

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL

DISSERTAÇÃO

DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA
ICTIOFAUNA AO LONGO DE UM GRADIENTE DE
INFLUÊNCIA MARINHA EM UMA BAÍA TROPICAL

LEONARDO ALMEIDA FREITAS

2022



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA AO
LONGO DE UM GRADIENTE DE INFLUÊNCIA MARINHA EM UMA
BAÍA TROPICAL**

LEONARDO ALMEIDA FREITAS

Sob a Orientação do Professor
Francisco Gerson Araújo

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Biologia Animal**, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração: Biodiversidade Animal

Seropédica, RJ
Novembro de 2022

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

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

F862d Freitas, Leonardo Almeida, 1996-
Diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna ao longo de um gradiente de influência marinha em uma baía tropical / Leonardo Almeida Freitas. - Seropédica, 2022.
58 f.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Pós-Graduação em Biologia Animal, 2022.

1. Peixes costeiros. 2. Diversidade funcional. 3. Diversidade taxonômica. 4. Mudanças ambientais. 5. Áreas estuarinas. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954-, orient. II Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Pós-Graduação em Biologia Animal III. Título.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO Nº 1199 / 2022 - PPGBA (12.28.01.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.072494/2022-71

Seropédica-RJ, 25 de novembro de 2022.

LEONARDO ALMEIDA FREITAS

Dissertação submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre(a)** no Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 23/11/2022

Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação.

FRANCISCO GERSON ARAUJO (orientador)

LUISA RESENDE MANNA (UERJ)

ELLEN MARTINS CAMARA

HELAINÉ DA SILVA MENDONÇA (IFRJ)

MÁRCIA CRISTINA COSTA DE AZEVEDO

(Assinado digitalmente em 28/11/2022 19:05)

FRANCISCO GERSON ARAUJO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
PPGBA (12.28.01.00.00.42)
Matrícula: 387200

(Assinado digitalmente em 06/12/2022 11:51)

MARCIA CRISTINA COSTA DE AZEVEDO
ASSISTENTE EM ADMINISTRACAO
DeptBA (12.28.01.00.00.45)
Matrícula: 387217

(Assinado digitalmente em 28/11/2022 10:25)

ELLEN MARTINS CAMARA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 106.191.167-57

(Assinado digitalmente em 28/11/2022 15:35)

HELAINÉ DA SILVA MENDONÇA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 038.816.417-42

(Assinado digitalmente em 28/11/2022 10:40)

LUISA RESENDE MANNA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 111.893.687-65

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **1199**, ano: **2022**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **25/11/2022** e o código de verificação: **ee4cf9425e**

AGRADECIMENTOS

Aos meu pais, José Clovis e Sebastiana, que são meus maiores exemplos de vida. Obrigado pelo apoio em todas minhas decisões e escolhas. Aos meus irmãos, Diego e Marcela, por me encherem de amor fazendo com que tudo fosse mais fácil. Aos meus familiares, que sempre me incentivaram na graduação e pós-graduação e ajudaram de inúmeras formas.

A todo o cardume do LEP. Ao professor e orientador Francisco Gerson Araújo, que tanto me instruiu em todos esses anos, obrigado por todo aprendizado. A Magda Andrade-Tubino, pela ajuda, conselhos e ensinamentos na graduação e no início do mestrado. Ao Gustavo Guedes por toda ajuda nos momentos de necessidade. A minha dupla oficial de mestrado, Dandhara Rossi, pelo companheirismo em todos esses meses enfrentando um mestrado no meio de uma pandemia, meu muito obrigado por tudo. Ao Wagner Uehara pelos ensinamentos e por sempre estar disposto a ajudar. A todos que participaram das coletas e a toda equipe do laboratório, obrigado pelas conversas, trocas, e conhecimento que contribuíram imensamente para realização deste trabalho.

Aos amigos que já me acompanhavam e aos que tive o prazer de conhecer e conviver durante esta trajetória. A Thamires Rezende, por sua amizade e em especial pela ajuda no início do mestrado. A Karina Riguete, obrigado por sua amizade, companheirismo e dedicação em ser uma ótima amiga desde a graduação, obrigado pelas conversas, conselhos, revisões e opiniões sobre essa dissertação e tudo mais. A Fernanda, que também me acompanha desde a graduação, obrigado por dividir comigo mais essa fase. Obrigado pelo suporte nos piores e melhores momentos desse mestrado. Obrigado a todos que de alguma forma contribuíram direta e indiretamente para que esta etapa fosse concluída.

Agradeço também a todos que tornaram essa conquista possível, aos funcionários da UFRRJ, professores e colegas de curso.

A Deus, a natureza, os rios e mares.

Muito obrigado!

RESUMO

Freitas, Leonardo Almeida. **Diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna ao longo de um gradiente de influência marinha em uma baía tropical**. 2022. 58p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Compreender os padrões e processos que levam à distribuição das espécies no ambiente é essencial para fazer previsões visando proteger os ecossistemas e facilitar a exploração racional dos recursos, sendo uma das questões mais importantes em estudos de ecologia aplicada. O presente estudo teve como objetivo avaliar a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em um ambiente tropical costeiro semifechado e detectar eventuais mudanças espaciais influenciando a diversidade dos peixes. Nós também tentamos associar diferenças nas assembleias de peixes com o gradiente de influência marinha considerando três zonas da Baía de Sepetiba (interna, central e externa). As amostragens de peixes, utilizando arrastos de fundo padronizados, e a concomitante medida de variáveis ambientais, foram realizadas seguindo um modelo padronizado nas três zonas e quatro estações do ano, visando comparações espaciais e temporais. Dezesete medidas morfológicas quantitativas dos 5 a 6 peixes adultos de cada espécie foram mensuradas para a determinação de 15 atributos funcionais relacionados à aquisição de alimentos e locomoção. Três índices de diversidade taxonômica (Shannon, Simpson e Pielou) e seis índices de diversidade funcional (riqueza, equitabilidade, divergência, dispersão, originalidade e especialização) foram utilizados. A transparência e profundidade da água foram maiores na zona externa comparadas com a zona interna, enquanto o pH (menor no inverno), salinidade (maior no verão comparado com a primavera) e temperatura (maior no verão) variaram sazonalmente. Um aumento da riqueza de espécies e uma concomitante diminuição da abundância e biomassa de peixes foram observados da zona interna para a zona externa, com a estrutura das assembleias de peixes diferindo entre as três zonas. Os índices de diversidade taxonômica de Shannon e Pielou foram maiores na zona externa, enquanto a dominância de Simpson foi maior na zona interna, e não diferiram entre as estações do ano. Foram distinguidos seis grupos funcionais, com um deles (bagres marinhos) muito abundante, predominando na zona interna, e contribuindo para diminuir a divergência. Por outro lado, um grupo muito diverso (riqueza) foi predominante na zona externa, contribuindo para aumentar a redundância nesta área. A maioria dos índices funcionais foram maiores na zona externa, exceto originalidade e especialização funcional, confirmando a maior redundância de

atributos funcionais nesta zona. No entanto, diferenças significativas foram encontradas apenas para a Divergência Funcional que foi menor na zona interna, indicando que as espécies menos abundantes apresentam atributos mais especializados. Devido a menor redundância dos atributos funcionais, especialmente em espécies pouco abundantes, a zona interna deve ser priorizada em políticas de conservação pois a perda de espécies poderia afetar os papéis ecossistêmicos por elas desempenhadas, garantindo assim a preservação das características funcionais bem como o uso sustentável dos recursos disponíveis.

Palavras-chave: biodiversidade, peixes costeiros, divergência funcional, mudanças ambientais, áreas estuarinas.

ABSTRACT

Freitas, Leonardo Almeida. **Taxonomic and functional diversity of ichthyofauna along a gradient of marine influence in a tropical bay**. 2022. 58p Dissertation (Master in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Understanding the patterns and processes that lead to the distribution of species in the environment is essential to make predictions to protect ecosystems and facilitate the rational exploitation of resources, being one of the most important issues in applied ecology studies. The present study aimed to assess the taxonomic and functional diversity of the ichthyofauna in a tropical semi-enclosed coastal system and to detect eventual spatial changes influencing fish diversity. We also sought to associate differences in fish assemblages with the gradient of marine influence, considering the three zones of the Sepetiba Bay (inner, middle and outer). Fish sampling, using bottom trawls and measurements of environmental variables were performed concurrently, using a standardized protocol in the three zones and four seasons to enable spatial and temporal comparisons. Seventeen quantitative morphological measurements of 5 to 6 adult fish for each species were used to determine 15 functional traits related to food acquisition and locomotion. Three taxonomic diversity indices (Shannon, Simpson and Pielou) and six functional diversity indices (richness, evenness, divergence, dispersion, originality and specialization) were used. Water transparency and depth were higher in the outer zone compared to the inner zone, whereas pH (lower in winter), salinity (higher in summer compared to spring) and temperature (higher in summer) changed seasonally. An increase in species richness and a concomitant decrease in fish abundance and biomass were observed from the inner to the outer zone, with fish assemblages differing between the three zones. The Shannon and Pielou taxonomic diversity indices were higher in the outer zone, while the Simpson's dominance was higher in the inner zone, and did not differ among the seasons. Six functional groups were distinguished, with one of them (marine catfish) very abundant, predominating in the inner zone, and contributing to reduce the divergence. On the other hand, a very diverse group (richness) was predominant in the external area, contributing to increase the redundancy in this area. Most functional indices were higher in the outer zone, except for functional originality and specialization, confirming the greater redundancy of functional tracts in this zone. However, significant differences were found only for Functional Divergence, which was lower in the inner zone, indicating that less abundant species present more specialized traits.

Due to the lower redundancy of functional traits, especially in low abundant species, the inner zone should be prioritized in conservation policies, as the loss of species could affect the ecosystem roles played by them, thus guaranteeing the preservation of functional characteristics as well as the sustainable use of available resources.

Keywords: biodiversity, coastal fish, functional divergence, environmental changes, estuarine areas.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de medidas morfológicas e respectivas descrições.....	12
Tabela 2. Atributos funcionais utilizados, associados à aquisição de alimentos e à locomoção dos peixes utilizados de acordo com Villéger et al. (2010). Códigos das medidas morfológicas (Fórmula) de cada atributo funcional apresentados na Tabela 1.....	14
Tabela 3. Correlação dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil).....	21
Tabela 4. Riqueza (número total de espécies), Abundância (número total de indivíduos) e Biomassa (peso total de indivíduos) de peixes nas três zonas da Baía de Sepetiba.....	22
Tabela 5. Espécies indicadoras para as zonas da Baía de Sepetiba. Os componentes A e B variam de 0 a 1 e indicam, respectivamente, a probabilidade de uma espécie estar restrito a uma determinada zona e a probabilidade de todas as amostras de uma determinada zona conterem essa espécie. O Stat (estatística de teste) é a associação entre uma determinada espécie e uma zona específica. *p < 0,05; ** p < 0,01	24
Tabela 6. Média e desvio padrão dos índices taxonômicos e funcionais nas assembleias de peixes da Baía de Sepetiba, Brasil. Código dos índices, conforme Material e Métodos. ns, não significativo; *p < 0, 05; **p < 0, 01.....	26

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da área de estudo com indicação das três zonas (interna, central e externa) e locais de amostragem (●) na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). A e B representam a zona interna; C e D representam a zona central; e E e F representam a zona externa.....5
- Figura 2.** Área de estudo, Baía de Sepetiba/RJ, com indicação das três zonas (interna, central e externa). Modificação da imagem de satélite obtida pelo Google Earth (2022).....7
- Figura 3.** Amostragem de peixes na Baía de Sepetiba. A, recolhimento da rede de arrasto; B, momento após a recolhimento da rede de arrasto; e C, caixa contendo os peixes coletados.....9
- Figura 4.** Vista parcial da fotografia dos indivíduos (A) e posterior medições utilizando o software ImageJ (B). C, captura de tela do programa ImageJ com um exemplo das fotografias utilizadas para as medições. A linha amarela representa a medida do comprimento padrão.....10
- Figura 5.** Coleta de substrato utilizando draga Van Veen na Baía de Sepetiba/RJ.....11
- Figura 6.** Medidas morfológicas utilizadas para o cálculo dos atributos funcionais. Os códigos das medidas estão descritos na Tabela 1.....12
- Figura 7.** *Boxplots* das variáveis ambientais nas três zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Média é indicada pelos pontos e valores em preto.....20
- Figura 8.** Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil).....21
- Figura 9.** Diagrama de ordenação do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), com amostras codificadas por zonas (interna, central e externa), sobre abundância das espécies da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....23
- Figura 10.** Grupos funcionais obtidos através da Análise de Coordenadas Principais, a partir dos atributos funcionais das espécies da Baía de Sepetiba. Código das espécies indicado no Anexo 1, e dos atributos funcionais na Tabela 2.....25
- Figura 11.** Gráfico de divergência funcional (FDiv) para as três zonas amostradas da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). Os círculos representam as espécies presentes em cada assembleia e o diâmetro é proporcional a abundância delas. O losango preto indica a posição do centro de gravidade das espécies no espaço funcional. Os pequenos símbolos de + representam espécies ausentes na zona indicada, mas presente em outras zonas.....28
- Figura 12.** Correlação de Spearman entre variáveis ambientais e os índices de diversidade da Baía de Sepetiba/RJ (azul representa correlação positiva e vermelho representa correlação negativa). Gráfico de barra representa a explicação das variáveis ambientais nos índices de diversidade.....29

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 MATERIAL E MÉTODOS	5
2.1 Área de estudo.....	5
2.2 Coleta e processamento de dados	8
2.3 Medidas morfológicas e atributos funcionais	11
2.4 Diversidade taxonômica e funcional	15
2.5 Tratamento estatístico	17
3 RESULTADOS	19
3.1 Condições ambientais	19
3.2 Ictiofauna	22
3.3 Composição taxonômica e funcional.....	24
4 DISCUSSÃO	30
5 CONCLUSÕES	34
6 REFERÊNCIAS	35
7 ANEXOS	43
Anexo 1. Lista de espécies capturadas em cada zona amostrada (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). São mostrados valores de abundância (N), abundância relativa (%N), biomassa (B), biomassa relativa (%B) e frequência de ocorrência (%FO) das espécies.....	43

1 INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies depende da relação com outras espécies e da influência de fatores abióticos, modulados por processos evolutivos e biogeográficos de longo prazo (Gomes-Gonçalves et al., 2022). Compreender os padrões e processos que levam a esta distribuição é essencial para fazer previsões visando proteger os ecossistemas e/ou sua exploração racional dos recursos, sendo uma das questões-chave dos estudos em ecologia (Anderson et al., 2011; Leprieur et al., 2011; Gomes-Gonçalves et al., 2020).

As áreas estuarinas são ambientes altamente dinâmicos, com grandes variações nas condições abióticas, como salinidade e turbidez (Elliott & McLusky, 2002; Onabule et al., 2020), sendo fortemente influenciadas pela ação de marés e descargas de água doce, que transportam grandes quantidades de nutrientes para esses ambientes (Wolanski et al., 2004; Cloern et al., 2017). Estas áreas apresentam grande importância para a biodiversidade, sendo sistemas altamente produtivos para uma grande variedade de espécies que usam estas áreas como parte do desenvolvimento de seus ciclos de vida (Stuart-Smith et al., 2013; Silva-Júnior et al., 2017). Também suportam uma ampla diversidade biológica devido à elevada produtividade, amplos recursos alimentares e variedade de habitats, apesar das condições ambientais limitantes devido às influências das marés e da drenagem continental (Islam et al., 2006; Macário et al., 2021). A ictiofauna ocupante destes ambientes é constituída principalmente por espécies de origem marinha, sendo algumas residentes deste ecossistema e outras que utilizam estas áreas em determinados períodos do ciclo de vida, como visitantes ou como áreas de passagem entre o ambiente marinho e de águas interiores.

