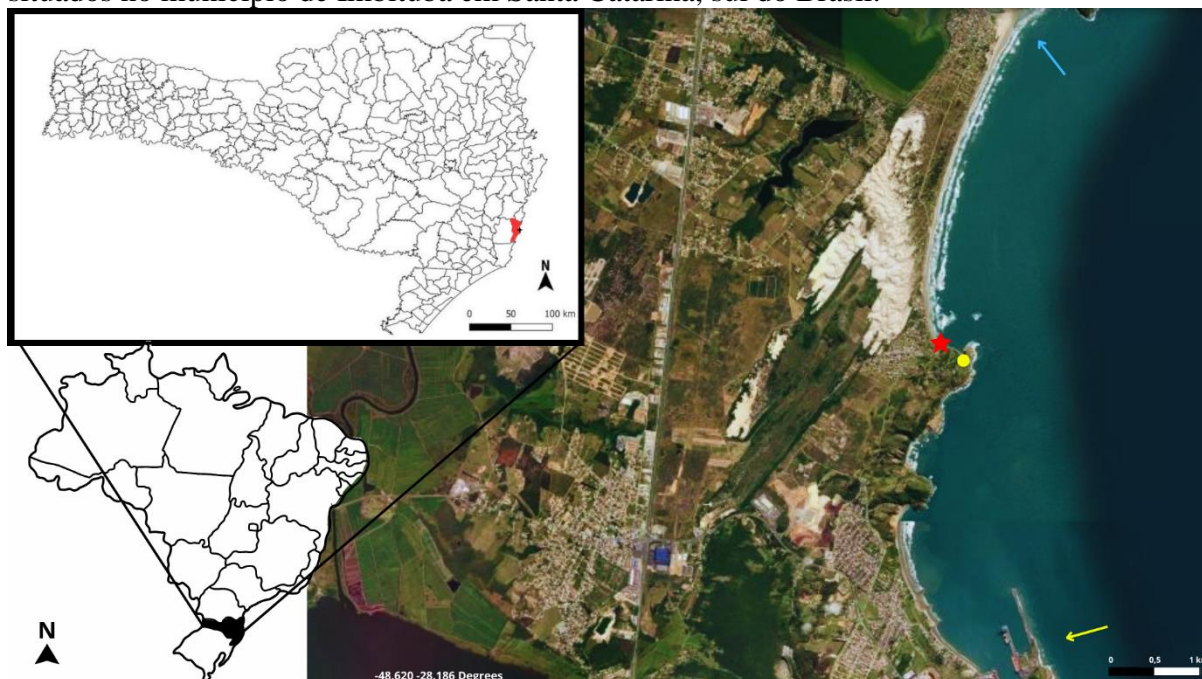
No que diz respeito ao regime de marés, a região costeira de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul está submetida a regime de micromarés (com classificação de altura (h) < 2 m), e de marés semidiurnas (com dois ciclos de maré em um período de 24h) ou seja, a maré astronômica possui pequena amplitude e é secundária frente as variações provocadas por marés meteorológicas (Silva, 2010). Sendo assim, a influência do vento é importante para as marés, quando esses são oriundos do Sul e encontram a região costeira brasileira resultam no avanço da água em direção à costa, enquanto ventos provenientes do norte diminuem o nível do mar (Canto, 2023).

3.1.1 Costão rochoso da praia da Ribanceira

O costão rochoso da praia da Ribanceira possui cerca de 245 m de extensão, está orientado frontalmente para a direção nor-nordeste abrangendo aproximadamente 3.093 m², estendendo-se até a praia dos Amores. Este costão está situado nas coordenadas 28°11'34.14"S e 48°39'38.41"O no município de Imbituba, centro-sul do litoral do estado de Santa Catarina (Figura 2). Geograficamente, o costão da praia da Ribanceira está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio D'uma, encontra-se a 4,5 km ao sul da abertura da lagoa da Ibiraquera e a 5 km ao norte do porto de Imbituba (Santa Catarina, 2018). A região faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca e é utilizada por comunidades tradicionais, como pescadores artesanais e coletores de mariscos (Almeida *et al.*, 2011), além de ter no turismo forte representação econômica.

Ao sul do costão da Ribanceira encontra-se o porto de Imbituba, que apesar de ser de grande valia do ponto de vista econômico no mercado de exportação do estado de Santa Catarina, sua implantação e associação com a Indústria Carboquímica Catarinense (ICC), que se instalou nos arredores da área de estudo, gerou relevantes impactos e passivos ambientais na cidade, tais como depósitos de gesso químico e pilhas de rejeitos de carvão mineral, e culminou em grandes conflitos entre o interesse do mercado e a população de Imbituba (Goulart Filho, 2010; Almeida *et al.*, 2011).

Figura 2: Localização do costão rochoso da praia da Ribanceira (estrela vermelha), praia dos Amores (ponto amarelo), abertura da lagoa da Ibiraquera (seta azul) e porto (seta amarela), situados no município de Imbituba em Santa Catarina, sul do Brasil.



Fonte: Autora, 2025.

Os ventos predominantes na região de estudo são de direção nordeste e sudoeste, principalmente (Ponciano; Back, 2022). No ano de 2023, a média da velocidade dos ventos foi de 6,6 m/s, com rajadas de vento de até 30,3 m/s, enquanto a temperatura média anual foi de 20,7 °C, variando entre 8,4 °C e 31,8 °C e a precipitação acumulada foi de 1.577 mm (INMET, 2025). A geomorfologia do costão da Ribanceira é constituída pela Formação Granitoide Paulo Lopes (Santa Catarina, 2025). Essa formação compreende principalmente granitoides com tonalidade cinza (variando de monzogranitos a sienogranitos), que exibem textura caracterizada pela presença de cristais maiores de ortoclásio circundados por uma matriz marcante de granulação média a grossa, enriquecida com biotita; fácies leucocráticas de coloração cinza, granulação fina, também foliada; milonito-gnaisses em zonas de deformação mais elevada; e ocasionalmente pegmatitos (Horn Filho, 2010).

Nas adjacências do costão rochoso, entre a praia da Ribanceira e a praia dos Amores há um pequeno fragmento de Restinga arbustiva em estágio inicial de regeneração. Essa área possui relevante abundância de indivíduos de *Casuarina equisetifolia* L. (Casuarina) planta exótica invasora comum em ambientes costeiros no sul do Brasil (Zimmerman, 2016). Entre a praia da Ribanceira e o canal da barra da Ibiraquera (ao norte) existem remanescentes de Restinga natural, alternados com construções residenciais que configuram a área urbana da praia (Freitas; Beltrame, 2012).

A população do município de Imbituba no último censo foi de 52.579 habitantes, desta forma, a densidade demográfica fixa média da cidade é de 289,57 habitantes por km² (IBGE, 2025a). Contudo, em época de veraneio, devido ao atrativo turístico do litoral, a estimativa é que a população flutuante no município chegue em aproximadamente 85.382 pessoas, somando cerca de 138 mil pessoas (Prefeitura Municipal de Imbituba, 2021).

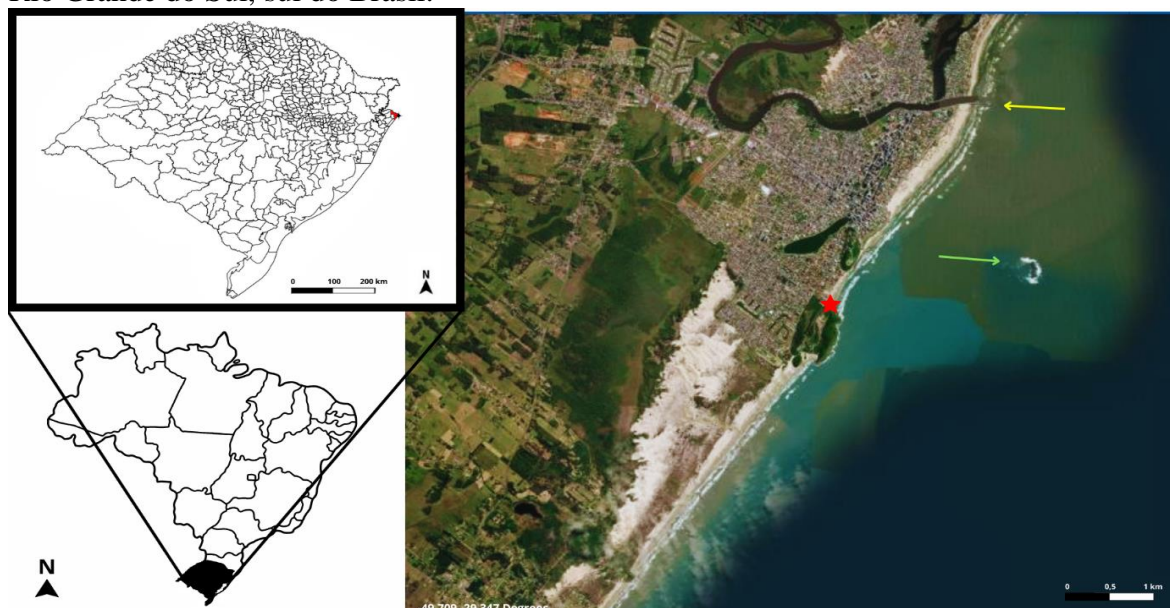
Acerca do esgotamento sanitário do município, estima-se que 49.241 pessoas afastam seus esgotos por meio de rede geral, rede pluvial ou fossa ligada à rede ou utilizam fossa séptica ou de filtro, 2.690 habitantes utilizam fossas rudimentares ou buracos e 125 pessoas não possuem sanitários ou utilizam outras soluções de afastamento de esgoto, como valas, córregos ou o mar (Municípios e Saneamento, 2025a).

3.1.2 Costão rochoso da praia da Cal

O costão rochoso da praia da Cal possui aproximadamente 120 m de extensão e 1.200 m², está orientado frontalmente para a direção nordeste, e fica situado nas coordenadas 29°21'06.39"S e 49°43'49.57"O no município de Torres, extremo norte do litoral do estado do Rio Grande do Sul (Figura 3). A área encontra-se na encosta do Morro das Furnas, limite norte do Parque Estadual José Lutzemberg (Parque da Guarita), e fica a menos de 4 km do Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) da Ilha dos Lobos e a 4,5 km da foz do rio Mampituba (Petry; Almeida; Zerfass, 2005; ICMBio, 2023). O município de Torres está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Mampituba e marca o limite austral da ocorrência de costões rochosos no sul do Brasil (Coutinho; Zalmon, 2009).

Na praia da Cal, existe um pequeno curso d'água que escoar superficialmente para o mar (sangradouro) permanente de areia fina e forma retilínea e de influência fluvial, segundo classificação de Zorzo *et al.* (2023), que desemboca no costão rochoso estudado. A vegetação na praia é composta principalmente por gramíneas exóticas e pela planta exótica ornamental *Carpobrotus* sp., visto que o ambiente de restinga natural foi quase que inteiramente reduzido devido à expansão urbana que inclui construções residenciais em Áreas de Proteção Permanente (APP) (D'Antonio, 1993; Lorenzi, 2008; Gedeon, 2014).

Figura 3: Localização do costão rochoso da praia da Cal (estrela vermelha), REVIS Ilha dos Lobos (seta verde) e foz do rio Mampituba (seta amarela) situados no município de Torres no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.



Fonte: Autora, 2025.

Os ventos predominantes na região de estudo são de direção nordeste e sul, principalmente, sendo que ventos norte e oeste são raros (Rockett *et al.*, 2017). No ano de 2023, a média da velocidade dos ventos foi de 2,6 m/s, com rajadas de vento de até 23,3 m/s, enquanto a temperatura média anual foi de 20,1 °C, variando entre 4,3 °C e 34,9 °C e a precipitação acumulada foi de 2.135 mm (INMET, 2025). A geomorfologia deste costão rochoso é formada principalmente por fácies de basalto provenientes da atividade vulcânica da formação da Serra Geral (Gedeon, 2014). O basalto com disjunção tabular é o mais característico nesta área de estudo, sendo esse caracterizado pela predominância de disjunções horizontais, as quais podem ser originadas tanto pelo fluxo da lava, quanto pelo resfriamento das camadas, não sendo incomum a ocorrência de disjunção colunar em alguns pontos deste costão rochoso (Petry; Almeida; Zerfass, 2005).

Historicamente, a região da praia da Cal constituía um sítio arqueológico com um sambaqui que abrigava memória material de populações humanas que habitavam a região antes do processo de colonização europeia (Wagner, 2009). Contudo, com o início da urbanização, surgiram as caieiras para a produção de cal usado na construção civil. Sendo assim, a instalação da caieira na praia estudada, além de incinerar as conchas e o materiais constituintes dos sambaquis, utilizava as árvores dos fragmentos florestais de Mata Atlântica próximos como lenha para os fornos (Wagner, 2009; Gedeon, 2014).

A densidade populacional do município no último censo foi de 41.751 pessoas e a média

da densidade demográfica é de 258.32 habitantes por km² (IBGE, 2025b). Apesar da cidade ser conhecidamente urbanizada, a maior parte dos habitantes fixos do município de Torres (cerca de 78%) habitam a zona rural (Cabette, 2022). Em 2016, a estimativa média de turistas que visitam o município em época de veraneio era de 65.189, contudo, atualmente, são escassos dados confiáveis atualizados acerca da população flutuante (Zuanazzi; Bartels, 2016). Em Torres, 36.959 pessoas afastam seus esgotos em rede geral, pluvial, fossa ligada à rede, séptica ou de filtro, enquanto 5.530 utilizam fossas rudimentares ou buracos e 258 não possuem sanitários ou utilizam soluções como valas, córregos ou o mar (Municípios e Saneamento, 2025b).

3.2 ANÁLISE DA PAISAGEM

Para elaboração dos mapas de classificação da cobertura e uso da terra foi delimitado um *buffer* com raio de 7 km que compõe o entorno de cada área de estudo, ou seja, uma zona de influência direta sobre os costões rochosos. A delimitação da área foi estabelecida considerando a abrangência das categorias de cobertura e uso e ocupação da terra que ocorrem no entorno e sua influência direta na qualidade ambiental de cada costão rochoso.

Esse critério possibilitou a inclusão das principais classes de cobertura e uso da terra, permitindo que essas fossem adequadamente representadas dentro da zona de influência direta. Embora não tenha sido identificado um protocolo específico na literatura que norteie a definição deste raio de influência direta, a escolha se fundamentou na premissa de que esta escala espacial era suficiente para capturar as relações entre o costão rochoso e as atividades humanas ou naturais em seu entorno imediato, considerando o contexto ecológico e socioeconômico da região de estudo.

Os vetores de limites municipais e estaduais utilizados no estudo foram importados do banco de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2025c). Os dados matriciais, ou seja, as imagens orbitais necessárias para a classificação supervisionada das categorias de cobertura e uso e da terra foram coletados no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2025). Foram utilizadas imagens do satélite CBERS-4A registradas com Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM). Este satélite foi escolhido pois disponibilizava imagens orbitais atualizadas gratuitamente, com melhor resolução espacial para as áreas de estudo. As imagens foram selecionadas, respeitando critérios pré-estabelecidos como: registro espaço-temporal imageado há no máximo dois anos; baixa cobertura de nuvens; e registro de mesma resolução espacial (dois metros) para ambas as

áreas (Silva, 2021). Desta forma, as imagens escolhidas foram obtidas nos dias 13/05/2023 (Imbituba porção Norte), 16/01/2024 (Imbituba porção Sul) e 14/05/2024 (Torres).

Os dados matriciais e vetoriais extraídos foram processados no *software* de Sistema de Informações Geográficas (SIG) *Qgis* 3.14.0 “pi”, onde foi adotado como sistema geodésico de referência o SIRGAS 2000, sob fuso *UTM - Universal Transversa de Mercator* nº 22S (meridiano de referência 51°W) (Pereira, 2022).

Neste *software*, foi elaborada a composição colorida RGB (bandas de imageamento em comprimento de onda vermelho (*Red*), verde (*Green*) e azul (*Blue*)), em resolução espacial de oito metros. Posteriormente foi realizada a fusão das bandas cromáticas e pancromáticas dos sensores do CBERS-4A, resultando em uma imagem com dois metros de resolução espacial. Na sequência, as imagens tratadas foram exportadas em formato *.tiff*, e importadas ao *software* *ArcGIS* 10.3.1 desenvolvido pela ESRI (*Environmental Systems Research Institute*) e licenciado para a Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), onde foi realizada a classificação supervisionada e elaboração dos mapas temáticos.

A classificação em sensoriamento remoto envolve o processo de se atribuir os *pixels* de uma imagem a categorias específicas, funcionando também como um processo de extração de informações das imagens para identificar padrões e objetos com características semelhantes (Meneses; Sano, 2012; Rodrigues *et al.*, 2014; Silva, 2021). A composição RGB favorece que as cores dos alvos terrestres sejam representadas o mais próximo possível da visão do olho humano e, devido a isso, é considerada a mais adequadas para uma classificação em tela (Santos; Nunes, 2021).

O método de classificação supervisionada por digitalização manual em tela foi escolhido, por ser ideal para classificar áreas de estudo pequenas ou que possuem classes muito heterogêneas, difíceis de distinguir com métodos automatizados (Gonçalves *et al.*, 2015). Esta é uma técnica utilizada em SIG para classificar manualmente as feições em uma imagem ou mapa, com base na interpretação visual do analista (Lang; Blaschke, 2009).

Durante as campanhas de amostragem de invertebrados nas áreas de estudo foi observada a paisagem do entorno dos costões com o intuito de identificar características de cobertura inerentes a cada área. Essa etapa permitiu compreender as diferentes classes de cobertura e uso da terra, bem como verificar a distribuição espacial dessas categorias. Posteriormente, no tratamento das imagens de satélite, foram delimitados, manualmente, os polígonos correspondentes a cada classe de cobertura e uso da terra. As informações observadas em campo serviram como suporte para a interpretação e delimitação das classes nas imagens de satélite, permitindo maior precisão na análise e correlação entre os dados observados *in loco*

e as informações visuais observadas nas imagens (Almeida, 2022). Desta forma, foram definidas nove classes de cobertura e uso da terra para as áreas estudadas com base nos elementos paisagísticos observados (Quadro 1).

Após a identificação das classes de cobertura e uso da terra que compõem a área de estudo, foi calculada a área de cada classe e sua proporção percentual em cada área estudada. Esse cálculo se deu a partir da multiplicação da quantidade de *pixel* de cada classe pela resolução espacial correspondente de cada *pixel* da imagem (Santos; Nunes, 2021). A elaboração dos mapas e a quantificação das classes de cobertura e uso da terra em cada área de estudo permite analisar a proporção de antropização/naturalidade no entorno de cada costão e compará-las entre as áreas de estudo, além de descrever as pressões antrópicas que influem na qualidade do ambiente (Pocklington; Wells, 1992; Amaral; Nallin, 2011).

Quadro 1: Descrição das coberturas que compuseram cada classe de uso e cobertura da terra.

Classes de cobertura e uso da terra	Descrição
Vegetação arbórea	Fragmentos de remanescentes florestais nativos, áreas de restinga arbórea, manchas de <i>Butia</i> spp.*, áreas em sucessão ecológica tardia, áreas de mata ciliar.
Vegetação herbácea e arbustiva	Áreas de restinga herbácea e arbustiva, fragmentos de vegetação florestal em estágio de sucessão ecológica inicial e vegetação de pequeno porte.
Praias, dunas e costões	Remanescentes naturais de ecossistemas costeiros, como costões rochosos, praias arenosas, áreas de restinga sem cobertura vegetal (dunas) e falésias.
Hidrografia continental	Corpos d'água continentais naturais ou artificiais, englobando áreas de nascentes, rios, lagos, lagoas, sangradouros, áreas encharcadas e açudes artificiais.
Mar (Oceano)	Mar territorial, inclui as águas do Oceano Atlântico inseridas nas 12 milhas náuticas, conforme Lei nº 8.617/1993 (Brasil, 1993).
Pluma de sedimentos	Área de dispersão, no ambiente marinho, da pluma de sedimentos oriunda de corpos d'água e escoamento superficial continental em escala visível na imagem de satélite no dia de obtenção da imagem orbital.
Cultivo espécies exóticas	Áreas com plantio de espécies exóticas, como <i>Eucalyptus</i> spp., <i>Pinus</i> spp. e <i>Casuarina equisetifolia</i> *.
Agroecossistemas	Áreas cultivadas com plantios temporários ou permanentes, geralmente configurando monoculturas, e áreas de pastagem com cobertura de gramíneas nativas e exóticas para criação de gado.
Área antropizada	Áreas urbanizadas, malha comercial, residencial e industrial. Engloba também rodovias, loteamentos, áreas de mineração para extração de areia e argila, pedreiras, depósitos de carvão mineral* e zona portuária*.

*Itens específicos com ocorrência exclusiva na zona de influência direta do costão da praia da Ribanceira (Imbituba)

Fonte: Autora, 2025.

3.3 PROTOCOLO DE AMOSTRAGEM DOS INVERTEBRADOS E OBTENÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Foram realizadas quatro campanhas para amostragem da comunidade de invertebrados em cada área de estudo, para isso cada costão foi amostrado uma vez a cada estação do ano. Essa escolha se deu visando que a repetição das amostragens abrangesse períodos com diferentes dinâmicas climáticas, ecológicas e de interferência antrópica. Além disso, as coletas ocorreram em períodos de maré baixa, previsto pela Tábua de Marés (CHM, 2025), favorecendo a coleta nas regiões inferiores no costão e quando possível evitando dias de alta precipitação, a fim de minimizar o viés das enxurradas sobre as variáveis ambientais, assim como, para a segurança dos pesquisadores. Dessa maneira, as amostragens ocorreram nos dias 04 e 05 de julho de 2023, 13 e 14 de novembro de 2023, 18 e 19 de fevereiro de 2024 e 25 e 26 de maio de 2024. Para coleta de macroinvertebrados bentônicos foi realizada a raspagem de algas e sedimento do substrato rochoso, utilizando parcelas de 10 x 10 cm (adaptado de Amaral; Nallin, 2011). A escolha na redução do tamanho das parcelas se deu de modo a evitar um grande impacto nos costões, haja visto que quanto mais ao sul do Brasil menos costões e mais reduzidos estes são em tamanho, em especial na praia da Cal.

Em campo, foi estipulada uma faixa paralela a linha de costa de até 50 m na zona entre marés do costão. Nesta transecção foram estabelecidos 10 pontos de coleta de macroinvertebrados no costão rochoso, onde as parcelas foram alocadas de acordo com a presença de macroalgas na superfície das rochas do costão, respeitando o distanciamento mínimo de três metros entre cada amostra (Figura 4). A presença de macroalgas foi utilizada como critério, devido a sua capacidade de incrementar heterogeneidade no habitat e maior densidade de indivíduos por área, influenciando positivamente na suficiência amostral (Dibble; Thomaz, 2006; Watywarawan, 2018).

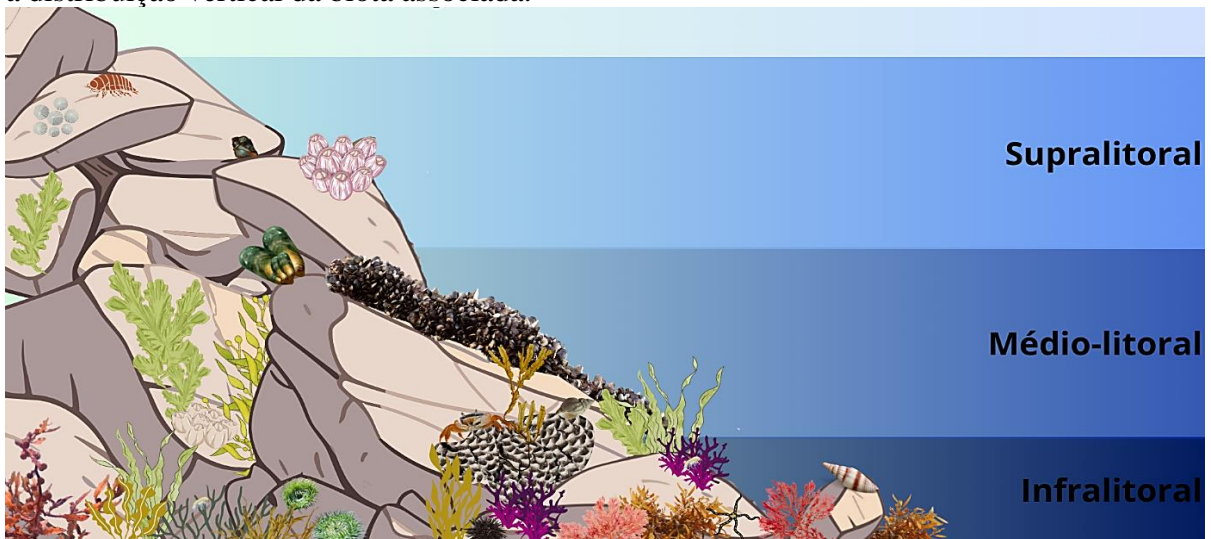
Figura 4 - Ilustração esquemática da disposição das parcelas de amostragem de invertebrados (representadas pelos pontos em amarelo) de acordo com a presença de macroalgas nos costões, demonstrando o espaçamento mínimo de três metros entre cada amostra



Fonte: Autora, 2025.

As coletas ocorreram na área externa (parte rasa) dos costões, devido a maior viabilidade de locomoção sobre as rochas e factibilidade da coleta se realizar sem grandes riscos de acidentes. Todas as parcelas foram alocadas entre a zona médio-litoral inferior e a zona infralitoral superior do costão rochoso, pois as zonas de maior profundidade do costão abrigam maior diversidade tanto de algas quanto de macroinvertebrados (Agostini; Ozorio, 2018). Isso ocorre, pois, a maioria das espécies marinhas não são adaptadas a enfrentar períodos de constante dessecação (Coutinho; Zalmon, 2009; Agostini; Ozorio, 2018) (Figura 5).

Figura 5– Esquema demonstrando o padrão de zonação de um costão rochoso exemplificando a distribuição vertical da biota associada.



Fonte: Autora, 2025.

O material raspado foi condicionado em sacos plásticos, devidamente identificados com local e data de coleta e número da parcela, contendo solução de formaldeído a 4% e em seguida levados ao laboratório, para triagem e identificação das amostras. O esforço amostral foi de 40 parcelas de 100 cm² ou 0,4 m² em cada costão rochoso, totalizando 80 parcelas ou 0,8 m² amostrados. Em laboratório, os macroinvertebrados foram triados e identificados ao menor nível taxonômico possível. Para os macroinvertebrados, a identificação seguiu a literatura conforme indicado abaixo (Quadro 2).

Quadro 2: Descrição das literaturas utilizadas para identificação dos macroinvertebrados conformes os grupos taxonômicos.

Grupo taxonômico	Literaturas utilizadas
Annelida - Polychaeta	Amaral <i>et al.</i> (2013); Amaral; Nonato (1981); Amaral; Rizzo; Arruda (2006); Banse (1969), Camargo, Lana (1994); Fukuda (2010); Garraffoni; Lana (2003); Gomes (2009); Parapar; Martínez; Moreira (2021); Pocklington; Wells (1992); Santos, Silva (1992); Steiner, Amaral (2000); Steiner; Santos (2004).
Arthropoda - Crustacea	Araújo-Silva; Larsen (2012); Arenzon, Bond-Buckup (1999); Castro <i>et al.</i> (2012); Chapman (2007); Fransozo (1986); Lacerda; Masunari, 2011; Lima, 2001; Loyola e Silva (1999a); Loyola e Silva (1999b); Marochi; Masunari (2011); Negreiro-Fransozo; Fransozo (1991); Oliveira (1940); Serejo (1998); Santos; Cerqueira (2021); Serejo; Siqueira (2018); Sieg; Winn (1978).
Arthropoda - Insecta	Abrantes <i>et al.</i> (2010); Culik; Zeppelini Filho (2003); Janssen (2024); Rafael <i>et al.</i> (2024); Schuster (1965)
Arthropoda - Pycnogonida	Lucena (2013); Lucena; Christoffersen (2017)
Bryozoa	Marcus (1941)
Equinodermata	Amaral; Rizzo; Arruda (2006); Borges (2006)
Mollusca	Absher; Ferreira Junior; Christo (2015); Agudo-Padrón (2022); Colares <i>et al.</i> (2021); Conquiliologistas do Brasil (2025); Longo <i>et al.</i> (2014); Migotto; Tiago; Magalhães (1993); Pimpão (2004); Wiggers; Magalhães (2003)
Nemertea	Alves <i>et al.</i> (2019); Mendes (2016)

Fonte: Autora, 2025.

A classificação taxonômica foi adotada de acordo com o WORMS (*World Register of Marine Species*) (WORMS, 2025). Após a identificação dos *taxa* de invertebrados, foram observadas quais são descritos como EEI na região sul brasileira, de acordo com Stanski; Boos; Pinheiro (2022). As amostras foram temporariamente armazenadas no Laboratório de Ecologia de Paisagem e de Vertebrados (LABECO) da UNESC e, posteriormente serão encaminhadas para tombamento em coleção científica.

Em campo foram coletados, em triplicata, os dados de temperatura superficial da água (50 cm de profundidade), salinidade, pH, condutividade, condutância específica, oxigênio dissolvido e potencial redox da água, com uso de sonda multiparamétrica portátil profissional

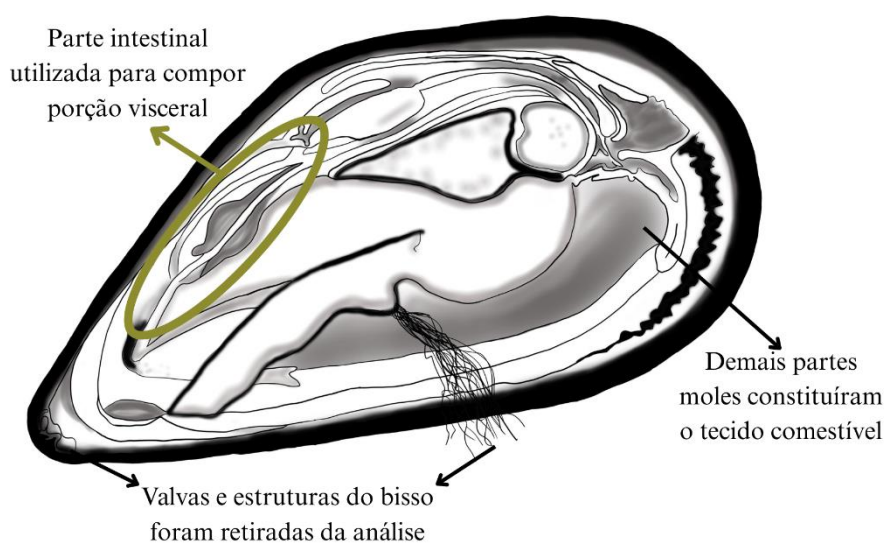
modelo YSI-PRO Quatro Xylen. Além desses, os dados de temperatura atmosférica, direção das ondas, altura média das ondas, direção e velocidade dos ventos no horário e local de coleta foram obtidos a partir do aplicativo *Windy* (Windy Weather World Inc., 2025). Os dados de precipitação foram baseados nos valores de precipitação acumulada nos municípios nos 30 dias que antecederam a amostragem e foram obtidos no Banco de Dados Meteorológicos (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia Brasileiro (INMET, 2025).

3.4 AVALIAÇÃO DO CONTEÚDO DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM MEXILHÃO *PERNA PERNA*

Para avaliar o conteúdo de elementos nos mexilhões presentes nos costões rochosos, em cada área estudada foi realizada a coleta de 30 mexilhões adultos, conforme proposto por Avelar (1998), com tamanho maior que cinco centímetros, da espécie *P. perna* (Linnaeus, 1758). A coleta dos mariscos se deu na campanha do mês de julho de 2023, época fora do período de defeso da espécie (IBAMA, 2006) e pós temporada de veraneio. Os mexilhões foram alocados em sacolas plásticas e congelados.

Em laboratório, com auxílio de bisturi com lâmina de aço inoxidável, foi realizada a separação das valvas dos tecidos moles dos mexilhões, em seguida, foi retirada a porção do intestino (doravante denominada porção visceral) das partes moles restantes dos indivíduos (daqui em diante nomeada de tecido comestível), conforme figura 6. As amostras obtidas foram homogeneizadas, de modo a compor amostras compostas por parte do corpo (tecido comestível e visceral) e local de estudo (Torres e Imbituba), conforme Maia, Almeida e Moreira (2006) e desidratadas. A desidratação foi realizada em estufa de esterilização e secagem a 60 °C, até a amostra atingir peso constante (no caso do presente estudo, aproximadamente 144 h). Posteriormente, as amostras foram individualmente reduzidas a pó com auxílio de almofariz e pistilo de porcelana, seguido de moagem fina (passante em 100 mesh - abertura de 150 micra) em moinho de bolas excêntrico do tipo periquito, utilizando-se de esferas de cerâmica. Todo aparato (almofariz, pistilo, esferas e moinho periquito) foi devidamente higienizado e mantido imerso em solução de HNO₃ (0,1 N) por 24 horas, seguidos de lavagem em água deionizada, de maneira a evitar contaminação cruzada.

Figura 6: Esquema evidenciando a anatomia interna do mexilhão *Perna perna* e as estruturas utilizadas para compor as amostras analisadas nos costões rochosos estudados.



Fonte: Autora, 2025.

Cada amostra composta, separadas por local de coleta e por parte do organismo (tecido comestível e visceral), foi prensada em *pellets*, em triplicatas, e a composição elementar foi determinada usando o método PIXE (Johanson, 1988; Kabir, 2011; Ene *et al.*, 2019) no Laboratório de Implantação Iônica do Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFGRS). Para as leituras PIXE foi utilizado o acelerador *Tandetron* de 3 MV que emite feixes de prótons de 2 MeV. Sendo assim, os raios X induzidos pelo feixe no alvo são captados por um detector de Si(Li) colocado a 135° em relação ao feixe (Johanson, 1988). Este método permite identificar vestígios dos elementos químicos com número atômico entre 11 (Sódio – Na) e 38 (Estrôncio – Sr) em amostras de organismos, água ou solo (McKee *et al.*, 1990; Kabir 2011; Ene *et al.*, 2019).