Ecossistemas estuarinos suportam diversas assembleias de peixes que desempenham importantes papéis ecológicos nas paisagens marinhas costeiras, como por exemplo, herbivoria, bioturbação do sedimento, limpeza e predação (Villéger et al., 2017; Borland et al., 2022) e estão sendo cada vez mais influenciados pelos impactos antrópicos, decorrentes dos avanços industriais e urbanos no entorno. A distribuição espacial das espécies e as funções ecológicas que realizam são sensíveis aos impactos da modificação da paisagem, e podem mudar em resposta à fragmentação do habitat (Gomes-Gonçalves et al., 2020, Borland et al., 2022). O funcionamento dos estuários e zonas costeiras têm sido profundamente modificados nas últimas décadas, indicando a urgente necessidade de reconhecimento sobre a biodiversidade local, visando analisar

os padrões e processos que atuam nesses ambientes (Lotze et al., 2006). Portanto, é necessário entender as alterações, para que seja possível indicar medidas para a conservação da composição biológica e manutenção das suas relações com as condições ambientais, visando a proteção ambiental e à conservação da biodiversidade.

Diferentes elementos estruturais podem descrever e quantificar a diversidade da comunidade de peixes, como taxonomia de espécies, biomassa, abundância e diversidade funcional (Granger et al., 2015). Esses elementos estruturais também podem ser usados para descrever os sistemas estuarinos e para fazer previsões visando a conservação dos ecossistemas (Strong et al., 2015). Muitos estudos examinaram a diversidade da comunidade de peixes usando medidas tradicionais, como os índices de Shannon e Simpson, que consideram todas as espécies equivalentes (Villéger et al., 2010; Manna et al., 2013; Azevedo et al., 2017). Apesar de índices de caráter puramente taxonômicos serem amplamente aceitos para descrição de comunidades, tais índices não são capazes de avaliar todas as dimensões que envolvem a biodiversidade. Visando uma visão mais abrangente dos processos que ocorrem nas comunidades, mais recentemente têm sido usado os atributos funcionais que são base para a diversidade funcional, que melhor predizem o funcionamento e os serviços do ecossistema (Mouillot et al., 2011; Manna et al., 2013).

A diversidade funcional é uma ferramenta promissora por estar diretamente associada a funções que a espécie pode desempenhar no ecossistema em que está integrada (Díaz & Cabido, 2001; Flynn et al., 2011; Mouillot et al., 2011). A diversidade funcional pode ser decomposta em riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional, dispersão funcional, originalidade funcional e especialização funcional. Esses índices podem avaliar como as espécies estão relacionadas entre si, como concorrentes ou membros de uma rede de interações e sobre como as espécies enfrentam restrições ambientais semelhantes (Mouillot et al., 2007). É esperado que áreas estuarinas mais internas sejam propensas a maiores alterações devido a maior influência da drenagem continental e pressões antrópicas (Araújo et al., 2016), podendo filtrar determinados atributos que impediriam a colonização de espécies nestas zonas, diminuindo assim a diversidade taxonômica e funcional (Gomes-Gonçalves et al., 2020). Comunidades com baixa diversidade funcional podem indicar a prevalência de processos de filtragem ambiental, visto que as espécies coexistentes geralmente apresentam muitos atributos funcionais semelhantes. Em contrapartida, comunidades com elevada diversidade funcional podem ser resultantes de competição entre espécies, corroborando a teoria da similaridade limitante, que prevê que espécies coexistentes

devem possuir características distintas, reduzindo a competição interespecífica (Mouillot et al., 2007).

Os gradientes ambientais das zonas estuarinas semifechadas, como baías, são normalmente caracterizados pela diminuição da salinidade e turbidez e o aumento da temperatura das zonas mais externas (próximas com a conexão com o mar) para as zonas mais internas (maior influência continental) (Martino & Able, 2003; Mckinley et al., 2011; Onabule et al., 2020). Este gradiente ambiental impõe restrições fisiológicas às espécies, que devem ser tolerantes à essas flutuações ambientais (Whitfield, 1999; Teichert et al., 2017; Vanalderweireld et al., 2020). Assim, embora algumas espécies possam ser capazes de ocupar toda a extensão das áreas estuarinas, outras são adaptadas apenas para determinadas faixas ambientais, fazendo com que a estrutura faunística varie de acordo com as características de cada zona estuarina (Martino & Able, 2003; Laurino et al., 2021).

As mudanças ambientais nos estuários podem resultar em mudanças na composição e função da comunidade de peixes, que podem, por sua vez, impactar a função geral do ecossistema (Whitfield et al., 2002). Nas últimas décadas, tem se verificado um crescente interesse em estudos de diversidade funcional (Villéger et al., 2010; Brandl et al., 2016; Kuang et al., 2021; Fontrodona-Eslava et al., 2021), visando investigar de qual maneira as comunidades estão organizadas, baseando-se num conjunto de características relevantes para as respostas das espécies ao ecossistema (Dias et al., 2013). Embora seja esperado que a diversidade funcional aumente ou diminua em conjunto com a diversidade taxonômica, estes diferentes indicadores podem apresentar um comportamento independente (Edie et al., 2018). Portanto, a diversidade funcional fornece uma visão complementar da função da comunidade e tem sido usada para a avaliação das comunidades de peixes (Villéger et al., 2008; Mouillot et al., 2013; Dolbeth et al., 2016; Gomes-Gonçalves et al., 2020; Kuang et al., 2021).

A Baía de Sepetiba, localizada no sudeste do Brasil, abrange uma ampla gama de habitats, incluindo manguezais, restingas e pequenas áreas estuarinas. A Baía suporta uma rica e diversificada ictiofauna, sendo utilizada como berçário por várias espécies de peixes costeiros (Araújo et al., 2018). Uma crescente degradação por poluição orgânica e industrial está ocorrendo na área de drenagem da Baía, alterando a estrutura do habitat e a qualidade da água (Gomes-Gonçalves et al., 2022). Tais alterações se expandiram durante os últimos 40 anos, devido a crescente urbanização e principalmente ao desenvolvimento industrial em fábricas químicas e metalúrgicas no entorno da Baía (Molisani et al., 2006; Araújo et al., 2017; Gomes-Gonçalves et

al., 2022). Araújo et al. (2016) avaliaram mudanças temporais na ictiofauna da Baía de Sepetiba ao longo de três décadas (1983–1985, 1993–1995 e 1999–2001) e observaram diferenças significativas na composição da comunidade e diminuição na riqueza, abundância e biomassa de peixes ao longo do tempo.

Assim, o objetivo do presente estudo foi determinar a diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna da Baía de Sepetiba, e avaliar se as mudanças espaciais ou sazonais nas variáveis ambientais podem influenciar na composição das assembleias de peixes e nos seus atributos funcionais. A hipótese testada é de que a variabilidade nas condições ambientais ao longo do gradiente espacial de maior/menor influência marinha modifica a diversidade taxonômica e funcional das espécies, devido aos filtros ambientais. Espera-se que a zona externa, mais próxima da conexão com o mar, apresente maiores diversidades taxonômicas e funcionais comparada com a zona interna, onde o efeito negativo da filtragem em certos atributos pode estar ocorrendo devido as condições mais estressantes decorrentes da influência da drenagem continental e da maior proximidade das pressões antrópicas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Baía de Sepetiba ($22^{\circ}54' - 23^{\circ}04'S$; $43^{\circ}34' - 44^{\circ}10'W$) é um sistema marinho costeiro semifechado com área de aproximadamente 450 km^2 localizado no sul do Estado do Rio de Janeiro (Figura 1). Apresenta uma estreita conexão com o mar na parte leste, e uma ampla conexão na parte oeste. Vários pequenos rios desaguam na Baía, diluindo águas marinhas e trazendo efluentes oriundos de áreas domésticas e industriais do continente. A área da bacia hidrográfica continental contribuinte da Baía de Sepetiba tem uma superfície de 2.654 km^2 , sendo o Canal de São Francisco (Rio Guandu), o principal curso d'água da Bacia, que tem uma descarga média de $120 \text{ a } 190 \text{ m}^3 \times \text{seg}^{-1}$ (Leal Neto et al., 2006).

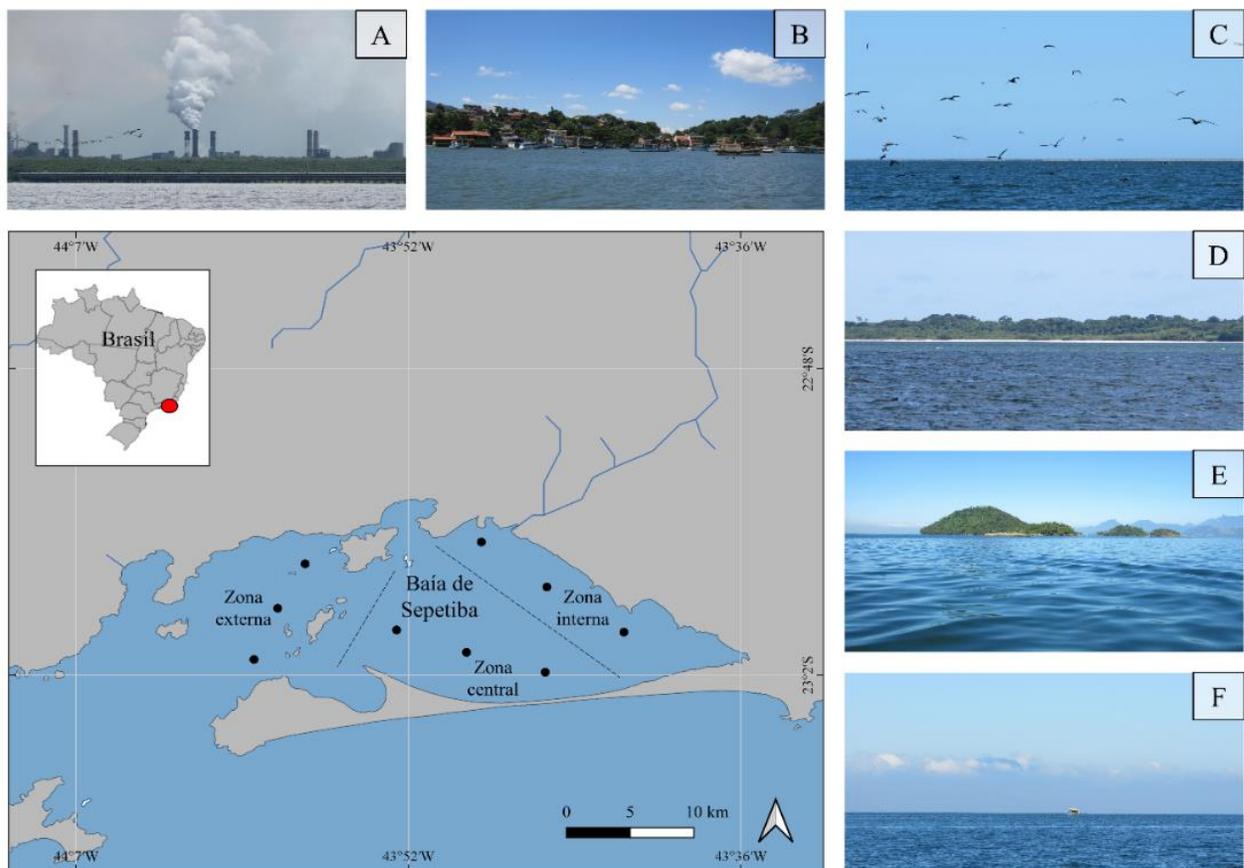


Figura 1. Mapa da área de estudo com indicação das três zonas (interna, central e externa) e locais de amostragem (●) na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). A e B representam a zona interna; C e D representam a zona central; e E e F representam a zona externa.

A Baía possui ictiofauna rica e diversificada, e uma variedade de habitats como restingas, áreas estuarinas, costões rochosos, manguezais e praias arenosas, sendo utilizada por diversas espécies de peixes costeiros para alimentação, reprodução e abrigo (Araújo et al., 2016, 2018). De acordo com a Fundação Rio-Águas (2020), esta região abriga 55 praias continentais e aproximadamente 40 praias insulares, com 49 ilhas e ilhotas, apresentando uma enorme gama de ecossistemas naturais, tais como restingas, mangues e costões rochosos, que abrigam uma grande variedade de espécies da flora e da fauna.

Nas últimas décadas, a Baía vem sofrendo crescentes aumentos no desenvolvimento industrial e urbano (Figura 2), possuindo atualmente mais de 400 indústrias instaladas em seu entorno (Molisani et al., 2004). Aproximadamente dois milhões de pessoas vivem na bacia da Baía de Sepetiba, principalmente na zona norte devido ao desenvolvimento industrial desta região (Molisani et al., 2004; Carvalho et al., 2022). As construções mais antigas incluem o Porto de Sepetiba, construído nos anos setenta, seguido de empresas metalúrgicas, petroquímicas e pirometalúrgicas (Barcellos & Lacerda, 1994; Molisani et al. 2004). Recentemente houve a ampliação do Porto de Itaguaí, que incluiu a dragagem do canal de acesso para 20 m de profundidade, permitindo receber navios de até 150.000 t (Azevedo et al., 2007). Também a construção de uma grande siderúrgica em meados dos anos 2000 e um terminal para a construção de submarinos no final dos anos 2010 (Gomes-Gonçalves et al., 2020) foram alterações mais recentes no entorno da Baía. Todas essas alterações vêm contribuindo para a degradação do habitat costeiro, e o aumento das descargas de poluentes com efeitos direto na qualidade da água da Baía.



Figura 2. Área de estudo, Baía de Sepetiba/RJ, com indicação das três zonas (interna, central e externa). Modificação da imagem de satélite obtida pelo Google Earth (2022).

Este sistema costeiro pode ser dividido em três zonas de amostragem (Figuras 1 e 2), geograficamente contínuas, mas que variam em profundidade, salinidade e níveis de antropização (Araújo et al., 2002; Azevedo et al., 2006). A zona interna, localizada na parte mais interna da Baía (próxima da costa), nas proximidades de formações de manguezais, é influenciada por efluentes industriais e urbanos introduzidos na Baía por rios, córregos e canais de drenagem e por descargas fluviais que contribuem para o aumento da temperatura e turbidez, e para a redução da salinidade. Esta zona também é a mais alterada devido ao desenvolvimento industrial próximo e outras atividades antrópicas (Cunha et al., 2006; Leal-Neto et al., 2006), também possui maior produtividade devido as cargas orgânicas nela depositadas. A zona externa, mais próxima da conexão com o mar, apresenta temperatura e turbidez comparativamente mais baixas que a zona interna e salinidade mais elevada. Possui uma influência comparativamente menor das atividades antrópicas e condições ambientais mais estáveis (Araújo et al., 2016). Além disso a zona externa possui várias ilhas na parte oeste da Baía. A zona central, apresenta condições ambientais intermediárias entre as zonas interna e externa.

2.2 Coleta e processamento de dados

As amostras peixes (Figura 3) e medições das variáveis ambientais foram realizadas sazonalmente entre junho de 2019 e fevereiro de 2021, com amostragens no outono (junho), inverno (setembro) e primavera (setembro) realizadas em 2019 e a última, do verão (fevereiro), em 2021, em consequência da pandemia do Coronavírus (COVID-19). Foram realizados três arrastos de fundo por zona em cada ocasião de amostragem (4 períodos x 3 zonas x 3 locais = 36 amostras). Nos arrastos, foi utilizada uma rede de 12 m de comprimento com portas, malha de 25 mm de distância entre nós consecutivos nas asas e 12 mm na região do ensacador. O comprimento da tralha de chumbada foi de 8 m e a tralha de boias de 7 m. Para cada amostra, a área varrida (A) foi estimada: $A = D \times h \times X2$, onde D é o comprimento do arrasto, h é o comprimento da tralha de boias e X2 é a fração do comprimento da tralha de boias que abrange a largura do caminho percorrido pela rede de arrasto (Sparre & Venema, 1995). As amostras foram tomadas a velocidades entre 2 e 2,5 nós durante 20 min cobrindo uma extensão de aproximadamente 1,5 km, e assumiu-se que $X2 = 0,6$, com a área varrida correspondendo a aproximadamente 6000 m².

Após a captura, os peixes foram rotulados e colocados imediatamente em caixas térmicas contendo gelo, e conduzidos ao laboratório, onde foram armazenados em freezer para conservação. Espécimes de bagres foram frequentemente muito abundantes (Figura 3 C), por isso foram tomadas subamostragens deste grupo de peixes que foram retidas e o excesso foi devolvido ao ambiente. Nesta ocasião, foram estimadas a biomassa e a abundância, que foram distribuídas proporcionalmente entre as espécies de bagres encontradas nas amostras. Todos os peixes foram identificados ao nível de espécie seguindo as chaves de identificação propostas por Menezes & Figueiredo (1985), pesados (peso total em gramas, utilizando balança digital com precisão de 0,001 g), fotografados (câmera digital CANON EOS Rebel T6) (Figura 4 A) e medidos utilizando o software ImageJ (Figura 4 B e C). Todos os nomes científicos e classificações foram verificados de acordo com FishBase (Froese & Pauly, 2022) e o Registro Mundial de Espécies Marinhas (WoRMS, 2022). Nenhuma espécie foi listada na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). Esta pesquisa foi realizada sob a Licença de Coleta de Espécies do SISBIO número 10707 emitido pelo ICMBio. Todas as diretrizes internacionais, nacionais e/ou institucionais aplicáveis para o cuidado e uso de animais foram seguidas (Protocolo do CEUA UFRRJ/ICBS 11874).



Figura 3. Amostragem de peixes na Baía de Sepetiba. A, recolhimento da rede de arrasto; B, momento após a recolhimento da rede de arrasto; e C, caixa contendo os peixes coletados.

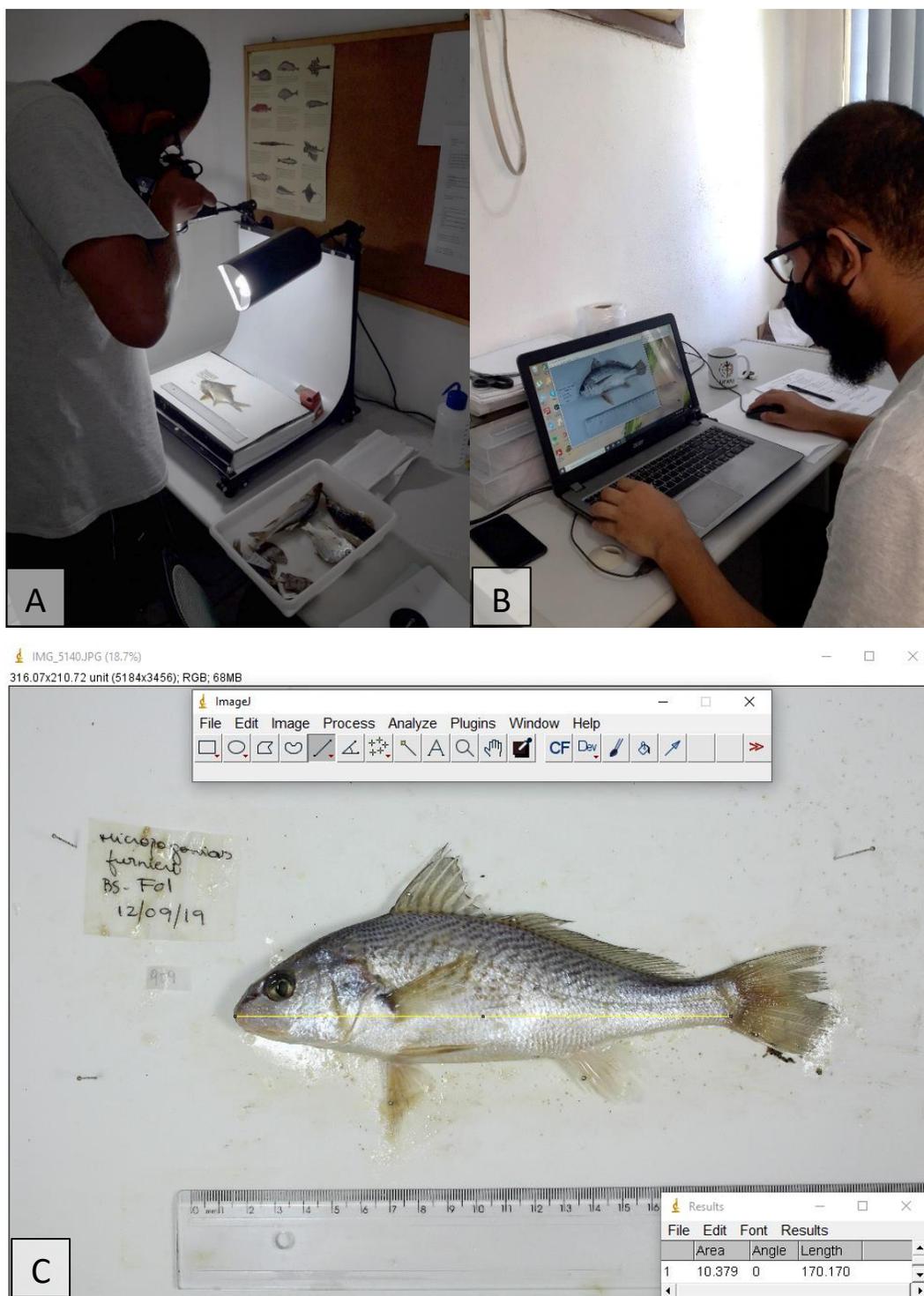


Figura 4. Vista parcial da fotografia dos indivíduos (A) e posterior medições utilizando o software ImageJ (B). C, captura de tela do programa ImageJ com um exemplo das fotografias utilizadas para as medições. A linha amarela representa a medida do comprimento padrão.

Concomitantemente com as coletas de peixes foram tomadas para cada local as variáveis físico-químicas da água e o tipo de substrato. A temperatura (°C), pH, ORP (mV), salinidade e turbidez (Unidade Nefelométrica de Formazina – FNU) foram registradas com uma sonda multiparâmetros HANNA HI9828. A profundidade (cm) foi obtida com uma EcoSonda Speedtech modelo SM-5, e a transparência (cm) com disco de Secchi. O substrato foi amostrado utilizando uma draga Van Veen (Figura 5), e o tipo de fundo foi definido visualmente e classificado de acordo com a espessura, do mais fino para mais grosso em: lodo, areia e cascalho.



Figura 5. Coleta de substrato utilizando draga Van Veen na Baía de Sepetiba/RJ.

2.3 Medidas morfológicas e atributos funcionais

Foram mensuradas 17 medidas morfológicas (Figura 6, Tabela 1). A largura do corpo (LC), a abertura da boca (AB), a largura da boca (LB) e o comprimento do rastro branquial (CRb) foram mensuradas utilizando um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm. As outras medidas morfológicas foram determinadas usando o *software* ImageJ (Schneider et al., 2012) (Figura 4 B e C).

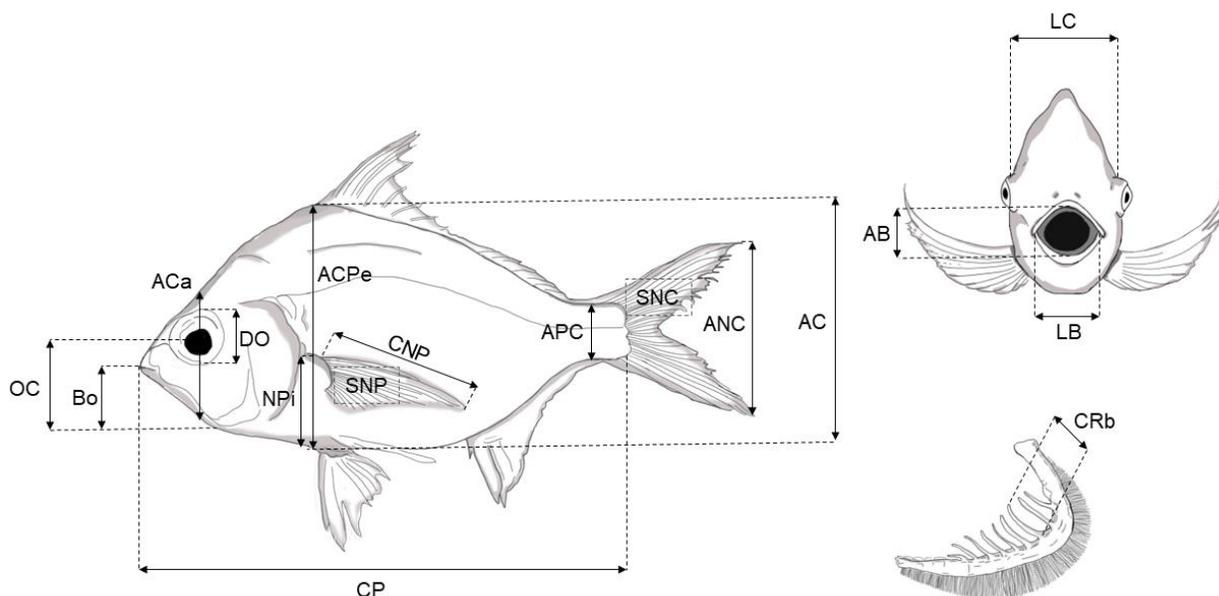


Figura 6. Medidas morfológicas utilizadas para o cálculo dos atributos funcionais. Os códigos das medidas estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Lista de medidas morfológicas e respectivas descrições. (Continua)

Código	Medida	Descrição
CP	Comprimento do corpo	Comprimento padrão do corpo (ponta do focinho até a base da nadadeira caudal)
AC	Altura do corpo	Altura máxima do corpo
APC	Altura do pedúnculo caudal	Altura mínima do pedúnculo caudal
ANC	Altura da nadadeira caudal	Altura máxima da nadadeira caudal
SNC	Superfície da nadadeira caudal	Área da superfície da nadadeira caudal
NPi	Posição da nadadeira peitoral	Distância vertical entre a inserção superior da nadadeira peitoral até a parte inferior do corpo
ACpe	Altura do corpo na nadadeira peitoral	Altura do corpo ao nível da inserção da nadadeira peitoral
CNP	Comprimento da nadadeira peitoral	Comprimento do maior raio da nadadeira peitoral
SNP	Superfície da nadadeira peitoral	Área da superfície da nadadeira peitoral

Tabela 1. Continuação

ACa	Altura da cabeça	Altura da cabeça ao longo do eixo vertical do olho
DO	Diâmetro do olho	Diâmetro vertical do olho
OC	Posição do olho em relação a cabeça	Distância vertical entre o centro do olho e a parte inferior da cabeça
Bo	Altura da boca	Distância vertical do topo da boca para a parte inferior da cabeça ao longo do eixo da altura da cabeça
LC	Largura do corpo	Largura máxima do corpo
AB	Abertura boca	Altura da boca aberta
LB	Largura boca	Largura da boca aberta
CRb	Comprimento do rastro branquial	Comprimento do maior rastro branquial

As medidas morfológicas foram utilizadas para determinação de 14 atributos funcionais. Cinco atributos funcionais foram relacionados à aquisição de alimentos e nove à locomoção (Tabela 2). A aquisição de alimentos e a locomoção são consideradas as funções mais importantes relacionadas a ecologia (Villéger et al., 2010), por serem processos complexos, essas funções não podem ser descritas utilizando apenas um único atributo funcional (Mason et al., 2007; Villéger et al., 2010).

Tabela 2. Atributos funcionais utilizados, associados à aquisição de alimentos e à locomoção dos peixes utilizados de acordo com Villéger et al. (2010). Códigos das medidas morfológicas (Fórmula) de cada atributo funcional apresentados na Tabela 1.

	Código	Atributos funcional	Fórmula	Significado ecológico
Aquisição de alimento	SBA	Superfície da boca aberta	$\frac{LB \times AB}{LC \times AC}$	Natureza/tamanho dos alimentos capturados
	FBA	Forma da boca aberta	$\frac{AB}{LB}$	Método para capturar itens alimentares
	PBA	Posição da boca aberta	$\frac{Bo}{ACa}$	Método de alimentação na coluna d'água
	CRB	Comprimento do rastro branquial	$\frac{CRb}{ACa}$	Capacidade de filtragem ou proteção branquial
	TO	Tamanho do olho	$\frac{DO}{ACa}$	Detecção de presas
Locomoção	PO	Posição do olho	$\frac{OC}{ACa}$	Posição vertical na coluna d'água
	FTC	Forma transversal do corpo	$\frac{AC}{LC}$	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinamismo
	STC	Superfície transversal do corpo	$\frac{\ln\left(\left(\frac{\pi}{4} \times LC \times AC\right) + 1\right)}{(\ln Mass + 1)}$	Distribuição de massa ao longo do corpo para hidrodinamismo
	PNP	Posição da nadadeira peitoral	$\frac{NPi}{ACpe}$	Uso da nadadeira peitoral para manobrabilidade
	PrNP	Proporção da nadadeira peitoral	$\frac{CNP^2}{SNP}$	Uso da nadadeira peitoral para propulsão
	EPC	Estrangulamento do pedúnculo caudal	$\frac{ANC}{APC}$	Eficiência de propulsão caudal através da redução do arrasto
	PrNC	Proporção da nadadeira caudal	$\frac{ANC^2}{SNC}$	Uso da nadadeira caudal para propulsão e/ou direção
	RSN	Relação da superfície das nadadeiras	$\frac{2 \times SNP}{SNC}$	Principal tipo de propulsão entre as nadadeiras caudal e peitoral
	RSNC	Relação da superfície das nadadeiras para o tamanho do corpo	$\frac{(2 \times SNP) + SNC}{\frac{\pi}{4} \times LC \times AC}$	Eficiência de aceleração e/ou manobrabilidade

Alguns peixes apresentaram morfologia incomum (e.g. peixes sem nadadeira caudal, peixes achatados dorsoventralmente), impedindo que algumas medidas fossem mensuradas e conseqüentemente alguns atributos funcionais fossem determinados. Para essas exceções foram seguidas as seguintes regras definidas por Villéger et al. (2010, 2017) e Brosse et al. (2021): (1) para espécies que não possuem nadadeira caudal definida (e.g., Cynoglossidae, Trichiuridae), o Estrangulamento do Pedúnculo Caudal (EPC) foi definido como 1, assumindo que a altura da nadadeira caudal é igual a altura do pedúnculo caudal; (2) para os Pleuronectiformes a altura do corpo (AC), largura do corpo (LC), altura da cabeça (ACa) e Posição do Olho (PO) foram mensuradas relativamente a posição do peixe no ambiente, assumindo que esses peixes são funcionalmente mais próximos dos peixes achatados dorsoventralmente do que dos peixes comprimidos lateralmente. Dessa forma a Altura do corpo passa a ser a largura do corpo e vice-versa, e a Altura da cabeça foi mensurada como a largura da cabeça. Como os linguados possuem os dois olhos do mesmo lado do corpo, na porção superior da cabeça, a posição do olho foi calculada através da fórmula: $\frac{2 \times DO}{ACa}$, onde DO é o diâmetro do olho e ACa a altura da cabeça. As nadadeiras peitorais dos linguados são consideradas não funcionais (Villéger et al., 2010), portanto a Posição da nadadeira peitoral (PNP) e a Proporção da nadadeira peitoral (PrNP) foram definidas como 0 (zero). Da mesma forma, as espécies que não possuem nadadeira caudal definida (*Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard, 1824) e *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758), a Proporção da Nadadeira Caudal (PrNC) e a Relação das superfícies das nadadeiras (RSN) foram definidas como 0 (zero).