Os resultados foram expressos em partes por milhão ($\mu\text{g g}^{-1}$ com base no peso seco) \pm as incertezas calculadas para as concentrações elementares, que representam uma convolução de incertezas decorrentes do procedimento de ajuste de mínimos quadrados dos espectros de raios X, da configuração experimental. Apesar do critério de decisão da análise aceitar valores de incertezas de até 40% (Johnny Ferraz Dias, informação pessoal), para refinamento de dados, foi adotado neste estudo como critério de negação valores de incerteza de até 33%. Os valores de cada elemento detectados \pm as respectivas incertezas foram comparadas entre as áreas estudadas e entre a parte comestível e visceral. Os valores detectados na porção comestível foram também comparados com os valores pré-estabelecidos na legislação brasileira, de acordo

com a Instrução Normativa -IN nº 160, de 1º de julho de 2022 (ANVISA, 2022), e com os documentos de orientações internacionais que dispõem acerca dos limites máximos de contaminantes inorgânicos para moluscos bivalves utilizados na alimentação (WHO, 1989; US FDA, 1993).

3.5 ANÁLISE DE DADOS

O inventário e os descritores da composição da comunidade de macroinvertebrados, foram construídos a partir dos atributos de riqueza observada e estimada, abundância absoluta, frequência e diversidade. Para avaliar se a suficiência amostral foi alcançada, foi utilizada curva de acumulação de *taxa*, com intervalo de confiança de 95%, construída para cada área de estudo a partir do método de rarefação por amostra, onde cada parcela é equivalente a uma unidade amostral. A complementariedade da suficiência amostral foi analisada com base no estimador de riqueza *Bootstrap*, escolhido por ser um estimador robusto, conservador e amplamente utilizado e que não se restringe apenas às espécies raras (Smith; van Belle, 1984), estes valores foram calculados a partir de 1.000 aleatorizações de dados utilizando o *software* EstimateS 9.1 (Cowell, 2009).

A descrição da diversidade em cada área de estudo foi feita a partir do cálculo do índice Shannon-Wiener por campanha de amostragem. Este índice foi escolhido por ser amplamente utilizado em estudos similares e estar em concordância com a Análise Fatorial M-AMBI (*Multivariate AZTI's Marine Biotic Index*), essa, compõe etapa importante do presente estudo e será descrita mais à frente. A partir do inventário das espécies de macroinvertebrados, foi calculada a abundância de EEI nas unidades amostrais. Indivíduos que estavam nível taxonômico mais inclusivo que o restante da amostragem (Filo ou Classe, por exemplo) foram analisados somente em termos de abundância nas amostras, na riqueza geral e utilizados nas curvas de acumulação de taxa. Posteriormente, estes foram retirados dos testes e análises multivariadas a fim de padronizar a análise taxonômica e garantir a consistência e comparabilidade dos dados.

Para verificar a homogeneidade da variância nos valores de riqueza, diversidade, abundância absoluta e abundância de EEI, foi utilizado o teste F. Caso confirmada a hipótese que os dados apresentam distribuição homogênea, o próximo passo foi averiguar se houve diferença nestes valores entre as áreas. Para isso, foi utilizado o teste t *Student*, na comparação da riqueza, abundância absoluta e abundância de EEI. Já para calcular se a diversidade de

invertebrados entre os dois costões rochosos é estatisticamente diferente, foi aplicado o teste t para diversidade específica.

De maneira complementar ao teste t para diversidade específica, a comparação da diversidade entre as áreas de estudo foi analisada, também, utilizando o método de entropia de Rényi, para avaliar Perfis de Diversidade. Este método é baseado no parâmetro alfa (α), que controla o peso atribuído às espécies mais comuns na amostragem. Quando α se aproxima de zero, o índice considera predominantemente a riqueza de espécies (número de espécies presentes), enquanto valores maiores de α enfatizam a equitabilidade (Jost, 2006). Para a realização dos testes, as unidades amostrais de todas as campanhas foram agrupadas por área de estudo e foi adotado nível de significância de $p < 0,05$. Estas análises foram realizadas no *software* PAST (Hammer; Harper; Ryan, 2001).

Em relação às campanhas de amostragem, duas foram realizadas no período pré-veraneio, ou seja, antes da alta temporada marcada pelo aumento populacional observado durante as férias letivas e festividades de fim de ano, quando as regiões litorâneas recebem grande fluxo de turistas. Outras duas ocorreram no período pós-veraneio, momento em que a densidade populacional das cidades reflete predominantemente a presença de seus habitantes fixos. Para testar a diferença na composição da fauna entre períodos foi utilizada a Análise de Similaridade (ANOSIM) de duas vias, utilizando local e período de veraneio como fatores, sendo que campanhas um e dois ocorreram no pré-veraneio e as campanhas três e quatro no pós-veraneio.

Para determinar a contribuição e a significância das principais espécies na dissimilaridade entre os dois costões rochosos foi utilizada a Análise de Similaridade Percentual (SIMPER). Estas análises foram desenvolvidas utilizando o índice de similaridade/dissimilaridade de Bray-Curtis. Este índice expressa a distância entre amostras baseando-se principalmente na abundância das espécies e foi escolhido por ser amplamente utilizado em estudos similares e estar em concordância com as premissas dos testes realizados (Bray; Curtis, 1957).

Com o objetivo de reduzir o ruído nos valores de abundância de espécies tanto para as representações gráficas quanto para detectar as espécies indicadoras, foram removidos os *singletons*, *uniques* e *outliers* globais do conjunto de dados. Os *outliers* globais foram identificados em gráfico de dispersão, com uso de método de detecção de *outlier* baseado em distância considerando a frequência das espécies (Freitas, 2019). Posteriormente, a similaridade/dissimilaridade entre amostras, locais e campanhas foi representada em Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) e clusterização a partir da construção

de dendrograma baseado na matriz de similaridade utilizando método de grupos pareados UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*), utilizando-se, de mesma maneira, o índice de similaridade de Bray-Curtis (Bray; Curtis, 1957). A análise de *Indicator Species* (IndVal - *Indicator Value Analysis*) foi usada para identificar espécies que são fortemente associadas a cada local de estudo. Estas análises, o ANOSIM e o SIMPER, foram realizadas considerando 999 permutações, adotando o nível de significância de $p < 0,05$, e com uso dos pacotes “*vegan*”, “*ggplot2*” e “*stats*” do *software* R, (R Core Team, 2017).

As espécies resultantes da análise SIMPER que representam até 95% da dissimilaridade entre costões rochosos e as espécies que possuam diferença estatística entre as áreas de estudo apontadas pelo IndVal, foram analisadas individualmente e verificado o potencial bioindicador e as respostas ambientais que essas refletem acerca da cobertura e uso da terra no entorno dos costões.

A qualidade ambiental de cada costão rochoso foi avaliada a partir do protocolo AMBI. Esse índice é baseado na composição da fauna macrobentônica e na resposta, de cada grupo ecológico presente na amostragem, à estressores ambientais (Souza *et al.*, 2021), sendo esses, ranqueados, segundo Borja, Franco e Péres (2000), nos seguintes grupos:

- Grupo I: Espécies muito sensíveis ao enriquecimento orgânico e presentes em condições não poluídas;
- Grupo II: *Taxa* indiferentes ao enriquecimento orgânico, geralmente que ocorrem em baixas densidades nesses ambientes e com densidade estável;
- Grupo III: Organismos tolerantes ao excesso de matéria orgânica. Podem ocorrer em áreas com boa qualidade, mas o enriquecimento orgânico estimula aumento de sua densidade;
- Grupo IV: Espécies oportunistas em situações de desequilíbrio leve e mediano.
- Grupo V: Indivíduos oportunistas em situações de desequilíbrio pronunciado, se proliferando até nas condições mais adversas.

A distribuição desses grupos ecológicos, de acordo com sua sensibilidade ao estresse e poluição, fornece um índice biótico com oito níveis, variando de 0 (Não Poluído) a 7 (Extremamente poluído) (Borja; Mader; Muxica, 2012). De maneira complementar foi realizada a Análise Fatorial M-AMBI (Muxica; Borja; Bald, 2007) que considera também os valores de riqueza e diversidade de Shannon em cada amostra, além dos valores calculados do AMBI, para avaliar a qualidade das áreas (AZTI, 2025; Borja; Mader; Muxica, 2012). As análises AMBI foram construídas em *software* homônimo utilizando o banco de dados

atualizado (AZTI, 2025). Durante a aplicação do índice AMBI, na avaliação da qualidade dos costões rochosos, caso houvesse espécies que não estivessem listadas no banco de dados atualizado, foi selecionado o *taxa* mais próximo que estivesse inserido na listagem (exemplo: *Mitrella dichroa* -> *Mitrella* sp.) ou dada à espécie caráter “não atribuído” a um grupo ecológico, conforme recomendado por Borja, Mader e Muxica (2012).

A influência das variáveis abióticas (temperatura na superfície da água (TSA), temperatura atmosférica (T), pH, condutividade (C), salinidade (SAL), condutância específica (SPC), oxigênio dissolvido (DO), potencial redox (ORP), altura das ondas (ALT), velocidade dos ventos (V) e precipitação acumulada (PA)) sobre a comunidade macrobentônica foi testada a partir da Análise de Redundância Baseada em Distância (RDA). Para isso, foi construída uma matriz de correlação entre as variáveis ambientais, utilizando coeficiente de Pearson. Desta maneira, foi possível ordenar o grau de associação entre estas variáveis e excluir do RDA as que demonstrassem uma correlação (positiva ou negativa) elevada, ou seja, quando $|R| > 0,7$ (Pestana; Gageiro, 2014).

Para a realização do RDA, as variáveis abióticas que não representassem uma correlação elevada foram colocadas em uma matriz preditora e a matriz de variáveis-resposta foi formada com os dados de riqueza (S), diversidade (H), AMBI e abundância total (Ab.), de espécies exóticas (EEI) e das espécies resultantes da análise SIMPER (contribuição acumulada de até 95% na dissimilaridade) que apresentassem significância apontada pelo IndVal também. Para otimizar a RDA e evitar grandes distorções, antes de rodar o teste as medidas de abundância das variáveis respostas foram transformadas com método de *Hellinger* (Legendre; Gallagher, 2001). A partir dos resultados foi verificada a variação explicada (eixos RDA) e não explicada (eixos PCA) dos dados e, posteriormente, a proporção destas foram testadas utilizando o teste qui-quadrado e seus eixos mais explicativos plotados em gráfico (Blanchet; Legendre; Borcard, 2008). Para testar a variação global e entre eixos da RDA foi realizada a Análise de Variância (ANOVA), utilizando-se de 999 permutações e adotando $\alpha < 0,05$. Todas as etapas do RDA foram realizadas também no *software* R, adotando significância de $p < 0,05$, e com uso dos pacotes “*vegan*”, “*ggplot2*” e “*adespatial*” (R Core Team, 2017).

3.6 INTEGRAÇÃO DE DADOS

Para integração entre os dados bióticos, abióticos, de classificação da cobertura e uso da terra, análise de elementos traço, e classificação da qualidade ambiental das áreas, foi utilizada Matriz de Leopold (Leopold *et al.*, 1971) adaptada ao método *Random Forest* (floresta

aleatória) (Breiman, 2001). A matriz de Leopold é uma ferramenta de avaliação de impactos ambientais, sendo um modelo semi-quantitativo para organizar e sistematizar informações sobre impactos ambientais. Já o *Random Forest* é uma abordagem estatística avançada de *machine learning*, baseando-se em múltiplas árvores de decisão, que geram, ao fim, uma classificação geral dos pontos amostrais em duas categorias: “Boa” ou “Ruim”. Desta forma, primeiramente, foi verificado quais dentre as análises realizadas apresentavam parâmetros já mencionados na literatura, ou seja, eram possíveis de estabelecer critérios comparativos com base nos resultados obtidos. Posteriormente, os dados levantados para cada campanha/local, foram introduzidos em uma Matriz de Leopold, onde cada resultado das variáveis analisadas recebeu uma pontuação de acordo com a intensidade de impacto no ecossistema, obedecendo a fórmula proposta em Teixeira (2022):

$$\text{Impacto total: } Ca \times (I + R) \quad (1)$$

Onde:

- Caráter (Ca): Positivo (1), Neutro (0), ou Negativo (-1);
- Importância (I): Alta (3), Média (2), ou Baixa (1);
- Reversibilidade (R): Irreversível (3), Parcial (2), ou Reversível (1).

Para cada campanha realizada na praia da Ribanceira, em Imbituba, e na praia da Cal, em Torres, a média dos impactos totais de cada variável foi calculada e classificada, obtendo valor entre seis negativo (-6) e seis positivo (6). Por exemplo, quando analisada a concentração de Arsênio em mexilhões, dois resultados eram possíveis, sendo estes “acima dos limites permitidos” e “abaixo dos limites permitidos”. Um resultado acima do permitido pela legislação possui impacto negativo, logo o $Ca = -1$; a importância é considerada alta, visto que os limites são bem estabelecidos na legislação e influi diretamente na segurança alimentar da população que o consome, ou seja, $I = 3$; a reversibilidade foi considerada como irreversível, visto que esses valores apresentam potencial cumulativo no organismo e na cadeia trófica, logo o $R = 3$. Aplicados na fórmula do Impacto total temos $-1 \times (3+3) = -6$ para resultados “acima dos limites estabelecidos” para Arsênio.

Usando a Matriz de Leopold, construída de acordo com os parâmetros de classificação de impacto (Quadro 3), foi calculada a média dos impactos totais em cada campanha/área e em caso de resultado negativo a área foi classificada como de qualidade “ruim” e quando a média foi positiva a qualidade era considerada “boa” (Teixeira, 2022). O teste de classificação de *Random Forest* foi executado, utilizando repetição de 1.000 árvores e sete variáveis por nó de

cada vez, com técnica de reamostragem *Bootstrap* no *software* R, utilizando o pacote “randomForest” (R Core Team, 2017).

Quadro 3: Matriz de Leopold adaptada para valoração e integração das análises realizadas nos costões rochosos estudados. Onde AMBI = Índice Biótico Marinho, EEI= Espécies Exóticas Invasoras, pH = potencial hidrogeniônico, OD = Oxigênio dissolvido.

Compartimento	Análise	Resultados possíveis	Valor	Referências
Paisagem	Classes de cobertura e uso da terra	Componente terrestre com grau de naturalidade > 75%	4	Teixeira (2022)
		Componente terrestre com grau de naturalidade entre 45 e 75%	0	
		Componente terrestre com grau de naturalidade < 45%	-4	
Biótico	AMBI	Score < 3 (poluição leve ou ausente)	5	Borja; Mader; Muxica (2012)
		Score entre 3 e 4 (poluição moderada)	0	
		Score > 4 (poluição alta)	-5	
	EEI	Frequência relativa < 50%	6	Silveira Neto <i>et al.</i> (1976)
		Frequência relativa > 50%	-6	
	Diversidade Shannon (H')	Alta (> 3)	4	IEMA (2013)
Média (2 a 3)		0		
Baixa (< 2)		-4		
Abiótico	pH	Entre 6,5 e 8,5	4	CONAMA (2005)
		< 6,5 ou > 8,5	-4	
	OD	> 6 mg·L ⁻¹	4	
		< 6 mg·L ⁻¹	-4	
	Salinidade (SAL)	≥ 30 g·L ⁻¹	4	Talley <i>et al.</i> (2011)
		< 30 g·L ⁻¹	-4	
	Potencial redox (ORP)	< 100 mV	-4	Cooper (1937)
		Entre 100 e 200 mV	0	
		> 200 mV	4	
	Precipitação Acumulada (PA)	Valor até 10% a mais ou a menos que média histórica mensal	4	Wrege <i>et al.</i> (2012); Matzenaur; Radin; Almeida (2011)
		Valor entre 11% e 50% a mais ou a menos que média histórica mensal	0	
		Valor > 50% a mais ou a menos que a média histórica mensal	-4	
	Esgoto	Mais de 80% dos habitantes possuem fossa séptica de filtro ou ligada à rede	5	Municípios e Saneamento, (2025a,b)
Menos de 80% dos habitantes possuem fossa séptica de filtro ou ligada à rede		-5		
Elementos traço	Si, Cl, Ti	Valores para tecido comestível < do indicado na literatura	5	Allen <i>et al.</i> (1974); Kabata-Pendias; Mukherjee (2007)
		Valores para tecido comestível > do indicado na literatura	-6	
	Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As	Valores para tecido comestível < dos limites máximos permitidos	5	WHO (1989); US FDA (1993); ANVISA (2022)
		Valores para tecido comestível > dos limites máximos permitidos	-6	

Fonte: Autora, 2025.

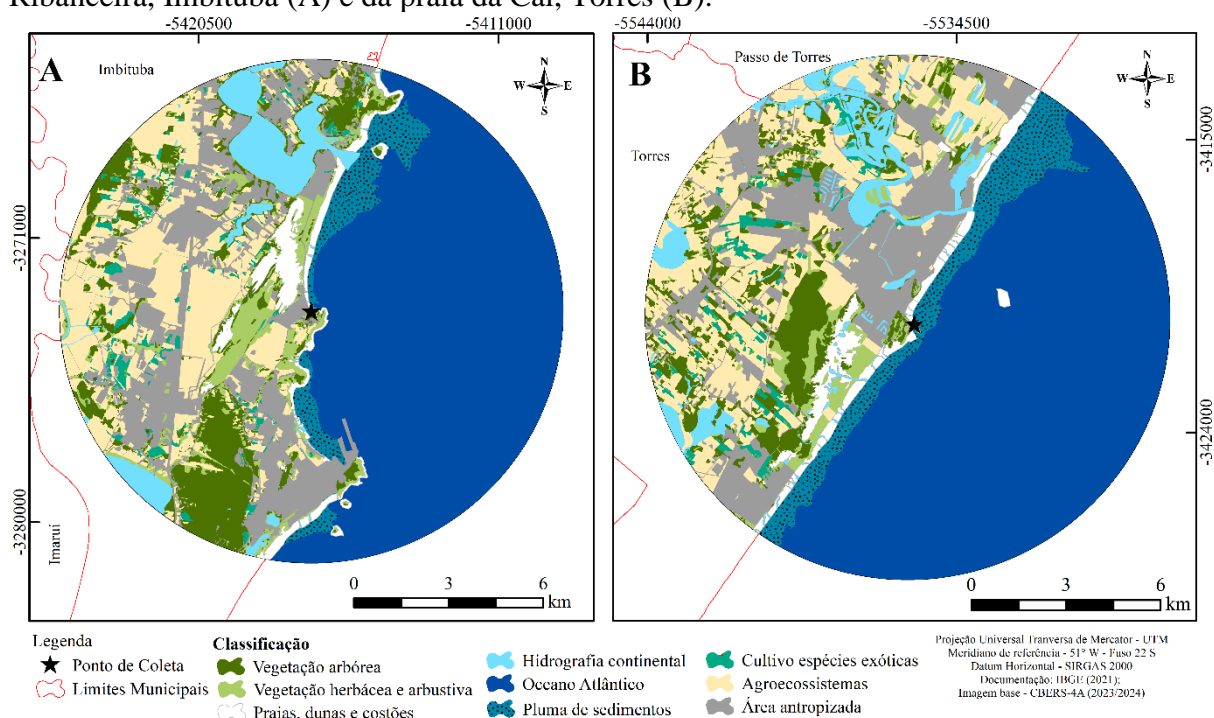
Após aplicação do modelo *Random Forest* para classificação da qualidade ambiental dos costões, ainda no *software R*, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA), seguido pelo Método de Escalonamento Multidimensional (MDS), utilizando as proximidades do resultado do modelo *Random Forest*. Estas análises visaram complementar o modelo aplicado e determinar quais variáveis tinham mais influência na classificação das áreas e representar visualmente a proximidade entre amostras, respectivamente. O *script* utilizado em ambiente *R* para aplicação do *Random Forest* a partir da matriz de Leopold e construção das análises complementares está disposto no anexo A.

4. RESULTADOS

4.1 ANÁLISE DA PAISAGEM

A classificação supervisionada das imagens orbitais obtidas para a área de estudo permitiu a representação cartográfica das classes de cobertura e uso da terra que compõem a paisagem do entorno dos costões rochosos amostrados. Como resultado foram elaborados dois mapas temáticos apresentados na figura 7 (os mapas em escala de impressão maior podem ser consultados nos Apêndices A e B).

Figura 7: Mapas de cobertura e uso da terra do entorno do costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba (A) e da praia da Cal, Torres (B).



Fonte: Autora, 2025.

Devido ao tamanho das áreas não englobar uma grande extensão geográfica, optou-se por adotar o hectare (ha) como medida para representar as áreas de cada classe analisada. Sendo assim, a área total de cada *buffer* de entorno foi de 15.393,8 ha, que englobaram as nove classes de cobertura e uso da terra. Os resultados evidenciam que as duas áreas são semelhantes quanto a proporção de cada classe em relação a área total (Tabela 1). Mar (Oceano) foi a classe de cobertura mais representativa (41,29% em Imbituba e 44,55% em Torres), respondendo por 65,15% da área total natural mapeada em Imbituba e 70,69% em Torres, em outras palavras, esta cobertura foi a de maior influência no grau de naturalidade da paisagem das duas áreas. A

classe Pluma de sedimentos tem representatividade ligeiramente maior em Torres (5,87%) do que em Imbituba (4,04%), o mesmo ocorrendo para as classes Vegetação herbácea e arbustiva (4,83%) e Vegetação arbórea (9,16%) em Imbituba.

Tabela 1: Classes de cobertura e uso da terra e respectivas áreas expressas em hectare (ha) e proporção (%) identificadas nas áreas de estudo.

Classes	Imbituba		Torres	
	Cobertura (ha)	Cobertura (%)	Cobertura (ha)	Cobertura (%)
Área antropizada	2.436,57	15,82	2.258,77	14,57
Agroecossistemas	2.328,69	15,12	2.313,46	14,92
Cultivo espécies exóticas	274,71	1,68	271,18	1,66
Pluma de sedimentos	622,05	4,04	919,56	5,87
Mar (Oceano)	6.372,81	41,29	6.873,40	44,55
Hidrografia continental	760,51	4,84	802,16	5,11
Praias, dunas e costões	503,24	3,26	471,65	2,96
Vegetação herbácea e arbustiva	756,17	4,83	480,10	3,01
Vegetação arbórea	1.426,80	9,16	1.154,24	7,39
Totais	15.393,80	100	15.393,80	100

Fonte: Autora, 2025.

4.2 TAXOCENOSE MACROBENTÔNICA E VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Foram amostrados ao total 20.670 macroinvertebrados, sendo esses pertencentes à 103 *taxa* representantes dos filos Arthropoda, Mollusca, Annelida, Nemertea, Cnidaria, Platyhelminthes, Echinodermata, Nematoda e Bryozoa, em ordem decrescente de abundância. Dentre as espécies mais abundantes estão o anfípode *Apohyale media* (Dana, 1853) ($n = 7.497$), o mexilhão *P. perna* ($n = 1.988$), e os poliquetos *Leitoscoloplos* sp. ($n = 1.550$), *Syllis cf. amica* Quatrefages, 1866 ($n = 1.262$) e *Phragmatopoma caudata* Krøyer in Mörch, 1863 ($n = 1.038$).

O costão da praia da Ribanceira (Imbituba) apresentou abundância de 9.436 indivíduos de 85 *taxa*, sendo as espécies mais abundantes *A. media* ($n = 3.905$), *S. cf. amica* ($n = 833$), *P. caudata* ($n = 796$), *Leitoscoloplos* sp. ($n = 671$) e *Modiolus carvalhoi* Klappenbach, 1966 ($n = 394$). Por sua vez, a coleta na praia da Cal (Torres) englobou 11.234 indivíduos de 82 *taxa*, evidenciando as espécies *A. media* ($n = 3590$), *P. perna* ($n = 1.608$), *Brachidontes rodriguezii* (A. d'Orbigny, 1842) ($n = 941$), *Leitoscoloplos* sp. ($n = 879$) e *Mytilus platenses* A. d'Orbigny, 1842 ($n = 480$) como as mais abundantes naquele costão (Tabela 2).

Tabela 2: Lista dos *taxa* de macroinvertebrados amostrados, organizados em ordem alfabética de acordo com sua classificação taxonômica e seus respectivos valores de abundância absoluta (Ab) e frequência relativa em porcentagem (Fr %) para o costão rochoso da praia da Ribanceira (Imbituba), da praia da Cal (Torres) e no total.

<i>Taxa</i>	Imbituba		Torres		Total	
	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %
ANNELIDA						
POLYCHAETA						
ERRANTIA						
Eunicida						
Eunicidae						
<i>Lysidice ninetta</i> Audouin & H Milne Edwards, 1833	13	2,5	1	2,5	14	2,5
<i>Marphysa</i> cf. <i>formosa</i> Steiner & Amaral, 2000	1	2,5	3	5	4	3,75
<i>Marphysa</i> sp.	23	15	6	7,5	29	11,25
Lumbrineridae						
<i>Lumbrineris</i> sp.	2	5	4	2,5	6	3,75
Phyllodocida						
Nereididae						
<i>Ceratonereis</i> sp.	-	-	5	2,5	5	1,25
<i>Eunereis</i> sp.	-	-	1	2,5	1	1,25
<i>Neanthes</i> cf. <i>ceciliae</i> Steiner & Santos, 2004	13	15	-	-	13	7,5
<i>Neanthes</i> sp. 1	126	67,5	147	52,5	273	60
<i>Neanthes</i> sp. 2	6	10	5	2,5	11	6,25
<i>Perinereis anderssoni</i> Kinberg, 1865	-	-	4	5	4	2,5
<i>Platynereis dumerilii</i> (Audouin & M. Edwards, 1833)	14	20	2	2,5	16	11,5
<i>Platynereis</i> sp.	-	-	1	2,5	1	1,25
<i>Pseudonereis</i> sp.	1	2,5	-	-	1	1,25
Polynoidae						
<i>Gattyana cirrhosa</i> (Pallas, 1766)	-	-	1	2,5	1	1,25
<i>Lagisca</i> cf. <i>lepida</i> Amaral & Nonato, 1982	1	2,5	-	-	1	1,25
Syllidae						
<i>Syllis</i> cf. <i>amica</i> Quatrefages, 1866	833	82,5	429	50	1.262	66,25
<i>Syllis magellanica</i> Augener, 1918	304	62,5	76	42,5	380	52,5
<i>Syllis</i> sp.	25	25	48	30	73	27,5
SEDENTARIA						
Canalipalpata						
Sabellariidae						
<i>Phragmatopoma caudata</i> Krøyer in Mörch, 1863	796	42,5	242	42,5	1.038	42,5
Scolecida						
Capitellidae						
<i>Capitella nonatoii</i> Silva & Amaral, 2017	-	-	1	2,5	1	1,25
Orbiniidae						
<i>Leitoscoloplos</i> sp.	671	72,5	879	47,5	1.550	60
<i>Leodamas</i> sp.	6	7,5	1	2,5	7	5

<i>Taxa</i>	Imbituba		Torres		Total	
	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %
Spionida						
Spionidae						
<i>Boccardia</i> sp.	-	-	128	17,5	128	8,75
<i>Dispio remanei</i> Friedrich, 1956	1	2,5	-	-	1	1,25
<i>Polydora</i> sp.	1	2,5	3	5	4	3,75
Terebellida						
Acrocirridae						
<i>Macrochaeta</i> sp.	7	15	-	-	7	7,5
Cirratulidae						
<i>Timarete</i> sp.	-	-	5	5	5	2,5
Terebellidae						
<i>Loimia</i> cf. <i>medusa</i> (Savigny, 1822)	-	-	2	2,5	2	1,25
<i>Lysilla</i> sp.	1	2,5	-	-	1	1,25
<i>Nicolea</i> sp.	9	5	43	20	52	12,5
<i>Streblosoma</i> sp.	-	-	1	2,5	1	1,25
ARTHROPODA						
CHELICERATA						
PYCNOGONIDA						
Pantopoda						
Phoxichilidiidae						
<i>Anoplodactylus</i> sp.	7	15	-	-	7	7,5
Rhynchothoracidae						
<i>Rhynchothorax</i> sp.	2	5	6	12,5	8	8,75
Pycnogonidae						
<i>Pycnogonum</i> sp.	1	2,5	2	2,5	3	2,5
CRUSTACEA						
MALACOSTRACA						
Amphipoda						
Amphilochidae						
<i>Apolochus</i> cf. <i>neapolitanus</i> (Della Valle, 1893)	6	5	5	7,5	11	6,25
Caprellidae						
<i>Caprella danilevskii</i> Czerniavsky, 1868	1	2,5	1	2,5	2	2,5
<i>Caprella dilatata</i> Krøyer, 1843	10	10	229	17,5	239	13,75
<i>Caprella penantis</i> Leach, 1814	59	35	326	30	385	32,5
<i>Caprella scaura</i> Templeton, 1836	68	22,5	32	10	100	16,25
Corophiidae						
<i>Corophium</i> sp.	7	7,5	7	7,5	14	7,5
Hyalidae						
<i>Apohyale media</i> (Dana, 1853)	3.907	100	3.590	100	7.497	100
Ischyroceridae						
<i>Jassa</i> sp.	82	45	214	32,5	296	38,75
Maeridae						

<i>Taxa</i>	Imbituba		Torres		Total	
	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %
<i>Elasmopus</i> sp.	178	42,5	93	27,5	271	35
Stenothoidae						
<i>Stenothoe</i> cf. <i>valida</i> Dana, 1852	10	12,5	21	17,5	31	15
Urothoidae						
<i>Urothoe</i> cf. <i>falcata</i> Schellenberg, 1931	3	7,5	3	2,5	6	5
Decapoda						
Epialtidae						
<i>Epialtus brasiliensis</i> Dana, 1852	155	52,5	74	32,5	229	42,5
Grapsidae						
<i>Pachygrapsus transversus</i> (Gibbes, 1850)	15	22,5	30	32,5	45	27,5
Panopeidae						
<i>Eurypanopeus abbreviatus</i> (Stimpson, 1860)	57	50	18	25	75	37,5
<i>Eurypanopeus dissimilis</i> (Benedict & Rathbun, 1891)	1	2,5	-	-	1	1,25
Porcellanidae						
<i>Pachycheles laevidactylus</i> Ortmann, 1892	11	17,5	53	30	64	23,75
Isopoda						
Idoteidae						
<i>Idotea balthica</i> (Pallas, 1772)	21	22,5	178	35	199	28,75
<i>Idotea</i> cf. <i>metallica</i> Bosc, 1801	-	-	16	2,5	16	1,25
Joeropsididae						
<i>Joeropsis dubia</i> Menzies, 1951	2	2,5	3	5	5	3,75
Cryptoniscidae						
<i>Zeuxokoma</i> sp.	3	2,5	69	30	72	16,25
Anthuridae						
<i>Mesanthura</i> sp.	-	-	11	15	11	7,5
Sphaeromatidae						
<i>Cymodoce brasiliensis</i> Richardson, 1906	84	30	216	37,5	300	33,75
<i>Dynamenella tropica</i> Loyola e Silva, 1960	5	7,5	33	20	38	13,75
THECOSTRACA						
Balanomorpha						
Balanidae						
<i>Balanus</i> sp.	-	-	2	5	2	2,5
<i>Fistulobalanus citerosum</i> (Henry, 1973)	-	-	2	5	2	2,5
<i>Megabalanus coccopoma</i> (Darwin, 1854)	1	2,5	3	5	4	3,75
<i>Megabalanus tintinnabulum</i> (Linnaeus, 1758)	2	5	3	5	5	5
Chthamalidae						
<i>Chthamalus bisinuatus</i> (Pilsbry, 1916)	-	-	37	10	37	5
Tetraclitidae						
<i>Tetraclita stalactifera</i> (Lamarck, 1818)	1	2,5	4	2,5	5	2,5
HEXAPODA						
ENTOGNATHA						
Collembola						

<i>Taxa</i>	Imbituba		Torres		Total	
	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %
Neanuridae						
<i>Anurida cf. maritima</i> (Guérin-Méneville, 1836)	-	-	99	5	99	2,5
INSECTA						
Diptera						
Chironomidae						
<i>Chironomidae</i> sp.	-	-	75	20	75	10
<u>BRYOZOA</u>	3	7,5	1	2,5	4	5
<u>CNIDARIA</u>						
ANTHOZOA						
HEXACORALLIA						
Actiniaria						
Actiniidae	135	40	60	45	195	42,5
<u>ECHINODERMATA</u>						
ASTEROZOA						
OPHIUROIDEA						
Amphilepidida						
Ophiactidae						
<i>Ophiactis lymani</i> Ljungman, 1872	-	-	23	22,5	23	11,25
<u>MOLLUSCA</u>						
BIVALVIA						
AUTOBRANCHIA						
Adapedonta						
Hiatellidae						
<i>Hiatella arctica</i> (Linnaeus, 1767)	17	27,5	38	25	55	26,25
Cardiida						
Donacidae						
<i>Donax gemmula</i> J. P. E. Morrison, 1971	3	5	4	7,5	7	6,25
<i>Donax</i> sp.	12	17,5	-	-	12	8,75
Carditida						
Carditidae						
<i>Carditamera plata</i> (Ihering, 1907)	1	2,5	-	-	1	1,25
Myida						
Myidae						
<i>Sphenia fragilis</i> (H. Adams & A. Adams, 1854)	44	27,5	11	17,5	55	22,5
Mytilida						
Mytilidae						
<i>Brachidontes rodriguezii</i> (A. d'Orbigny, 1842)	29	20	941	40	970	30
<i>Modiolus carvalhoi</i> Klappenbach, 1966	394	80	203	62,5	597	71,25
<i>Musculus lateralis</i> (Say, 1822)	3	5	-	-	3	2,5
<i>Mytilus platensis</i> A. d'Orbigny, 1842	172	55	480	65	652	60
<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)	380	60	1.608	62,5	1.988	61,25
Ostreida						

<i>Taxa</i>	Imbituba		Torres		Total	
	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %
Isognomonidae						
<i>Isognomon bicolor</i> (C. B. Adams, 1845)	107	55	33	40	140	47,5
Ostreidae						
<i>Crassostrea rhizophorae</i> (Guilding, 1828)	-	-	2	2,5	2	1,25
Venerida						
Ungulinidae						
<i>Felaniella candeana</i> (A. d'Orbigny, 1853)	3	5	-	-	3	2,5
GASTROPODA						
CAENOGASTROPODA						
<i>Incerti ordinis</i>						
Cerithiidae						
<i>Bittium varium</i> (L. Pfeiffer, 1840)	8	7,5	1	2,5	9	5
Epitoniidae						
<i>Epitonium</i> sp.	8	7,5	-	-	8	3,75
Modulidae						
<i>Modulus modiolus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	2,5	1	1,25
Littorinimorpha						
Cochliopidae						
<i>Heleobia australis</i> (A. d'Orbigny, 1835)	1	2,5	-	-	1	1,25
Littorinidae						
<i>Echinolittorina lineolata</i> (A. d'Orbigny, 1841)	1	2,5	75	12,5	76	7,5
Littorininae	1	2,5	-	-	1	1,25
Neogastropoda						
Columbellidae						
<i>Astyris lunata</i> (Say, 1826)	1	2,5	-	-	1	1,25
<i>Costoanachis sertulariarum</i> (A. d'Orbigny, 1839)	120	30	25	15	145	22,5
<i>Costoanachis sparsa</i> (Reeve, 1859)	4	7,5	-	-	4	3,75
<i>Mitrella dichroa</i> (G. B. Sowerby I, 1844)	37	30	-	-	37	15
<i>Parvanachis obesa</i> (C. B. Adams, 1845)	5	7,5	-	-	5	3,75
Muricidae						
<i>Stramonita brasiliensis</i> Claremont & D. Reid, 2011	28	45	35	42,5	63	43,75
HETEROBRANCHIA						
Aplysiida						
Aplysiidae						
<i>Aplysia dactylomela</i> Rang, 1828	1	2,5	-	-	1	1,25
Nudibranchia						
Aeolidiidae						
<i>Spurilla</i> sp.	1	2,5	3	2,5	4	2,5
Pylopulmonata						
Pyramidellidae						
<i>Boonea jadisi</i> (Olsson & McGinty, 1958)	2	5	3	7,5	5	6,25
PATELLOGASTROPODA						

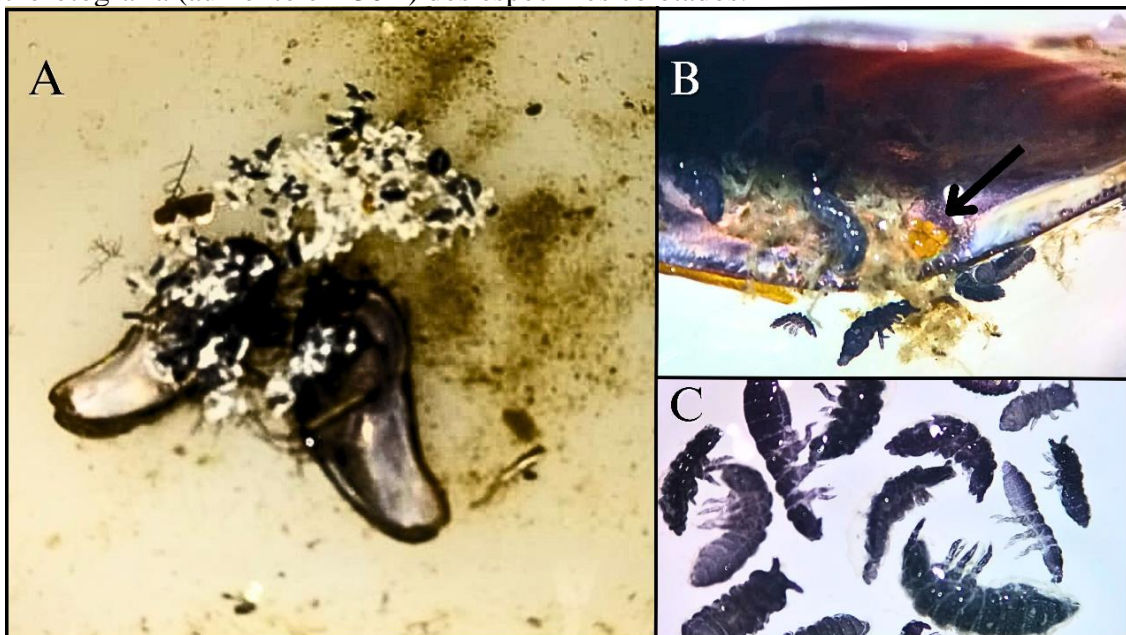
<i>Taxa</i>	Imbituba		Torres		Total	
	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %	Ab.	Fr %
Lottioidea						
Lottiidae						
<i>Lottia subrugosa</i> (A. d'Orbigny, 1841)	15	22,5	30	22,5	45	22,5
VETIGASTROPODA						
Lepetellida						
Fissurellidae						
<i>Fissurella</i> cf. <i>clenchi</i> Pérez Farfante, 1943	9	5	2	5	11	5
<i>Fissurella rosea</i> (Gmelin, 1791)	26	25	2	5	28	15
Trochida						
Phasianellidae						
<i>Eulithidium affine</i> (C. B. Adams, 1850)	124	45	-	-	124	22,5
POLYPLACOPHORA						
NEOLORICATA						
Chitonida						
Ischnochitonidae						
<i>Ischnochiton striolatus</i> (J. E. Gray, 1828)	1	2,5	-	-	1	1,25
<u>NEMATODA</u>	4	10	13	7,5	17	8,75
<u>NEMERTEA</u>	130	60	128	55	258	57,5
Nemertea spp.						
PILIDIOPHORA						
NEONEMERTEA						
Heteronemertea						
Lineidae						
<i>Evelineus mcintoshii</i> (Langerhans, 1880)	12	22,5	-	-	12	11,25
<u>PLATYHELMINTHES</u>						
RHABDIOPHORA						
TURBELLARIA						
Polycladida	41	25	19	17,5	60	21,25
Abundância Total	9.436		11.234		20.670	

Fonte: Autora, 2025.

Foram encontrados exclusivamente no costão de Imbituba 23 *taxa*, sendo 14 destes representantes de Mollusca (*Aplysia dactylomela*, *Astyris lunata*, *Carditamera plata*, *Costoanachis sparsa*, *Donax* sp., *Eulithidium affine*, *Epitonium* sp., *Felaniella candeana*, *Heleobia australis*, *Ischnochiton striolatus*, Litorininae, *Mitrella dichroa*, *Musculus lateralis* e *Parvanachis obesa*), seis espécies de Annelida (*Dispio remanei*, *Lagisca* cf. *lepida*, *Lysilla* sp., *Macrochaeta* sp., *Neanthes* cf. *ceciliae* e *Pseudonereis* sp.), duas espécies de Arthropoda (*Anoplodactylus* sp. e *Eurypanopeus dissimilis*) e uma de Nemertea (*Evelineus mcintoshii*). Já para Torres, 19 espécies foram coletadas apenas nesta área, sendo 10 dessas integrantes de

Annelida (*Boccardia* sp., *Capitella nonatoi*, *Ceratonereis* sp., *Eunereis* sp., *Gattyana cirrhosa*, *Loimia* cf. *medusa*, *Perinereis anderssoni*, *Platynereis* sp., *Streblossoma* sp. e *Timarete* sp.), seis de Arthropoda (*Anurida* cf. *maritima*, *Balanus* sp., *Chironomidae* sp., *Fistulobalanus citerosum*, *Idotea* cf. *metallica* e *Mesanthura* sp.), dois representantes de Mollusca (*Crassostrea rhizophorae* e *Modulus modulus*) e uma de Echinodermata (*Ophiactis lymani*), sendo este último filo coletado somente em Torres na presente amostragem. A partir da identificação e construção do inventário, duas dessas espécies tiveram a ampliação de suas áreas de ocorrência registradas, sendo elas o nemertino *Evelineus mcintoshii*, encontrado em Imbituba e o colêmbolo *Anurida* cf. *maritima*, encontrado em Torres. *Anurida* cf. *maritima* foi registrada na quarta campanha na praia da Cal, em Torres, sendo que um dos indivíduos foi coletado em uma amostra recoberta pela alga *Ulva lactuca* L., enquanto os outros 98 foram encontrados em uma amostra de *Bostrychia radicans* (Mont.) Mont., na qual havia um agregado de bivalves *B. rodriguezii*, em uma rocha diretamente exposta a condições de intenso hidrodinamismo. Nesta amostra com maior abundância, todos os indivíduos estavam agrupados no interior de um par de valvas vazias de *B. rodriguezii*, acompanhados de ovos e exúvias de antigos ínstares de desenvolvimento dos espécimes (Figura 8).

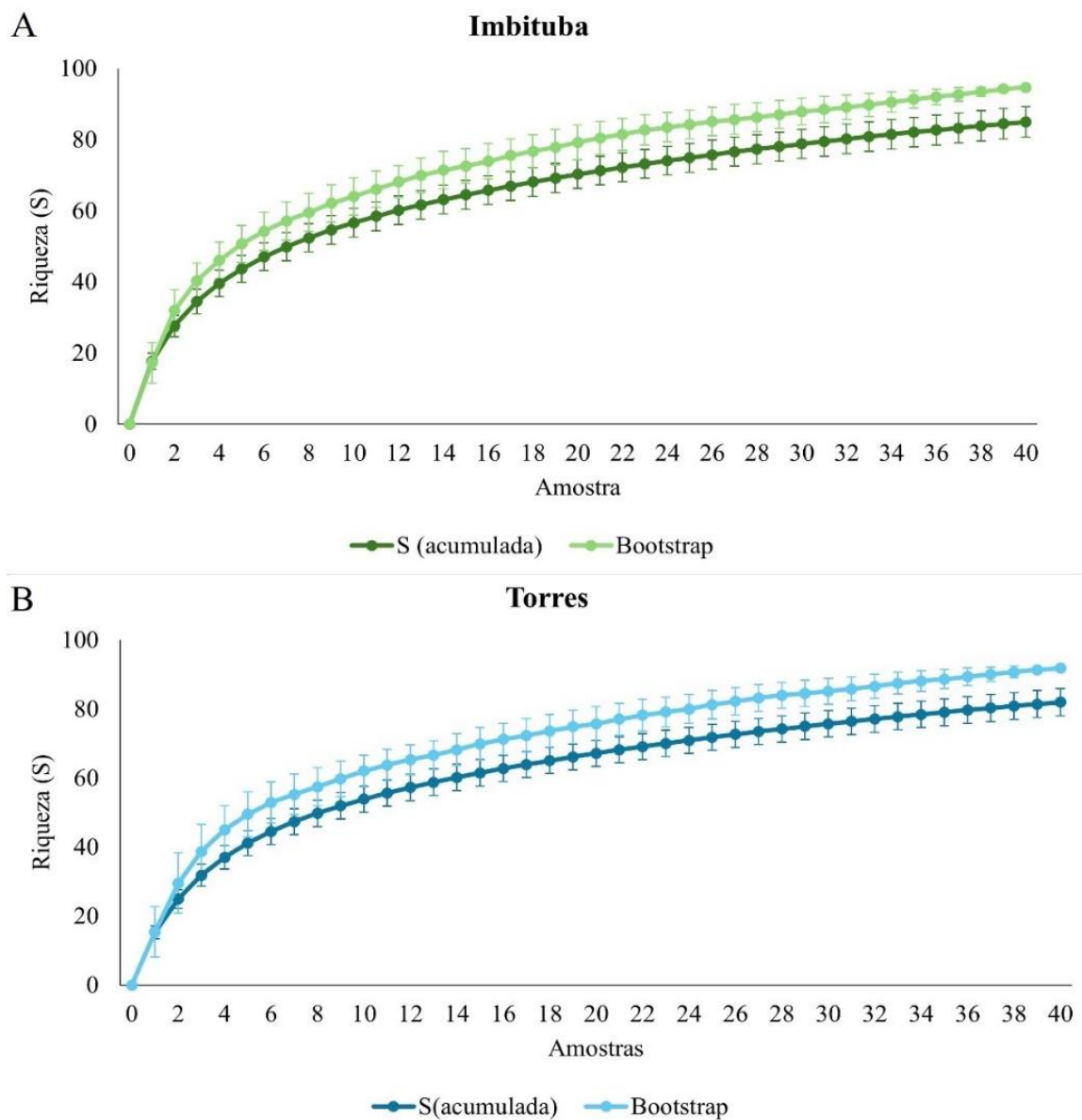
Figura 8: Imagens evidenciando as valvas de *B. rodriguezii* abertas durante triagem de um ponto amostral contendo os colêmbolos *A. cf. maritima* (A), macrofotografia (aumento em 20X) da valva com os ovos (apontado pela seta), exúvias e indivíduos de *A. cf. maritima* (B), e macrofotografia (aumento em 30X) dos espécimes coletados.



Fonte: Autora, 2025.

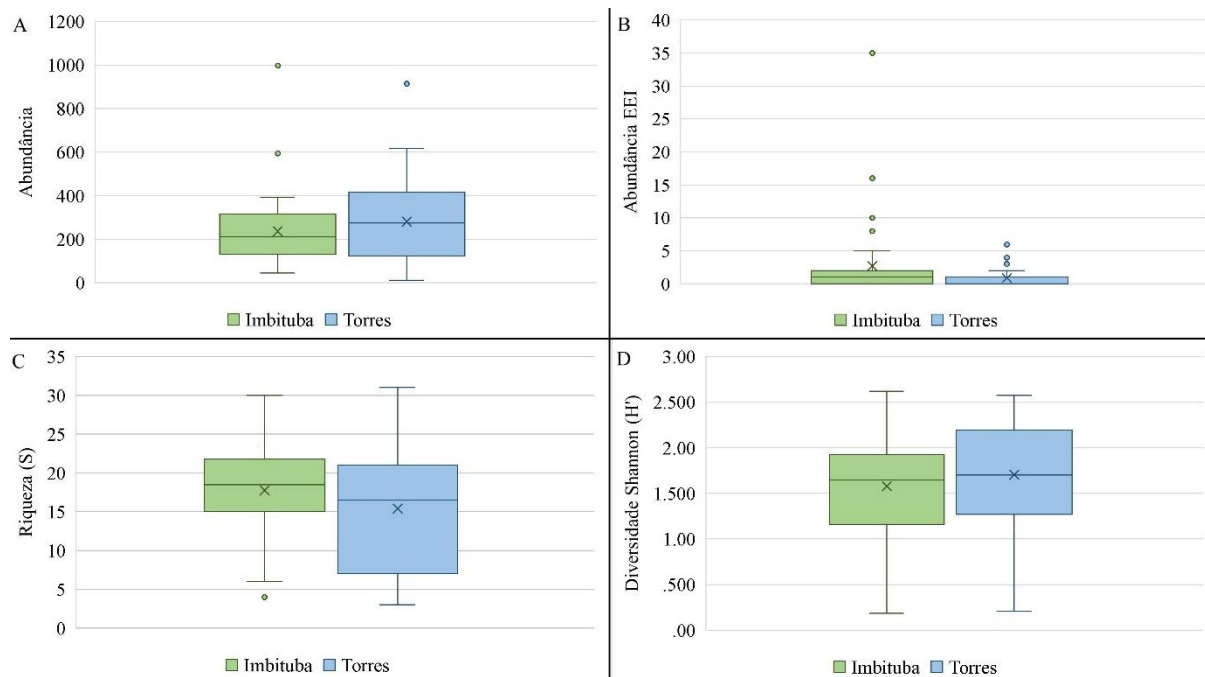
Ambas as curvas de acumulação de *taxa* construídas para as áreas de estudo apresentaram tendência à assíntota (Figura 9), contudo, nenhuma das representações evidenciou que o esforço amostral alcançou uma estabilidade evidente no número de *taxa* acumulado. Isso demonstra que a riqueza estimada para as áreas não foi totalmente amostrada, como indicado pelo estimador *Bootstrap*. Com base nas coletas realizadas, o estimador de riqueza aferiu aproximadamente 92 *taxa* para o costão de Torres e 95 para o de Imbituba, apontando que o esforço amostral se encerrou alcançando cerca de 89% da riqueza estimada em cada área.

Figura 9: Curvas de acumulação de taxa construídas com método de rarefação para o costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba (A) e da praia da Cal, Torres (B).



Entre as espécies coletadas nas áreas de estudo que são consideradas exóticas nos ecossistemas marinhos do Brasil e presentes nas listagens oficiais brasileira foram considerados o bivalve *Isognomon bicolor* e a craca *M. coccopoma*, os quais foram coletados em ambas as áreas de estudo. Os dados acerca de abundância absoluta, abundância de EEI, riqueza e diversidade em cada amostra foi representado em *bloxpots* (Figura 10), que demonstraram que Imbituba possuía maior riqueza amostrada e abundância de EEI ($n = 108$) quando comparada a Torres ($n = 36$). Já o costão de Torres apresentou maiores valores de diversidade Shannon (H') e de abundância, comparado com Imbituba, conforme já descrito.

Figura 10: *Bloxpots* demonstrando a distribuição dos dados de abundância total, abundância de EEI, Riqueza (S) e Diversidade (H') para o costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba e da praia da Cal, Torres.



Fonte: Autora, 2025.

Os dados sobre a abundância total, abundância de EEI, Riqueza (S) e Diversidade (H') entre as áreas de estudo demonstraram homogeneidade em todas as distribuições (Ab.: $F = 1,36$, $p > 0,05$; Ab. EEI: $F = 1,98$, $p > 0,05$; S: $1,73$, $p > 0,05$; $H = 1,01$, $p > 0,05$). No entanto, somente os valores de diversidade apresentaram diferença significativa entre as áreas. Sendo assim, para as comparações de abundância absoluta, de espécies exóticas e riqueza não houve diferença nos valores entre as áreas, conforme indicado na tabela 3.

Tabela 3: Resultados dos testes t *Student*, para os atributos de abundância absoluta (Ab.), Abundância de EEI (Ab. EEI) e riqueza entre as áreas teste t para diversidade específica, utilizado para analisar a diversidade de Shannon-Wiener (H') entre áreas.

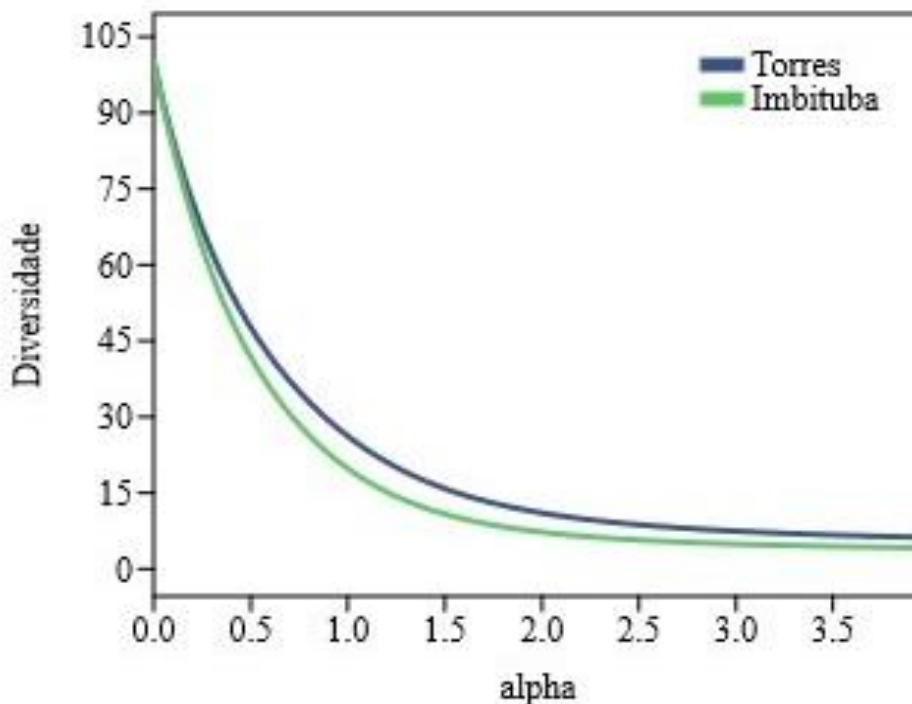
Atributo comparado	t	P	Média		Diferença entre médias
			Imbituba	Torres	
Ab.	10,834	0,28	235,9	280,85	44,95
Ab. EEI	1,792	0,07	2,7	0,9	1,8
Riqueza	1,544	0,12	17,75	15,42	2,33
H'	11,081	< 0,01*	1,74	1,55	0,19

*valor de p abaixo do nível de significância adotado.

Fonte: Autora, 2025.

Quanto a representação do método de entropia, o costão da Ribanceira apresentou maior diversidade quando os valores de α estavam próximos a zero. À medida em que o α aumenta e a equitabilidade passa a ter maior relevância, o costão da praia da Cal se torna a área detentora de maiores valores de diversidade. O cruzamento das curvas no gráfico evidencia que, dependendo do índice de diversidade adotado, os resultados podem diferir, porém grande parte da curva apresenta maior diversidade apontada em Torres, corroborando os resultados alcançados com o índice de Shannon-Wiener e teste t (Figura 11).

Figura 11: Perfis de diversidade construídos com método de entropia de Rényi para o costão rochoso da praia da Ribanceira, Imbituba e da praia da Cal, Torres.



Fonte: Autora, 2025.

Em relação às campanhas de amostragem, para Imbituba, percebeu-se aumento na abundância absoluta de macroinvertebrados pós-veraneio. Já no costão de Torres, houve queda nos valores de diversidade calculados. Quando analisada a quarta campanha na praia da Cal, percebe-se que esta apresentou os menores valores de riqueza e diversidade na amostragem. Outros atributos ecológicos pertinentes não apresentaram mudanças perceptíveis em uma análise descritiva (Tabela 4).

Tabela 4: Valores de abundância absoluta (Ab.), diversidade Shannon-Wiener (H'), riqueza (S) e abundância de EEI (Ab. EEI) para cada campanha nos costões rochosos amostrados.

Local	Campanha	Período	Ab.	H'	S	Ab. EEI
Imbituba	1	Pré-veraneio	1.943	1,69	42	3
	2		1.839	2,48	54	54
	3	Pós-veraneio	3.284	1,93	48	28
	4		2.370	2,74	60	23
Torres	1	Pré-veraneio	3.895	2,58	60	20
	2		2.113	2,47	42	6
	3	Pós veraneio	3.193	2,07	42	6
	4		2.033	1,64	36	4

Fonte: Autora, 2025.

A ANOSIM demonstrou que houve diferença significativa tanto para o fator área ($R = 0,12$; $p < 0,001$) quanto para o fator veraneio ($R = 0,06$; $p < 0,02$) com base na similaridades/dissimilaridade das amostras calculadas de acordo com o coeficiente de Bray-Curtis. A análise SIMPER determinou que a dissimilaridade média geral entre áreas foi de 74,97. As espécies que contribuíram cumulativamente com até 95% do valor de dissimilaridade estão apresentadas na tabela 5.

Tabela 5: Lista de espécies resultantes da análise SIMPER e seus respectivos valores de dissimilaridade média (Diss. média), contribuição (%) (Cont.), contribuição acumulada (%) (Cont. acum.) e médias dos valores das espécies em cada área, respectivamente.

Espécie	Diss. média	Cont. (%)	Cont. acum. (%)	Média	
				Imbituba	Torres
<i>Apohyale media</i>	20,41	27,2	27,23	97,7	89,8
<i>Perna perna</i>	7,22	9,62	36,86	9,5	40,2
<i>Leitoscoloplos sp.</i>	6,05	8,07	44,93	16,8	22
<i>Phragmatopoma caudata</i>	4,88	6,51	51,45	19,9	6,05
<i>Syllis cf. amica</i>	4,87	6,49	57,94	20,8	10,7
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	3,40	4,53	62,48	0,72	23,5
<i>Mytilus platenses</i>	3,14	4,19	66,68	4,3	12
<i>Modiolus carvalhoi</i>	2,37	3,16	69,84	9,85	5,08
<i>Syllis magellanica</i>	1,77	2,36	72,2	7,6	1,9

Espécie	Diss. média	Cont. (%)	Cont. acum. (%)	Média	
				Imbituba	Torres
<i>Caprella penantis</i>	1,62	2,16	74,36	1,48	8,15
<i>Jassa</i> sp.	1,29	1,73	76,09	2,05	5,35
<i>Cymodoce brasiliensis</i>	1,27	1,69	77,79	2,1	5,4
<i>Epiplatys brasiliensis</i>	1,16	1,56	79,35	3,88	1,85
<i>Elasmopus</i> sp.	1,16	1,55	80,9	4,45	2,33
<i>Idotea balthica</i>	1,14	1,52	82,43	0,52	4,45
<i>Caprella dilatata</i>	1,05	1,40	83,84	0,25	5,72
<i>Neanthes</i> sp. 1	1,02	1,36	85,21	3,15	3,67
<i>Eulithidium affine</i>	0,93	1,2	86,45	3,1	0
<i>Costoanachis sertulariarum</i>	0,86	1,1	87,6	3	0,62
<i>Boccardia</i> sp.	0,83	1,12	88,72	0	3,2
<i>Chironomidae</i> sp.	0,68	0,91	89,63	0	1,88
<i>Isognomon bicolor</i>	0,68	0,91	90,54	2,67	0,82
<i>Zeuxokoma</i> sp.	0,43	0,58	91,12	0,07	1,73
<i>Caprella scaura</i>	0,39	0,52	91,65	1,7	0,8
<i>Eurypanopeus abbreviatus</i>	0,37	0,50	92,16	1,43	0,45
<i>Syllis</i> sp.	0,37	0,49	92,65	0,62	1,2
<i>Nicolea</i> sp.	0,31	0,42	93,07	0,22	1,07
<i>Anurida</i> cf. <i>maritima</i>	0,31	0,41	93,49	0	2,48
<i>Lottia subrugosa</i>	0,30	0,39	93,88	0,37	0,75
<i>Sphenia fragilis</i>	0,28	0,37	94,25	1,1	0,27
<i>Echinolittorina lineolata</i>	0,28	0,37	94,63	0,02	1,88
<i>Pachycheles laevidactylus</i>	0,27	0,37	94,99	0,27	1,32
<i>Stramonita brasiliensis</i>	0,26	0,35	95,34	0,7	0,88

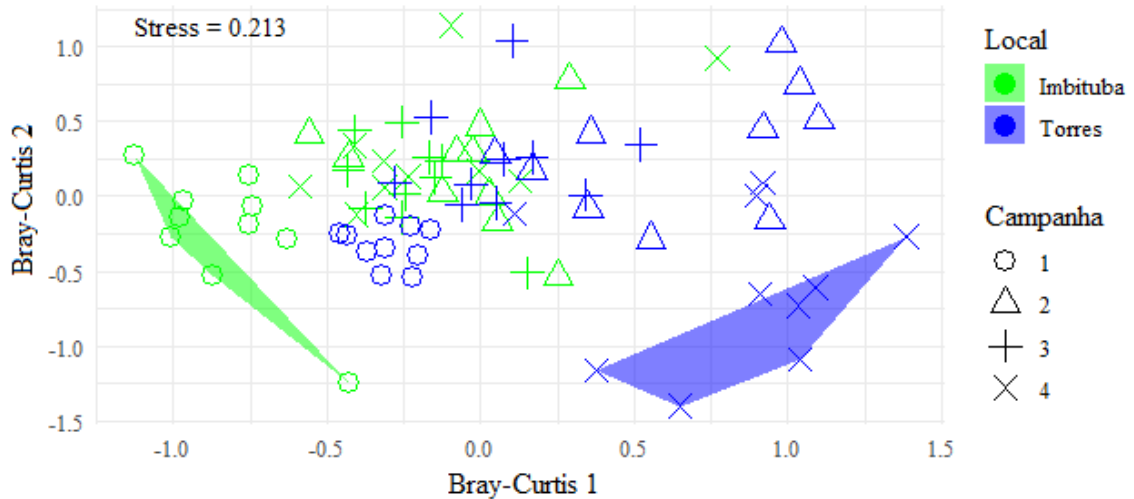
Fonte: Autora, 2025.

Além dos taxa com classificação taxonômica em nível superior, foram retiradas do nMDS, do cluster e da análise *IndVal* as espécies *singletons* e *uniques*, sendo essas *A. dactylomela*, *A. lunata*, *C. rizophorae*, *C. plata*, *C. nonatoi*, *Ceratonereis* sp., *D. remanei*, *Eunereis* sp., *G. cirrhosa*, *E. dissimilis*, *H. australis*, *I. cf. metallica*, *I. striolatus*, *L. cf. lepida*, *L. cf. medusa*, *Lysilla* sp., *M. modulus*, *Platynereis* sp., *Pseudonereis* sp., *Streblosoma* sp. Posteriormente, foi verificado se persistiam *outliers* na amostra e, como resultado, percebeu-se que apenas uma espécie se distanciou fortemente da distribuição restante, sendo essa o anfípode *A. media*, sendo também a única espécie com frequência acima de 75% na amostragem.

A análise nMDS, realizada para avaliar padrões de similaridade/dissimilaridade entre amostras com base na composição de espécies, gerou uma solução bidimensional com um valor de estresse de 0,21, indicando que a representação não foi forte. Contudo, as amostras formaram agrupamentos relativamente definidos entre as áreas, sugerindo diferenças na composição de espécies. Ademais, duas campanhas demonstraram ter suas amostras bem associadas dentro do

grupo e mais distantes do restante, sendo essas, a campanha 1 de Imbituba e a campanha 4 de Torres (Figura 12).

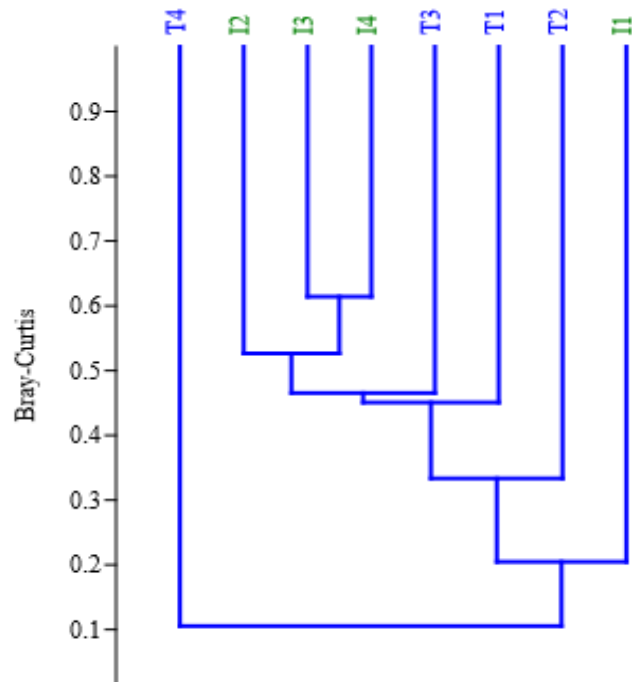
Figura 12: Representação bidimensional do nMDS, evidenciando o escalonamento das amostras de cada local e campanha.



Fonte: Autora, 2025.

A análise de agrupamento hierárquico (UPGMA), baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, corroborou o padrão de distanciamento das campanhas 1 de Imbituba e 4 de Torres. Também foi possível notar que houve similaridade na composição das comunidades entre as áreas de estudo, uma vez que as outras campanhas realizadas em Imbituba demonstraram similaridade acima de 50%. Os resultados sugerem que essas campanhas possuíam características mais homogêneas, enquanto Torres apresentou menor similaridade entre suas amostras (Figura 13).

Figura 13: Dendrograma demonstrando padrão de agrupamento entre as campanhas realizadas na praia da Ribanceira, Imbituba (I1, I2, I3 e I4) e praia da Cal, Torres (T1, T2, T3 e T4).



Fonte: Autora, 2025.

A análise IndVal realizada revelou que 27 espécies foram significativamente associadas às áreas de estudo (Tabela 6). Entre elas, *S. cf. amica*, *M. carvalhoi* e *I. bicolor* apresentaram os maiores valores indicativos para Imbituba, enquanto em Torres *B. rodriguezii*, *I. balthica* e *Zeuxokoma sp.* se destacaram.

Tabela 6: Espécies apontadas no IndVal como significativamente associadas às áreas de estudo.