Foram medidos 5 a 6 indivíduos (predominantemente adultos) por espécie quando disponíveis. No caso de espécies com menos de 5 indivíduos, todos os indivíduos foram medidos. A partir das medições individuais, foi obtido um valor médio dos atributos funcionais para cada espécie, assumindo que as variações intraespecíficas são menores que as variações interespecíficas (Dumay et al., 2004; Villéger et al., 2010). Cada atributo funcional foi padronizado para média 0 e o desvio padrão 1, dessa forma cada atributo passa a possuir o mesmo peso, sendo uma unidade adimensional.

2.4 Diversidade taxonômica e funcional

Três índices de diversidade taxonômica foram calculados: índice de Diversidade de Shannon (H'), Dominância de Simpson (SI) e Equitabilidade de Pielou (J). Os índices de Shannon e Simpson são baseados em dois atributos de uma comunidade, riqueza de espécies e equitabilidade, e são as medidas mais comuns de diversidade taxonômica (Mendes et al., 2008). A principal diferença está no peso em que esses índices dão para as espécies raras (Melo, 2008). No índice de Shannon, o peso é intermediário, buscando balancear no índice o peso de ambos os atributos, enquanto na Dominância de Simpson, o peso de espécies raras é pequeno, sendo, assim, uma eficiente medida para dominância (Magurran, 2004; Melo, 2008; Mendes et al., 2008). A Equitabilidade de Pielou (Pielou, 1966), assim como os índices anteriores, mede a diversidade considerando a riqueza e a distribuição da abundância das espécies na comunidade. O valor calculado varia de 0 a 1, onde o valor máximo seria uma comunidade onde todas as espécies possuem a mesma abundância. O índice de Equitabilidade analisado junto com os índices de Shannon e Simpson fornecem uma descrição mais completa da diversidade taxonômica de espécies da comunidade.

Seis índices de diversidade funcional foram calculados: riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) (Villéger et al., 2008), dispersão funcional (FDis) (Laliberte & Legendre, 2010), originalidade funcional (FOri) (Mouillot et al., 2008), e especialização funcional (FSpe) (Bellwood et al., 2006). FRic representa o volume (convex hull) gerado pelo posicionamento da distribuição dos atributos das espécies em um espaço de atributos n-dimensional. A equitabilidade funcional (FEve) mede a regularidade com que o espaço funcional é ocupado pelas espécies, ponderada pela abundância (Villéger et al., 2008; 2010). De acordo com Villéger et al. (2008), este índice atinge valores maiores quando a abundância é distribuída proporcionalmente entre espécies ou quando a distância entre espécies no espaço funcional é regular. FDiv reflete como as abundâncias são distribuídas dentro do volume dos atributos funcionais ocupado pelas espécies. A divergência funcional é baixa quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais que estão próximos do centro de gravidade de variação dentre todos os atributos. Por outro lado, quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais extremos, a divergência funcional é elevada (Villéger et al., 2008; Mouillot et al., 2013). A dispersão funcional (FDis) mede a distância média de cada espécie ao centroide de todas as espécies, dentro do espaço funcional multidimensional, que por sua vez é deslocado em direção às espécies mais abundantes (Laliberté & Legendre, 2010). FOri reflete o grau de “exclusividade” (o oposto de redundância) dos atributos funcionais na comunidade (Mouillot et

al., 2013), e é expresso como a distância média entre cada espécie e seu vizinho mais próximo no espaço funcional (Leitão, 2015). FSpe representa a “distinção” das características dos atributos funcionais na assembleia, e é expresso como a distância média entre cada espécie e a posição média de todas as espécies no espaço funcional (Bellwood et al., 2006; Leitão, 2015).

O cálculo de todos os índices foi realizado no ambiente R (R Core Team, 2022). Os índices de diversidade taxonômica foram calculados utilizando a função *diversity* do pacote “vegan” (Oksanen et al., 2022), enquanto os índices de diversidade funcional foram calculados utilizando o pacote mFD (Magneville et al., 2021). Para a construção do *Script* para o cálculo e construção dos gráficos dos índices referidos, foi utilizado o tutorial fornecido por Camille Magneville (disponível em <https://cmlmagneville.github.io/mFD/>)

2.5 Tratamento estatístico

Antes de serem usados nas análises multivariadas, os dados ambientais foram padronizados (centrados pela média e reduzidos à unidade do desvio padrão) para eliminar os efeitos das diferentes escalas de medição, tornando-os assim, adimensionais. Cada variável ambiental foi comparada entre as zonas e estações do ano, utilizando uma análise permutacional de variância (PERMANOVA; função *adonis2* no pacote “vegan”; Oksanen et al., 2022) na matriz de distância euclidiana (Anderson et al., 2011). Todas as PERMANOVAS foram feitas utilizando 999 permutações para calcular os valores de p, e seguindo o mesmo desenho, sendo as zonas (três níveis: interna, central e externa) e estações (quatro níveis: outono, inverno, primavera e verão) fatores fixos, e os locais de amostragem aninhados nas zonas. Quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0,01$), comparações pareadas (função *pairwise.adonis* no pacote “pairwiseAdonis”; Arbizu, 2017) entre os grupos foram realizadas. Para identificar os padrões espaciais das variáveis ambientais foi feita uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para melhor visualização das variações das variáveis ambientais foram confeccionados boxplots.

A riqueza de espécies, abundância e biomassa foram comparadas entre as zonas. Para isso, foi utilizada uma PERMANOVA sobre uma matriz de semelhança de Bray-Curtis. As permutações e o desenho da PERMANOVA seguiram as mesmas configurações das variáveis ambientais. Previamente às análises, os dados de abundância e biomassa sofreram a transformação $\log(x+1)$ para diminuir o peso das espécies mais abundantes. Quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0,05$), comparações pareadas entre os grupos foram realizadas. Os padrões espaciais

da composição da ictiofauna foram avaliados através da ordenação do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) aplicada a uma matriz de distância de Bray-Curtis. Para determinar se alguma espécie estava associada a uma determinada zona, foi utilizado o índice de valor indicador (IndVal; função *multipatt* do pacote “*indicspecies*”; Cáceres & Legendre, 2009). O valor indicador de cada espécie é baseado na especificidade (a abundância relativa de cada espécie em cada zona) e fidelidade (a frequência relativa de cada espécie em cada zona) que são incorporados à fórmula: $IndVal_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$, onde, $IndVal_{ij}$ é o valor do indicador para a espécie *i* na zona *j*, A_{ij} é a abundância relativa da espécie *i* na zona *j*, e B_{ij} é a frequência relativa da espécie *i* na zona *j*.

Para construir o espaço funcional, utilizamos a análise das coordenadas principais (PCoA) sobre uma matriz de distância euclidiana obtida da matriz atributos \times espécies. Para esta análise utilizamos o pacote estatístico PRIMER 6 versão 6.1.13. & PERMANOVA versão 1.0.3 (Anderson et al., 2008). Os índices de diversidade taxonômica (Diversidade de Shannon, Dominância de Simpson e Equitabilidade de Pielou) e os índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv, FDis, FOrl e FSpe) foram comparados entre as zonas e estações utilizando a PERMANOVA baseada na distância euclidiana. Foram usadas 999 permutações, seguindo o mesmo desenho das variáveis ambientais. Diferenças significativas entre os índices ($p < 0,05$) foram seguidas por testes de comparação par a par. Para avaliar associações entre os índices de diversidade e as variáveis ambientais, foram utilizados testes de correlação não paramétrico de Spearman. O modelo de regressão múltipla (função “*lm*” no pacote “*stats*” em R) foi aplicado para estimar a influência das variáveis ambientais em cada índice. A variação explicada dos preditores nos índices de diversidade foi indicada pelo coeficiente de determinação do modelo (R^2).

Todas as análises estatísticas, com exceção da PCoA, foram realizadas no ambiente R (versão 3.6.3; R Core Team, 2022) com os pacotes “*vegan*” (Oksanen et al., 2022), “*corrplot*” (Wei & Simko, 2021), “*Hmisc*” (Harrell, 2022), “*ggplot2*” (Wickham, 2016) e “*FactoMineR*” (Lê et al., 2008).

3 RESULTADOS

3.1 Condições ambientais

As condições ambientais da Baía de Sepetiba variaram significativamente entre zonas ($F = 19,09$, $p = 0,001$) e estações ($F = 19,89$, $p = 0,001$), e com interações zona *versus* estação significativas, mas com baixos valores de F ($F = 2,76$, $p = 0,001$). A transparência ($F = 26,75$, $p = 0,001$) e a profundidade ($F = 19,19$, $p = 0,001$) foram significativamente diferentes entre as zonas interna e externa, porém não entre as estações. A zona interna apresentou menores transparências e profundidades com valores médios de $1,9 \pm 0,4$ e $6,4 \pm 2,1$ m respectivamente, enquanto a zona externa apresentou médias de $3 \pm 0,9$ m e $11,7 \pm 3,5$ m. O pH ($F = 126,35$, $p = 0,001$), a salinidade ($F = 53,19$, $p = 0,001$) e a temperatura ($F = 42,49$, $p = 0,001$) variaram significativamente entre as estações, porém não entre as zonas, embora algumas tendências tenham sido detectadas. O pH foi menor no inverno (média = $6,8 \pm 0,03$), diferindo das demais estações (7,4 – 8,7). A salinidade foi maior no verão (média = $31,3 \pm 3,2$) comparadas com a primavera (média = $25,1 \pm 0,7$). A temperatura foi significativamente maior no verão (média = $26,5 \pm 0,8$ °C) em relação as outras estações (22,5 – 24,9 °C). Embora não tenha apresentado diferenças significativas, o pH e salinidade apresentaram tendências de elevação da zona interna para a externa, enquanto a temperatura apresentou o inverso desta tendência, aumentando da zona externa para a interna (Figura 7). A turbidez e o ORP não diferiram significativamente entre as zonas e estações, embora algumas tendências tenham sido encontradas. A turbidez diminuiu da zona interna (média = $3,6 \pm 1,9$ FNU) para a zona externa (média = $2,7 \pm 1,1$ FNU), sendo menor no inverno ($2,3 \pm 0,7$ FNU) em relação ao verão ($4,1 \pm 2$). Por outro lado, o ORP apresentou maiores valores na zona central (média = $195,1 \pm 39,1$ mV) comparada com as outras zonas (107,6 – 244,8 mV), apresentando o maior valor no outono (média = $209,6 \pm 31,5$ mV) e decrescendo até o verão (média = $148,8 \pm 25,8$ mV). O substrato variou de predominantemente lodoso na zona interna, lodoso com cascalho na zona central, enquanto na zona externa foi predominante areia/cascalho. Como as interações zona vs. estação foram irrelevantes, e tendo conhecimento de que a composição da ictiofauna varia mais significativamente entre as zonas do que entre estações do ano (Azevedo et al., 2007), no presente estudo foram priorizadas as variações espaciais.

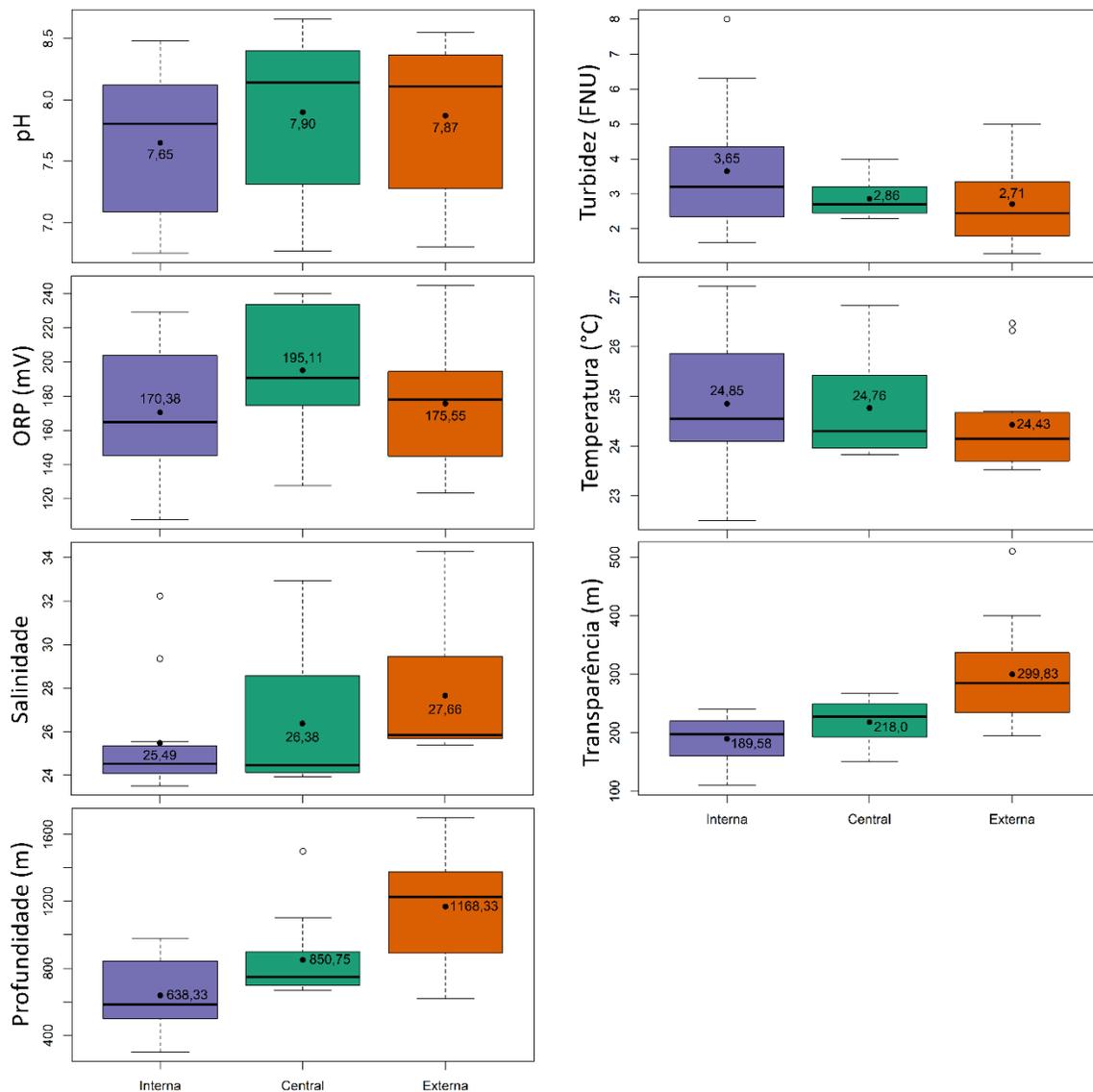


Figura 7. *Boxplots* das variáveis ambientais nas três zonas (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Média é indicada pelos pontos e valores em preto.