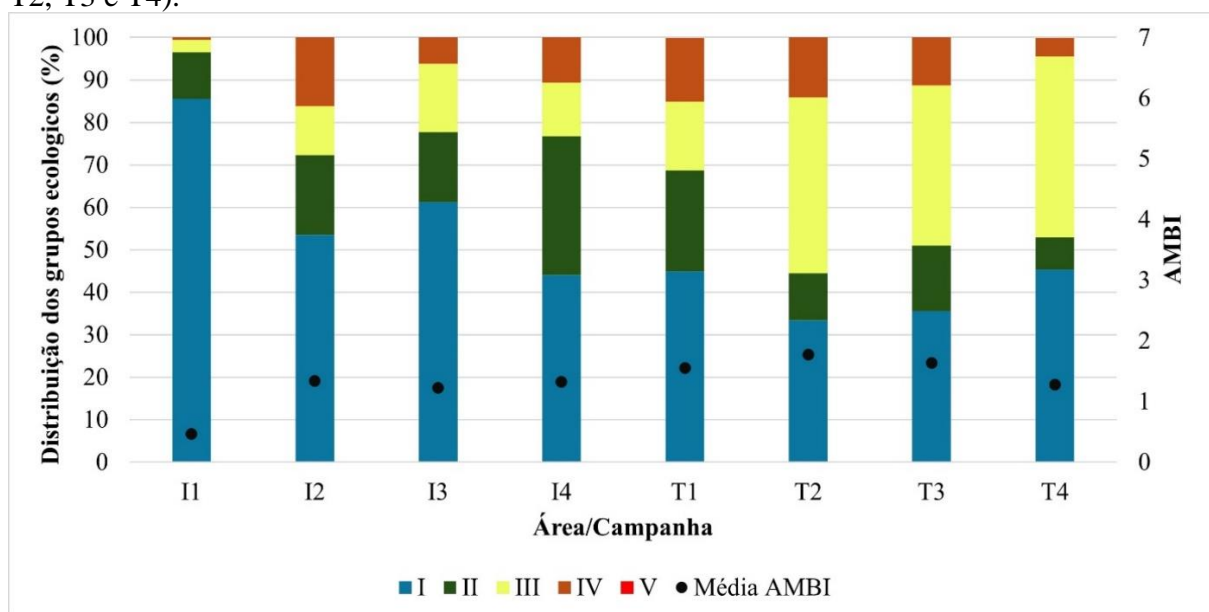
Espécie	IndVal	Área associada	p (valor)
<i>Syllis cf. amica</i>	54,46	Imbituba	0,005
<i>Modiolus carvalhoi</i>	52,8	Imbituba	0,01
<i>Isognomon bicolor</i>	40,13	Imbituba	0,02
<i>Brachidontes rodriguezii</i>	36,38	Torres	0,01
<i>Epiplatys brasiliensis</i>	35,53	Imbituba	0,04
<i>Eurypanopeus abbreviatus</i>	34,2	Imbituba	0,01
<i>Idotea balthica</i>	31,31	Torres	0,01
<i>Zeuxokoma sp.</i>	28,75	Torres	<0,001
<i>Pachycheles laevidactylus</i>	24,84	Torres	0,03
<i>Costoanachis sertulariarum</i>	24,83	Imbituba	0,03
<i>Fissurella rosea</i>	23,21	Imbituba	0,005
<i>Evelineus mcintoshii</i>	22,5	Imbituba	<0,001
<i>Ophiactis lymani</i>	22,5	Torres	<0,001
<i>Boccardia sp.</i>	17,5	Torres	0,005
<i>Donax sp.</i>	17,5	Imbituba	0,01

<i>Dynamenella tropica</i>	17,37	Torres	0,04
<i>Caprella dilatata</i>	16,77	Torres	0,04
<i>Nicolea</i> sp.	16,54	Torres	0,03
<i>Echinolittorina lineolata</i>	12,34	Torres	0,04
<i>Syllis magellanica</i>	50,00	Imbituba	0,001
<i>Eulithidium affine</i>	45,00	Imbituba	<0,001
<i>Mitrella dichroa</i>	30,00	Imbituba	<0,001
<i>Chironomidae</i> sp.	20,00	Torres	0,002
<i>Anoplodactylus</i> sp.	15,00	Imbituba	0,01
<i>Macrochaeta</i> sp.	15,00	Imbituba	0,01
<i>Mesanthura</i> sp.	15,00	Torres	0,01
<i>Neanthes</i> cf. <i>ceciliae</i>	15,00	Imbituba	0,01

Fonte: Autora, 2025.

Durante a aplicação do AMBI, a porcentagem de espécies não listadas ou “não atribuídas” a nenhum grupo ecológico em cada campanha não passou de 6%, sendo essa porcentagem representada por *A. cf. maritima*, *E. brasiliensis*, *Leodamas* sp., *Mesanthura* sp., *P. laevidactylus*, *Spurilla* sp. e *T. stalactifera*. Posteriormente, foram plotados gráficos com a proporção de cada grupo ecológico nas campanhas (Figura 14) e calculada a média do AMBI por campanha e a classificação do ambiente (Tabela 7). Para visualização das proporções de grupos ecológicos por amostra, consultar Apêndice C.

Figura 14: Proporção dos grupos ecológicos dos macroinvertebrados coletados e média AMBI em cada campanha na praia da Ribanceira, Imbituba (I1, I2, I3 e I4) e praia da Cal, Torres (T1, T2, T3 e T4).



Fonte: Autora, 2025.

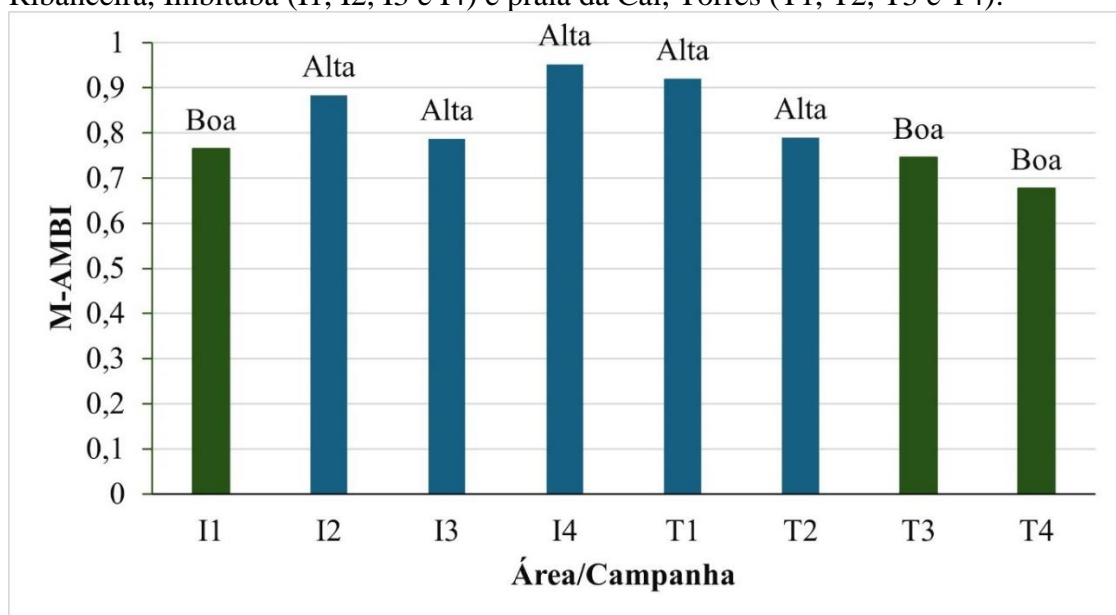
Tabela 7: Classificação da qualidade dos costões rochosos estudados de acordo com Índice AMBI.

Campanha	Média AMBI	Score	Classificação
Imbituba 1	0.461	1	Não poluído
Imbituba 2	1.341	2	Levemente poluído
Imbituba 3	1.227	2	Levemente poluído
Imbituba 4	1.324	2	Levemente poluído
Torres 1	1.553	2	Levemente poluído
Torres 2	1.769	2	Levemente poluído
Torres 3	1.637	2	Levemente poluído
Torres 4	1.281	2	Levemente poluído

Fonte: Autora, 2025.

A análise AMBI trouxe resultados positivos no que diz respeito a qualidade dos costões, demonstrando boa proporção de macroinvertebrados de grupos ecológicos mais sensíveis e menos generalistas. Como resultado a campanha 1 de Imbituba se destacou sendo a que englobou maior proporção de espécies sensíveis, com poucos organismos oportunistas ou característicos de situações de desequilíbrio. Entretanto, quando analisado o M-AMBI, que leva em consideração não só o valor de AMBI, mas também a diversidade e riqueza das amostras, esse quadro se altera. Como resultado, evidencia-se certa homogeneidade ambiental na campanha 1 de Imbituba, classificada como “boa”, assim como as campanhas 3 e 4 de Torres (Figura 15).

Figura 15: Resultado do *Multivariate*-AMBI (M-AMBI) em cada campanha na praia da Ribanceira, Imbituba (I1, I2, I3 e I4) e praia da Cal, Torres (T1, T2, T3 e T4).

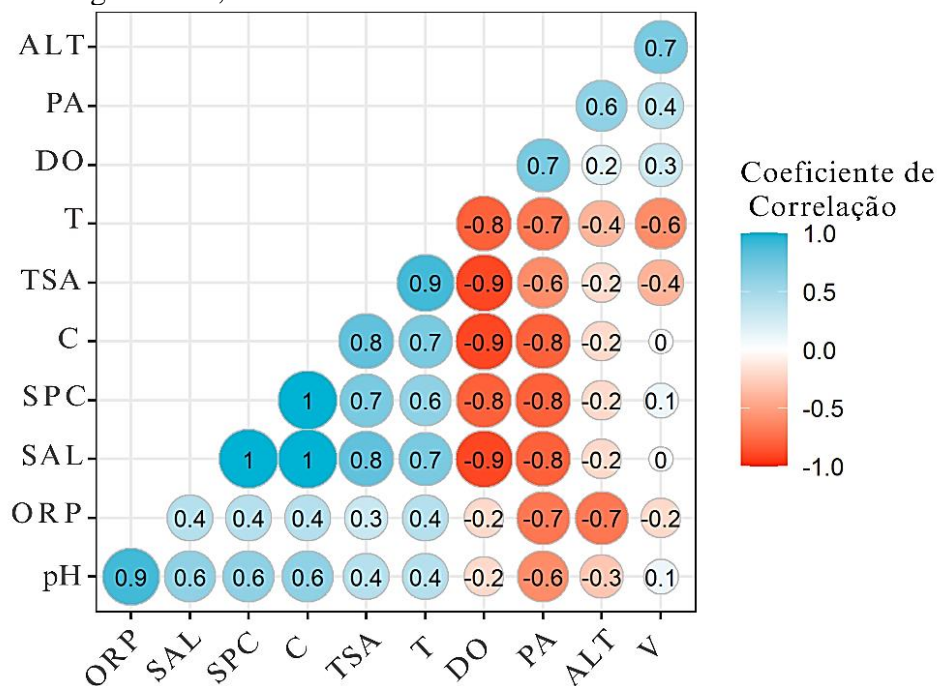


Fonte: Autora, 2025.

A Matriz de Pearson representou a correlação entre as variáveis abióticas registradas nas campanhas realizadas em cada área (Apêndice D). As variáveis altamente codependentes nesta matriz foram retiradas da análise RDA. A partir dos resultados representados abaixo (Figura 16) foram observadas, principalmente, as correlações entre variáveis de:

- Temperatura da Superfície da Água (TSA), Temperatura Atmosférica (T) e Oxigênio Dissolvido (DO);
- Salinidade (SAL), Condutância Específica (SPC), Condutividade (C) e Precipitação acumulada (PA);
- Potencial Hidrogeniônico (pH) e Potencial Redox (ORP).

Figura 16: Matriz de correlação baseada no coeficiente de Pearson construída a partir dos valores das variáveis abióticas registradas nas campanhas de amostragem realizadas nos costões rochosos estudados. Onde ALT = Altura das ondas, PA= Precipitação acumulada, DO = Oxigênio dissolvido, T = Temperatura, TSA = Temperatura superficial da água, C = Condutividade, SPC = Condutância específica, SAL = Salinidade, ORP = Potencial redox e pH = Potencial hidrogeniônico, V = Velocidade dos ventos.

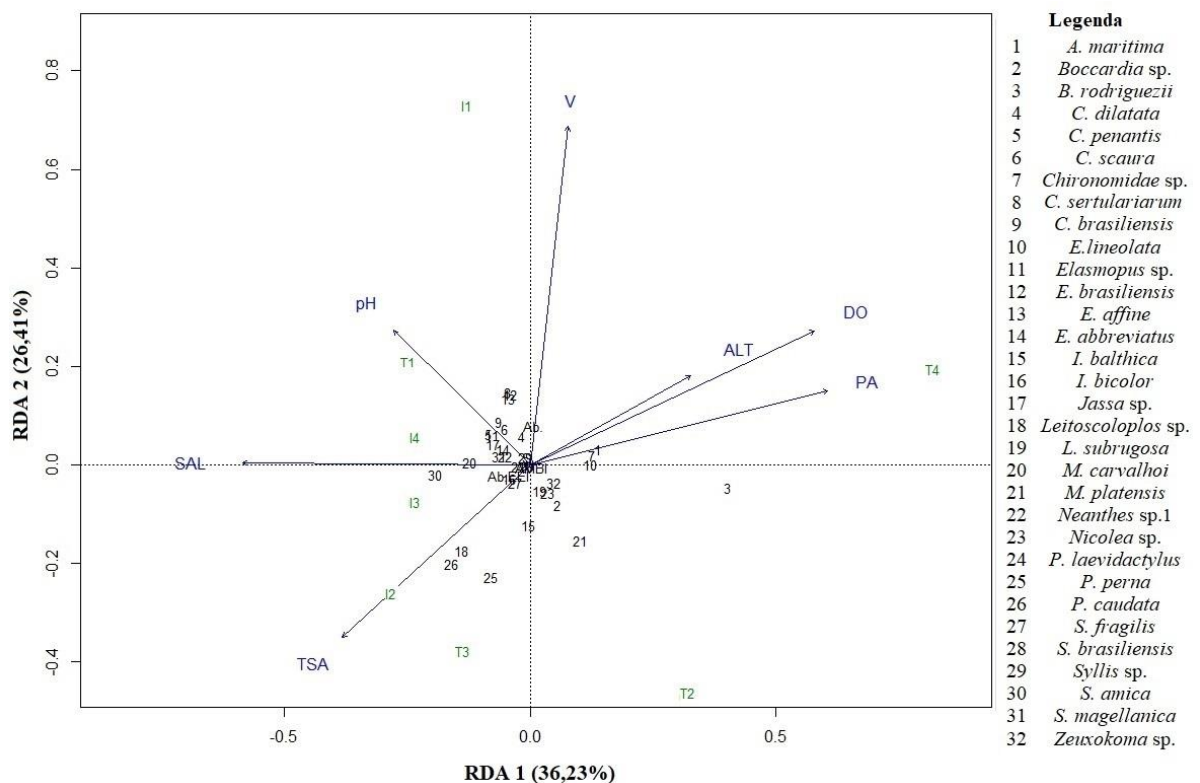


Fonte: Autora, 2025.

Frente a isso, as variáveis de TSA, DO, SAL, pH, PA, ALT, V foram representadas na matriz de variáveis predictoras da Análise de Redundância (RDA). A análise resultou em um modelo superajustado, sem componentes residuais (eixos PCA). Assim, o valor total de inércia, igual a 0,1569, foi completamente explicado pelos sete eixos RDA gerados. Os dois eixos mais

representativos, que explicaram 62,64% da variação total dos dados, foram utilizados para construir um gráfico que escalona campanhas/locais, variáveis preditoras e espécies (Figura 17). No entanto, não foi possível aplicar o teste qui-quadrado, devido à ausência de eixos PCA, e o teste ANOVA não apresentou valor residual. Esse resultado se deve à quantidade similar de amostras (campanha/local) e variáveis preditoras, o que levou à saturação do modelo. Nesse cenário, as variáveis preditoras explicam totalmente a variação nos dados resposta, mas inviabilizam inferências estatísticas. Portanto, o presente estudo apresentará apenas o gráfico e os *score* das espécies e amostras nos eixos de maior variância explicada (Apêndice E).

Figura 17: Representação dos dois principais eixos explicativos resultantes da Análise de Redundância (RDA) construída com os preditores abióticos e variáveis resposta registrados para os costões rochosos estudados. Onde I1, I2, I3 e I4 correspondem às campanhas realizadas em Imbituba e T1, T2, T3 e T4 correspondem às campanhas realizadas em Torres, ALT = Altura das ondas, DO = Oxigênio dissolvido, PA = Precipitação acumulada, pH = Potencial hidrogeniônico, SAL = Salinidade, TSA = Temperatura na superfície da água e V = Velocidade dos ventos.



Fonte: Autora, 2025.

É percebido no gráfico, um gradiente ambiental importante sobre o eixo 1, que mostra T4 altamente correlacionado com valores altos de DO, precipitação acumulada e altura das ondas, além de maior correlação com *B. rodriguezii*, *Chironomidae* sp., *Anurida* cf. *maritima* e *E. lineolata*. Neste eixo, o restante das coletas ficou do lado oposto, sendo mais influenciado

pela alta salinidade, TSA e pH, além das espécies *Syllis*, *M. carvalhoi*, *P. caudata*, *P. perna* e *Leitoscoloplos* sp. Outro gradiente importante é observado no eixo 2, levado pela coleta II altamente relacionada a maiores velocidades de ventos e que demonstra relação com as espécies *C. sertulariarum*, *E. affine* e *E. brasiliensis*.

4.3 CONTEÚDO DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM MEXILHÃO *PERNA PERNA*

A coleta de 30 mexilhões da espécie *P. perna* em cada costão rochoso estudado foi devidamente efetuada. Foi percebida dificuldade em encontrar espécimes de maior tamanho em ambas as áreas, contudo todos os mexilhões coletados se enquadravam no critério estabelecido, sendo que o menor entre os indivíduos coletados media 59,5 mm. Para fins comparativos, se extrapolado o valor de comprimento dos mexilhões coletados com os coeficientes de crescimento para a espécie, segundo Henriques e Casarini (2009), estima-se que os indivíduos analisados possuem, no mínimo, entre 10 e 12 meses. Os valores morfométricos dos mexilhões analisados estão dispostos na Tabela 8.

Tabela 8: Parâmetros morfométricos e proporção sexual dos mexilhões analisados no costão da praia da Ribanceira (Imbituba) e praia da Cal (Torres).

Parâmetros	Imbituba	Torres
Largura (mm)	26,90 ± 2,09	27,93 ± 2,61
Comprimento (mm)	63,80 ± 3,45	66,90 ± 5,16
Peso Total (g)	16,80 ± 3,68	19,94 ± 5,25
Peso Total do Tecido Comestível (g)	5,37 ± 1,42	8,03 ± 2,23
Peso Total das Vísceras (g)	0,67 ± 0,33	0,96 ± 0,41
Fêmeas (%)	53,33	66,67
Machos (%)	46,67	33,33

Fonte: Autora, 2025.

A Tabela 9 evidencia o conteúdo de elementos químicos detectados na parte comestível e nas vísceras dos mexilhões coletados nas áreas estudadas conforme a análise PIXE. Os elementos Al, P, Rb, e Sr evidenciaram valores de incerteza ligeiramente mais elevados do que 33% (que foi o adotado no estudo) e menor do que 40% (critério adotado nos estudos PIXE, Johnny Ferraz Dias, informação pessoal).

Tabela 9: Conteúdo médio de elementos químicos (EQ) ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) \pm incertezas registradas, com método PIXE, no tecido comestível e vísceras de *P. perna* nas duas áreas de estudo.

EQ	Imbituba		Torres	
	Tecido Comestível	Vísceras	Tecido Comestível	Vísceras
Na	$2,45 \times 10^{12} \pm 3,75 \times 10^{-11}$	$2,29 \times 10^{12} \pm 3,58 \times 10^{11}$	$2,13 \times 10^{12} \pm 3,4 \times 10^{11}$	$1,94 \times 10^{12} \pm 3,18 \times 10^{11}$
Mg	$2,08 \times 10^8 \pm 3,33 \times 10^7$	$2,12 \times 10^8 \pm 3,72 \times 10^7$	$2,12 \times 10^8 \pm 3,25 \times 10^7$	$2,25 \times 10^8 \pm 3,49 \times 10^7$
Si	$104.249 \pm 30.263,48$	$888.181 \pm 106.226,45$	$196.163,5 \pm 38.814,53$	$1.345.665,5 \pm 129.659,17$
S	88.473 ± 9.502	$90.011 \pm 5.805,7$	$78.135,5 \pm 5.704,94$	$84.132,5 \pm 4.424,39$
Cl	$147.021 \pm 4.175,4$	$137.009 \pm 3.740,35$	$145.922,5 \pm 3.909,2$	$132.366 \pm 3.594,70$
K	$7.358 \pm 233,25$	$9.060 \pm 268,17$	$8.416 \pm 246,89$	$11.592 \pm 320,6$
Ca	$4.427 \pm 220,02$	$5.741 \pm 266,96$	$3.809 \pm 193,46$	$3.599 \pm 188,18$
Ti	$20,91 \pm 6,82$	$226,7 \pm 17,18$	$23,4 \pm 6,19$	$273,1 \pm 18,96$
Mn	$17,82 \pm 2,86$	$68,67 \pm 4,87$	$18,85 \pm 2,68$	$64,03 \pm 4,55$
Fe	$432,6 \pm 9,69$	$2.381 \pm 27,62$	$291,05 \pm 7,68$	$3.054 \pm 30,40$
Ni	$17,19 \pm 2,4$	$13,89 \pm 2,58$	$7,64 \pm 1,87$	$16,42 \pm 2,99$
Zn	$152,1 \pm 7,27$	$119 \pm 6,57$	$70,59 \pm 4,93$	$65,08 \pm 4,98$
As	$17,32 \pm 4,62$	$23,65 \pm 5,01$	$4,1 \pm 3,33$	$19,74 \pm 4,34$
Br	$296,5 \pm 19,66$	$344,5 \pm 21,32$	$263,4 \pm 18,45$	$323,9 \pm 19,76$

Fonte: Autora, 2025.

Fica evidente a diferença nos conteúdos médios registrados nos tecidos comestíveis e nas vísceras dos mexilhões. Para os elementos Si, K, Ti, Mn, Fe, Br, a concentração foi maior no componente visceral, tanto para Torres quanto para Imbituba. Para outros elementos registrou-se este mesmo padrão em uma só área, sendo esses: Ca, apenas em Imbituba, Ni e As, em Torres. Contudo, para os elementos Cl e Zn (em Imbituba) foi observada maior concentração no tecido comestível em comparação com as vísceras. Também é possível observar que os valores de conteúdo médio \pm incertezas dos elementos Ca, Fe, Ni, Zn e As nos tecidos comestíveis dos mexilhões de Imbituba demonstrou concentrações significativamente mais elevadas que Torres. Enquanto os valores de Si e K foram maiores nos mexilhões da praia da Cal, em comparação com a praia da Ribanceira.

Dentre os elementos químicos que a análise PIXE detecta, Al, Si, Cl, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb e Sr são considerados elementos traço (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). Os resultados evidenciaram que nove destes elementos foram detectados em quantidade significativa. Algumas referências e regulamentos, nacionais e internacionais, estabelecem limites máximos para elementos traço na alimentação, incluindo especificamente moluscos bivalves, em alguns padrões. Entretanto, na literatura ainda não existem parâmetros que regulamentem limites para todos os elementos traço na alimentação,

sendo esses limites restritos a alguns metais pesados e ao elemento Arsênio, geralmente. Logo abaixo, estão apresentados os elementos traço observados nos mexilhões presentes nas áreas de estudo e seus respectivos valores analisados no tecido comestível em cada área (Tabela 10). Percebe-se que na comparação dos valores registrados com os limites máximos estabelecidos na literatura, somente o elemento Ni em ambas as áreas e Zn em Torres encontram-se abaixo dos limites estabelecidos. Para os elementos Si, Cl, Ti, e Br não são estabelecidos na literatura limites máximos na alimentação.

Tabela 10: Conteúdo médio de elementos traço ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) em cada área, limites máximos estabelecidos e referências analisadas.

Elementos traço	Imbituba Comestível	Torres Comestível	Limite máximo	Referência
Si	104.249 \pm 30.263,48	196.163,5 \pm 38.814,53	-	-
Cl	147.021 \pm 4.175,4	145.922,5 \pm 3.909,2	-	-
Ti	20,91 \pm 6,82	23,4 \pm 6,19	-	-
Mn	17,82 \pm 2,86	18,85 \pm 2,68	1	WHO (1989)
Fe	432,6 \pm 9,69	291,05 \pm 7,68	100	WHO (1989)
Ni	17,19 \pm 2,4	7,64 \pm 1,87	80	US FDA (1993)
Zn	152,1 \pm 7,27	70,59 \pm 4,93	100	WHO (1989)
As	17,32 \pm 4,62	4,1 \pm 3,33	1	ANVISA (2022)
Br	296,5 \pm 19,66	263,4 \pm 18,45	-	-

Fonte: Autora, 2025.

4.4 INTEGRAÇÃO DE DADOS

O cálculo do impacto total do resultado de cada análise utilizada na construção da Matriz de Leopold demonstrou que apenas a segunda campanha realizada na praia da Cal, Torres, apresentou *score* positivo, ou seja, foi classificada como possuindo boa qualidade ambiental, de acordo com os critérios pré-estabelecidos. A média obtida nas campanhas 1, 3 e 4 de Torres e em todas as campanhas de Imbituba apresentaram qualidade ambiental ruim (Tabela 11).

Tabela 11: Matriz de Leopold apresentando valores de impacto total calculado para cada análise (variáveis) por campanhas na praia da Ribanceira (Imbituba) e praia da Cal (Torres).

Campanha/ Área	Compartimento																				Score	Q
	Paisagem	Biótico			Abiótico						Elementos traço											
	Uso da terra	AMBI	EEI	Diversidade	pH	DO	SAL	ORP	PA	ESG	Si	Cl	Ti	Mn	Fe	Ni	Zn	As	Cu	Cr		
Imbituba 1	-4	5	6	-4	4	4	4	0	4	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	-6	-6	5	5	-0.15	Ruim
Imbituba 2	-4	5	-6	0	4	4	4	0	0	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	-6	-6	5	5	-0.75	Ruim
Imbituba 3	-4	5	-6	-4	4	-4	4	0	0	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	-6	-6	5	5	-1.35	Ruim
Imbituba 4	-4	5	-6	0	4	4	-4	-4	-4	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	-6	-6	5	5	-1.55	Ruim
Torres 1	-4	5	-6	0	4	4	-4	0	0	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	5	-6	5	5	-0.6	Ruim
Torres 2	-4	5	6	0	4	4	-4	0	0	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	5	-6	5	5	0	Boa
Torres 3	-4	5	6	0	4	-4	4	0	-4	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	5	-6	5	5	-0.2	Ruim
Torres 4	-4	5	6	-4	4	4	-4	-4	-4	5	-6	-6	-6	-6	-6	5	5	-6	5	5	-0.6	Ruim

AMBI = Índice Biótico Marinho da AZTI. EEI = Espécies Exóticas Invasoras. pH = Potencial Hidrogeniônico. DO = Oxigênio Dissolvido. SAL = Salinidade. ORP = Potencial Redox. PA= Precipitação Acumulada (30 dias). ESG = População com acesso a fossas ou rede de esgoto. Si = Silício. Cl = Cloro. Ti = Titânio. Mn = Manganês. Fe = Ferro. Ni = Níquel. Zn = Zinco. As = Arsênio. Cu = Cobre. Cr = Cromo. Q = Qualidade.

Fonte: Autora, 2025.

A classificação da qualidade das áreas, utilizando o método *Random Forest* baseado na Matriz de Leopold contendo os valores brutos dos resultados de cada análise (Apêndice F), onde a média do valor de Impacto total foi apontada como argumento preditor da qualidade ambiental “boa” ou “ruim”. Como resultado, a análise indicou qualidade ruim para todas as campanhas de ambas as áreas, com estimativa de erro (*out of bag*) de apenas 14,29%. A Matriz de Confusão abaixo demonstra que o *Random Forest* reclassificou as sete campanhas ruins como ruins e a campanha boa (T2) como ruim também (Tabela 12).

Tabela 12:– Matriz de Confusão obtida com o modelo *Random Forest* para as campanhas realizadas na praia da Ribanceira (Imbituba) e praia da Cal (Torres).

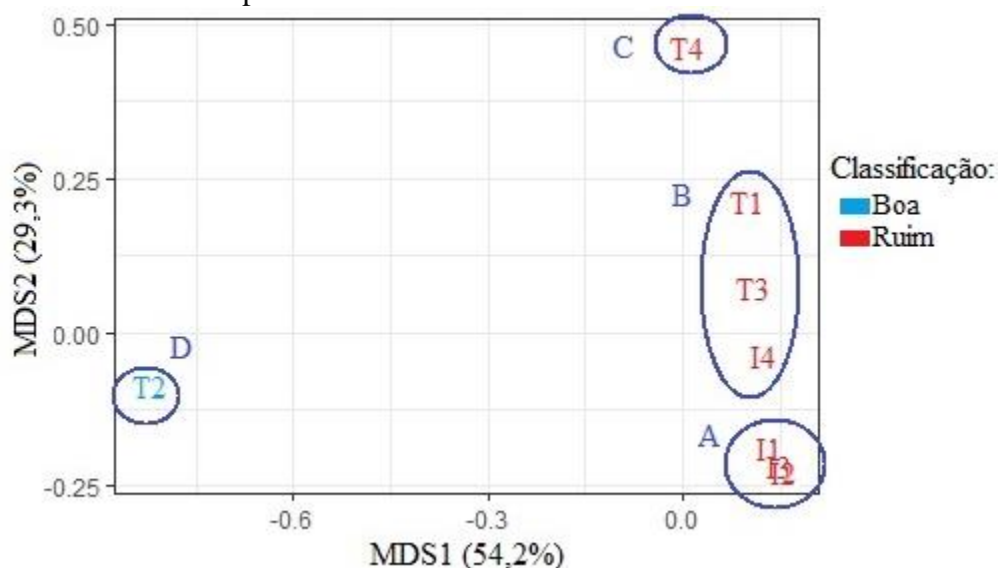
	Boa	Ruim	Erro
Boa	0	0	0
Ruim	1	7	0,14

*Dados calculados com estimativa de erro de 14,29%

Fonte: Autora, 2025.

De maneira complementar, com o MDS realizado com as aproximações do *Random Forest* é possível observar: (A) uma relação forte entre as campanhas 1, 2 e 3 realizadas em Imbituba; (B) um agrupamento entre as campanhas 1 e 3 de Torres e a campanha 4 de Imbituba; (C) um distanciamento entre a campanha 4 de Torres e todas as demais; e (D) a segunda campanha realizada em Torres se diferenciando das outras, sendo essa a única classificada como boa pela Matriz de Leopold (Figura 18). Pontos espaçados no gráfico bidimensional indicam que o modelo *Random Forest* construiu as 1.000 árvores sem repetir dados nos nós das variáveis, o que resulta em uma menor estimativa de erro (Teixeira, 2022).

Figura 18: Representação bidimensional do Método de Escalonamento Multidimensional (MDS) construído utilizando as proximidades do método *Random Forest* para representar as similaridades entre as campanhas e áreas estudadas.



Fonte: Autora, 2025.

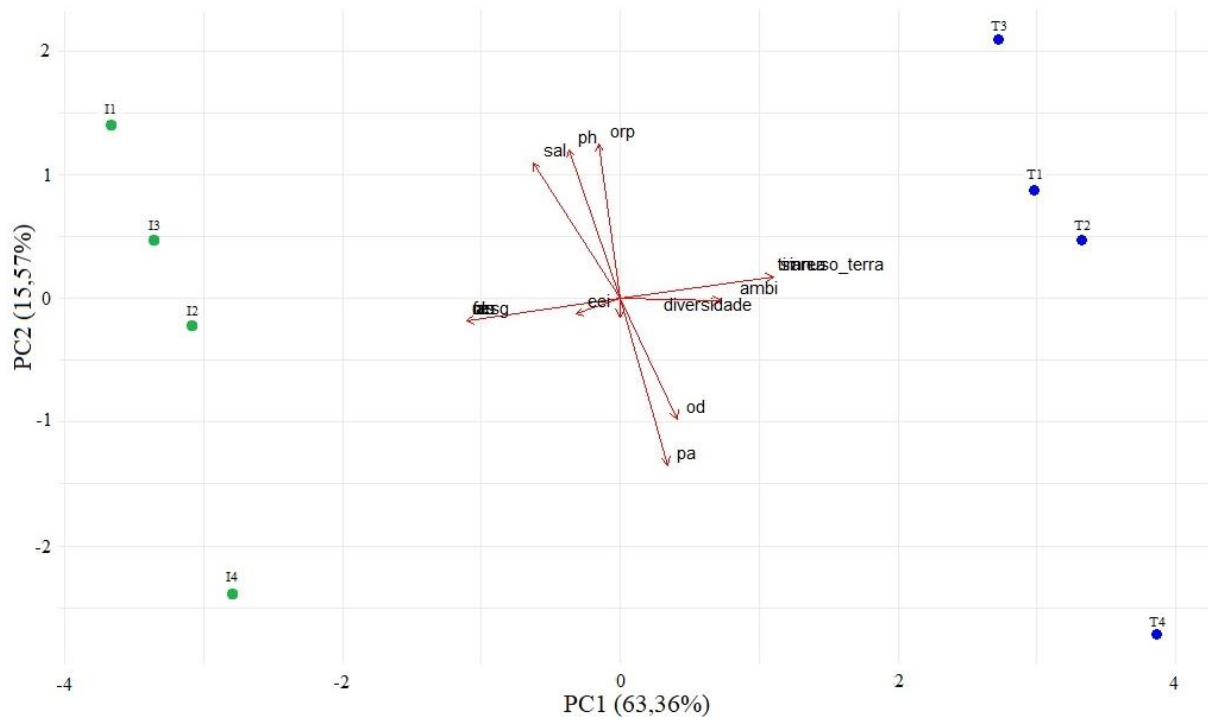
A PCA demonstrou proporção de variância acumulada de 98% nos quatro eixos principais, corroborando o *Random Forest* como um bom modelo de explicação da variabilidade das amostras (Tabela 13). Foram plotados em gráfico a distribuição dos vetores (análises realizadas) e pontos (campanha/local) nos dois principais componentes da análise, onde PC1 representou o eixo x, e PC2 o eixo y (Figura 19). Desta forma, foi possível observar nitidamente a polarização entre as duas áreas no gráfico, o distanciamento entre as quartas campanhas e as outras em cada área e a influência das variáveis nas amostras.

Tabela 13: Importância de cada componente obtido na Análise de Componentes Principais (PCA) realizada a partir das proximidades do modelo *Random Forest*.

Componentes principais	Métricas		
	Desvio Padrão	Proporção de Variância	Proporção cumulativa
PC1	3,47	0,63	0,63
PC2	1,72	0,16	0,79
PC3	1,59	0,13	0,92
PC4	1,05	0,06	0,98
PC5	0,44	0,01	0,99
PC6	0,36	0,01	1,00
PC7	0,17	0,00	1,00
PC8	$1,98 \cdot 10^{-15}$	0,00	1,00

Fonte: Autora, 2025.

Figura 19: Representação da Análise de Componentes Principais (PCA) construída com os dados utilizados para definição da qualidade ambiental dos costões rochosos da praia da Ribanceira (Imbituba) e da praia da Cal (Torres). Onde I1, I2, I3 e I4 correspondem às campanhas realizadas em Imbituba e T1, T2, T3 e T4 correspondem às campanhas realizadas em Torres, eei = espécies exóticas invasoras, od = Oxigênio dissolvido, orp = potencial redox, pa = Precipitação acumulada, ph = Potencial hidrogeniônico, sal = Salinidade.



Fonte: Autora, 2025.

5. DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DA PAISAGEM

Os elementos que integram um ecossistema coexistem em interação dinâmica e permanente, onde interferências naturais e antrópicas afetam esse sistema como um todo (Gonçalves *et al.*, 2015). A análise da paisagem urbanizada auxilia no entendimento de como se dão as relações homem-natureza, quais são os impactos que atuam em remanescentes de ecossistemas naturais e a importância desses espaços na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos essenciais à população (Ribeiro; Mello; Valente, 2020).

Modelos de análise de paisagem, entretanto, são limitados em estudos voltados a espécies pequenas e com baixa mobilidade, desta maneira somente a análise SIG não é suficiente para identificar a qualidade de um ambiente nem reconhecer a complexidade de microhabitats, pois estes englobam uma dimensão muito menor de uma área (Lang; Blaschke, 2009). Desta maneira, a presente dissertação propôs a integração de instrumentos da análise da paisagem, da ecologia de comunidades e análise de elementos traço em bioindicador

A classificação por digitalização manual em tela é conhecidamente utilizada como controle positivo de comparações entre meios de classificação supervisionada e não supervisionada nas análises SIG, sendo por vezes denominada “verdade terrestre”, devido a sua alta fidelidade com as proporções de cobertura reais de uma paisagem (Gonçalves *et al.*, 2015). Frente a isso, o método de classificação utilizado no estudo é o mais robusto que se poderia adotar para áreas pequenas, evitando assim que os cálculos e inferências fossem limitados pela taxa de erro que outros métodos de mapeamento poderiam trazer (Almeida *et al.*, 2022).

Quando observada as proporções de área com cobertura antropizada nas zonas de influência direta percebe-se que a área de Imbituba possui 32,62% de sua área alterada, enquanto a área analisada em Torres possui 31,15% de antropização. Entretanto ao analisarmos essa proporção somente para o componente terrestre Torres passa a apresentar maiores porcentagens de uso e cobertura da terra antropizada (63,72%) do que Imbituba (60,01%). Os resultados obtidos com a classificação em tela e com o cálculo das classes de cobertura e uso da terra apontam similaridade nas proporções das categorias entre as áreas. Contudo, ao analisarmos as manchas de cobertura nas cartografias geradas percebem-se singularidades em cada área, como a malha urbana mais densa que circunda a orla da maioria das praias de Torres (inclusive a da Cal) e Passo de Torres. Enquanto em Imbituba, no entorno imediato do costão da praia da Ribanceira não existe uma grande mancha urbana, estando essas mais próximas do

porto, ao sul, e nas proximidades da rodovia BR 101. Tal fato corrobora a influência e importância da acessibilidade viária no estabelecimento urbano das cidades litorâneas catarinenses, já relatada na literatura (Oliveira, 2000).

Um fator característico das praias arenosas do Atlântico Sul, e devidamente representado nas cartografias construídas, é a presença de sangradouros que atuam no escoamento da água pluvial e/ou oriunda de outros corpos d'água para o oceano (Serpa, 2008; Zorzo *et al.*, 2023). Estes drenam o excesso de água acumulada na região de pós-duna escoando-a para a região de espraiamento e desembocando no mar (Serpa, 2008). Em Torres, um desses sangradouros, também conhecidos como arroios, possui contato direto com a área estudada, desaguando diretamente no costão da praia da Cal. Em Imbituba, o sangradouro mais próximo não é permanente e flui na praia da Ribanceira a cerca de 40 metros do costão estudado, possuindo também, profundidade mais rasa em relação ao da praia da Cal. O movimento desses fluxos de água atua no transporte de sedimentos e matéria orgânica para o componente marinho (Zorzo *et al.*, 2023). Além disso, o despejo clandestino de esgotamento doméstico nessas áreas de drenagem pode causar efeitos negativos nos ecossistemas marinhos e influenciar a balneabilidade nas praias (Pereira, 2022). A maior parte dos habitantes, de ambas as cidades, possuem acesso ao esgotamento sanitário, ligado à rede geral, pluvial, fossas ligadas à rede, sépticas ou de filtro. Entretanto, é importante salientar que em Imbituba a porcentagem da população que afasta seus esgotos por meio de fossa rudimentar, buraco ou em valas, rios, córregos ou mar é de 5,37%, em Torres a situação é ainda pior, onde o descarte inadequado ocorre por 12,5% da população (Municípios e Saneamento, 2025a, b).

A linha da costa da área da Ribanceira apresentou feições mais recortadas, maiores áreas de costões e os molhes do porto de Imbituba, que influenciaram relevantemente na menor porcentagem de cobertura do componente marinho no *buffer* delimitado, quando comparamos com os valores analisados na área de influência direta do costão da Cal. A interpretação visual da dispersão da pluma de sedimentos, oriunda do derramamento de rejeitos da Samarco nos ambientes estuarinos, costeiros e marinhos, a partir de imagens de satélite já havia sido realizada no trabalho de Tomé; De Martini; Junior (2016) e permitiu, no presente estudo, a representação da área de expansão da desembocadura dos principais corpos aluviais nas áreas estudadas. Percebeu-se que o Rio Mampituba influenciou notavelmente para uma maior área de dispersão da pluma de sedimentos em Torres. Este rio apresenta vazão média de $18,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e desagua na divisa norte do Rio Grande do Sul após percorrer 62 km desde sua nascente na Serra Geral (D'Áquino *et al.*, 2011). Apesar deste corpo fluvial possuir vazão menor do que a de outras bacias hidrográficas próximas à região de estudo e a direção das correntes marítimas serem

predominantemente em sentido de vazante, seu estuário ainda é classificado como de descarga fluvial dominante, sendo esta favorecida pelo regime de micromarés (D'Áquino, 2010). Ou seja, nas baixa-marés acontece a extrusão da cunha salina do estuário, fazendo com que este seja um importante veículo de transporte de material particulado de toda a bacia hidrográfica para o componente marinho.

Na zona de interferência do costão da Ribanceira, além dos sangradouros existe o canal da abertura da lagoa da Ibiraquera influenciando na pluma de sedimentos. A desembocadura da lagoa está quase sempre fechada pela sedimentação da areia, sendo aberta esporadicamente em épocas de cheia e apresenta, em seu histórico, valores acima dos padrões permitidos para pH, Coliformes Fecais, *E. coli* e alguns contaminantes inorgânicos (Sobral; Ferreira; Osório, 2019). Outro fator que agrega visualmente a pluma encontra-se ao sul do costão da Ribanceira, onde foram efetuadas as coletas, mais precisamente na praia do Porto, onde é notada a presença de um arroio que drena os processos aluviais da zona portuária para o mar.

É importante salientar que, historicamente, o porto de Imbituba movimentou milhões de toneladas de carvão mineral, assumindo liderança no transporte do carvão de Santa Catarina (Goulart Filho, 2010). No seu entorno, foi construída a Indústria Carboquímica Catarinense (ICC) que atuou até meados de 1990 na produção de insumos extraídos a partir dos rejeitos de carvão mineral para indústrias de fertilizantes, metalúrgicas e de porcelanato, sendo esses insumos o ácido sulfúrico, ácido fosfórico, óxido de ferro e gesso químico (Souza, 2007). A instalação da ICC só foi possível após desapropriação de cerca de 2 mil famílias de pescadores e agricultores que moravam entorno do porto, em 1979 (Goulart Filho, 2010). Esse processo fez com que a área de estudo se tornasse palco de conflitos socioambientais até o presente e demonstram a influência direta da mineração de carvão em Imbituba (Souza, 2007; Almeida *et al.*, 2011). Com o desmonte da ICC, em 1993, toneladas de passivos ambientais foram deixados para trás (Almeida *et al.*, 2011). Na liquidação, restou o patrimônio de cinco áreas no perímetro urbano de Imbituba, somando 257 hectares e cerca de cinco milhões de toneladas de insumos às indústrias de fertilizantes agrícolas e cimenteira (sulfato de cálcio, óxido de ferro, gesso agrícola etc.) (Folha de São Paulo, 1994) as pilhas de rejeito de carvão mineral e gesso químico ainda são observadas nas feições da paisagem que compõem o município.

Apesar do histórico de degradação ambiental, a zona de influência direta no costão da praia da Ribanceira apresentou menor cobertura antropizada em seu componente terrestre quando comparada a área da Cal, evidenciando maiores proporções de remanescentes de vegetação arbórea, herbácea e ecossistemas de praias dunas e costões. O padrão de manchas de agrossistemas e cobertura florestal em Torres expressa que as áreas agrícolas e fragmentos de

vegetação são pequenos, com exceção da área que compreende o parque da Itapeva. Tal fato vem ao encontro com o que é relatado para a agricultura do Rio Grande do Sul, onde mais de 60% dos estabelecimentos agropecuários possuem menos de 20 ha, configurando áreas de agricultura familiar e não de extensas monoculturas (IBGE, 2017; Silva; Gazolla; Oliveira, 2022).

Contudo, é perceptível o histórico de supressão da vegetação que acarretou fragmentos pequenos, sem boa conectividade e áreas predominantemente de borda em Torres. Na área de Imbituba, os fragmentos são ainda mais escassos, porém de tamanho maior, porém, o grau de isolamento destes é mais severo. Em suma, a fragmentação dos ecossistemas naturais em municípios costeiros é uma realidade, e a demanda por espaços utilitários, impulsionada pela alta densidade demográfica no litoral, traz consigo a perda de serviços ecossistêmicos fornecidos por ambientes preservados e interfere diretamente na qualidade do ambiente, acarretando impactos ambientais e socioeconômicos (Ribeiro; Mello; Valente, 2020; Pereira, 2022). Haja visto que ambos os municípios possuem densidade demográfica acima de 250 habitantes/km² (IBGE, 2025a, b) ressalta-se a importância da conservação dos fragmentos remanescentes e incentivo à manutenção e criação de Unidades de Conservação (Freitas; Beltrame, 2012). Em especial, ao se considerar a vulnerabilidade dos ecossistemas costeiros e a relevância das áreas naturais sob diferentes perspectivas, seja como refúgio para espécies ameaçadas de extinção, como no caso da baleia-franca, ou na contribuição para a movimentação econômica associada ao turismo sazonal.

5.2 COMPOSIÇÃO MACROBENTÔNICA E VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Na construção do inventário de fauna das áreas estudadas, para a maioria dos indivíduos coletados, foi possível a identificação à nível taxonômico de espécie, com exceção dos filos Bryozoa, Nematoda e Nemertea, que ficaram representados à nível de Filo (exceto o nemertíneo *E. mcintoshii*), Platyhelminthes e Cnidaria, representados à nível de Ordem e Família, respectivamente, e um único integrante de Mollusca que foi identificado somente a nível de subfamília. A partir dessas identificações, evidenciou-se que a fauna de macroinvertebrados amostrada nos dois costões rochosos possuem 58 *taxa* em comum.

Ao observar a composição macrobentônica das áreas destaca-se a alta abundância de algumas espécies, entre elas, *A. media* que esteve presente em todas as amostras, é responsável por mais de um terço da abundância coletada e contribuiu com 27% da dissimilaridade média entre as áreas. O anfípode *A. media* é conhecidamente onívoro, generalista e de vida livre e

possui distribuição documentada principalmente na costa brasileira, venezuelana, chilena e em alguns pontos do litoral atlântico estadunidense (Bueno; Flores; Leite, 2019; WORMS, 2025). O gênero *Apohyale* é pertencente ao grupo ecológico I no AMBI, abrangendo espécies sensíveis ao enriquecimento orgânico. A literatura traz que mesmo que *A. media* ocorra em áreas com deposição de matéria orgânica, esse fator, estritamente, não é responsável pela dominância desta espécie em habitats fitais (Bueno; Flores; Leite, 2019). Esse anfípode é conhecidamente abundante nos costões rochosos do sul do Brasil (Buckup; Bond-Buckup, 1999; Lacerda, 2014) e é facilmente encontrado em algas até mesmo de baixa complexidade estrutural, como as espécies foliáceas do gênero *Ulva*, abundantes nas áreas de estudo (Dubiaski-Silva; Masunari, 1995; Watywarawan, 2018; Colares *et al.*, 2021). A abundância dessa espécie no presente estudo indica também que as flutuações nas variáveis abióticas parecem não influenciar muito na dominância desses indivíduos. Não tendo sido observado “varrimento” dos indivíduos com a altura das ondas ou aumento da precipitação, nem seu desaparecimento com as flutuações de salinidade, pH, potencial redox e de concentração de oxigênio dissolvido.

O mexilhão *P. perna*, além de ter sido o bioindicador utilizado na análise do conteúdo de elementos químicos no presente estudo, foi também a segunda espécie mais abundante na amostragem. *P. perna* é considerada exótica nos ecossistemas marinhos do Brasil estando presente na listagem oficial brasileira (Lopes *et al.*, 2009). Entretanto, esta não foi considerada como EEI no presente estudo. Isso se deu devido a três fatores relevantes: 1) esta espécie está categorizada como “estabelecida” e não “invasora” no informe nacional; 2) *Perna perna* não consta na listagem de EEI do estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2012); e 3) sua presença foi datada para o território brasileiro desde antes do período de colonização, indicando a possibilidade desta espécie ser naturalizada ou até mesmo nativa (Pierri; Fossari; Magalhães, 2016). Este mexilhão é abundante na costa brasileira e possui grande importância ecológica, na estruturação de costões rochosos, como item alimentar na dieta humana e de diferentes espécies animais, e economicamente como fonte de renda para muitas famílias e na aquicultura do país (Breves-Ramos *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2013; Pierri; Fossari; Magalhães, 2016).

Leitoscoloplos sp. foi a terceira espécie mais abundante identificada no presente estudo. O gênero *Leitoscoloplos* é composto por organismos depositívoros diretos que se alimentam predominantemente de diatomáceas e habitam profundidades entre 1 e 10 cm nos substratos, sendo encontrados tanto em costões rochosos quanto em ambientes de fundo não consolidado (Bianchi; Rice, 1988). No Brasil, são descritas três espécies do gênero, a saber: *Leitoscoloplo fragilis* (Verrill, 1873), *Leitoscoloplo robustus* (Verrill, 1873) e *Leitoscoloplo kerguelensis* (McIntosh, 1885). Essa última, é mencionada na literatura como oportunista

intermediária, abundante em áreas com elevada concentração de matéria orgânica (Colan *et al.*, 2004; Shimabukuro; Bromberg; Pires-Vanin, 2016). No AMBI, *Leitoscoloplos* sp. está inserido no grupo ecológico IV, mas o gênero também contempla espécies sensíveis como *Leitoscoloplos acutus* (Verrill, 1873). Estudos acerca desse grupo ainda são escassos, e seu potencial como bioindicador, bem como sua tolerância ou sensibilidade à antropização, permanece ainda pouco explorado.

No tocante aos testes t realizados, somente a comparação para diversidade específica demonstrou diferença estatística entre os costões, sendo Torres a área que apresentou maiores valores de diversidade de Shannon-Wiener (H'). Os perfis de entropia construídos representam graficamente a relação entre α e os índices de diversidade em cada área. Isso possibilitou identificar não apenas quais áreas apresentaram maiores valores gerais, mas também como a composição e a equitabilidade das amostras variaram entre elas. Sendo assim, quando a equitabilidade é pouco considerada no gráfico, Imbituba apresentava os maiores valores de diversidade, corroborando o fato dessa área apresentar maior riqueza observada. Já, a medida em que a importância de α aumenta, Torres passa a revelar maiores valores de diversidade, reflexo de maior equitabilidade na área. Além disso, o cruzamento das curvas dos perfis permitiu observar que os valores de diversidade diferem dependendo do índice utilizado, destacando a importância de considerar múltiplos aspectos da diversidade ao comparar os locais de estudo (Jost, 2006).

Apesar dos resultados evidenciarem que os valores de abundância e riqueza não são estatisticamente diferentes entre as áreas, as análises ANOSIM e SIMPER apontam que os costões apresentaram valores significativos de dissimilaridade, demonstrando que cada um possui suas particularidades. Este resultado confirma a hipótese de que as comunidades macrobentônicas de costões rochosos apresentam composições distintas em resposta à diferentes históricos de usos antrópicos. Por exemplo, o costão da praia da Ribanceira apresentou 14 espécies de gastrópodes que não foram coletadas no costão da Cal. Colares *et al.* (2021) indicam que a riqueza e abundância de gastrópodes no costão da Ribanceira é fortemente associada à complexidade estrutural do ambiente fital. Por sua vez, o costão da Cal apresentou dez espécies de anelídeos que não ocorreram na Ribanceira, reforçando a representatividade desses indivíduos já apontada para a área estudada em Torres (Watywarawan, 2018).

O Filo Echinodermata foi coletado somente na praia da Cal. Apesar de em campo terem sido observados indivíduos de Echinoidea (ouriços-do-mar) adultos em ambas as áreas. Quem representou os equinodermados na amostragem foi a espécie de serpente-do-mar *Ophiactis lymani* (Ophiuroidea). Esta espécie costuma ser encontrada associada a algas e em fundos não-

consolidados com até cerca de 600 m de profundidade e possui distribuição documentada para toda a costa brasileira (Amaral; Rizzo; Arruda, 2006; Borges, 2006).

Foi registrada para ambas as áreas uma grande abundância de indivíduos engenheiros de ecossistema, como os bivalves mitilídeos, representados pelas espécies *P. perna*, *M. platensis*, *B. rodriguezii* e *M. carvalhoi* e o poliqueto sedentário *P. caudata*. Juntas, essas espécies contribuíram com 28% da dissimilaridade entre as áreas, sendo todas elas apontadas pela análise SIMPER. *Modiolus carvalhoi* e *B. rodriguezii* apareceram como indicadoras, para Imbituba e Torres, respectivamente no IndVal, também. A classificação dessas espécies como engenheiras de ecossistema ocorre porque suas colônias formam bancos que incrementam complexidade estrutural e fornecem microhabitats para várias espécies em costões (Torres *et al.*, 2022). Essas colônias favorecem que outras espécies utilizem essa camada do substrato como habitat para proteção frente a dessecação, hidrodinamismo e risco de predação, além de, por vezes, consumirem esses indivíduos como item alimentar (Jones; Lawton; Shachak, 1994).

A cobertura fital somada aos bancos de espécies engenheiras de ecossistema favorecem a densidade e abundância de organismos associados, tornando os costões rochosos um dos ecossistemas marinhos com maior biodiversidade conhecidos (Miloslavich *et al.*, 2011). Frente a isso, apesar da composição macrobentônica ser diferente entre as áreas, os resultados indicam que ambos os costões possuem organismos que incrementam heterogeneidade nesse ecossistema. Sendo assim, argumenta-se que a suficiência amostral não foi atingida em parte em função da alta heterogeneidade desses ambientes.

Outro fator de grande importância na composição de macrobentos é a presença de grupos de poliquetos bioindicadores. As análises Indval e/ou SIMPER apontaram que no costão rochoso da praia da Cal, a ocorrência das espécies *Boccardia* sp., *Nicolea* sp. e *Neanthes* sp. 1 influenciou a dissimilaridade entre as áreas. Sendo essas espécies pertencentes a grupos conhecidamente tolerantes ao incremento de matéria orgânica nos ecossistemas que estão presentes e, por vezes, se tornam dominantes em ambientes alterados (Elías *et al.*, 2021). O banco de dados do AMBI traz que essas espécies pertencem ao grupo ecológico III, ou seja, o aumento de sua densidade é estimulado pelo enriquecimento orgânico. A espécie *Boccardia polybranchia* (Haswell, 1885) foi relatada na literatura como altamente dominante em bancos do mexilhão *B. rodriguezii* que recebiam efluentes de esgoto doméstico em costão rochoso em Mar del Plata, Argentina (Elías; Rivero; Vallarino, 2003; Becherucci *et al.*, 2016). A espécie *Boccardia proboscidea* Hartman, 1940, por sua vez, atua nos bancos de *B. rodriguezii* como uma “engenheira autoecossistêmica” uma vez que constrói recifes onde somente essas podem habitar, excluindo competitivamente os bivalves e a fauna associada (Elías *et al.*, 2015; Elías *et*

al., 2021). Ainda em trabalhos desenvolvidos na América do Sul os gêneros *Nicolea*, *Neanthes* e a espécie *C. nonatoi* (amostrada como *singleton* em Torres) demonstraram serem tolerantes ao incremento de matéria orgânica (Elías, 1992; Fernández-Rodriguez; Londoño Mesa, 2015; Elías *et al.*, 2021).

No costão de Imbituba, espécies de poliquetos bioindicadores apresentados nas análises contrastaram com as de Torres, sendo representadas por organismos que possuem certa sensibilidade ao despejo de matéria orgânica, como é o caso de *Syllis* e *Leodamas*. Espécies do gênero *Syllis* demonstraram abundância em áreas controle e/ou distantes de despejos de esgoto em estudos realizados na Argentina (Elías; Rivero; Vallarino, 2003), e no AMBI são identificadas como do grupo ecológico II, ocorrendo em baixas densidades em áreas desequilibradas, em termos de matéria orgânica. *Leodamas* na literatura é relatado como um gênero que apresenta espécies importantes e dominantes em áreas não impactadas e que apresentam diminuição da sua densidade em estações de veraneio (Elías *et al.*, 2006). No presente trabalho *Leodamas* sp. aparece nas duas campanhas pós-veraneio em Imbituba e é um *singleton* na campanha 1 de Torres, corroborando os resultados sazonais obtidos no estudo *op.cit.*

É importante salientar que os grupos de poliquetos citados acima pertencem a “complexos de espécies”, como os de *C. capitata*, *Neanthes succinea* (Leuckart, 1847) e *Syllis gracilis* Grube, 1840, por exemplo. Nestes complexos, a dificuldade na identificação e distinção taxonômica dentro dos gêneros levou a uma demarcação pouco clara entre espécies próximas. Deste modo, se faz importante revisões taxonômicas e investigações mais aprofundadas acerca do caráter bioindicador dos indivíduos e de possíveis locais de endemismo (Elías *et al.*, 2021). Nas duas áreas de estudo, foram coletados, também, seis espécimes de *Lumbrineris* sp., dois em Imbituba e quatro em Torres, sendo essa espécie integrante de uma família de poliquetos conhecidamente sensível à ambientes com concentração altas de metais. Outras espécies com relevante potencial bioindicador no estudo são:

- O gastrópode *Costoanachis sertulariarum*, que apresentou abundância mais elevada no costão de Imbituba e foi indicado no SIMPER e IndVal. Esta espécie é conhecidamente sensível a variações de pH, oxigênio dissolvido e contaminantes inorgânicos (Souza; Tommasi, 1997) e pertence ao grupo ecológico I no AMBI;
- O anfípode *Jassa* sp., presente em ambas as áreas e apontada no SIMPER ocorrendo em maiores quantidades em Torres. No AMBI esse gênero é considerado pertencente ao grupo ecológico IV. Estes anfípodas tubícolas englobam, por exemplo, *Jassa slatteryi*

Conlan, 1990, espécie com alta tolerância a habitats poluídos e antropogênicos (Bonifazi; Mancini; Ventura, 2018);

- Larvas de Chironomidae sp. (Diptera), sendo este um grupo caracterizado por insetos amplamente tolerantes à poluição e altas concentrações de matéria orgânica (Marques; Barbosa; Callisto, 1999; Morais *et al.*, 2010, Watywarawan *et al.*, 2022). Esses organismos costumam ser encontrados em corpos d'água dulcícolas, contudo, é relatada na literatura sua tolerância a variações nos parâmetros da água, como por exemplo a salinidade (Bervoets; Wil; Verheyen, 1996). Estes foram presentes apenas no costão da praia da Cal, com abundância na Campanha 4, e foram apontados tanto na análise SIMPER como na IndVal. Quironomídeos pertencem ao grupo ecológico IV no AMBI e já foram amostrados no componente marinho, como em bancos de mexilhões *P. perna* e *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 (Jordaan, 2010); e
- O gastrópode *Heleobia australis* (*singleton* em Imbituba), considerado altamente resistente e tolerante a amplas variações de salinidade e a presença de hidrocarbonetos e metais pesados (Neves; Echeverria; Pessoa, 2011; Souza *et al.*, 2021) e que no AMBI é pertence ao do grupo ecológico IV.

A presença das espécies bioindicadoras, discutidas acima, nos costões estudados reforçam o resultado alcançado com a análise AMBI. É importante salientar que mesmo com o aparecimento de espécies oportunistas e tolerantes a distúrbios antrópicos nos ecossistemas, felizmente, estas não demonstraram estar em dominância na maior parte das unidades amostrais. Este fato evidencia a necessidade de monitoramento da fauna macrobentônica nas áreas costeiras visto que a qualidade de um ambiente varia de acordo com as interferências antrópicas ou naturais. As análises SIMPER e IndVal complementaram de maneira eficiente o AMBI, indicando também, que quando comparadas as áreas, o costão de Torres apresenta uma fauna associada mais característica de ecossistemas com incremento maior de matéria orgânica. Desta maneira, a hipótese de que a macrofauna bentônica reflete grau de poluição orgânica nas áreas estudadas foi corroborada, apontando o costão de Torres como ligeiramente mais alterado.

As espécies exóticas registradas no presente estudo e presentes na pesquisa de Stanski, Boos e Pinheiro (2022) e nas resoluções específicas (Lopes *et al.*, 2009; CONSEMA, 2012; SEMA, 2013) foram *I. bicolor* e *M. coccopoma*. Apesar do teste t não determinar diferenças estatísticas nas abundâncias de EEI entre as áreas, tanto a análise SIMPER quanto a IndVal apontaram *I. bicolor*, a EEI mais abundante, contribuindo para a dissimilaridade entre as áreas e com ocorrência atribuída ao costão estudado em Imbituba. Estes resultados demonstram que existe distinção na composição das espécies invasoras entre áreas e corrobora, em parte, a

hipótese de que EEI são mais abundantes no costão rochoso da praia da Ribanceira. Entretanto, a abundância talvez não seja o melhor atributo da comunidade que reflete essa diferença, mas sim a fidelidade e frequência de *I. bicolor* nas unidades amostrais de cada área. Este fator alerta também para uma possível influência das atividades portuárias na propagação de EEI na costa brasileira.

O bivalve *I. bicolor* é uma EEI de categoria I, natural do Caribe que foi introduzida no Brasil há mais de três décadas, possivelmente sendo trazido em água de lastro de embarcações (Henriques; Casarini, 2009; Breves-Ramos *et al.*, 2010). Esta espécie ocorre desde o mediolitoral de ecossistemas rochosos marinhos até sete metros de profundidade no infralitoral, habitando preferencialmente algas calcáreas e *Sargassum* sp. (Jacobucci, 2006; Henriques; Casarini, 2009). *Isognomon bicolor* possui o potencial de modificar assembleias faunísticas por meio de diversos mecanismos, incluindo alterações na disponibilidade de alimento, no tamanho e na estrutura dos refúgios, podendo competitivamente levar outras espécies à extinção local (Breves-Ramos *et al.*, 2010; Martinez, 2012). É relatado na literatura que altas abundâncias e taxa de crescimento de *I. bicolor* está positivamente correlacionada a diminuição da densidade de espécies como *P. perna*, *Brachidontes* spp., *Crassostrea* spp. e gastrópodes, por exemplo (Martinez, 2012; López; Lavrado; Coutinho, 2014; Cavaleiro *et al.*, 2019). Ademais, não são conhecidos a fundo os predadores desta espécie no Brasil, tendo sido documentado apenas o caramujo *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1767) como consumidor de *I. bicolor* como presa preferencial (López; Coutinho, 2003).

Estudos apontam correlação entre a densidades de cirrípedes e do bivalve *I. bicolor* (Martinez, 2012; López; Lavrado; Coutinho, 2014), entre estas espécies de craca, destaca-se *M. coccopoma*, sendo essa, a segunda EEI analisada no estudo. Martinez (2012) relata que *I. bicolor* foi encontrado em estruturas vazias de *M. coccopoma*, em outro costão rochoso de Santa Catarina, e que o uso dessa espécie de craca como substrato de fixação atua na proteção dos bivalves frente ao impacto das ondas. Teoriza-se que a introdução de *M. coccopoma*, que é originária da costa pacífica da América Central, se deu por incrustação e ou água de lastro oriundas de plataformas de petróleo e cascos de navios (Lopes *et al.*, 2009). Esta espécie de cirrípede é uma EEI de categoria II, de caráter oportunista, dotada de adaptações que lhe permitem recrutar e sobreviver com alta eficiência em ambientes adversos, incluindo locais com intensa hidrodinâmica, estruturas artificiais e ambientes impactados por poluição (Young, 1994; Apolinário, 2003).

É relevante ressaltar também a presença do poliqueto do gênero *Polydora* (Spionidae) encontrado em ambas as áreas de estudo. O gênero engloba duas EEI, sendo estas *Polydora*

cornuta Bosc, 1802 e *Polydora nuchalis* Woodwick, 1953 (Lopes *et al.*, 2009), contudo, não foi possível distinguir a espécie exata dos indivíduos coletados no presente estudo. Desta forma, *Polydora* sp. não foi analisada como uma EEI. O gênero *Polydora* pertence ao grupo ecológico IV no AMBI, e é relatado como um grupo oportunista de organismos colonizadores rápidos (Elías *et al.*, 2021). Sendo assim, se faz necessária uma avaliação mais aprofundada acerca dos espionídeos presentes nos costões rochosos estudados, uma vez que esta família possui representantes conhecidamente tolerantes a poluição orgânica, atuando também como bioindicadores.

Duas espécies, coletadas nos costões rochosos estudados, foram consideradas de grande relevância na presente amostragem, pois o registro dessas expandiu suas distribuições de ocorrência geográfica, sendo elas, *A. cf. maritima* (Arthropoda: Neanuridae) e *E. mcintoshii* (Nemertea: Lineidae). Os colêmbolos talassobiontes *A. cf. maritima* foram registrados na quarta campanha na praia da Cal, em Torres. A identificação da morfoespécie foi feita a partir de chaves dicotômicas de identificação (Joose, 1966; Rafael *et al.*, 2024; Janssens, 2024) e literatura descritiva acerca da morfologia de *A. maritima*, entretanto, é aconselhável a confirmação taxonômica e/ou molecular dos indivíduos para uma determinação plena da espécie.

Acerca da presença de *A. cf. marítima* no presente estudo, evidenciou-se que a maioria destes foram encontrados agregados em valvas de bivalve *B. rodriguezii*, acompanhados de ovos e exúvias de antigos ínstares de desenvolvimento. A partir desta observação infere-se que os indivíduos, caracterizados por possuírem hábitos necrófagos (Rafael *et al.*, 2024), alimentaram-se do bivalve morto e utilizaram as conchas vazias como abrigo, protegendo-se da ação das ondas, das variações de maré e utilizando-as como nicho reprodutivo. Os indivíduos de *A. maritima* são recobertos de cerdas hidrofóbicas, sendo comum encontrar esses colêmbolos em grandes grupos rodeados por uma bolha de ar que confere à espécie sua capacidade de realizar suas trocas gasosas e reproduzirem-se mesmo com a ação da maré (Zinkler *et al.*, 1999).

A espécie *A. maritima* possui distribuição cosmopolita (Claypole, 1898) e já foi descrita em estudos anteriores como ocorrente em todo litoral brasileiro (Arlé, 1981). Entretanto, ainda não havia registro de coleta e/ou amostragem desta espécie para a região sul até então, fator que limitou sua zona de ocorrência nas regiões nordeste e sudeste do Brasil em listagens mais recentes (Abrantes *et al.*, 2010). Dessa forma, o registro desses indivíduos na área de estudo amplia a distribuição geográfica conhecida da espécie no território brasileiro e contribui para o entendimento de sua biologia e das relações ecológicas em que está envolvida. Uma vez que

esta espécie só havia sido descrita em associação com outros bivalves mitilídeos como *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 e *P. perna* (Tsuchiya; Retiere, 1992; Jordaan, 2010).

Já *E. mcintoshii* é uma espécie de Nemertea com padrão de manchas corporais bem características, sua ocorrência no Brasil foi registrada, até então, para Pernambuco, no nordeste (Alves *et al.*, 2019), e São Paulo, no sudeste (Corrêa, 1954). Estes indivíduos foram coletados somente no costão da praia da Ribanceira, em Imbituba, reforçando a hipótese de Alves *et al.* (2019) de que a introdução desta espécie nos ambientes se dá por interferências antrópicas, uma vez que sua ocorrência em Pernambuco também estava associada à zona portuária. Foram encontrados 12 espécimes de *E. mcintoshii* nas campanhas dois (n = 7), três (n = 3) e quatro (n = 2), em amostras das algas *Arthocardia variabilis* (Harv.) Weber Bosse (n = 1), *Ceratodictyon variabile* (J. Agardh) R. E. Norris (n = 1), *Chondracanthus teedei* (Mertens ex Roth) Fredericq (n = 2), *Grateloupia cuneifolia* J. Agardh (n = 2), *Hypnea musciformis* (Wulfen) J. V. Lamour. (n = 1), *Jania adhaerens* J. V. Lamour. (n = 4) e *Ulva lactuca* L. (n=1).

A representação do nMDS, juntamente com o dendrograma construído evidenciam que duas campanhas de amostragem foram altamente dissimilares em relação às outras, em suas respectivas áreas de estudo. Sendo essas, a primeira campanha de Imbituba (I1) e a quarta campanha de Torres (T4). Em outras palavras, o que se percebe é que as campanhas de Imbituba demonstraram forte similaridade, com exceção de I1, enquanto em Torres, existe menor correlação entre campanhas, mas suas semelhanças são evidenciadas entre T1, T2 e T3, ao passo que T4 se distancia drasticamente nas representações. A análise RDA reforça os resultados alcançados nas representações de similaridade e exprime as variáveis preditoras que apresentam influência na composição da fauna em cada campanha/área.