As amostras mostram um padrão espacial bem definido em relação as condições ambientais da Baía, detectado através da análise de componentes principais (PCA) (Figura 8). Os dois primeiros eixos da PCA explicaram juntos 61,62% da variação dos dados (Figura 8). O primeiro eixo possui a maior explicação (34,29%), e foi associado positivamente com a transparência (0,49), profundidade (0,44) e o substrato mais grosseiro (0,35) (Tabela 3). Os maiores valores dessas variáveis estão mais associados as amostras da zona externa. Por outro lado, amostras da zona interna foram associadas as maiores turbidez e temperatura, variáveis relacionadas negativamente com o primeiro eixo. Em geral, as amostras da zona central apresentaram valores intermediários para estas variáveis e foram posicionadas mais próximas ao centro do eixo 1. O segundo eixo foi 20

relacionado positivamente com o ORP (0,35) e negativamente com a Salinidade (-0,55) e Temperatura (-0,41) e substrato grosso (-0,36).

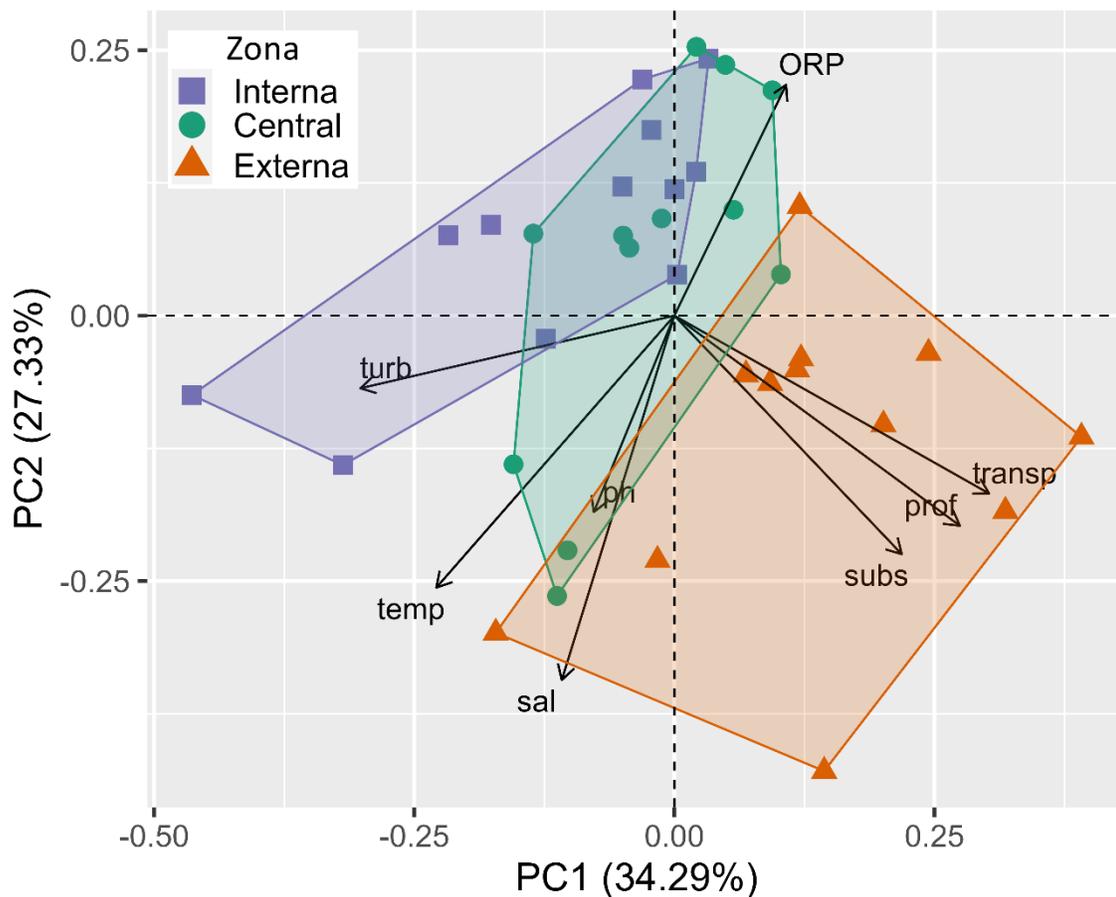


Figura 8. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). Os códigos das variáveis estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3. Correlação dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil).

Variáveis ambientais	Código	PC1	PC2
Substrato	subs	0,35	-0,36
pH	ph	-0,12	-0,30
Potencial de oxidação-redução	ORP	0,17	0,35
Salinidade	sal	-0,17	-0,55
Turbidez	turb	-0,48	-0,11
Temperatura	temp	-0,37	-0,41
Transparência	transp	0,49	-0,27
Profundidade	prof	0,44	-0,32
Explicação da variância (%)		34,29	27,33

3.2 Ictiofauna

Um total de 39.582 indivíduos foram amostrados, pertencentes a 62 espécies, 47 gêneros, 25 famílias e 15 ordens (Anexo 1). A riqueza ($F = 4,87$, $p = 0,021$), abundância ($F = 5,12$, $p = 0,001$) e biomassa ($F = 2,95$, $p = 0,001$) foram significativamente diferentes entre as zonas da Baía. Observou-se um aumento da riqueza de espécies e uma concomitante diminuição da abundância e biomassa de peixes da zona interna para a zona externa (Tabela 4). A zona interna apresentou a maior abundância de peixes, com um total de 30.102 indivíduos distribuídos em 34 espécies. Destes, 95,83% foram referentes a uma única espécie, o bagre-amarelo *Cathorops spixii*. (Agassiz, 1829) A zona central apresentou 6.852 indivíduos, distribuídos em 40 espécies, sendo que 81,68% da abundância também foi de *C. spixii*. Comparada às outras zonas, a zona externa apresentou a menor abundância (2.628 indivíduos) e a maior riqueza de espécies (45 espécies). As espécies *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945) (26,90%), *C. spixii* (17,39%) e *Ctenosciaena gracilicirrhus* (Metzelaar, 1919) (14,8%) representaram mais da metade da abundância total desta zona. Em termos de biomassa, *C. spixii* foi dominante nas três zonas representando 86,98%, 78,62% e 56,12% da biomassa da zona interna, central e externa, respectivamente.

Tabela 4. Riqueza (número total de espécies), Abundância (número total de indivíduos) e Biomassa (peso total de indivíduos) de peixes nas três zonas da Baía de Sepetiba.

Zona	Riqueza	Abundância	Biomassa (kg)
Interna	34	30102	617,20
Central	40	6852	183,98
Externa	45	2628	134,12
Total	62	39582	935,30

Um padrão de mudança na estrutura das assembleias de peixes foi encontrado entre as três zonas estudadas (Figura 9). A zona interna foi diferente da zona externa, e zona central se mostrou intermediária com pontos distribuídos entre as outras duas zonas (Figura 9). Algumas espécies ocorreram exclusivamente em determinada zona, sendo: zona interna com sete espécies exclusivas: *Caranx crysos* (Mitchill, 1815), *Centropomus parallelus* Poey, 1860, *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801), *Etropus longimanus* Norman, 1933, *Selene setapinnis* (Mitchill, 1815), *Selene vômer* (Linnaeus, 1758), *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900; zona central com oito espécies exclusivas: *Achirus lineatus* (Linnaeus, 1758), *Anchoa januaria* (Steindachner, 1879),

Dactylopterus volitans (Linnaeus, 1758), *Genyatremus luteus* (Bloch, 1790), *Gobionellus oceanicus* (Pallas, 1770), *Stephanolepis hispida* (Linnaeus, 1766), *Trachurus lathami* Nichols, 1920 e *Trichiurus lepturus*; e zona externa com quinze espécies exclusivas: *Anchoa tricolor* (Spix & Agassiz, 1829), *Caranx latus* Agassiz, 1831, *Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758), *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830), *Dules auriga* Cuvier, 1829, *Isopisthus parvipinnis* (Cuvier, 1830), *Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830), *Pomadasys ramosus* (Poey, 1860), *Scorpaena isthmensis* Meek & Hildebrand, 1928, *Stellifer brasiliensis*, *Syngnathus folletti* Herald, 1942, *Synodus foetens* (Linnaeus, 1766), *Syacium micrurum* Ranzani, 1842 e *Upeneus parvus* Poey, 1852.

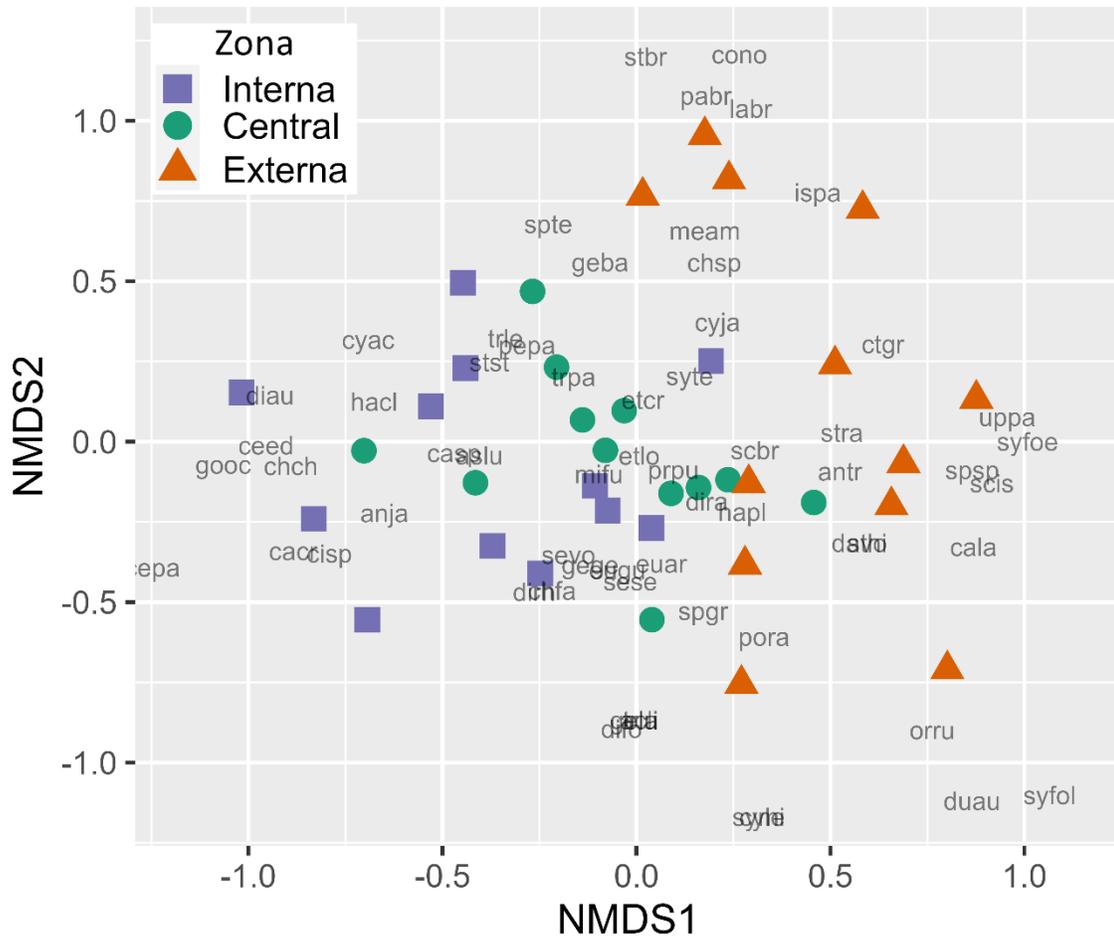


Figura 9. Diagrama de ordenação do escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), com amostras codificadas por zonas (interna, central e externa), sobre abundância das espécies da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Os códigos das espécies estão descritos no Anexo 1.

Alguns peixes foram indicadores de determinada zona, conforme demonstrado pelo IndVal (Tabela 5). O bagre *C. spixii* (stat = 0,99, p = 0,005) foi selecionado como espécie indicadora das zonas interna e central. Essa espécie tem alta probabilidade de estar restrita a essas zonas (componente A do IndVal = 0,98) e ocorreu em todas as amostras (componente B do IndVal = 1). Foram selecionadas seis espécies indicadoras para a zona externa. Dentre elas *Anchoa tricolor*, *Upeneus parvus* e *Ctenosciaena gracilicirrhus* que foram restritas a esta zona (componente A do IndVal = 1), enquanto *Larimus breviceps* Cuvier, 1830, *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) e *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner, 1875) possuem alta probabilidade de ocorrência. De acordo com o componente B do IndVal as seis espécies possuem 25 a 41,6% de probabilidade de ocorrer na zona externa.

Tabela 5. Espécies indicadoras para as zonas da Baía de Sepetiba. Os componentes A e B variam de 0 a 1 e indicam, respectivamente, a probabilidade de uma espécie estar restrito a uma determinada zona e a probabilidade de todas as amostras de uma determinada zona conterem essa espécie. O Stat (estatística de teste) é a associação entre uma determinada espécie e uma zona específica. *p < 0,05; **p < 0,01.

Zona/Espécies	A	B	Stat	p	
Interna + Central					
<i>Cathorops spixii</i>	0,986	1	0,993	0,005	**
Externa					
<i>Anchoa tricolor</i>	1	0,417	0,645	0,01	**
<i>Upeneus parvus</i>	1	0,417	0,645	0,005	**
<i>Larimus breviceps</i>	0,989	0,417	0,642	0,005	**
<i>Menticirrhus americanus</i>	0,844	0,417	0,593	0,04	*
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	0,967	0,333	0,568	0,025	*
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	1	0,25	0,5	0,05	*

3.3 Composição taxonômica e funcional

A Análise de coordenadas principais (PCoA) sobre os atributos funcionais (Figura 10) revelou que 50,8% da variação total foi explicada pelo primeiro eixo (PCO 1) e 15,7% pelo segundo eixo (PCO 2). Esta análise permitiu distinguir seis grupos funcionais principais. O primeiro grupo (I) foi relacionado negativamente com o primeiro eixo, e foi formado por espécies bentônicas, que tem estreita proximidade com o substrato, baixa mobilidade e corpo assimétrico lateralmente achatado, composto pelos linguados *Achirus lineatus*, *Citharichthys spilopterus* Günther, 1862, *Etropus crossotus* Jordan & Gilbert, 1882, *Etropus longimanus*, *Syacium micrurum*, *Symphurus*

Os índices de diversidade taxonômica foram significativamente diferentes entre as zonas ($F = 7,15$, $p = 0,010$), mas não entre as estações ($F = 2,83$, $p = 0,065$). Também não foram encontradas interações significantes entre as zonas e estações estudadas. Comparações pareadas mostraram diferenças significativas ($p < 0,05$) nos índices de Diversidade de Shannon e Equitabilidade de Pielou, sendo a zona externa diferente das outras zonas (Tabela 6). Tais índices foram menores na zona interna, com valores crescentes na zona central e externa, indicando maior diversidade e equitabilidade nesta última. O índice de Dominância de Simpson seguiu um padrão contrário aos demais índices de diversidade taxonômica, sendo maior na zona interna, indicando maior dominância nesta zona.