Além da dominância de *A. media*, que foi observada em todas as unidades amostrais do presente estudo, a primeira campanha em Imbituba foi caracterizada pela abundância dos gastrópodes *C. sertulariarum* e *E. affine*, padrão que não se repetiu nas demais coletas. A elevada densidade de *C. sertulariarum* e *E. affine* no inverno contrasta com registros anteriores, que indicam maior ocorrência dessas espécies durante o verão em uma ilha do litoral de São Paulo (Vicente *et al.*, 2024). Para *C. sertulariarum*, esta variação pode estar relacionada à sensibilidade deste indivíduo a variações nos parâmetros físico-químicos da água (Souza; Tommasi, 1997), uma vez que sua dominância foi restrita à primeira campanha, onde foram observados valores mais elevados de pH e potencial redox. A dominância destas espécies em I1 também é responsável menor valor de AMBI apontado no estudo, uma vez que estes gastrópodes e *A. média* estão inseridos no grupo ecológico I. Contudo, quando aplicada a classificação M-AMBI, houve redução na categoria de qualidade desta campanha devido aos

menores valores de riqueza e diversidade de II. Este resultado evidencia a importância de outros atributos da comunidade na caracterização da qualidade ambiental, onde diversidade, equitabilidade e riqueza trazem refinamento para a análise AMBI (Muxica; Borja; Bald, 2007).

Já a quarta campanha em Torres, conforme indicado no RDA, é marcada pelo excesso de precipitação acumulada na área de estudo durante as semanas anteriores. Este fator foi responsável pelo desequilíbrio das condições físico-químicas da água que levou a anomalias relevantes na presente amostragem. Na última semana de abril e início de maio de 2024 o estado do Rio Grande do Sul foi acometido por chuvas e cheias extremas, com registros de danos por inundações, torrentes e deslizamentos em mais de 450 municípios (EMATER, 2024). A cheia histórica para o estado afetou 18,2% do território de Torres e ocasionou o aumento na vazão média do rio Mampituba (Fonseca *et al.*, 2024). A descarga abundante de água doce no componente marinho, associada à chuva intensa, provocou a redução da salinidade e do pH da água. A literatura indica que a diminuição destes parâmetros pode ocorrer devido à diluição do sal e ao aporte de compostos orgânicos e CO₂ no mar, respectivamente (Miranda; Castro; Kjerfve, 2002). Com a menor salinidade pode ocorrer maior solubilização de O₂ na água (Siste *et al.*, 2011), explicando o aumento de oxigênio dissolvido na área de estudo. Simultaneamente, a diminuição do potencial redox observado nessa campanha pode estar relacionada ao aporte de matéria orgânica no costão rochoso da praia da Cal, que pode levar ao aumento de reações redutoras no meio (Siste *et al.*, 2011).

Esta diferença nas propriedades físico-químicas da água em T4 propiciaram ambiente adequado para a aparição de espécies características de ambientes com menor teor de salinidade, como é o caso de Chironomidae sp., que não é um *taxa* marinho, mas sim de água doce (enquanto estágio larval) (Rafael *et al.*, 2024). Contudo, é conhecida a tolerância de Chironomidae a altos teores de salinidade (Bervoets; Wil; Verheyen, 1996). *Anurida* cf. *maritima* também encontrou condições adequadas para seu estabelecimento na área de estudo durante esta campanha. Nalesso *et al.* (2015) em seu estudo conduzido na Baía do Espírito Santo também registrou estes dois *taxa* ocorrendo simultaneamente em sítios com valores de pH e salinidade mais reduzidos, entretanto, suas coletas foram realizadas em ecossistema estuarino.

A abundância de *B. rodriguezii* e *E. lineolata* também é marcada na análise RDA como característica da campanha T4, entretanto a abundância destes moluscos pode estar mais bem relacionada com a maior altura de ondas observada nesta mesma campanha, que impossibilitou o acesso às regiões próximas ao infralitoral em algumas unidades amostrais de maior profundidade. Desta forma, aumento na densidade destas espécies na quarta campanha de

Torres pode ter ocorrido pois as espécies são relatadas como características do médio litoral superior em Torres (Magalhães, 1998; Watywarawan, 2018; Agostini; Ozorio, 2018).

A redução no potencial redox foi observada ao longo das campanhas, apresentando um declínio progressivo desde a primeira até a quarta campanha em ambas as áreas de estudo. Esse padrão sugere que, além da influência da precipitação, o aumento da atividade turística durante o verão também pode estar associado ao maior aporte de matéria orgânica nesses ambientes, interferindo nesta variável (Lelis *et al.*, 2015). Em Imbituba, essa diminuição também foi proporcionalmente relacionada às variações nos valores de pH. Além disso, é relevante destacar que o costão da praia da Ribanceira, em Imbituba apresentou salinidade ligeiramente superior ao de Torres, acredita-se que devido à influência da proximidade com a foz do rio Mampituba (D'Áquino, 2010). Consequentemente, as espécies identificadas pelo SIMPER como representativas de Imbituba na análise RDA demonstraram uma maior associação valores mais elevados de salinidade, como é o caso de *S. cf. amica* e *M. carvalhoi*. Já as espécies *Boccardia* sp., *Nicolea* sp. e *M. platensis*, conhecidamente pertencentes à grupos tolerantes a variações na água, foram indicadas no RDA com maiores densidades quando em campanhas de menor pH registrado.

5.3 CONTEÚDO DE ELEMENTOS QUÍMICOS EM MEXILHÃO *PERNA PERNA*

A Emissão de Raios-X Induzida por Partículas (PIXE) é uma técnica analítica multielementar altamente sensível na caracterização química de materiais como, água, ar, amostras biológicas e arqueológicas (Kabir, 2007). Este método já havia sido aplicado na avaliação da concentração de metais em tecido animal coletado em áreas alteradas pela mineração de carvão na região sul de Santa Catarina (Zocche *et al.*, 2010; Zocche *et al.*, 2013; Zocche *et al.* 2019) e na análise da composição de elementos químicos em bivalves bioindicadores como *P. perna* (Mckee *et al.*, 1990), *M. edulis* e *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) (Swann *et al.*, 1991).

A investigação realizada por meio desta análise possibilitou verificar o conteúdo de elementos químicos em mexilhão *P. perna* nos costões rochosos estudados. Com esse resultado, foi possível observar que os tecidos comestíveis possuíram menor concentração para a maioria dos elementos químicos analisados. Essa diferença de valores entre tecido comestível e visceral, reforça que até mesmo os organismos filtradores, como os bivalves, não acumulam em seus tecidos toda a concentração de contaminantes inorgânicos que estes ingerem durante sua alimentação, sendo boa parte destes compostos excretados (Langston; Bebiano, 1998).

A ingestão do tecido visceral dos mexilhões é um fator preocupante, haja visto o aumento na concentração de elementos potencialmente prejudiciais quando ingeridos em grandes quantidades, tais como Mn, Fe, Ni e As (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). Sendo assim, a evisceração e limpeza dos mexilhões antes da ingestão é de grande importância para mitigar possíveis eventos de contaminação de humanos com elementos-traço. Para moluscos cefalópodes e pescados o processo de evisceração já é previsto na normativa nacional, que estabelece limites de metais pesados na alimentação, porém, para bivalves esta etapa de preparação não é especificada (ANVISA, 2022).

De outro modo, os valores detectados nas vísceras apontam para a possibilidade de biomagnificação de elementos químicos potencialmente perigosos, ao longo da cadeia alimentar, uma vez que os mexilhões incluem a dieta de diversos organismos marinhos e a tolerância a estes, assim como, a capacidade de excreção via sistema excretor são aspectos ainda não totalmente elucidados para a maior parte dos organismos (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007).

A maior quantidade de Zn observada no tecido comestível em relação ao tecido visceral, em Imbituba, contradiz o que a literatura afirma acerca da capacidade de regulação da concentração de Zn em mitilídeos, que geralmente resulta em menores valores de bioacumulação nestes indivíduos (Langston; Bebiano, 1998; Wang; Lu, 2017). Contudo, o conteúdo registrado para este elemento em Imbituba, que possuiu valores acima dos estabelecidos nas normativas legais, foi similar ao observado no estudo de Kumar *et al.* (2015) que avaliou metais pesados em mexilhões de bancos naturais de área urbana e portuária do estado do Espírito Santo, onde a concentração de Zn ficou entre 90 e 120 $\mu\text{g g}^{-1}$.

Os mexilhões presentes na área diretamente afetada pelas atividades antrópicas na praia da Ribanceira, dentre as quais, a presença de rejeitos da mineração de carvão, apresentaram maiores valores dos elementos traço Fe, Ni, Zn e Ar do que os encontrados na praia da Cal, Torres. A partir deste resultado corrobora-se a hipótese de que a concentração de elementos traço em mexilhões é mais elevada no costão rochoso da praia da Ribanceira, sua localização em região portuária, sendo essa uma importante via do transporte de carvão mineral. Ademais, o único elemento traço presente em maior quantidade no costão da praia da Cal, Torres, foi o Si, que se caracteriza como um elemento de origem predominantemente natural e abundante naturalmente em tecidos animais (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007; Marchi *et al.* 2009).

Apesar do município de Imbituba não pertencer à Bacia Carbonífera Catarinense, o carvão mineral retirado de outros municípios é transportado pelo porto de Imbituba e em seus arredores ocorreu a deposição de rejeitos oriundos da mineração (Goulart-Filho, 2010). Estes

resíduos, em especial rejeitos piritosos ricos em metais, em contato direto com o ar e a água podem levar a drenagem ácida de minas (DAM) que é facilmente transportada e lixiviada, levando a alterações físico-químicas no ambiente que conseqüentemente afetam os organismos dos ecossistemas atingidos (Zocche *et al.*, 2013). Ademais, o incremento de altas quantidades de Fe, Zn, Mn e Al é observado em diferentes ambientes afetados pela mineração de carvão à céu aberto no sul de Santa Catarina (Alexandre, 1999; Zocche *et al.*, 2014).

Os resíduos urbanos e industriais, os efluentes provenientes de irrigação, o uso de pesticidas, a deposição de esgoto e as atividades mineradoras representam as principais fontes de acréscimo de elementos-traço em ecossistemas naturais (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). Os valores que excedem os limites estabelecidos, observados em ambas as áreas para o Arsênio segundo a resolução nacional (ANVISA, 2022), bem como para os elementos As, Mn, Fe, Ni e Zn conforme as normativas internacionais (WHO, 1989; US FDA, 1993) relacionadas às concentrações de elementos-traço na alimentação, evidenciam o impacto das atividades antrópicas nas áreas de influência direta dos costões rochosos.

A presença de metais em alimentos, especialmente quando em concentrações superiores às consideradas seguras, representa um risco significativo aos organismos silvestres e à saúde humana. Alguns desses metais, como Fe e Zn, são essenciais para o funcionamento adequado do organismo, sendo a deficiência destes dois elementos na alimentação um problema de saúde pública mundial (Marchi *et al.*, 2009). Contudo, em quantidades excessivas, até mesmo elementos essenciais podem se tornar tóxicos para a saúde humana (Pund; Kurhe, 2023). O Ferro, por exemplo, desempenha um papel vital no transporte de oxigênio no sangue, mas seu acúmulo no organismo pode causar hemocromatose, levando a danos hepáticos e cardíacos (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). O Zn, essencial para o sistema imunológico e para a reparação celular, pode provocar náuseas, dores abdominais e alterações no sistema neurológico quando ingerido em excesso (Musadis; Silveira, 2024).

Para outros elementos-traço, apesar de serem essenciais para o metabolismo humano, não é comum casos de deficiência nutricional, como é observado para Mn e Ni (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007). O Mn contribui para o metabolismo de aminoácidos, carboidratos e colesterol. No entanto, a exposição crônica a altos níveis de Manganês pode resultar em distúrbios neurológicos, como problemas motores e cognitivos (Chen; Bornhorst; Aschner, 2018). Já o Ni, desempenha funções biológicas mínimas no organismo, mas é considerado tóxico em concentrações elevadas, sendo associado a problemas reprodutivos, neurológicos, de desenvolvimento e sendo considerado também genotóxico e carcinogênico (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007; Musadis; Silveira, 2024). O As, por sua vez, é amplamente reconhecido como

um dos elementos mais perigosos à saúde humana. Estando frequentemente associado a fontes de água e alimentos contaminados (Marchi *et al.*, 2009). Seu consumo excessivo pode levar à efeitos neurológicos adversos, problemas cardiovasculares, desordens respiratórias, hipertensão e diabetes Mellitus (Tseng, 2004; Singh *et al.*, 2015).

A ausência do elemento Cobre nos tecidos dos mexilhões do presente estudo contrasta com todas as análises de metais pesados em que este elemento foi testado, na costa brasileira (Rezende; Lacerda, 1986; Carvalho; Lacerda, 1992; Rezende *et al.*, 1997; Carvalho *et al.* 2001; Kumar *et al.*, 2015, Lino *et al.*, 2016; Souza *et al.*, 2016). Em todos os exemplos referenciados acima, o metal Cobre foi testado para mitilídios que tiveram concentrações entre 5 e 10 $\mu\text{g g}^{-1}$. Este resultado foge também do que é observado para tecidos animais em áreas impactadas pela mineração no sul de Santa Catarina (Zocche *et al.*, 2010; Zocche *et al.*, 2013). Em casos graves, a deficiência de Cu na alimentação pode causar problemas de fertilidade, anemia, osteoporose, e desordens no Sistema Nervoso Central (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007; Musadis; Silveira, 2024). Sendo o consumo deste micronutriente essencial, em pequenas quantidades, para o metabolismo humano.

Além dos metais que ficaram acima dos limites máximos previstos nas normativas utilizadas, foram encontrados os elementos Si, Ti, Cl e Br nos bivalves estudados. Allen *et al.* (1974) sumarizaram o conteúdo médio de elementos traço em tecidos animais, trazendo em sua pesquisa valores entre 500 e 3.000 $\mu\text{g g}^{-1}$ para o elemento Si e de 0,01 a 0,1 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Ti. No caso do elemento Cl, a literatura traz que o conteúdo médio deste em bivalves é de 28.000 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Kabata-Pendias; Mukherjee, 2007), enquanto para Bromo são escassos registros na literatura que trazem a quantidade média deste elemento nos tecidos animais. Desta forma, os valores encontrados para Si, Ti e Cl ficaram acima dos valores médios apresentados por Allen *et al.* (1974) e Kabata-Pendias; Mukherjee, (2007). Embora estes valores não representem limites máximos estabelecidos na alimentação estes são relevantes para fins comparativos e na compreensão da constituição química dos organismos. Deste modo, mesmo na ausência de parâmetros regulatórios para muitos dos elementos químicos é possível contrastar os valores coletados e analisar o quanto esses se distanciam ou aproximam de um valor médio estabelecido.

Em suma, ingestão de bivalves na alimentação é fonte de nutrientes importantes como Ca, K, Fe, Zn, P e Mg (Anandkumar; Weerasooriyagedara, 2018). Contudo, o consumo de mexilhões oriundos de áreas contaminadas pode desencadear em riscos à saúde humana (Ferreira *et al.*, 2013). Haja visto que estes são importantes consumidores primários do ecossistema marinho e desta forma bioacumulam componentes que podem perpetuar em toda

cadeia trófica (Pund; Kurhe, 2013). Os resultados alcançados com a análise PIXE evidenciam limites acima do estabelecido para alguns elementos químicos nas áreas de estudo o que demonstra a possibilidade de contaminação com a ingestão dos mexilhões, sobretudo se não realizada a correta evisceração desses organismos. Estes valores evidenciam a vulnerabilidade nutricional de comunidades pesqueiras e coletoras de Imbituba e Torres e de segurança alimentar dos consumidores em geral. Desta maneira, é aconselhada uma análise mais aprofundada acerca dos possíveis fatores que contribuem e incrementam o teor de elementos-traço nestes ecossistemas costeiros e o monitoramento periódico do conteúdo de elementos químicos nesta fonte alimentar.

5.4 INTEGRAÇÃO DE DADOS

As classificações apontadas a partir do AMBI geralmente possuem boa correlação com o enriquecimento orgânico das áreas, entretanto este índice não reflete bem a relação da fauna com o conteúdo de elementos químicos em um meio, especialmente de metais pesados (Souza *et al.*, 2021). Desta forma, se faz necessário analisar também diferentes escalas de impacto que atuam sobre o ambiente. A análise da paisagem por sua vez, também possui limitações nas análises sobre comunidades com pequeno tamanho corporal e sem muita mobilidade (Lang; Blaschke, 2007). A integração dos dados com o uso de técnica de *machine learning* se mostra útil na análise integrada de resultados das avaliações realizadas em escalas espaciais, de medida e de temporalidade diferentes, sem que a execução do modelo contrariasse os pressupostos da análise de integração (Teixeira, 2022).

Frente a isso, foi observado que mesmo que o índice AMBI evidenciasse que a qualidade ambiental dos costões era “não poluída” (campanha 1 de Imbituba) ou “levemente poluída” (I2, I3 I4 todas as campanhas de Torres) e o M-AMBI apontasse qualidade boa (I1, T3 e T4) e alta (I2, I3, I4, T1 e T2), com a análise integrada dos dados pelo método *Random Forest* a qualidade indicada para ambas as áreas de influência direta dos costões evidencia a classificação como “ruim”. O resultado obtido no *Random Forest*, somado à baixa taxa de erro (*Out of a Bag*), demonstra a influência dos outros fatores elencados na matriz de Leopold, onde constata-se que os valores obtidos com a classificação da cobertura e uso da terra e do conteúdo de elementos-traço (com exceção de Cr, Cu e Ni) evidenciaram valores de impacto negativos em quase todas as amostras. Enquanto os fatores esgotamento sanitário, AMBI e pH da água estiveram associados a um impacto positivo, os demais fatores variaram dependendo do local analisada.

Com isso, evidenciou-se no MDS e no PCA que Imbituba e Torres, apesar de terem sido classificadas de maneira semelhante, se distinguem de maneira clara nos gráficos. Valores coletados apenas uma vez em cada área, como o conteúdo de elementos e grau de naturalidade das áreas, evidentemente influenciaram muito nessa distinção das áreas na representação dos eixos principais da PCA. Desta forma, foi corroborada a hipótese de que a estrutura da paisagem influencia a qualidade ambiental do entorno de costões rochosos.

Com a análise PCA também foi apontada a representatividade do conteúdo de elementos químicos Cl, Fe, Ni e Zn, cujos valores foram maiores para Imbituba, e de Si, Ti e Mn, que foram maiores para Torres; das classes de uso e cobertura da terra, que apresentaram maior grau de antropização no município de Torres, e do cálculo da proporção de habitantes que utilizam fossa séptica de filtro ou ligada à rede que neste caso era maior em Imbituba. Contudo, outras análises realizadas a cada estação também exibiram notável influência na distinção entre as áreas, entre elas, o cálculo da diversidade, do índice AMBI e da frequência de EEI.

Na distinção entre os locais estudados em relação as épocas de amostragem (estação do ano), o que mais chama atenção é o quanto a campanha 4, realizada no outono, de ambas as áreas se distanciou de todas as outras, demonstrando o quanto as variáveis abióticas influenciaram diretamente na qualidade destas, deixando ainda mais nítido a influência da pluviosidade nos parâmetros físico-químicos da água, onde percebeu-se a queda dos valores de salinidade, pH e potencial redox na água do mar. Apesar das áreas de estudo não pertencerem à municípios em calamidade pública durante as enchentes de maio de 2024 (EMATER/RS, 2024), os valores de precipitação acumulada em Torres neste mês foi aproximadamente cinco vezes maior que o valor histórico (Matzenaur; Radin; Almeida, 2011), e em Imbituba mais de 300% da média histórica para o mês (Wrege *et al.*, 2012). Sendo assim, o efeito da pluviosidade na campanha 4, principalmente no costão rochoso da praia da Cal, é nitidamente observado no presente estudo.

A classificação da qualidade do ambiente com o *Random Forest* possibilita uma avaliação confiável, estatística e com base em dados das áreas, devidamente validados conforme a legislação ou literatura específica para cada critério construído (Teixeira, 2022). Os resultados alcançados com a matriz de Leopold adaptada ao *Random Forest* demonstram que é possível integrar análises em diferentes escalas para avaliar a qualidade ambiental de uma área e desta forma proporcionar uma compreensão mais abrangente dos impactos antrópicos sobre os ecossistemas costeiros.

Apesar deste ainda ser um método pouco utilizado, sendo perceptível a ausência de estudos similares que permitam uma abordagem comparativa, a integração de dados pelo

Random Forest tem a vantagem de permitir que o pesquisador adeque os critérios necessários para diferentes cenários, situações ou objetivos (Ho, 1998; Breiman, 2001). Ademais, conhecer a qualidade de um ambiente pode auxiliar nos processos de tomada de decisão, relativos ao gerenciamento e de restauração de ambientes alterados e na conservação de áreas de interesse ecológico (Teixeira, 2022), como é o caso das áreas estudadas, sendo essas, importantes áreas de conservação da biodiversidade (APA da Baleia Franca e REVIS ilhas dos lobos e Parque da Itapeva), destinos turísticos e importantes áreas pesqueiras para comunidades tradicionais do litoral sul brasileiro.

Por fim, aponta-se a necessidade de monitoramento contínuo dos costões rochosos de nossa região, a fim de acompanhar fatores relevantes como a influência das atividades antrópicas continentais e marinhas sobre os ecossistemas costeiros, a presença, abundância e dominância de EEI e espécies oportunistas que exercem pressões diretas sobre a biodiversidade costeira; a possível contaminação de espécies de pescados e mariscos que são item alimentar e fonte de renda para muitas famílias tradicionais, o que afeta a segurança alimentar da população que os consome; e a influência do escoamento e lançamento de poluentes orgânicos e/ou inorgânicos na qualidade da água do componente marinho e consecutivamente na saúde dos ecossistemas costeiros.

6. CONCLUSÃO

O presente estudo alcançou o objetivo proposto de analisar a influência da estrutura da paisagem na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e na qualidade ambiental de dois costões rochosos presentes no sul do Brasil. Por meio da construção de mapas de uso e cobertura da terra, do inventário e análise de atributos da comunidade, da identificação e quantificação de EEI, da utilização do índice AMBI, da análise da influência das variáveis abióticas na composição da fauna, e da avaliação do conteúdo de elementos traços foi possível realizar a integração de dados para avaliar a qualidade ambiental das áreas que constituem a zona de influência direta dos costões rochosos. A partir da construção dos mapas temáticos foi possível observar que as áreas possuem proporções de antropização similares, apesar do histórico de uso antrópico ser diferente. Como resultado destacou-se a influência do rio Mampituba, sangradouros e lagoa da Ibiraquera na composição da pluma de sedimentos no componente marinho e as diferenças nas estruturas das manchas de antropização no componente terrestre de cada área.

Com o inventário e análises acerca dos macroinvertebrados presentes em cada costão, foi possível identificar que as áreas de estudo apresentam valor alto de dissimilaridade em sua biota associada. Desta forma foi corroborada a hipótese de que a composição macrobentônica dos costões é diferente em resposta à usos antrópicos distintos. Entretanto, ambos os costões demonstram heterogeneidade estrutural com a abundância de espécies engenheiras de ecossistema. Além disso, algumas espécies foram coletadas exclusivamente em cada costão, como é o caso de *E. mcintoshii* e *A. cf. maritima*, que tiveram sua distribuição na costa brasileira ampliadas no presente estudo.

Entre as espécies listadas no inventário foi observada a presença de duas espécies exóticas invasoras, sendo essas *I. bicolor* e *M. coccopoma* e apontada a possibilidade de *Polydora* sp. também tratar-se de uma EEI. A abundância de EEI foi testada entre as áreas, não apresentando diferença estatística, contudo, a análise SIMPER e IndVal apontaram *I. bicolor* como espécie “indicadora” para Imbituba, corroborando a hipótese de que EEI são mais relacionadas a áreas portuárias como é o caso do costão da Ribanceira.

A análise AMBI trouxe resultados favoráveis quanto ao grau de poluição nas áreas estudadas, demonstrando que os costões apontaram *status* não poluído e levemente poluído nas campanhas analisadas. Contudo, os valores obtidos com o AMBI foram menores para Imbituba do que para Torres, que apresentou maior proporção de espécies tolerantes ao incremento de matéria orgânica. Deste modo, a hipótese de que macrofauna bentônica reflete o grau de

poluição orgânica nos costões estudados foi corroborada.

Para a análise de redundância utilizada para avaliar a influência das variáveis abióticas na composição macrobentônica, os resultados apontaram certa saturação, apontando a necessidade de mais campanhas à campo para melhor refinamento entre variáveis preditoras e resposta. Entretanto é nítida a influência da precipitação acumulada, observada na quarta campanha de Torres, nos fatores físico-químicos da água e destes fatores na comunidade associada, diminuindo a riqueza e abundância de espécies sensíveis e influenciando no surgimento de espécies tolerantes, como larvas de Chironomidae.

A avaliação dos conteúdos químicos em mexilhão *P. perna* apontou diferenças entre o tecido comestível e as vísceras dos mexilhões, demonstrando que o processo de evisceração é de grande relevância no preparo deste item alimentar para evitar possíveis eventos de contaminação. Os conteúdos de elementos-traço foram maiores em área portuária (Imbituba) do que na área analisada em Torres, para vários elementos. Este resultado corrobora a hipótese de que a concentração de elementos traço seria maior nesta área e aponta a influência do porto, e conseqüentemente deposição e transporte de carvão, na área analisada em Imbituba. Contudo, foi observado, em ambas as áreas, presença de As, Fe e Mn, assim como de Zn na Ribanceira acima dos limites estabelecidos em normativas, revelando a possibilidade de contaminação e insegurança alimentar para consumidores deste bivalve como fonte alimentar.

Com a análise integrada dos dados foi possível correlacionar os diferentes resultados mesmo que estas estivessem em diferentes escalas espaciais e temporais, demonstrando versatilidade na Matriz de Leopold aplicada ao modelo *Random Forest*. Também foi possível corroborar a hipótese de que a estrutura da paisagem influencia a qualidade ambiental do entorno de costões rochosos, pois este critério aparentou ser de grande importância na diferenciação entre as áreas no PCA aplicado aos resultados do *Random Forest*. Além disso, na classificação da qualidade ambiental das zonas de influência direta dos costões rochosos foi observado que com os critérios elencados no presente estudo, as áreas foram classificadas como de qualidade “ruim” em todas as campanhas analisadas. Evidenciando que os fatores e atividades antrópicas se sobrepuseram à naturalidade da paisagem, influenciando negativamente no conteúdo de elementos traço em mexilhão, na frequência de EEI e nos valores de diversidade da comunidade macrobentônica, em microescala; impactando também nas propriedades da água de ecossistemas litorâneos, em mesoescala e; na estrutura da paisagem no entorno dos costões rochosos, em macroescala.

O estudo realizado incrementa informações acerca da biota marinha do Atlântico Sul e oferece subsídios para a tomada de decisões socioambientais, auxiliando na melhor

compreensão dos impactos das atividades antrópicas nas áreas analisadas e fornecendo suporte para o monitoramento de EEI nos costões rochosos. Os dados obtidos são relevantes para a avaliação da segurança nutricional das comunidades coletoras e consumidora de mexilhões e alimentar da população consumidora em geral, nas regiões estudadas, além de auxiliarem na compreensão da biomagnificação de metais ao longo da cadeia trófica, cooperando no estabelecimento de medidas voltadas à conservação e ao manejo sustentável dos ecossistemas litorâneos.

Por fim, além dos elementos supracitados alcançados com os objetivos desta dissertação, foi possível o desenvolvimento de um método de integração de variáveis em diferentes escalas de espaço e tempo. Desta maneira, a cobertura da terra, os fatores abióticos, a biota e o conteúdo de elementos traço foram correlacionados de maneira inédita e permitindo inferências quantitativas. Sendo assim, espera-se que a abordagem utilizando classificação com matriz de Leopold para a modelagem em *Random Forest* possa ser usada para integrar análises de diferentes áreas do conhecimento na classificação da qualidade ambiental de um local, demonstrando seu caráter interdisciplinar.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES E. A. *et al.* Synthesis of Brazilian Collembola: an update to the species list. **Zootaxa**, v. 2388, n. 1:4, p. 1-22, 2010. DOI: 10.11646/zootaxa.2388.1.1.
- ABSHER, A. M.; FERREIRA JUNIOR, A. L.; CHRISTO, S. W. **Conchas de Moluscos Marinhos do Paraná**. Rio de Janeiro, Publiki, 2015. DOI: <https://www.researchgate.net/publication/280944692>.
- AGOSTINI, V. O.; OZORIO, C. P. Caracterização Da Macrofauna De Substratos Consolidados Do Litoral Norte Do Rio Grande Do Sul, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 51, n. 1, p. 26, 2018.
- AGUDO-PADRÓN, A. I. Chitons (Mollusca: Polyplacophora: Chitonoidea & Lepidopleurida) from the coastal waters of Santa Catarina state/SC, central southern Brazil region: a preliminary review of their knowledge. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 5, n. 3, p. 3367-3382, 2022. DOI: 10.34188/bjaerv5n3-061.
- ALEXANDRE, N. Z. Diagnóstico Ambiental da Região Carbonífera de Santa Catarina: degradação dos recursos naturais. **Revista Tecnológica Ambiente**, Criciúma, v. 5, n. 2, p.35-50, 1999.
- ALLEN, S. E. **Chemical analysis of Ecological Materials**. Oxford: London Edinburgh Melbourne, 1974.
- ALMEIDA A. W. B. (coord.) *et al.* Associação Comunitária Rural de Imbituba – ACORDI. **Comunidade Tradicional de Agricultores e Pescadores Artesanais dos Areais da Ribanceira Imbituba, SC**. Manaus (Projeto Nova Cartografia Social da Amazônia): UEA Edições, 2011. 12 p. Série: Povos e Comunidades Tradicionais do Brasil. Vol. 20.
- ALMEIDA, A. S. *et al.* Potencial de pressão antrópica na região nordeste Paraense, Brasil. **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 32, n. 1, p. 01-18, 2022. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509834844>.
- ALMEIDA, I. T. L.; MEDEIROS, V. A. S. Turistificação, centralidade e configuração espacial. **Revista de Morfologia Urbana**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 1-16, 2023. Revista de Morfologia Urbana. <http://dx.doi.org/10.47235/rmu.v11i1.292>.
- ALMEIDA, D. C. S.; PINA, J. H. A.; RESENDE, T. M. Análise da qualidade ambiental por meio do geoprocessamento: um estudo do bairro Planalto no município de Uberlândia/MG. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 10, n. 32, p. 100-112, 2009.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p.711-728, 2013. Schweizerbart. DOI: <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- ALVES, R. V. A. *et al.* First record of the marine nemertean *Evelineus mcintoshii* (Langerhans, 1880) (Heronemerteza, Lineidae) in Northeastern Brazil. **Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza**, v. 3, n. 2, p. 147-153, 2019. DOI: 10.29215/pecen.v3i2.1264.
- AMARAL, A. C. Z. *et al.* **Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil**. Campinas, 2013.

AMARAL, A. C. Z.; NALLIN, S. A. H. (Org.). **Biodiversidade e ecossistemas bentônicos marinhos do litoral norte de São Paulo, sudeste do Brasil**. Campinas: UNICAMP, 2011.

AMARAL, A. C. Z.; NONATO, E. F. **Anelídeos Poliquetos da costa brasileira**. Brasília: CNPq, 1981.

AMARAL, A. C. Z.; RIZZO, A. E.; ARRUDA, E. P. **Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil**, Volume 1. São Paulo: EDUSP, 2006.

ANANDKUMAR, S.; WEERASOORIYAGEDARA, M. S. A Review on Heavy Metals Accumulation in Coastal Bivalves used in Seafood Industry: Guide to Safely consumption of Seafood. **International Journal of Scientific and Research Publications**, v. 8, n. 1, 2018.

ANVISA. **Instrução Normativa IN nº160**, de 1º de julho de 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/instrucao-normativa-in-n-160-de-1-de-julho-de-2022-413367081>

APOLINÁRIO, M. **Dinâmica populacional de duas espécies de *Megabalanus* Hoek, 1913 (Crustacea: Balanidae) no litoral do Rio de Janeiro, Brasil**. Rio de Janeiro, 2003. 202 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

ARAÚJO-SILVA, C. L.; LARSEN, K. Tanaidacea from Brazil. III. New records and description of a new species collected from REVIZEE-NE Program. **Nauplius**, v. 20, n. 2, p. 87-105, 2012.

ARENZON, A.; BOND-BUCKUP, G. Família Caprellidae. In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, p. 189-194, 1999.

ARLÉ, R. Conspecto das espécies brasileiras de Pseudachorutinae, com descrição de uma espécie nova da Colômbia (Insecta, Collembola). **Acta Amazonica**, v. 11, n. 3, p. 583-593, 1981.

ASANTE F. *et al.* Marine macroinvertebrate ecosystem services under changing conditions of seagrasses and mangroves. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 189, p. 106026, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106026>.

AVELAR, J. C. L. **Manual de Mtilicultura**. 1 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1998. 164p.

AZTI. **AMBI**. Disponível em: <https://ambi.azti.es/>. Acesso em: 30 jan. 2025.

BANSE, K. Acrocirridae n. fam. (Plychaeta Sedentaria). **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 26, n. 10, 1969. DOI: <https://doi.org/10.1139/f69-253>.

BARRETO, C. G.; CEZAR, G. A. Colonização e os Modos de Produção na Mata Atlântica Nordestina sob a Ótica do Materialismo Histórico. **Documentos Técnico-Científicos**, [s. l], v. 2, n. 43, p. 328-338, 2012.

BECHERUCCI M.E. *et al.* Succession in an intertidal benthic community affected by untreated sewage effluent: A case of study in the SW Atlantic shore. **Marine Pollution Bulletin** v. 109,

f. 1: p. 95- 103, 2016.

BERVOETS, L.; WILS, C.; VERHEYEN, R. Tolerance of *Chironomus riparius* larvae (Diptera: Chironomidae) to salinity. **Bulletin of Environment Contamination and Toxicology**, v. 57, p. 829 – 835, 1996.

BIANCHI, T. S.; RICE, D. L. Feeding ecology of *Leitoscoloplos fragilis*: II. Effects of worm density on benthic diatom production. **Marine Biology**, v. 99, p. 123-131, 1988.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, v. 89, n. 9, p. 2623-2632, 2008.

BONIFAZI, A.; MANCINI, E.; VENTURA, D. First record of the invasive and cryptogenic species *Jassa slatteryi* Conlan, 1990 (Crustacea: Amphipoda) in Italian coastal waters. **Journal of Sea Research**, n.136, p. 37–41, 2018. DOI:10.1016/j.seares.2018.03.005.

BORGES. M. **Taxonomia, distribuição e biologia reprodutiva de Ophiuroidea (Echinodermata) nas Regiões Sudeste e Sul do Brasil**. 2006. 153 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2006.

BORJA, A.; FRANCO, J.; PERES V. A. Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 40, n. 12, p. 1100-1114, 2000.

BORJA A.; MADER, J; MUXIKA, I. Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0). **Revista de Investigación Marina**, [s. l], v. 19, n. 3, p. 72-82, 2012.

BRASIL. **Lei nº 8.617, de 04 de janeiro de 1993**. Dispõe sobre o mar territorial, a zona contígua, a zona econômica exclusiva e a plataforma continental brasileiros, e dá outras providências. Brasília, 1993.

BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v. 27, n. 4, p. 325–349, 1957.

BREIMAN, L. **Random forests**. Machine learning, v. 45, p. 5–32, 2001.

BREVES-RAMOS, A. *et al.* Population structure of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Rio de Janeiro State (Brazil). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 3, p. 453-459, 2010.

BRUSCA, R. C.; MOORE W.; SHUSTER S. M. **Invertebrados**. 3ª edição. Editora Guanabara-Koogan, Rio de Janeiro, 2018.

BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. (Org.). **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. da Universidade, 1999.

BUENO, M.; FLORES, A. A. V.; LEITE, F. P. P. Seasonal dynamics of amphipod assemblages in intertidal coralline algal mats on two Brazilian shores. **Bulletin of Marine Science**, v. 95, n. 1, p. 83-100, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5343/bms.2018.0028>.

CABETTE A. **Configuração socioespacial da aglomeração urbana do litoral norte do Rio**

Grande do Sul: urbanização difusa e dinâmica demográfica. 2022. 167 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2022.

CAMARGO, M. G.; LANA, P. C. Lumbrineridae (Annelida: Polychaeta) da costa sul e sudeste do Brasil III. Padrões regionais e biogeográficos de distribuição. **Revista Nerítica**, v. 8, n. 1-2, p. 21-30, 1994. DOI: 10.5380/rn.v8i1-2.85076_

CANTO, M. P. do. **Aprimoramento da previsão do nível do mar para o litoral de Santa Catarina através de forçantes atmosféricas.** 2022. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Clima e Ambiente, Instituto Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.

CARVALHO, C. E. V. *et al.* Distribuição de Metais Pesados em Mexilhões (*Perna perna*, L.) da Ilha de Santana, Macaé, SE, Brasil. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, [s. l], v. 4, n. 1, p. 1-5, 2001.

CARVALHO, C. E. V; LACERDA, L. D. Metals in Guanabara Bay Biota, Why such low concentrations? **Ciência e Cultura**, v. 44, n. 2, p. 184-186, 1992.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista Portuguesa De Estudos Regionais**, n. 20, p. 75-99, 2009

CASTRO, L.B.A. *et al.* Chave de identificação para as espécies brasileiras das famílias Maeridae e Melitidae (Crustacea: Amphipoda). **Cadernos UniFOA**, v. 7, n. 1, p. 35, 2012. DOI: <https://doi.org/10.47385/cadunifoa.v7.n1%20Esp.1715>.

CATALDI, M. *et al.* Estudo da influência das anomalias da TSM do Atlântico Sul extratropical na Região da Confluência Brasil Malvinas no regime hidrometeorológico de verão do sul e sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 4, p. 513-524, 2010.

CAVALEIRO, N. P. *et al.* *Crassostrea talonata*, a new threat to native oyster (Bivalvia: Ostreidae) culture in the Southwest Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.511, p. 91–99, 2019. DOI:10.1016/j.jembe.2018.11.011.

CHAPMAN, J. W. **Amphipoda**: chapter 39 of the light and smith manual: intertidal invertebrates from Central California to Oregon. Completely Revised and Expanded. 2007.

CHEN, P.; BORNHORST, J.; ASCHNER, M. A. **Manganese metabolism in humans.** 2018.

CHM (Centro de Hidrologia Marinha). **Tábua de Marés.** Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm/tabuas-de-mare>. Acesso em: 04 jan 2025.

CLAYPOLE, A. M.. **The Embryology and Oögenesis of Anurida Maritima (Guér).** Ginn, 1898.

CONLAN, K. E. *et al.* Benthic changes during 10 years of organic enrichment by McMurdo Station, Antarctica. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 1-2, p. 43-60, 2004.

COLARES *et al.* Rede ecológica dos gastrópodes associados ao banco de algas da praia da Ribanceira, Santa Catarina, Brasil. **Oecologia Australis**, v. 25, n. 1, p. 47-58, 2021. DOI: <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2501.05>.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). **Resolução CONAMA n° 357**, de 17 de março de 2005.

CONQUILIOLOGISTAS DO BRASIL. **Conquiliologia**. Disponível em: <http://www.conchasbrasil.org.br/conquiliologia/>. Acesso em: 04 jan. 2025.

CONSEMA, 2012. Resolução n° 08, de 14 de setembro de 2012. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**. Florianópolis, SC, 02 de out. de 2012.

COOPER, L. H. N. Oxidation-reduction potential in sea water. **Marine Biology Association. U.K.**, Jour., v. 22, p. 167-76, 1937.

CORRÊA D. D. Nemertinos do Litoral Brasileiro. **Boletim da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras São Paulo (Zoologia)**, v. 19: p. 1-90, 1954. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2526-3382.bffclzoologia.1954.120084>

COUTINHO, R.; ZALMON, I. R. Os bentos de costões rochosos. In: PEREIRA, R. C.; SOARES-GOMES, A. (Org.). **Biologia marinha**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2009. Cap. 11. p. 281-297.

COLWELL, R.K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 9.1. 2009. Disponível em: purl.oclc.org/estimates. Acesso em: 30 jan. 2025.

CULIK, M. P.; ZEPPELINI FILHO, D. Diversity and distribution of Collembola (Arthropoda: Hexapoda) of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, p. 1119-1143, 2003.

D'ANTONIO, C. M. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. **Ecology**, [S. l.], v. 74, n. 1, p. 83-95, 1993.

D'AQUINO, C. A. *et al.* Caracterização oceanográfica e do transporte de sedimentos em suspensão no estuário do Rio Mampituba, SC. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 29, p. 217-230, 2011.

D'AQUINO, C. A. Processos de transporte e retenção de sedimentos finos em estuários dominados por rios. 2010. Tese (Doutorado). Curso de Pós-Graduação em Geociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, 2010.

DANTAS E. W. C.; PEREIRA, A. Q.; PANIZZA, A. C. Urbanização litorânea e vilegiatura marítima nas metrópoles nordestinas brasileiras. **Cidades**, [s. l.], v. 5, n. 8, p. 294-326, 2008.

DEAN, H. K. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. **Revista de Biología Tropical**, v. 56, n. 4, p. 11-38, 2008.

DIBBLE, E. D.; THOMAZ, S. M. A simple method to estimate spatial complexity in aquatic plants. **Brazilian Archives of Biology and Technology: An International Journal**. [s.l.]. v. 49, n. 3, p. 421-428, 2006. ISSN 1516-8913.

DUBIASKI-SILVA, J.; MASUNARI, S. Ecologia populacional dos amphipoda (Crustacea) dos fitais de Caiobá, Matinhos, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, p. 373-396, 1995.

ELÍAS R. Quantitative benthic structure in Blanca Bay and their relationship with organic enrichment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 13 n. 3: p. 189 – 201, 1992.

ELÍAS R. *et al.* Sewage-induced disturbance on Polychaetes inhabiting intertidal mussel beds of *Brachidontes rodriguezii* of Mar del Plata (Southwestern Atlantic, Argentina). In: SARDA R. *et al.* (Ed.). **Scientific advances on Polychaete Research. Scientia Marina**. v. 70, n. 3: p. 187- 196, 2006.

ELÍAS R. *et al.*, Effect of the invader *Boccardia proboscidea* (Polychaete: Spionidae) on the richness, diversity, and structure of the SW Atlantic epilithic intertidal community. **Marine Pollution Bulletin**. v. 91, p. 530-536, 2015.

ELÍAS, R. *et al.* Los poliquetos como indicadores biológicos en Latinoamérica y el Caribe. **Marine & Fishery Sciences (MAFIS)**, v. 34, n. 1, p. 37-107, 2021. DOI: 10.47193/mafis.3412021010301.

ELÍAS, R.; RIVERO, M. S.; VALLARINO, E. A. Sewage impact on the composition and distribution of Polychaeta associated to intertidal mussel beds of the Mar del Plata rocky shore, Argentina. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 93, p. 309-318, 2003. DOI: 10.1590/S0073-47212003000300009.

EMATER (Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural). Secretaria de Desenvolvimento Rural (SDR). **Impactos Das Chuvas E Cheias Extremas No Rio Grande Do Sul Em Maio De 2024**. Porto Alegre: ASCAR, 2024. 54 p.

ENE, A. *et al.* Development of analysis methodology using Proton Induced X-ray Emission (PIXE) as a complementary technique to determine trace elements in environmental matrices. **Annals Of The “Dunarea de Jos” University of Galati**. Fascicle II, Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics, [S.L.], v. 42, n. 2, p. 117-125, 28 nov. 2019. Universitatea Dunarea de Jos din Galati. <http://dx.doi.org/10.35219/ann-ugal-math-phys-mec.2019.2.01>.

FERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ V.; LONDOÑO MESA M.H. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) como indicadores biológicos de contaminación marina: casos en Colombia. **Gestión y Ambiente**, v. 18, f. 1: p. 189-204, 2015.

FERREIRA, M. *et al.* Contaminação por metais traço em mexilhões *Perna perna* da costa brasileira. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 6, p. 1012-1020, 2013.

FIDALGO, P. **Metodologias de Valoração da Paisagem: Aceitando a subjetividade da apreciação**. Novas Edições Acadêmicas, 2015.

FILGUEIRAS, G. D. L.; ALBINO, J. Vulnerabilidade costeira a partir da abordagem multicritério: estudo de caso no litoral sul do Espírito Santo. **Revista do Departamento de Geografia USP**, [S.L.], v. 40, p. 78-93, 2020. Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/rdg.v40i0.165831>.

Folha de São Paulo. 16 de abril de 1994. **Ipiranga e Bunge compram Arafértil** . Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/fsp/1994/4/16/brasil/33.html>. Acesso em: 26 de janeiro de

2020.

FONSECA, E. L. *et al.* **Os impactos do evento climático de maio de 2024 sobre a cobertura e o uso da terra no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: MAPBIOMAS, 2024.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York, John Wiley e Sons, 1986

FRANSOZO, M. L. Desenvolvimento pós-embrionário de *Eurypanopeus abbreviatus* (Stimpson, 1860) (Crustacea, Decapoda, Xanthidae), em laboratório. **Boletim de Zoologia**, v. 10, n. 10, p. 19, 1986. DOI: 10.11606/issn.2526-3358.bolzoo.1986.122338_

FREITAS, R. R.; BELTRAME, A. V. Mudanças no uso e cobertura da terra do entorno da Lagoa de Ibiraquera (Santa Catarina, Brasil) no período de 1957 a 2011. **Geosul**, Florianópolis, v. 27, n. 54, p. 77-98, 2012.

FUKUDA, M. V. **Contribuição ao conhecimento taxonômico dos silídeos (Polychaeta: Syllidae) da região sudeste-sul do Brasil**. 2010. 353 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo (UFSP), São Paulo, 2010.

GARAFFO, G. V. *et al.* Assessing environmental health using ecological indices for soft bottom in sewage-affected rocky shores: The case of the largest seaside resort of SW Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 115, n. 1-2, p. 233-239, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.017>.

GARRAFFONI, A. R. S.; LANA, P. C. Species of Terebellides (Polychaeta, Terebellidae, Trichobranchinae) from the Brazilian Coast. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 93, n. 4, p. 355-363, 2003.

GEDEON, L. **O Passado em Ruínas: Turismo e Patrimônio Arqueológico em Torres/RS**. Torres: Editora e Gráfica TC, 2014.

GOMES, M. A. B. **Syllinae (Syllidae; Polychaeta; Annelida) da Ilha do Mel (Paraná, Brasil)**. 2009. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2009.

GONÇALVES, A. K. *et al.* Métodos de classificação supervisionada de imagens de satélite aplicadas no mapeamento do uso do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio, São Manuel/SP. **GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeducacionais**, v. 6, n. 1, p. 52-62, 2015.

GOULARTI FILHO, A. O porto de Imbituba na formação do complexo carbonífero catarinense. **Revista de História Regional**, 2010. DOI: 10.5212/Rev.Hist.Reg.v.15i2.235262.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T., RYAN P. D. PAST. Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, 2001.

HENRIQUES, M. B.; CASARINI, L. M. Avaliação do crescimento do mexilhão *Perna perna* e da espécie invasora *Isognomon bicolor* em banco natural da Ilha das Palmas, Baía de Santos, estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, n. 4, p. 577-586, 2009. DOI: <https://www.researchgate.net/publication/263071386>.

HO, T. K. The random subspace method for constructing decision forests. **IEEE Transactions**

on **Pattern Analysis and Machine Intelligence**, v. 20, n. 8, p. 832–844, 1998.

HORN FILHO, N. O. Mapa geológico da planície costeira do litoral Centro-sul de Santa Catarina, Brasil. In: MAZZER, A.; REGIS, M.; SOUZA, G. (Org). **Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro**. Gerco Ambiens Consultoria e Projetos Ambientais, 2010.

HU, P. *et al.* Assessment of Land-Use/Cover Changes and Its Ecological Effect in Rapidly Urbanized Areas—Taking Pearl River Delta Urban Agglomeration as a Case. **Sustainability**, [S.L.], v. 13, n. 9, p. 5075, 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su13095075.7>.

IBAMA. (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) **Instrução Normativa IBAMA nº 105**, de 20 de julho de 2006.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Agropecuário 2017**. Rio de Janeiro: IBGE. 2017

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Panorama Imbituba**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/imbituba/panorama>. Acesso em: 04 jan. 2025a.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Panorama Torres**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/torres/panorama>. Acesso em: 04 jan. 2025b.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Malhas municipais**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 04 jan. 2025c.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) **Plano de Manejo do Refúgio de Vida Silvestre da Ilha Dos Lobos**. Brasília: MMA, 2023.

IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). **Plano de Manejo da APA de Conceição da Barra**. São Mateus: Governo do Estado do Espírito Santo, 2013.

IGNACIO, B. L. Bioinvasion in a Brazilian Bay: filling gaps in the knowledge of southwestern atlantic biota. **Plos One**, v. 5, n. 9, p. e13065., 2010. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0013065>.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). **Banco de dados meteorológicos**. Disponível em: <http://ondas.cptec.inpe.br/>. Acesso em: 30 jan. 2025.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Catálogo**. Disponível em: <https://www.dgi.inpe.br/catalogo/explore>. Acesso em: 04 jan. 2025.

JACOBUCCI, G.B. *et al.* Levantamento de Mollusca, Crustacea e Echinodermata associados a *Sargassum* spp. na Ilha da Queimada Pequena, Estação Ecológica dos Tupiniquins, litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrópica** v. 6, n. 2. 2006. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/>.

JANSSENS, F. (org.). **Checklist of the Collembola**. Disponível em: <http://www.collembola.org/>. Acesso em: 04 ago. 2024.

JESUS, L. L., PENA, P. G. L.; ARAÚJO, K. L. Aspectos da (in)segurança alimentar e nutricional vivenciados por mulheres marisqueiras. **Segurança Alimentar e Nutricional**,

[S.L.], v. 30, p. e023024, 2023. Universidade Estadual de Campinas. <http://dx.doi.org/10.20396/san.v30i00.8673751>

JOHANSSON, S.A.E; CAMPBELL, J.L. **PIXE: A novel technique for elemental analysis.** John Wiley & Sons. Inglaterra, 1988.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos**, v. 69, p. 373–386, 1994.

JOOSSE, E. N. G. Some observations on the biology of *Anurida maritima* (Guérin),(Collembola). **Zeitschrift für Morphologie und ökologie der Tiere**, v. 57, p. 320-328, 1966.

JORDANN, T. N. **The effects of mussel bed structure on the associated infauna in South Africa and the interaction between mussels and epibiotic barnacles.** 2010. 111 f. Dissertação (Mestrado) – Rhodes University, Grahamstown, 2010.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A. B. **Trace elements from soil to humans.** Springer Berlin Heidelberg. 2007.550 p. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-540-32714-1>

KABIR, M. H. Particle Induced X-ray Emission (PIXE): A Tool of Qualitative Elemental Analysis for Biological Sample. **Rajshahi University Journal of Science**, [S.L.], v. 39, n. 1, p. 1-10, 2011.

KABIR, MD HASNAT. Particle induced X-ray emission (PIXE) setup and quantitative elemental analysis, 2007.

KUMAR, V. *et al.* Linking environmental heavy metal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: a case study in 3 mussel species of Vitória estuary and Espírito Santo Bay, Southeast Brazil. **Science Total Environment**, v. 523, p. 1-15, 2015.

LACERDA, M. B. **Estrutura espacial de peracarida (Crustacea, Malacostraca) associados aos substratos biológicos do litoral do sul do Brasil.** 2014. 139 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2014.

LACERDA, M. B.; MASUNARI, S. Chave de identificação para os caprelídeos (Crustacea, Amphipoda) do litoral dos Estados do Paraná e de Santa Catarina. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 3, p. 379-390, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300030>.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG.** São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LANGSTON, W. J.; BEBIANNO, M. J. (Ed.). **Metal metabolism in aquatic environments.** Springer Science & Business Media, 2013.

LEGENDRE, Pierre; GALLAGHER, Eugene D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001. DOI: 10.1007/s004420100716.

LELIS, L. R. M. *et al.* Qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Formoso, Bonito-MS. **Formação (Online)**, v. 2, n. 22, 2015.

LEOPOLD, L. B.; CLARKE, F. E.; HANSHAW, B. B.; BALSLEY, J. R. A procedure for evaluating environmental impact. **Geological Survey**, v. 2, p. 1-13, 1971.

LIMA, M. C. G. **Ocorrência e distribuição da Subordem Hyperiidea (Crustacea: Amphipoda) para o Oceano Atlântica Sul Ocidental (2° - 40° S)**. 2001. 333 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2001.

LINO, A.S. *et al.*, Metal bioaccumulation in consumed marine bivalves in Southeast Brazilian coast. **Journal of Trace Elements of Medicine and Biology** v. 34, p. 50-55, 2016.

LONGO, P. A. S.; FERNANDES, M. C.; LEITE, F. P. P.; PASSOS, F. D. Gastropoda (Mollusca) associated to *Sargassum* sp. beds in São Sebastião Channel - São Paulo, Brazil. **Biota Neotropical**, v. 14, n. 4, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032014011514>.

LOPES R. M. (ed.) *et al.* **Informe sobre as Espécies Exóticas Invasoras Marinhas no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente MMA/SBF, 2009.

LÓPEZ M.S.; COUTINHO R. **Efecto de la presa exótica *Isognomon bicolor* (Adams, 1845) sobre la ecología trófica de *Stramonita haemastoma* (Linnaeus, 1767) en el intermareal rocoso de Arraial do Cabo, RJ, Brasil**. Tese: Mestrado. Universidad Internacional de Andalucía, Espanha, 2003.

LÓPEZ, M. S.; LAVRADO, H. P.; COUTINHO, R. Structure of intertidal sessile communities before and after the invasion of *Isognomon bicolor* (CB Adams, 1845) (Bivalvia, Isognomonidae) in southeastern Brazil. **Aquatic Invasions**, v. 9, n. 4, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.4.04>.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4. ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008.

LOYOLA E SILVA, J. Ordem Isopoda (espécies aquáticas). In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, p. 195-236, 1999a.

LOYOLA E SILVA, J. Sphaeromatidae dos litorais do Brasil (Isopoda: Crustacea). In: BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. **Os crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, p. 195-236, 1999b.

LUCENA, R. A. **Taxonomia de Pycnogonida do litoral do Estado da Paraíba**. 2013. 99 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2013.

LUCENA, R. A.; CHRISTOFFERSEN, M. L. **Catálogo das espécies de Pycnogonida do Brasil**. João Pessoa, UFPB, 2017.

MAGALHÃES, C. A. Density and shell-size variation of *Nodilittorina lineolata* (Orbigny, 1840) in the intertidal region in southeastern Brazil. In: **Aspects of Littorinid Biology**:

Proceedings of the Fifth International Symposium on Littorinid Biology, held in Cork, Ireland, 7–13 September 1996. Springer Netherlands, 1998. p. 143-148.

MAIA, C.B.; ALMEIDA, A.C.M.; MOREIRA, F.R. Avaliação do teor de chumbo em mexilhões da espécie *Perna perna* na região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 195-198, 2006. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*. DOI: <http://dx.doi.org/10.5132/jbse.2006.02.020>.

MARCHI, G. *et al.* **Elementos-traço e sua relação com qualidade e inocuidade de fertilizantes, corretivos agrícolas e resíduos orgânicos no Brasil.** Embrapa Cerrados, 2009.

MARCUS, E. Sobre Bryozoa do Brasil. **Boletins da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo, Zoologia**, v. 5, n. 5, p. 2-26, 1941. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2526-4877.bsffclzoologia.1941.118142>.

MARINÉ, G. F. **Estudo de Mexilhões *Perna perna* (Linnè, 1858) diagnosticados com *Cryptosporidium* spp. destinados ao consumo humano indicando contaminação ambiental.** 2012. 102 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias, Instituto de Veterinária, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Seropédica, 2012.

MAROCHI, M. Z.; MASUNARI, S. Os caranguejos Eriphiidae, Menippidae, Panipeidae e Pilumnidae (Crustacea Brachyura) de águas rasas do litoral do Paraná, com chave pictórica de identificação para as espécies. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 3, p. 21-33, 2011. DOI: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n3/pt/abstract?inventory+bn00211032011>.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera. Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 59, n. 4, p. 553-561, 1999.

MARTINEZ, A. S. Spatial distribution of the invasive bivalve *Isognomon bicolor* on rocky shores of Arvoredo Island (Santa Catarina, Brazil). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 3, p. 495-503, 2012. DOI: [10.1017/S0025315411000865](https://doi.org/10.1017/S0025315411000865).

MATZENAUER, R.; RADIN, B.; ALMEIDA, I.R. Atlas Climático: Rio Grande do Sul. **Porto Alegre: Secretaria da Agricultura Pecuária e Agronegócio**, 2011.

MCKEE, J. S. C. *et al.* Pixe analysis of toxic mussels. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research**, North-Holland, v. B49. p.225-227, 1990.

MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. **Ecology of Sandy Shores.** Amsterdam: Elsevier, 2006.

MENDES, C. B. **Distribuição temporal e aspectos reprodutivos de *Cerebratulus lineolatus* Coe, 1905 (Nemertea: Heteronemertea), em uma praia do nordeste brasileiro.** 2016. 48 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

MENESES, P. R.; SANO, E. E. Classificação Pixel a Pixel de Imagens. In: MENESES, P. R.; ALMEIDA, T.. **Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto.** Brasília: UnB, 2014, Cap. 12, p. 191-208.

MIGOTTO, A. E.; TIAGO, C. G.; MAGALHÃES, A. R. M. Malacofauna marinha da região costeira do Canal de São Sebastião, SP, Brasil: Gastropoda, Bivalvia, Polyplacophora e Scaphopoda. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 41, n. 1-2, p. 13-27, 1993.

MILOSLAVICH, P. *et al.* Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. **Plos One**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 1-43, 2011. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>.

MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**, 1a ed.; EDUSP: São Paulo, 2002.

MORAIS, S. *et al.* Diversity of larvae of littoral Chironomidae (Diptera: Insecta) and their role as bioindicators in urban reservoirs of different trophic levels. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 995–1004, 2010. DOI:10.1590/s1519-69842010000500011

MULIK, J.; SUKUMARAN, S.; DIAS, J. Q. Is the benthic index AMBI impervious to seasonality and data transformations while evaluating the ecological status of an anthropized monsoonal estuary? **Ocean and Coastal Management**, [s. l.], v. 186, n. 1, p. 1-31, 2020.

MUNICÍPIOS E SANEAMENTO. **Imbituba**. Disponível em: <<https://www.aguaemunicipios.org.br/municipios-e-saneamento/sc/imbituba>>. Acesso em: 04 jan 2025a.

MUNICÍPIOS E SANEAMENTO. **Torres**. Disponível em: <<https://www.aguaesaneamento.org.br/municipios-e-saneamento/rs/torres>>. Acesso em: 04 jan 2025b.

MUSADIS, C. A.; SILVEIRA, S. Metais pesados e seus efeitos na saúde humana: Revisão De Literatura. **Revista Ft**, v. 29, n. 140, p. 35-36, 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.69849/revistaft/ch10202411110735>.

MUXIKA, I.; BORJA, Á.; BALD, J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive, **Marine Pollution Bulletin**, 55: 16-29, 2007.

NALESSO, R. C. *et al.* Soft-bottom macrobenthic communities of the Vitória Bay estuarine system, south-eastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 53, p. 23-38, 2005.

NEGREIROS-FRANSOZO, M. L.; FRANSOZO, A. Larval stages of *Epialtus brasiliensis* Dana, 1852 (Decapoda, Brachyura, Majidae) reared in the laboratory, with notes on characters of the Majid subfamilies. **Crustaceana**, v. 60, n. 2, p. 200-212, 1991.

NEVES, R.; ECHEVERRÍA, C. A.; PESSOA, L. A. Resposta da espécie *Heleobia australis* (Gastropoda: Hydrobiidae) a variações de salinidade e exposição a hidrocarbonetos. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 24, n. 2, p. 19 – 25, 2011.

OLIVEIRA, L. T. A. de. **Formas de vir-a-ser cidade**: loteamentos e condomínios na ilha de Santa Catarina. 2000. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

OLIVEIRA, L. P. H. **Contribuição ao conhecimento dos Crustáceos do Rio de Janeiro: catálogo dos Crustáceos da Baía de Guanabara**. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, v. 35, p. 137-151, 1940.

OLSON, D. B. *et al.* Temporal variations in the separation of Brazil and Malvinas Currents. **Deep-sea Research**, v. 35, n. 12, p.1971-1990, 1988.

PARAPAR, J.; MARTÍNEZ, A.; MOREIRA, J. On the Systematics and Biodiversity of the Opheliidae and Scalibregmatidae, **Diversity**, v. 13, n. 87, p. 1-34, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/d13020087>.

PEREIRA, J. R. **Sustentabilidade Socioambiental das Lagoas Costeiras no Sul do Estado de Santa Catarina**. 2022. 154 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma, 2022.

PESTANA, M. H.; GAGEIRO, J. N. **Análise de dados para ciências sociais: a complementariedade do SPSS**. 6º ed. Lisboa: Edições Sílabo, 2014.

PETRY, K.; ALMEIDA, P. M. DE; ZERFASS, H. O vulcanismo Serra Geral em Torres, Rio Grande do Sul, Brasil: empilhamento estratigráfico local e feições de interação vulcano-sedimentar. **Journal of Geoscience (GAEA)**. v. 1, n. 1, p. 36–47, 2005.

PIERRI, B. S.; FOSSARI, T. D.; MAGALHÃES, A. R. M. O mexilhão *Perna perna* no Brasil: nativo ou exótico? **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68, p. 404-414, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4162-8534>.

PIMPÃO, D. M. **Moluscos bivalves da Plataforma Externa e Talude Superior ao largo de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2004. 204 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS), Porto Alegre, 2004.

POCKLINGTON, P.; WELLS, P. G. Key Taxa for Marine Environmental Quality Monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l], v. 24, n. 12, p. 593-598, 1992.

PONCIANO, A. C.; BACK, A. J. Caracterização do regime de ventos em Laguna, Santa Catarina. **Revista Técnico Científica da Engenharia Civil (Civiltec)**, Criciúma, v. 7, n. 2, p. 1-14, 2022.

PRATES, A. P. L.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. 2. ed. Brasília: MMA, 2012.

PREFEITURA MUNICIPAL DE IMBITUBA. **Revisão do Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB: Imbituba - Santa Catarina**. Imbituba: Saneville Engenharia e Consultoria Ltda., 2021.

PUND, A.; KURHE, A. A review on heavy metals impact and marine Molluscs. **International Journal of Multidisciplinary Research and Growth Evaluation**, v. 4, n. 3, p. 535-538, 2023. DOI: <https://doi.org/10.54660/IJMRGE.2023.4.3.535-538>.

R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2016, 2017.

RAFAEL, J. A. *et al.* **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Manaus: Editora INPA, 2024.

RAVEN, P. H; EVERT, R. F; EICHHORN, S. E. Protistas: algas e protistas heterotróficos. In:

Raven, P. H; Evert, R. F; Eichhorn, S. **Biologia Vegetal**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2014. Cap. 15. p. 317-365.

REZENDE, C. E.; LACERDA, L. D. Metais Pesados em mexilhões (*Perna perna* L.) no litoral do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, n.1, p. 236-247, 1986.

REZENDE, C. E *et al.* Metais Pesados em macroalgas e bivalves em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro. In: **Anais do VIII COLACMAR (Congresso Latino-Americano sobre Ciências do Mar)**, v. 2, p. 338-390, 1997.

RIBEIRO, M. P.; MELLO, K.; VALENTE, R. A. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 819-834, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509837683>.

RIBEIRO-COSTA, C. S; ROCHA, R. M. (ed.). **Invertebrados: Manual de Aulas Práticas**. 2º ed. Ribeirão Preto: Holos, 2006.

ROCKETT, G. C. *et al.* Análise espaço-temporal dos ventos no extremo norte da Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, [s. l], v. 44, n. 2, p. 203-219, 2017.

RODRIGUES, M. T. *et al.* Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao uso da terra para avaliação entre classificadores a partir do índice Kappa. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Garça - SP, v. 23, n. 1, p. 60-70, 2014.

SANTA CATARINA. Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável do Estado de Santa Catarina – SDS Diretoria De Recursos Hídricos – DRHI. **Recursos Hídricos de Santa Catarina**. 2018. 31 p.

SANTOS, P. J. P.; SILVA, V. M. A. P. *Macrochaeta westheidei* n. sp.: Primeira ocorrência de Acrocirridae para a costa brasileira. **Revista Nerítica**, v. 7, n. 1-2, p. 7-12, 2022. DOI: <https://doi.org/10.5380/rm.v7i1-2.85033>.

SANTOS, V. O.; CERQUEIRA, Q. R. P. Amphipoda (Crustacea) associated with biological substrates of rocky shores in tropical environments (Salvador, Bahia, Brazil) in a situation of acute pre-impact oil 2019. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 6, p. 59511-59533, 2021. DOI: 10.34117/bjdv7n6-373.

SANTOS, A. M.; NUNES, F. G. Mapeamento de cobertura e do uso da terra: críticas e autocríticas a partir de um estudo de caso na Amazônia brasileira. **Geosul**, [S.L.], v. 36, n. 78, p. 476-495, 2021. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). <http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e72887>.

SCHUSTER, R. Über die Ökologie und Artengliederung der thalassobionten Collembolen fauna Brasiliens. **Beitrag zur Neotropischen Fauna**, v. 4, n. 3, p. 191-208, 1965. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01650526509360388>.

SCUSSEL, C. **Fragmentação de habitat em Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem**. 2018. 65 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências Ambientais, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Criciúma, 2018.

SEMA, 2013. Portaria nº 79 de 31 de outubro de 2013. Reconhece a Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Estado do Rio Grande do Sul e demais classificações, estabelece normas de controle e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado**. Porto Alegre, RS, 01 de nov. de 2013.

SEREJO, C. S. Taxonomy and distribution of the family Hyalidae (Amphipoda, Talitroidea) on the Brazilian coast. **Crustaceans and the biodiversity crisis**. Brill, p. 591-616, 1999.

SEREJO, C. S.; Siqueira, S. G. L. Catalogue of the Order Amphipoda from Brazil (Crustacea, Peracarida): Suborders Amphilochidea, Senticaudata and Order Ingolfiellida. **Zootaxa**, v. 4431, n. 1, p. 001-139, 2018. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4431.1.1>.

SERPA, C. G. **Estudo da influência dos fatores climáticos e hidrológicos no ciclo morfodinâmico praiado de um sangradouro intermitente, praia do Cassino, Brasil**. 2008. 97f. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Oceânica. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2008.

SHIMABUKURO, M.; BROMBERG, S.; PIRES-VANIN, A. M. S. Polychaete distribution on the southwestern Atlantic continental shelf. **Marine Biology Research**, v. 12, n. 3, p. 239-254, 2016. DOI: [10.1080/17451000.2015.1131299](https://doi.org/10.1080/17451000.2015.1131299).

SIEG, J.; WINN, R. Keys to suborders and families of Tanaidacea (Crustacea). **Proceedings of the Biological Society of Washington**, v. 91, n. 4, p. 840-846, 1978.

SILVA, S. C. C. da. **A influência do El Niño e da La Niña nos depósitos lamíticos e na dispersão sedimentar na praia do Cassino e na desembocadura da Lagoa dos Patos, Rio Grande, RS, Brasil**. 2010. 144 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Geociências, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

SILVA, A.; GAZOLLA, M.; OLIVEIRA, N. S. M. N. A agricultura familiar nos dados do Censo Agropecuário 2017: uma análise comparativa do seu “tamanho” e perfil entre os três estados do Sul. **DRd-Desenvolvimento Regional em debate**, v. 12, n. ed. esp. Dossie, p. 7-37, 2022.

SILVA, O. N.; SCHERER, M. E. G. Valoração econômica dos serviços ecossistêmicos da zona costeira - o caso do PNMLJ pelo método dos custos de viagem. **Geosul**, [S.L.], v. 36, n. 79, p. 431-456, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e63297>.

SILVEIRA-NETO, S. *et al.* **Manual de ecologia dos insetos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1976.

SINGH, R. *et al.* Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: a review. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 112, p. 247-270, 2015.

SISTE C. E. *et al.* (Org) **Manual para formação e capacitação de grupos comunitários em metodologias participativas de monitoramento de qualidade da água – módulo III: avaliação físico-química**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2011.