Tabela 6. Média e desvio padrão dos índices taxonômicos e funcionais nas assembleias de peixes da Baía de Sepetiba, Brasil. Código dos índices, conforme Material e Métodos. ns, não significativo; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$.

Índices	Zona			F
	Interna	Central	Externa	
Diversidade taxonômica				
Shannon	$0,75 \pm 0,65^a$	$1,06 \pm 0,65^a$	$1,69 \pm 0,49^b$	7,81 **
Simpson	$0,65 \pm 0,31^a$	$0,54 \pm 0,28^{ab}$	$0,29 \pm 0,17^b$	5,70 *
Pielou	$0,35 \pm 0,30^a$	$0,45 \pm 0,26^a$	$0,69 \pm 0,19^b$	5,24 *
Diversidade Funcional				
FRic	$0,01 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,02$	$0,02 \pm 0,01$	0,76 ns
FEve	$0,63 \pm 0,11$	$0,59 \pm 0,09$	$0,66 \pm 0,07$	2,63 ns
FDiv	$0,55 \pm 0,11^a$	$0,61 \pm 0,06^{ab}$	$0,67 \pm 0,05^b$	7,12 **
FDis	$0,25 \pm 0,07$	$0,25 \pm 0,07$	$0,27 \pm 0,03$	0,38 ns
FOri	$0,12 \pm 0,03$	$0,12 \pm 0,03$	$0,11 \pm 0,01$	0,67 ns
FSpe	$0,19 \pm 0,04$	$0,18 \pm 0,03$	$0,17 \pm 0,03$	1,02 ns

Dos seis índices de diversidade funcional calculados para as três zonas estudadas, apenas o índice FDiv apresentou diferença significativa entre as zonas ($F = 7,12$, $p = 0,005$), com maiores valores na zona externa e menores na zona interna (Tabela 6). A comparação pareada mostrou diferenças significativas entre a zona interna e externa ($F = 10,44$, $p = 0,006$), enquanto a zona central não diferiu significativamente das outras duas zonas. Na Figura 11 onde o espaço funcional das espécies é apresentado, cada espécie é plotada de acordo com os valores dos atributos correspondentes. Na zona interna *C. spixii* e *A. luniscutis* foram as espécies mais abundantes com atributos funcionais menos exclusivos (próximo ao centro de gravidade). Na zona central, há uma diminuição da abundância de *C. spixii* e *A. luniscutis* e o aumento da abundância de outras espécies

como *G. genidens*, *Eucinostomus argenteus* Baird & Girard, 1855, *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) e *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766). Já na zona externa a espécie mais abundante foi *S. brasiliensis*, e o bagre *C. spixii* passou a ser a segunda mais abundante. Esta é uma zona que aparenta ter abundância mais equitativamente distribuída entre as espécies. Em geral, a maioria dos índices funcionais foram maiores na zona externa, exceto FOr e FSpe.

A correlação de Spearman revelou correlações significativas entre todos os índices de diversidade taxonômica (riqueza, Shannon, Simpson e Equitabilidade) com o substrato, transparência e a profundidade (Figura 12). Somente a equitabilidade de Pielou foi significativamente relacionada com a salinidade. Os índices de diversidade funcional (FRic, FEve, FDiv e FSpe) foram significativamente correlacionados com algumas das variáveis ambientais. FRic foi positivamente correlacionado com o substrato e a transparência. FEve foi forte e negativamente correlacionado com a temperatura. FDiv foi positivamente correlacionado com o substrato e a salinidade, enquanto FSpe foi forte e negativamente correlacionado com a transparência e a profundidade. Comparados aos índices de diversidade funcional (exceto FDiv), as variáveis ambientais mostraram maiores correlações com os índices de diversidade taxonômica com mais variação explicada (Figura 12).

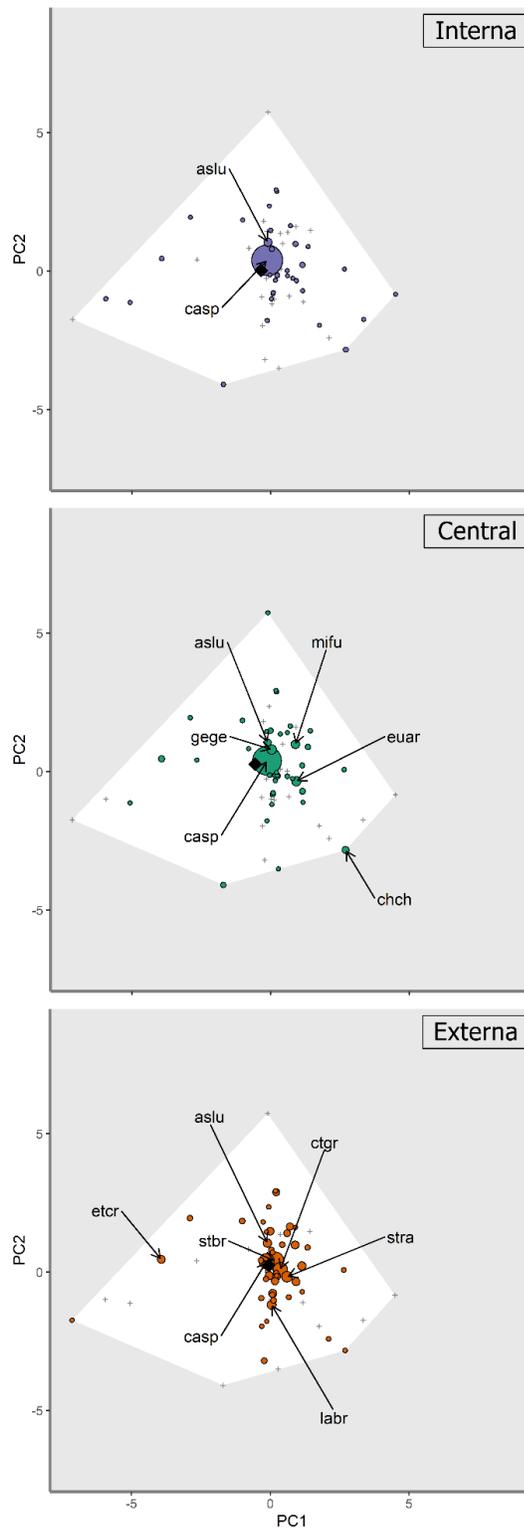


Figura 11. Gráfico de divergência funcional (FDiv) para as três zonas amostradas da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). Os círculos representam as espécies presentes em cada assembleia e o diâmetro é proporcional a abundância delas. O losango preto indica a posição do centro de gravidade das espécies no espaço funcional. Os pequenos símbolos de + representam espécies ausentes na zona indicada, mas presente em outras zonas.

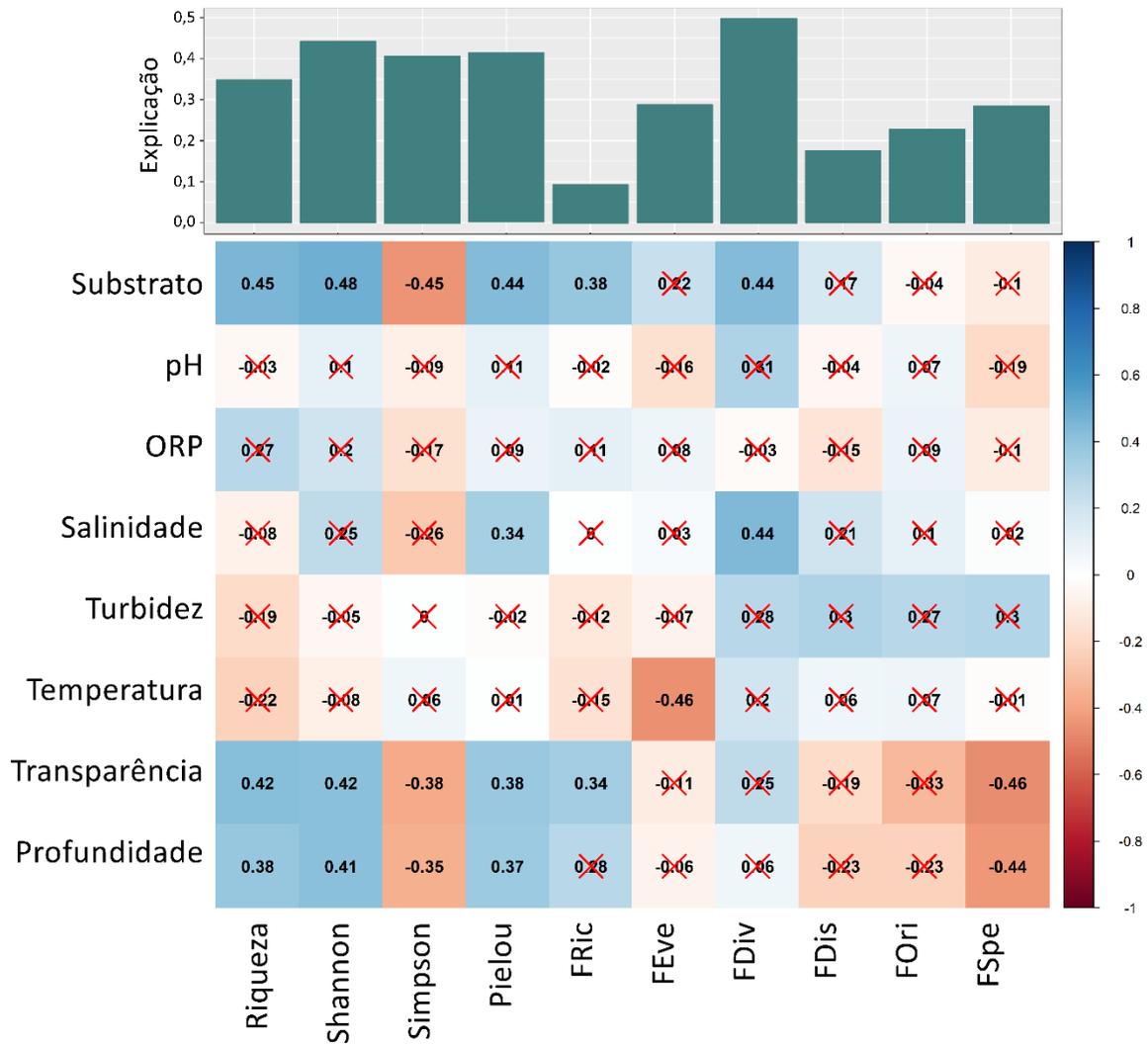


Figura 12. Correlação de Spearman entre variáveis ambientais e os índices de diversidade da Baía de Sepetiba/RJ (azul representa correlação positiva e vermelho representa correlação negativa). Gráfico de barra representa a explicação das variáveis ambientais nos índices de diversidade.

4 DISCUSSÃO

Uma variação na ictiofauna entre as zonas estudadas na Baía de Sepetiba foi detectada neste trabalho, como indicado pelas maiores riqueza e diversidade taxonômicas e pela maior divergência funcional (FDiv) na zona externa comparada com a zona interna. A FDiv foi o único índice funcional significativamente diferente entre as zonas, o que sugere um maior grau de diferenciação no uso dos recursos nesta zona e também uma distribuição mais regular na abundância das espécies com atributos mais extremos. Elevados valores de FDiv ($>0,5$) indicam diferentes funções e formas de utilização dos recursos, o que corresponde a um elevado grau de diferenciação de nicho (Mason et al., 2005; Mouillot et al., 2013; Dolbeth et al., 2016). Por outro lado, a zona interna apresentou os menores valores de FDiv, sugerindo uma maior competição por recursos (Dolbeth et al., 2016), e que nesta zona existem espécies com determinados atributos funcionais muito abundantes.

Não foram detectadas diferenças significativas na diversidade de taxonômica ou funcional das espécies entre as estações do ano. Estudos anteriores considerando aspectos taxonômicos (*e.g.* Araújo et al., 2016; Camara et al., 2019) reportaram que a variação espacial explica bem melhor a variação da ictiofauna comparada com a variação sazonal. Além disto, a riqueza de espécies estimada através de curvas de rarefação indicou que os efeitos sazonais na Baía de Sepetiba são negligíveis (Gomes-Gonçalves, 2021; Camara et al., 2019). Por outro lado, neste estudo, a espacialidade demonstrou um papel importante da determinação da estrutura taxonômica e funcional das assembleias, com a riqueza de espécies aumentando da zona interna para zona externa enquanto a abundância e biomassa aumentou da zona externa para a interna. A zona interna tem sido caracterizada como uma área mais estressante devido a maior influência antrópica, e recebendo maiores aportes de nutrientes e poluentes (Pereira et al., 2015; Gomes-Gonçalves et al., 2020; Gomes-Gonçalves & Araújo, 2022). A menor diversidade taxonômica nesta zona pode estar relacionada a dificuldade de dispersão das espécies, uma vez que ambientes alterados podem dificultar a dispersão, favorecendo o isolamento das populações, e criando certa estabilidade na composição das assembleias (Moreno & Halffer, 2001, Gomes-Gonçalves et al., 2020). Isto poderia estar filtrando determinadas espécies ou atributos que não encontrariam condições favoráveis nesta zona. Por outro lado, as espécies que se adaptaram a estas condições estressantes (*e.g.*, bagres, carapebas e corvina) seriam favorecidas pela grande disponibilidade de recursos o que resultaria em elevadas abundâncias e biomassa.

Os bagres marinhos constituíram o grupo funcional mais abundante em número e biomassa, e foram caracterizados por serem espécies bentônicas com corpo achatado dorsoventralmente, bocas relativamente grandes em posição subterminal. Este grupo predominou na zona interna, onde a elevada abundância destas espécies com estes atributos contribuiu para os menores valores de FDiv. O grande grupo formado pela maioria das espécies compreende uma ampla faixa de valores de distribuição de massa corporal (ampla variação na STC- superfície transversal do corpo). Este grupo é principalmente pelágico, com boa capacidade de natação e uma grande variedade de possibilidades de alimentação. Estas características podem ser benéficas ao enfrentar distúrbios, permitindo melhor uso das fontes de alimentos e a possibilidade de fugir de condições tóxicas em locais e horários específicos (Dolbeth et al., 2016). Algumas formas distintas só foram encontradas na zona interna, como peixes altamente comprimidos, *S. vomer* e *S. setapinnis* pertencentes ao grupo VI, assim como o linguado *E. longimanus* do grupo I, e o baiacu *S. greeleyi* do grupo III. Por outro lado, as espécies registradas exclusivamente na zona externa, com exceção do linguado *S. micrurum*, pertencem todas ao grupo I, indicando maior homogeneidade de forma. A maior riqueza de espécies do grupo VI na zona externa sugere uma maior redundância de atributos funcionais nesta zona.

A maior dominância de Simpson na zona interna é explicada pela presença de uma espécie dominante, o bagre-amarelo *C. spixii* (Ariidae), que pode estar relacionada com uma série de fatores associados à sua biologia alimentar e reprodutiva, como o hábito alimentar generalista, que inclui grandes quantidades de Poliquetas, Copepodas e Ostracoda, itens abundantes no interior da baía (Guedes et al., 2015). A elevada ocorrência de *C. spixii* que também apresentou maior IndVal para as zonas interna e central, foi inesperada, uma vez que as maiores abundâncias registradas anteriormente pertenciam ao também ariídeo *G. genidens*, enquanto *C. spixii* ocupava o segundo lugar (Araújo et al., 2016; Gomes-Gonçalves & Araújo, 2022). Os bagres marinhos da família Ariidae tendem a ser um dos grupos de peixes mais abundantes na zona interna das baías tropicais, caracterizado por menores valores de transparência e salinidade (Azevedo et al., 1999). Além disso, este padrão também pode ser relacionado com a estratégia reprodutiva destas espécies que desovam em águas de baixa salinidade, tais como os cursos inferiores dos rios e lagoas costeiras (Gomes et al., 1999). As maiores contribuições de rios e riachos no interior da Baía, favorecem o desenvolvimento dos bagres marinhos, bem como trazem maiores aportes de nutrientes que servem de alimento direto para estas espécies e/ou fortalecem toda cadeia trófica deste sistema.

A maior riqueza, diversidade e equitabilidade taxonômica na zona externa está associada à maior influência marinha, com condições mais amenas como temperaturas mais baixas e com menor variação, maiores salinidade e transparência e fundo predominado por areia e cascalho. Essas condições mais estáveis e parecidas com o ambiente marinho podem permitir o estabelecimento de espécies mais sensíveis a variações ambientais. Além disso, os peixes podem entrar e sair mais facilmente, dependendo das condições da baía devido a maior ligação com o mar desta zona. Segundo Azevedo et al. (2007), a maior complexidade de habitats na zona exterior, devido à presença de várias ilhas e de um tipo de sedimento mais diversificado, tem permitido diversidade trófica nas assembleias. A abundância é mais equitativamente distribuída entre as espécies na zona externa, bem como entre os atributos funcionais, com *C. gracilicirrhus*, *Cynoscion jamaicensis* (Vaillant & Bocourt, 1883), *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829), *E. crossotus*, *L. breviceps*, *M. americanos*, *S. brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) mais abundantes nesta zona, alimentando-se principalmente de macrofauna bentônica, peixes e uma variedade de outros itens menores (Azevedo et al., 2007; Guedes et al., 2015). Embora não se tenha evidências de relações de dependência entre as variáveis ambientais citadas e a correlação positiva delas com os índices taxonômicos e com FDiv, este padrão pode estar relacionado com as características espaciais desta zona de transição entre o ambiente marinhos e a baía, favorecendo uma ampla distribuição de espécies.

Mudanças nas condições ambientais podem causar variações na composição das espécies, e por sua vez podem levar a variação da composição dos atributos funcionais e da diversidade funcional das assembleias (Kuang et al., 2021). A maioria dos índices funcionais não diferiram significativamente entre as zonas e apresentaram baixa explicação das variáveis estudadas. No entanto, a FEve foi maior na zona externa, sendo negativamente correlacionada com a temperatura. FEve descreve como a abundância das espécies é distribuída em um espaço funcional. Valores de FEve elevados geralmente indicam uma distribuição regular dos atributos em relação a abundância das espécies, e valores baixos indicam a ocorrência de agrupamento de atributos em relação a abundância das espécies (Schleuter et al., 2010; Dolbeth et al., 2016).

A zona interna apresentou maiores valores de FSpe e FOr_i, sugerindo que o ambiente está filtrando diferentes atributos funcionais. A FSpe foi negativamente correlacionada com a transparência e profundidade. FSpe representa a distinção das características dos atributos funcionais na assembleia, ou seja, a distância média de uma espécie em um espaço funcional do resto do *pool* de espécies (Mouillot et al., 2013) e têm sido associadas a alterações ambientais

(Rodrigues-Filho et al., 2018). FOrí reflete o grau de exclusividade dos atributos funcionais na comunidade (inverso da redundância), representando o isolamento de uma espécie em um espaço funcional (Mouillot, 2013). Gomes-Gonçalves et al. (2020) identificou uma significativa diminuição da FOrí na zona externa da Baía em um estudo temporal, também com menores valores FSpe, indicando maior redundância funcional nesta zona. Ainda que FOrí não tenha sido significativamente diferente entre as zonas, nem correlacionado com as variáveis ambientais, este índice foi menor na zona externa. Os baixos valores deste índice, associado a baixa FSpe, podem indicar a redundância de atributos funcionais. No entanto, ainda não está claro como as variações ambientais podem determinar a estrutura das assembleias, embora tenha sido demonstrado que mudanças na FSpe e FOrí também podem estar relacionadas com alterações nas condições locais (Brandl et al., 2016; Leitão et al., 2018).

5 CONCLUSÕES

Neste estudo, os atributos funcionais dos peixes foram usados para descrever a diversidade funcional das assembleias de peixes e explorar a relação entre os atributos funcionais e as condições ambientais da Baía de Sepetiba. Os resultados sugerem que as diferenças espaciais na estrutura da assembleia são mais importantes que as sazonais, e que certos fatores ambientais, como turbidez, transparência, profundidade, temperatura e o tipo de substrato são os principais impulsionadores da composição das assembleias de peixes da Baía. A zona externa apresentou a maior diversidade de espécies, por outro lado demonstrou maior redundância dos atributos funcionais. Villéger et al. (2010) chegaram a um paradoxo ao identificar a perda de diversidade funcional resultante da perda de especialização funcional após um distúrbio ambiental com o aumento da riqueza de espécies. A menor redundância funcional na zona interna representa atributos funcionais complementares. Impactos nesta zona poderia causar perdas de espécies que desempenham funções únicas, causando o desequilíbrio na estrutura das assembleias e colocando em risco seus papéis ecossistêmicos. Estes resultados sugerem que a diversidade de atributos funcionais, além da riqueza de espécies e medidas tradicionais de diversidade taxonômica, devem ser consideradas nos projetos ambientais. Neste sentido, a zona interna, que já vem sendo impactada há algumas décadas, e deveria ser considerada como prioridade nas políticas de conservação.

6 REFERÊNCIAS

- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., ... & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, *14*(1), 19-28. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01552>.
- Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. *Primer-E, Plymouth, UK*.
- Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C., de Araújo Silva, M., Pessanha, A. L. M., Gomes, I. D., & da Cruz-Filho, A. G. (2002). Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, *25*(3), 441-450. DOI: 10.1007/BF02695986
- Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C., & Guedes, A. P. P. (2016). Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, *3*, 107-118. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.06.001>.
- Araújo, F. G., Pinto, S. M., Neves, L. M., & Azevedo, M. C. C. (2017). Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities? *Marine Pollution Bulletin*, *114*(1), 102-113. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.063.
- Araújo, F. G., Teixeira, T. P., Guedes, A. P. P., de Azevedo, M. C. C., & Pessanha, A. L. M. (2018). Shifts in the abundance and distribution of shallow water fish fauna on the southeastern Brazilian coast: a response to climate change. *Hydrobiologia*, *814*(1), 205-218. DOI: 10.1007/s10750-018-3537-8.
- Arbizu, P. M. (2017). `_pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis_`. R package version 0.4.
- Azevedo, M. C. C., Araújo, F. G., Pessanha, A. L. M., & de Araújo Silva, M. (2006). Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: A null model analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *66*(1-2), 315-322. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.09.006.
- Azevedo, M. C. C., Araújo, F. G., Cruz-Filho, A. G., Gomes, I. D., & Pessanha, A. L. M. (1999). Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista brasileira de biologia*, *59*, 443-454. DOI: 10.1590/S0034-71081999000300009.
- Azevedo, M. C. C., Araújo, F. G., Cruz-Filho, A. G., Pessanha, A. L. M., de Araújo Silva, M., & Guedes, A. P. P. (2007). Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *75*(4), 468-480. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.05.027.
- Azevedo, M. C. C., Gomes-Gonçalves, R. S., Mattos, T. M., Uehara, W., Guedes, G. H. S., & Araújo, F. G. (2017). Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in Southeastern

- Brazil. *Marine Environmental Research*, 129, 180-188. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.05.007>.
- Barcellos, C., & Lacerda, L. D. D. (1994). Cadmium and zinc source assessment in the Sepetiba Bay and basin region. *Environmental monitoring and Assessment*, 29(2), 183-199. DOI: DOI: 10.1007/BF00546874.
- Bellwood, D. R., Wainwright, P. C., Fulton, C. J., & Hoey, A. S. (2006). Functional versatility supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1582), 101-107. DOI: 10.1098/rspb.2005.3276.
- Brandl, S. J., Emslie, M. J., Ceccarelli, D. M., & T. Richards, Z. (2016). Habitat degradation increases functional originality in highly diverse coral reef fish assemblages. *Ecosphere*, 7(11), e01557. DOI: 10.1002/ecs2.1557.
- Borland, H. P., Gilby, B. L., Henderson, C. J., Connolly, R. M., Gorissen, B., Ortodossi, N. L., ... & Olds, A. D. (2022). Dredging transforms the seafloor and enhances functional diversity in urban seascape. *Science of the Total Environment*, 831, 154811. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154811>.
- Brosse, S., Charpin, N., Su, G., Toussaint, A., Herrera-R, G. A., Tedesco, P. A., & Villéger, S. (2021). FISHMORPH: A global database on morphological traits of freshwater fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 30(12), 2330-2336. DOI: 10.1111/geb.13395.
- Caceres, M. & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, URL <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>
- Camara, E. M., de Azevedo, M. C. C., Franco, T. P., & Araújo, F. G. (2019). Hierarchical partitioning of fish diversity and scale-dependent environmental effects in tropical coastal ecosystems. *Marine environmental research*, 148, 26-38. DOI: 10.1016/j.marenvres.2019.05.006.
- Carvalho, T. L. A. B, Nascimento, A. A., Gomes, I. D., & Araújo, F. G. (2022). Histological changes in fish hepatopancreas and kidney as indicators of environmental quality in tropical bays. *Environmental Biology of Fishes*, 105(7), 917-931. DOI: 10.1007/s10641-022-01300-1.
- Cloern, J. E., Jassby, A. D., Schraga, T. S., Nejad, E., & Martin, C. (2017). Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnology and Oceanography*, 62(S1), S272-S291. DOI: 10.1002/lno.10537.
- Cunha, C. D. L. D. N., Rosman, P. C., Ferreira, A. P., & do Nascimento Monteiro, T. C. (2006). Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay. *Continental Shelf Research*, 26(16), 1940-1953. DOI: 10.1016/j.csr.2006.06.010.
- Dias, A. T., Berg, M. P., de Bello, F., Van Oosten, A. R., Bílá, K., & Moretti, M. (2013). An experimental framework to identify community functional components driving ecosystem processes and services delivery. *Journal of Ecology*, 101(1), 29-37. DOI: 10.1111/1365-2745.12024.

- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, *16*(11), 646-655. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2.
- Dolbeth, M., Vendel, A. L., Pessanha, A., & Patrício, J. (2016). Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, *112*(1-2), 244-254. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.011.
- Dumay, O., Tari, P. S., Tomasini, J. A., & Mouillot, D. (2004). Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, *64*(4), 970-983. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2004.00365.x.
- Eddie, S. M., Jablonski, D., & Valentine, J. W. (2018). Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *115*(4), 732-737. DOI: 10.1073/pnas.1717636115.
- Elliott, M., & McLusky, D. S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, coastal and shelf science*, *55*(6), 815-827. DOI: <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1031>.
- Flynn, D. F., Mirotchnick, N., Jain, M., Palmer, M. I., & Naeem, S. (2011). Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity–ecosystem-function relationships. *Ecology*, *92*(8), 1573-1581. DOI: 10.1890/10-1245.1
- Fontrodonna-Eslava, A., Deacon, A. E., Ramnarine, I. W., & Magurran, A. E. (2021). Numerical abundance and biomass reveal different temporal trends of functional diversity change in tropical fish assemblages. *Journal of Fish Biology*, *99*(3), 1079-1086. DOI: 10.1111/jfb.14812.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2022. FishBase. World Wide Web electronic publication. Acessado em 15/02/2022. www.fishbase.org, version (02/2022).
- Fundação Rio-Águas. (2020). Rios de Janeiro: Um manual dos rios, canais e corpos hídricos da cidade do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.rio.rj.gov.br/>
- Gomes, I. D., Araújo, F. G., Azevêdo, M. C. C. D., & Pessanha, A. L. M. (1999). Biologia reprodutiva dos bagres marinhos *Genidens genidens* (Valenciennes) e *Cathorops spixii* (Agassiz)(Siluriformes, Ariidae), na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, *16*, 171-180. DOI: 10.1590/S0101-81751999000600017.
- Gomes-Gonçalves, R. D. S. (2021). Baía de Sepetiba: avaliação espaço-temporal da ictiofauna e suas relações ambientais. 2021.64p. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.
- Gomes-Gonçalves, R. D. S., Aguiar, F. S., Azevedo, M. C. C., & Araújo, F. G. (2020). Functional stability despite anthropogenic influences on the ichthyofauna of a tropical bay. *Marine Environmental Research*, *159*, 105016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105016>.

- Gomes-Gonçalves, R. D. S., & Araújo, F. G. (2022). Relationships between environmental heterogeneity and fish beta diversity in a tropical bay. *Marine Biology Research*, 1-13. DOI: 10.1080/17451000.2022.2063902.
- Gomes-Gonçalves, R. D. S., Miranda, V. D. R., Freitas, L. A., & Araújo, F. G. (2022). Polychaetes and fish in a tropical bay in southeastern Brazil: Community concordance and influence of environmental variables. *Marine Ecology*, e12722. DOI: <https://doi.org/10.1111/maec.12722>.
- Guedes, A. P. P., Araújo, F. G., Pessanha, A. L., & Milagre, R. R. (2015). Partitioning of the feeding niche along spatial, seasonal and size dimensions by the fish community in a tropical Bay in Southeastern Brazil. *Marine Ecology*, 36(1), 38-56. DOI: 10.1111/maec.12115.
- Granger, V., Bez, N., Fromentin, J. M., Meynard, C., Jadaud, A., & Merigot, B. (2015). Mapping diversity indices: not a trivial issue. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(6), 688-696. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12357>
- Harrell, J. F. (2022). `_Hmisc: Harrell Miscellaneous_`. R package version 4.7-0, <<https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>>.
- Islam, M. S., Hibino, M., & Tanaka, M. (2006). Distribution and diets of larval and juvenile fishes: influence of salinity gradient and turbidity maximum in a temperate estuary in upper Ariake Bay, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68(1-2), 62-74. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.01.010.
- Kuang, T., Chen, W., Huang, S., Liu, L., & Zhou, L. (2021). Environmental drivers of the functional structure of fish communities in the Pearl River Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 263, 107625. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107625>.
- Laurino, I. R., Serafini, T. Z., Costa, T. M., & Christofolletti, R. A. (2021). The role of estuarine macrofaunal patterns for the management of marine protected areas in a changing world. *Journal for Nature Conservation*, 63, 126042. DOI: 10.1016/j.jnc.2021.126042.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305. DOI: 10.1890/08-2244.1.
- Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25, 1-18. DOI: 10.18637/jss.v025.i01.
- Leal Neto, A. D. C., Legey, L. F., González-Araya, M. C., & Jablonski, S. (2006). A system dynamics model for the environmental management of the Sepetiba Bay watershed, Brazil. *Environmental management*, 38(5), 879-888. DOI:10.1007/s00267-005-0211-5.
- Leitão, R. P. (2015). Estrutura funcional e conservação de assembleias de peixes de riachos na Amazônia Brasileira. Tese de Doutorado, Manaus.
- Leitão, R. P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C. G., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., ... & Gardner, T. A. (2018). Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, 41(1), 219-232. DOI: 10.1111/ecog.02845.