SMITH, E. P.; VAN BELLE G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, v. 40, n 1, p 119-129, 1984. DOI: <https://doi.org/10.2307/2530750>.

SOBRAL, A.; FERREIRA, E.; OSÓRIO, R. Ensaio preliminar da qualidade da água da lagoa de Ibiraguera (SC). **Metodologias e Aprendizado**, v. 2, p. 19-24, 2019.

SOUSA, E. C. P. M.; TOMMAZI, L. R. Toxicidade do efluente derivado do terminal marítimo da Petrobrás sobre o gastropoda *Costoanachis sertulariarum*. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 45, p. 95-99, 1997.

SOUZA, M. L. A indústria carboquímica catarinense em Imbituba: Uma história encoberta pela fumaça vermelha. **Revista Santa Catarina em História**, v. 1, n. 1, p. 99-107, 2007.

SOUZA, F. M. *et al.* Macrobenthic community responses to multiple environmental stressors in a subtropical estuary. **Peerj**, [S.L.], v. 91, n. 1, p. 1-25, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.12427>.

SOUZA, I. C. Avaliação da resposta celular do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) na Baía do Espírito Santo por meio do tempo de retenção do vermelho neutro (TRVN). **Natureza Online**, [s. l], v. 9, n. 2, p. 54-58, 2011.

SOUZA, R.V. *et al.*, 2016. Metals and pesticides in commercial bivalve mollusc production areas in the North and South Bays, Santa Catarina (Brazil). **Marine Pollution Bulletin** v. 12, p. 573-578, 2016.

STANSKI, G.; BOOS, H.; PINHEIRO, M. A. A. Animais marinhos exóticos invasores no Sul do Brasil. **Revista CEPESUL - Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 11, p. e2022002, 4 nov. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.37002/revistacepsul.vol11.2336e2022002>.

STEINER, T. M.; AMARAL, A. C. Two new species of *Marphysa quatrefages*, 1865 (Eunicidae, Polychaeta) from Intertidal Sandy beaches of the São Sebastião Channel, state of São Paulo (Brazil). **Bulletin of Marine Science**, v. 67, n. 1, p. 479-489, 2000. DOI: <https://www.researchgate.net/publication/233630244>.

STEINER, T. M.; SANTOS, C. S. G. A new species of *Neanthes* (Annelida, Polychaeta, Nereididae) from Brazil, and some remarks on *Neanthes bruaca* Lana & Sovierzoski, 1987. **Bulletin Zoological Museum**, v. 54, n. 2, p. 39-57, 2004.

SUTIL, T. *et al.* (ed.). **Geoprocessamento na análise ambiental**. Criciúma, SC: UNESC, 2021.

SWANN, C. P. *et al.* Application of PIXE in the study of shellfish. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms**, v. 56, p. 683-686, 1991.

TALLEY, L. *et al.* Atlantic Ocean. In: TALLEY, L. *et al.* **Descriptive Physical Oceanography: an introduction**. 6. ed. [S.L.]: Academic Press, 2011. Cap. 9. p. 245-301. ISBN-13: 978-0750645522.

TEIXEIRA, K. **Qualidade ambiental da Lagos dos Esteves, Balneário Rincão (SC)**. 2022. 87 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Criciúma, 2022.

TIAN, S. *et al.* Assessment of macrobenthic communities of rocky intertidal zone from Zhejiang offshore islands with AZTI marine biotic index. **Ecological Indicators**, v. 154, p.

110923, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110923>.

TOMÉ, J. A.; DE MARTINI, E. A.; JUNIOR, N. O. L. Avaliação inicial dos impactos da pluma de rejeitos da Samarco nos ambientes estuarinos, costeiros e marinhos In: **Anais do simpósio sobre a biodiversidade da Mata Atlântica – SIMBIOMA**, p. 34 – 48, 2016.

TORRES, A. C. *et al.* Differences in the structure and diversity of invertebrate assemblages harbored by an intertidal ecosystem engineer between urban and non-urban shores. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, n. 2, p. 242, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/jmse10020242>.

TSENG, C. H. The potential biological mechanisms of arsenic-induced diabetes mellitus. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 197, n. 2, p. 67-83, 2004.

TSUCHIYA, M.; RETIÈRE, C. Zonation of Intertidal organisms and community structures of small animals associated with patches of the mussel *Mytilus edulis* L. along the Rocky Coasts of Dinard, Brittany, France. **Bulltin of the College of Science**, n. 54, p. 47-81, 1992.

US FDA (United States Food and Drug Administration). **Guidance Document for Metals in Shellfish**. DHHS/PHS/FDA/CFSAN/Office of Seafood, Washington, D.C, 1993.

VIBRANS, A. C. *et al* (ed.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Densa**. Vol. IV. Blumenau: Edifurb, 2013.

VICENTE, V. S. *et al.* Biodiversity of macroalgae-associated invertebrates in the marine protected area of Alcatrazes archipelago, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 24, p. e20241610, 2024.

VINAGRE, P. A. *et al.* Response of macroalgae and macroinvertebrates to anthropogenic disturbance gradients in rocky shores. **Ecological indicators**, v. 61, p. 850-864, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.038>.

WAGNER, G. P. **Sambaquis da barreira da Itapeva uma perspectiva geoarqueológica**. 2009. 241 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em História, Faculdade de Filosofia e Ciências Humanas, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

WANG, S. *et al.* Big data analysis for evaluating bioinvasion risk. **BMC Bioinformatics**, v. 19, n. 9, p. 67-75, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/s12859-018-2272-5>.

WANG, W. X.; LU, G. Heavy metals in bivalve mollusks. **Chemical contaminants and residues in food**, p. 553-594, 2017.

WATYWARAWAN, A. **Composição de macroinvertebrados associados a macroalgas marinhas no costão rochoso da praia da Cal, Torres (RS)**. 2018. 42 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) - Curso de Ciências Biológicas da Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2018.

WATYWARAWAN, A. *et al.* Composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos em área de mineração de carvão em processo de recuperação ambiental. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 9, p. e35811928809, 2022.

WHO (World Health Organization). **List of maximum levels recommended for contaminants by the joint FAO/WHO**. Codex Alimentarius Commission, v. 3, p: 1 - 8, 1989.

WIGGERS, F.; MAGALHÃES, A. R. M. Novas ocorrências de moluscos no litoral de Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 16, n. 1, p. 81-89, 2003.

WINDY WEATHER WORLD INC. **Windy**. Disponível em: <<http://windy.app>>. Acesso em: 04 jan. 2025.

WORMS Editorial Board. **World register of marine species**. Disponível em: <<http://www.marinespecies.org>>. Acesso em: 08 jan. 2025. DOI:10.14284/170.

WREGE, *et al.* **Atlas climático da região sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**, 2011.

WU, J. *et al.* Dramatic mariculture expansion and associated driving factors in Southeastern China. **Landscape And Urban Planning**, [S.L.], v. 214, p. 104190, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104190>.

YOUNG, P.S. The Balanoidea (Crustacea: Cirripedia) from the Brazilian coast. **Boletim Museu Nacional, série Zoológica**, v. 356, p. 1-36, 1994.

ZIMMERMAN, T. G. **Potencial de invasão das restingas por *Casuarina equisetifolia* L.: Fatores que limitam a regeneração da vegetação**. 2016. 192 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Biológicas, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

ZINKLER, D. *et al.* Intertidal respiration of *Anurida maritima* (Collembola: Neanuridae). **EJE**, v. 96, n. 2, p. 205-209, 2013.

ZOCICHE, J. J. *et al.* Heavy metals and DNA damage in blood cells of insectivore bats in coal mining areas of Catarinense coal basin, Brazil. **Environmental research**, v. 110, n. 7, p. 684-691, 2010. DOI: 10.1016/j.envres.2010.06.003.

ZOCICHE, J. J. *et al.* Assessment of heavy metal content and DNA damage in *Hypsiboas faber* (anuran amphibian) in coal open-casting mine. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 36, n. 1, p. 194-201, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2013.03.015>.

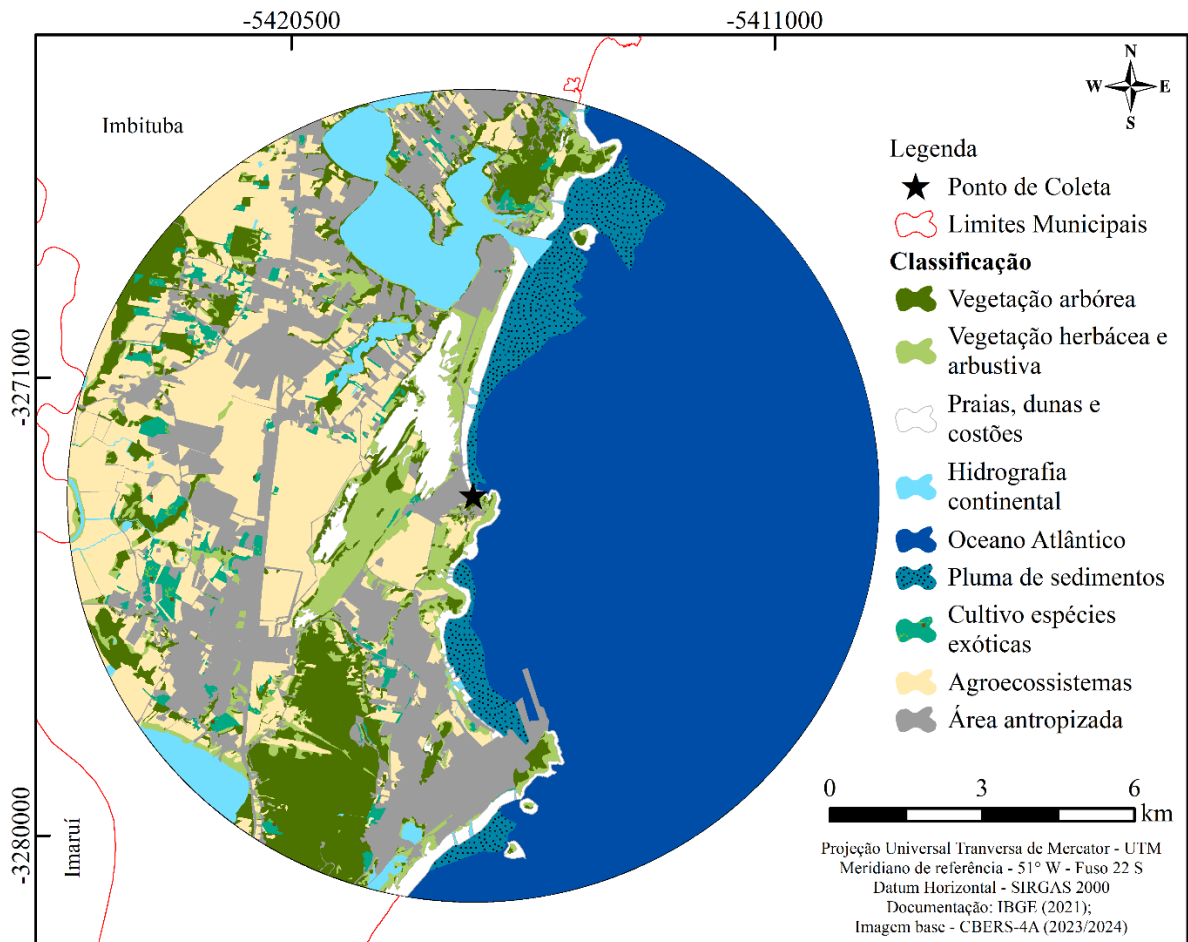
ZOCICHE, J. J. *et al.* Heavy-metal content and oxidative damage in *Hypsiboas faber*: the impact of coal-mining pollutants on amphibians. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 66, p. 69-77, 2014. DOI: 10.1007/s00244-013-9949-6.

ZOCICHE, J.J.; ANDRADE, V.M.; PINHO, R.A.; DIAS, J.F. The use of particle-induced X-ray emission (PIXE) technique in the biomonitoring of catarinense coal basin ecosystems: a review. **International Journal of PIXE**, v. 28, p. 51-59, 2019.

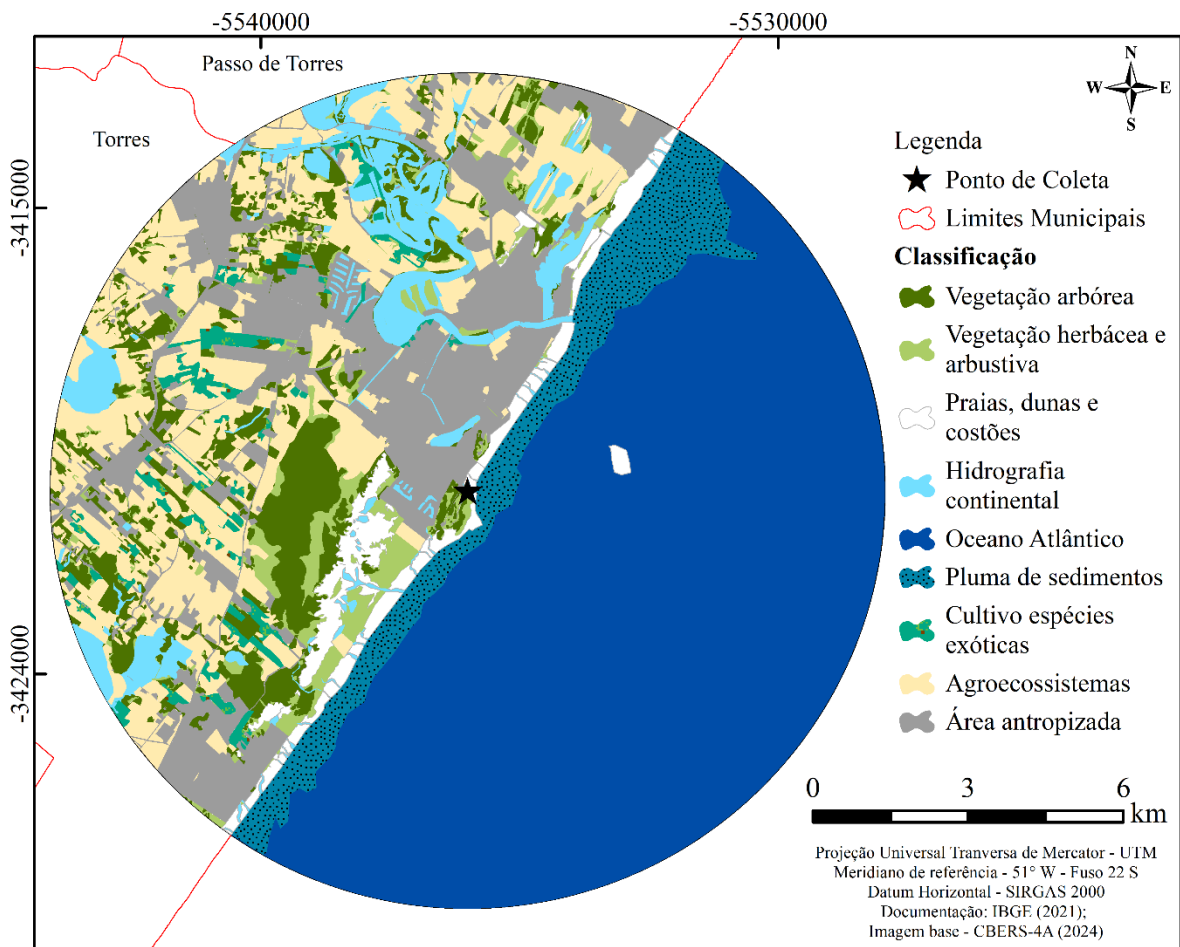
ZORZO, M. V. A. *et al.* Os sangradouros do litoral de Santa Catarina, Brasil. **Geografia: Territorialidades, ocupações e transformações do espaço**. v. 1, p. 102-122, 24 abr. 2023.

ZUANAZZI, P. T.; BARTELS, M. **Estimativas para a população flutuante do litoral norte do RS**. Porto Alegre: Fundação de Economia e Estatística, 2016. 29 p.

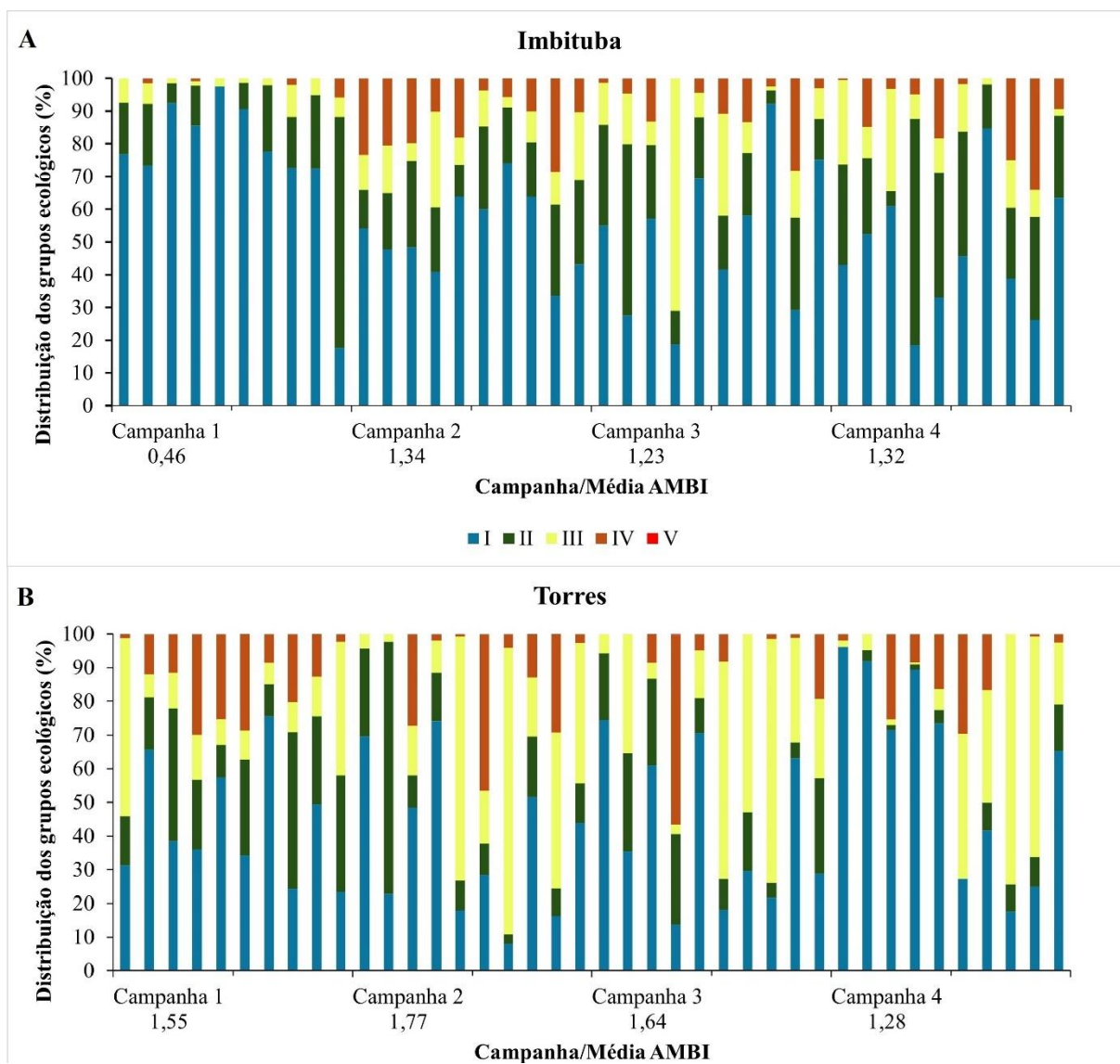
APÊNDICE A – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA NO ENTORNO DO COSTÃO ROCHOSO DA PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA (SC).



APÊNDICE B – MAPA DE COBERTURA E USO DA TERRA NO ENTORNO DO COSTÃO ROCHOSO DA PRAIA DA CAL, TORRES (RS).



APÊNDICE C – ÍNDICE AMBI CALCULADO POR AMOSTRA PARA OS COSTÕES ROCHOSOS DA PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA (A) E PRAIA DA CAL, TORRES (B)



APÊNDICE D – VARIÁVEIS ABIÓTICAS COLETADAS PARA A PRAIA DA RIBANCEIRA, IMBITUBA (I1, I2, I3 E I4) E PRAIA DA CAL, TORRES (T1, T2, T3 E T4).

Campanha	TSA (°C)	DO (mg/L)	SPC (us/cm)	C (us/cm)	SAL(g/L)	pH	ORP (Mv)	PA (mm)	TA (°C)	ALT (m)	V (m/s)
I1	20,27	6,42	57.815	52.601	34,75	7,99	175,43	115,4	18	1,5	5
I2	21,17	6,38	49.693,33	46.071,33	30,08	7,89	139,43	176,8	21	1,5	2,6
I3	24,20	5,79	57.536,33	56.946	37,88	7,85	119,13	191	25	1,5	3
I4	19	6,30	50.736,67	44.925,67	29,27	7,73	44,07	261,6	14	1,7	4
T1	19,20	6,48	47.840	43.675	28,39	7,85	164,00	184,6	17	1	2,8
T2	20,53	6,52	44.831,33	41.030	26,52	7,83	132,60	162	22	1	0,83
T3	23,63	5,74	56.094,33	54.649	36,22	7,87	107,30	77,2	24	1,6	2,4
T4	17,87	7,13	37.963,67	32.780,33	20,77	7,77	54,27	556	13	2,1	4,5

TSA = Temperatura na Superfície da água. DO = Oxigênio Dissolvido. SPC = Condutância Específica. C = Condutividade. SAL = Salinidade. pH = Potencial hidrogeniônico. ORP = Potencial Redox. PA = Precipitação acumulada (30 dias). TA = Temperatura atmosférica. ALT = Altura das ondas. V = Velocidade dos ventos.

APÊNDICE E – SCORES DAS ESPÉCIES E AMOSTRAS NOS EIXOS DE MAIOR VARIÂNCIA EXPLICADA PELA ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA.

Variáveis/ Amostras	RDA 1	RDA 2
Ab.	0.00689041	0.079599174
H'	0.000497596	0.000220438
S	-0.004479627	0.014730111
Ab. EEI	-0.043268967	-0.022151365
AMBI	0.003905016	-0.00540832
<i>A. maritima</i>	0.139592501	0.031811268
<i>Boccardia</i> sp.	0.055529394	-0.081318839
<i>B. rodriguezii</i>	0.403296238	-0.046481883
<i>C. dilatata</i>	-0.015728064	0.059012587
<i>C. penantis</i>	-0.084024965	0.062461284
<i>C. scaura</i>	-0.049701752	0.073023903
<i>Chironomidae</i> sp.	0.12599802	0.019957474
<i>C. sertulariarum</i>	-0.043992205	0.147734016
<i>C. brasiliensis</i>	-0.063241752	0.086509878
<i>E. lineolata</i>	0.122535575	0.001672137
<i>Elasmopus</i> sp.	-0.077027553	0.061279051
<i>E. brasiliensis</i>	-0.041089402	0.142718661
<i>E. affine</i>	-0.043662446	0.134661498
<i>E. abbreviatus</i>	-0.055674484	0.031086004
<i>I. balthica</i>	-0.003057291	-0.122322328
<i>I. bicolor</i>	-0.041667215	-0.027363772
<i>Jassa</i> sp.	0.074706832	0.042462029
<i>Leitoscoloplos</i> sp.	-0.13975867	-0.174740604
<i>L. subrugosa</i>	0.018791334	-0.053699788
<i>M. carvalhoi</i>	-0.122890542	0.005734445
<i>M. platensis</i>	0.101968765	-0.153235293
<i>Neanthes</i> sp.2	-0.051320947	0.016424508
<i>Nicolea</i> sp.	0.036690076	-0.057060355
<i>P. laevidactylus</i>	-0.02294306	-0.003041706
<i>P. perna</i>	-0.079112566	-0.227685246
<i>P. caudata</i>	-0.159768635	-0.201868201
<i>S. fragilis</i>	-0.029902032	-0.037131744
<i>S. brasiliensis</i>	-0.007929381	-0.003340471
<i>Syllis</i> sp.3	-0.009822629	0.014304378
<i>S. amica</i>	-0.191998929	-0.019417052
<i>S. magellanica</i>	-0.062695945	0.017354701
<i>Zeuxokoma</i> sp.	0.048974882	-0.036890478
I1	-0.09928417	0.73301807
I2	-0.27304673	-0.2576353
I3	-0.22034754	-0.07385833
I4	0.21038186	0.05279525
T1	-0.24179786	0.19989944
T2	0.33027116	-0.46921944
T3	-0.11592111	-0.37426139
T4	0.8305081	0.18926171

APÊNDICE F –MATRIZ DE LEOPOLD UTILIZADA PARA CONSTRUIR MODELO *RANDOM FOREST* COM RESULTADO DE CADA ANÁLISE (VARIÁVEIS) POR CAMPANHAS NA PRAIA DA RIBANCEIRA (IMBITUBA) E PRAIA DA CAL (TORRES).

Campanha / Área	Compartimento																				Q
	Paisagem	Biótico				Abiótico					Elementos traço										
	Uso da terra	AMBI	EEI	H'	pH	DO	SAL	ORP	PA	ESG	Si	Cl	Ti	Mn	Fe	Ni	Zn	As	Cu	Cr	
Imbituba 1	0,36	0,46	0,3	1,69	7,99	6,42	34,75	175,4	115,4	0,94	104249	147021	20,91	17,82	432,6	17,19	152,1	17,32	0	0	-0,15
Imbituba 2	0,36	1,34	0,7	2,48	7,89	6,38	30,08	139,4	176,8	0,94	104249	147021	20,91	17,82	432,6	17,19	152,1	17,32	0	0	-0,75
Imbituba 3	0,36	1,23	0,5	1,93	7,85	5,79	37,88	119,1	191	0,94	104249	147021	20,91	17,82	432,6	17,19	152,1	17,32	0	0	-1,35
Imbituba 4	0,36	1,32	0,8	2,74	7,73	6,30	29,27	44,1	261,6	0,94	104249	147021	20,91	17,82	432,6	17,19	152,1	17,32	0	0	-1,55
Torres 1	0,4	1,55	0,8	2,59	7,85	6,48	28,39	164,0	184,6	0,86	196164	145923	23,4	18,85	291,1	7,64	70,59	4,1	0	0	-0,6
Torres 2	0,4	1,77	0,4	2,47	7,83	6,52	26,52	132,6	162	0,86	196164	145923	23,4	18,85	291,1	7,64	70,59	4,1	0	0	0
Torres 3	0,4	1,64	0,4	2,07	7,87	5,74	36,22	107,3	77,2	0,86	196164	145923	23,4	18,85	291,1	7,64	70,59	4,1	0	0	-0,2
Torres 4	0,4	1,28	0,2	1,64	7,77	7,13	20,77	54,3	556	0,86	196164	145923	23,4	18,85	291,1	7,64	70,59	4,1	0	0	-0,6

Uso da terra = Proporção de naturalidade no componente terrestre. AMBI = Índice Biótico Marinho da AZTI. EEI = Espécies Exóticas Invasoras. H' = Diversidade Shannon-Wiener. pH = Potencial Hidrogeniônico. DO = Oxigênio Dissolvido. SAL = Salinidade. ORP = Potencial Redox. PA= Precipitação Acumulada (30 dias). ESG = Proporção da população com acesso a fossas ou rede de esgoto. Si = Silício. Cl = Cloro. Ti = Titânio. Mn = Manganês. Fe = Ferro. Ni = Níquel. Zn = Zinco. As = Arsênio. Cu = Cobre. Cr = Cromo. Q = Qualidade (Média do Impacto Total).

ANEXO A: SCRIPT UTILIZADO NO AMBIENTE R PARA EXECUÇÃO DO MODELO *RANDOM FOREST* UTILIZANDO A MATRIZ DE LEOPOLD E COMO ANÁLISES COMPLEMENTARES MDS (ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL) E PCA (ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS).

```
#Random Forest com Matriz de Leopold

#Baixar pacotes
install.packages("readxl")
install.packages("ggplot2")
install.packages("cowplot")
install.packages("randomForest")
install.packages("dplyr")
install.packages("rstatix")
install.packages("RVAdeMemoire")
install.packages("car")
install.packages("psych")
install.packages("DescTools")
install.packages("stats")
if (!requireNamespace("devtools", quietly = TRUE)) install.packages("devtools")
devtools::install_github("vqv/ggbiplot")

#Trazer pacotes
library(readxl)
library(ggplot2)
library(cowplot)
library(randomForest)
library(dplyr)
library(rstatix)
library(RVAideMemoire)
library(car)
library(psych)
library(DescTools)
library(stats)
library(devtools)
library(ggbiplot)

#Definir diretório
setwd("C:/Users/.../analise_de_dados/rf/teste")

#chamar os dados e definir nome
matriz= read_excel("C:/Users/.../analise_de_dados/rf/teste/matriz.xlsx")

#verificar estrutura de dados
Str (matriz)

#área como fator
matriz$area <- as.factor(matriz$area)

#converter a coluna de qualidade (média Impacto total)como boa ou ruim:
```

```

matriz$quali <- ifelse(test=matriz$quali >= 0.0001, yes = "Boa", no = "Ruim")

#Transformar qualidade em fator:
matriz$quali <- as.factor(matriz$quali)

#conferir estrutura novamente
str (matriz)

#Random Forest
set.seed(42)
random_matriz <- randomForest(quali ~ ., data=matriz, proximity = TRUE)
random_matriz

#Confirmar se quantidade de árvores são a classificação ótima para o teste:
oob.error.data <- data.frame(
  Trees=rep(1:nrow(random_matriz$serr.rate),times=3),
  Type=rep(c("OOB", "Boa", "Ruim"),each=nrow(random_matriz$serr.rate)),
  Error=c(random_matriz$serr.rate[, "OOB"],
          random_matriz$serr.rate[, "Boa"],
          random_matriz$serr.rate[, "Ruim"]))

ggplot(data=oob.error.data, aes(x=Trees, y=Error)) +
  geom_line(aes(color=Type))

#Tentar melhorar erro aumentando o número de árvores:
random_matriz <- randomForest(quali ~ ., data=matriz, ntree = 2000, proximity = TRUE)
random_matriz

#Mesmo resultado anterior? Considerar o número de variáveis (colunas) a cada nodo interno
da árvore:
#Criar vetor vazio com possibilidades de valores:
oob.values <- vector(length=12)

#Criar um loop pra testar diferentes números de variáveis a cada passo:
for(i in 1:10) {
  temp.modelo <- randomForest(quali ~ ., data=matriz, mtry = i, ntree = 500)
  oob.values[i] <- temp.modelo$serr.rate[nrow(temp.modelo$serr.rate),1]
}
oob.values

#Ajustando com melhores valores de variáveis (nós) e árvores (e renomeando análise como
Índice de Qualidade Ambiental (IQA)):
IQA <- randomForest(quali ~ ., data=matriz, mtry = 7, ntree = 1000, proximity=TRUE)
IQA

#_____#

#Rodando análises complementares:
#MDS:
distance.matrix <- as.dist(1-IQA$proximity)

```

```

mds.stuff <- cmdscale(distance.matrix, eig=TRUE, x.ret=TRUE)
mds.var.per <- round(mds.stuff$eig/sum(mds.stuff$eig)*100, 1)

# Desenhar gráfico:
mds.values <- mds.stuff$points
mds.data <- data.frame(Sample=rownames(mds.values),
                      X=mds.values[,1],
                      Y=mds.values[,2],
                      Status=matriz$quali)

ggplot(data=mds.data, aes(x=X, y=Y, label=Sample)) +
  geom_text(aes(color=Status)) +
  theme_bw() +
  xlab(paste("MDS1 - ", mds.var.per[1], "%", sep="")) +
  ylab(paste("MDS2 - ", mds.var.per[2], "%", sep="")) +
  ggtitle("MDS Utilizando Proximidades do Random Forest")

#Fazer PCA para identificar as principais variantes:
#Ajustar colunas categóricas:
matriz.pca <- subset(matriz, select = -c(quali))
matriz.pca$area <- as.numeric(matriz$area)
View(matriz.pca)

##remover coluna sem variancia (caso houver)
matriz.pca[ , which(apply(matriz.pca, 2, var) != 0)]
matriz.pca <- subset(matriz.pca, select = -c(cu, cr))

## fazer pca ##
pca <- prcomp(matriz.pca, center = TRUE, scale. = TRUE)
#pca <- prcomp(t(matriz.pca),
              #center = TRUE,
              #scale. = TRUE)

#Trazer resultados para interpretação:
print(pca)
summary(pca)
pca$center
pca$scale
pairs.panels(pca$x, gap=0, bg = c("red", "yellow", "blue"), pch=21)
g <- ggbiplot(pca,obs.scale = 1, var.scale = 1,
             ellipse = TRUE, circle = TRUE,
             ellipse.prob = 0.68,var.axes = FALSE)
g <- g + scale_color_discrete(name = "")
g <- g + theme(legend.direction = 'horizontal',
              legend.position = 'top')
print(g)
plot(pca$x[,1], pca$x[,2])

#Calcular a variação dos dados originais para cada Componente Principal, usar desvio padrão:
pca.var <- pca$sdev^2

```

```
#Calcular porcentagem:
pca.var.per <- round(pca.var/sum(pca.var)*100, 1)
barplot(pca.var.per, main = "Scree Plot", xlab = "Componente Principal",
        ylab = "Variação Percentual")

#Plotar gráfico mais visual:
p <- ggplot() +
  geom_point(data = pontos, aes(x = PC1, y = PC2), color = "blue", size = 3) +
  geom_text(data = pontos, aes(x = PC1, y = PC2, label = ID), vjust = -1, size = 3) +
  geom_segment(data = variaveis, aes(x = 0, y = 0, xend = PC1, yend = PC2),
              arrow = arrow(length = unit(0.2, "cm")), color = "red") +
  geom_text(data = variaveis, aes(x = PC1, y = PC2, label = Variavel), vjust = -0.5, hjust = -
0.5, size = 4) +
  labs(title = "PCA - PC1 vs PC2", x = "PC1", y = "PC2") +
  theme_minimal()

# Exibir o gráfico
print(p)
```