- Leprieur, F., Tedesco, P. A., Hugueny, B., Beauchard, O., Dürr, H. H., Brosse, S., & Oberdorff, T. (2011). Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. *Ecology letters*, *14*(4), 325-334. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01589.x>.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., ... & Jackson, J. B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, *312*(5781), 1806-1809. DOI: 10.1126/science.1128035.
- Macário, B. S., Olímpio, M. S., Sales, N. S., & Pessanha, A. L. M. (2021). The effect of habitat structure and the interactions between four juvenile fishes and zooplankton-prey in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *261*, 107528. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107528.
- Magneville, C., Loiseau, N., Albouy, C., Casajus, N., Claverie, T., Escalas, A., Leprieur, F., Maire, E., Mouillot, D., Villeger, S. (2021). *_mFD: A Computation of Functional Spaces and Functional Indices_*. R package version 1.0.0, <<https://github.com/CmlMagneville/mFD>>.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *African Journal of Aquatic Science*, *29*(2), 285-286.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*(1), 112-118. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x.
- Manna, L.R., Rezende, C.F. & Mazzoni, R. (2013). Diversidade funcional de peixes de riacho: Como as Assembleias podem estar organizadas? *Oecologia Australis*, *17*, (3): 402–410. DOI:10.4257/oeco.2013.1703.08.
- Martino, E. J., & Able, K. W. (2003). Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *56*(5-6), 969-987. DOI: 10.1016/S0272-7714(02)00305-0.
- Mason, N. W., Lanoiselée, C., Mouillot, D., Irz, P., & Argillier, C. (2007). Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. *Oecologia*, *153*(2), 441-452. DOI: 10.1007/s00442-007-0727-x.
- McKinley, A. C., Dafforn, K. A., Taylor, M. D., & Johnston, E. L. (2011). High levels of sediment contamination have little influence on estuarine beach fish communities. *PLoS One*, *6*(10), e26353. DOI: 10.1371/journal.pone.0026353.
- Mendes, R. S., Evangelista, L. R., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2008). A unified index to measure ecological diversity and species rarity. *Ecography*, *31*(4), 450-456. 10.1111/j.0906-7590.2008.05469.x.
- Menezes, N. A., & Figueiredo, J. L. (1985). Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil v teleostei (4).

- Melo, A. S. (2008). O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. *Biota Neotropica*, 8, 21-27. DOI: 10.1590/S1676-06032008000300001
- Molisani, M. M., Kjerfve, B., Silva, A. P., & Lacerda, L. D. D. (2006). Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, 331(3-4), 425-433. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.05.038.
- Molisani, M. M., Marins, R. V., Machado, W., Paraquetti, H. H. M., Bidone, E. D., & Lacerda, L. D. D. (2004). Environmental changes in Sepetiba bay, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, 4(1), 17-27. DOI: 10.1007/s10113-003-0060-9.
- Moreno, C. E., & Halffter, G. (2001). Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity & Conservation*, 10(3), 367-382. DOI: 10.1023/a:1016614510040.
- Mouillot, D., Culioli, J. M., Pelletier, D., & Tomasini, J. A. (2008). Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biological Conservation*, 141(6), 1569-1580. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.04.002.
- Mouillot, D., Dumay, O., & Tomasini, J. A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(3-4), 443-456. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.08.022.
- Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3), 167-177. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.004.
- Mouillot, D., Villéger, S., Scherer-Lorenzen, M., & Mason, N. W. (2011). Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PloS one*, 6(3), e17476. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017476>.
- Onabule, O. A., Mitchell, S. B., & Couceiro, F. (2020). The effects of freshwater flow and salinity on turbidity and dissolved oxygen in a shallow Macrotidal estuary: A case study of Portsmouth Harbour. *Ocean & Coastal Management*, 191, 105179. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105179>.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P... & Weedon, J. (2022). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pereira, H. H., Neves, L. M., da Costa, M. R., & Araújo, F. G. (2015). Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology*, 36(1), 16-27. DOI: 10.1111/maec.12113.
- Pielou, E. C. (1975). *Ecological diversity. A Wiley Interscience Publication*. John Wiley & Sons, New York, London, Sydney, Toronto.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Rodrigues-Filho, C. A., Leitao, R. P., Zuanon, J., Sánchez-Botero, J. I., & Baccaro, F. B. (2018). Historical stability promoted higher functional specialization and originality in Neotropical stream fish assemblages. *Journal of Biogeography*, *45*(6), 1345-1354. DOI: 10.1111/jbi.13205.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., & Argillier, C. (2010). A user's guide to functional diversity indices. *Ecological monographs*, *80*(3), 469-484. 10.1890/08-2225.1.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature methods*, *9*(7), 671-675. DOI: 10.1038/nmeth.2089.
- Silva-Júnior, C. A. B., Mérigot, B., Lucena-Frédou, F., Ferreira, B. P., Coxey, M. S., Rezende, S. M., & Frédou, T. (2017). Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *198*, 413-420. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.030>.
- Sparre, P., & Venema, S. C. (1995). Introduction to evaluation of tropical fisheries resources. Part 1. *Manual FAO Technical Paper*, *306*, 339-334.
- Strong, J. A., Andonegi, E., Bizsel, K. C., Danovaro, R., Elliott, M., Franco, A., ... & Solaun, O. (2015). Marine biodiversity and ecosystem function relationships: the potential for practical monitoring applications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *161*, 46-64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.04.008>.
- Stuart-Smith, R. D., Bates, A. E., Lefcheck, J. S., Duffy, J. E., Baker, S. C., Thomson, R. J., ... & Edgar, G. J. (2013). Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, *501*(7468), 539-542. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature12529>.
- Teichert, N., Lepage, M., Chevillot, X., & Lobry, J. (2018). Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal of Biogeography*, *45*(2), 406-417. DOI: 45.10.1111/jbi.13133.
- Vanalderweireldt, L., Winkler, G., Forget-Lacoursière, E. L., Mingelbier, M., & Sirois, P. (2020). Habitat use by early life stages of the re-established striped bass and conspecific fish species along the St. Lawrence estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *237*, 106696. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106696.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, *89*(8), 2290-2301. DOI: 10.1890/07-1206.1.
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., & Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological applications*, *20*(6), 1512-1522. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., & Vanni, M. J. (2017). Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, *79*(4), 783-801. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>.

- Wei, T. and Simko, V. (2021). R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>
- Whitfield, A. K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in fish biology and fisheries*, 9(2), 151-186. DOI:10.1023/A:1008994405375.
- Whitfield, A. K., & Elliott, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of fish biology*, 61, 229-250. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x.
- Wickham, H. (2016) ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- Wolanski, E., Boorman, L. A., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A. J., ... & Zalewski, M. (2004). Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management*, 12(4), 235-276. DOI: DOI:10.1007/s11273-005-4752-4.
- WoRMS Editorial Board (2022). World Register of Marine Species. Available from <https://www.marinespecies.org> at VLIZ. Acessado em 10/01/2022. DOI:10.14284/170

7 ANEXOS

Anexo 1. Lista de espécies capturadas em cada zona amostrada (interna, central e externa) da Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro (Brasil). São mostrados valores de abundância (N), abundância relativa (%N), biomassa (B), biomassa relativa (%B) e frequência de ocorrência (%FO) das espécies. (Continua)

Espécies	Cód.	Interna					Central					Externa				
		N	%N	B	%B	%FO	N	%N	B	%B	%FO	N	%N	B	%B	%FO
Acanthuriformes																
Ephippidae																
<i>Chaetodipterus faber</i>	chfa	2	0,01	33,2	0,01	8,33	22	0,32	1191,27	0,65	16,67	9	0,34	572,43	0,43	8,33
Aulopiformes																
Synodontidae																
<i>Synodus foetens</i>	syfoe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,19	183,3	0,14	16,67
Carangaria incertae sedis																
Centropomidae																
<i>Centropomus parallelus</i>	cepa	1	< 0,01	87,5	0,01	8,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carangiformes																
Carangidae																
<i>Caranx crysos</i>	cacr	2	0,01	26,3	< 0,01	16,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Caranx latus</i>	cala	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0,11	26,3	< 0,01	8,33
<i>Selene setapinnis</i>	sese	1	< 0,01	35,6	0,01	8,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Selene vomer</i>	sevo	1	< 0,01	24,67	< 0,01	8,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachurus lathami</i>	trla	-	-	-	-	-	1	0,01	7,05	< 0,01	8,33	-	-	-	-	-
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	chch	62	0,21	2022,79	0,33	41,67	85	1,24	325,25	0,18	16,67	2	0,08	51,46	0,04	8,33
Clupeiformes																
Engraulidae																
<i>Anchoa januaria</i>	anja	-	-	-	-	-	1	0,01	5,22	< 0,01	8,33	-	-	-	-	-
<i>Anchoa tricolor</i>	antr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	0,53	83,69	0,06	41,67
<i>Cetengraulis edentulus</i>	ceed	19	0,06	598,71	0,10	16,67	22	0,32	628,01	0,34	16,67	-	-	-	-	-
Clupeidae																
<i>Harengula clupeiola</i>	hacl	17	0,06	164,51	0,03	25	1	0,01	4,34	< 0,01	8,33	1	0,08	4,9	< 0,01	8,33

Anexo 1. Continuação.

Dactylopteriformes																
Dactylopteridae																
<i>Dactylopterus volitans</i>	davo	-	-	-	-	-	2	0,03	69,31	0,04	8,33	-	-	-	-	-
Eupercaria incertae sedis																
Haemulidae																
<i>Conodon nobilis</i>	cono	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	0,34	55,1	0,04	8,33
<i>Genyatremus luteus</i>	gelu	-	-	-	-	-	5	0,07	53,73	0,03	8,33	-	-	-	-	-
<i>Haemulon plumieri</i>	hapl	-	-	-	-	-	4	0,06	53,51	0,03	16,67	2	0,08	10,01	0,01	8,33
<i>Orthopristis ruber</i>	orru	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,38	741,56	0,55	25
<i>Pomadasys ramosus</i>	pora	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	0,15	57	0,04	8,33
Sciaenidae																
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	ctgr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	389	14,8	1835,62	1,37	25
<i>Cynoscion acoupa</i>	cyac	1	< 0,01	673,41	0,11	8,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	cyja	2	0,01	125,74	0,02	8,33	4	0,06	530,9	0,29	16,67	59	2,25	518,76	0,39	25
<i>Cynoscion leiarchus</i>	cyle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	0,27	204,56	0,15	8,33
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	ispa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	0,08	7,6	0,01	16,67
<i>Larimus breviceps</i>	labr	-	-	-	-	-	1	0,01	18,03	0,01	8,33	90	3,42	1241,86	0,93	41,67
<i>Menticirrhus americanus</i>	meam	3	0,01	148,79	0,02	16,67	4	0,06	95,87	0,05	16,67	38	1,45	1390,39	1,04	41,67
<i>Micropogonias furnieri</i>	mifu	72	0,24	4827,36	0,78	66,67	192	2,80	8402,46	4,57	91,67	56	2,13	6066,6	4,52	83,33
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	pabr	-	-	-	-	-	1	0,01	25,3	0,01	8,33	29	1,10	1950,38	1,45	33,33
<i>Stellifer brasiliensis</i>	stbr	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	707	26,9	12417,02	9,26	16,67
<i>Stellifer rastrifer</i>	stra	3	0,01	43,19	0,01	16,67	9	0,13	100,82	396,8	16,67	162	6,16	1287,35	1,0	33,33
<i>Stellifer stellifer</i>	stst	6	0,02	156,32	0,03	8,33	20	0,29	396,8	0,22	8,33	11	0,42	124,5	0,09	8,33
Gerreidae																
<i>Diapterus auratus</i>	diau	1	< 0,01	42,1	0,01	8,33	1	0,01	23,4	0,01	8,33	-	-	-	-	-
<i>Diapterus rhombeus</i>	dirh	101	0,34	2818,05	0,46	66,67	16	0,23	796,16	0,43	33,33	67	2,55	2190,32	1,63	25
<i>Eucinostomus argenteus</i>	euar	9	0,03	84,42	0,01	33,33	256	3,74	2778,05	1,51	50	56	2,13	704,34	0,53	33,33
<i>Eucinostomus gula</i>	eugu	9	0,03	173,84	0,03	16,67	38	0,55	477,92	0,26	41,67	1	0,04	8,1	0,01	8,33
Gobiiformes																
Gobiidae																
<i>Gobionellus oceanicus</i>	gooc	-	-	-	-	-	1	0,01	37,7	0,02	8,33	-	-	-	-	-

Anexo 1. Continuação.

Mulliformes																	
Mullidae																	
<i>Upeneus parvus</i>	uppa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	0,53	111,27	0,08	41,67
Perciformes																	
Serranidae																	
<i>Diplectrum formosum</i>	difo	5	0,02	157,98	0,03	8,33	6	0,09	169,5	0,09	8,33	43	1,64	1077,46	0,80	8,33	
<i>Diplectrum radiale</i>	dira	39	0,13	1014,36	0,16	33,33	51	0,74	1080,96	0,59	91,67	51	1,94	1559,51	1,16	50	
<i>Dules auriga</i>	duau	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	0,27	54,57	0,04	16,67	
Triglidae																	
<i>Prionotus punctatus</i>	prpu	20	0,07	461,65	0,07	50	29	0,42	405,62	0,22	75	53	2,02	911,8	0,68	58,33	
Scorpaenidae																	
<i>Scorpaena brasiliensis</i>	scbr	-	-	-	-	-	2	0,03	88,71	0,05	8,33	1	0,04	44,9	0,03	8,33	
<i>Scorpaena isthmensis</i>	scis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04	81,7	0,06	8,33	
Pleuronectiformes																	
Achiridae																	
<i>Achirus lineatus</i>	acli	-	-	-	-	-	1	0,01	17,01	0,01	8,33	-	-	-	-	-	
<i>Trinectes paulistanus</i>	trpa	11	0,04	370,08	0,06	41,67	8	0,12	676,76	0,37	16,67	13	0,49	1020,39	0,76	25	
Cynoglossidae																	
<i>Symphurus tessellatus</i>	syte	1	< 0,01	27,82	< 0,01	8,33	6	0,09	130,46	0,07	25	10	0,38	378,56	0,28	41,67	
Cyclopsettidae																	
<i>Citharichthys spilopterus</i>	cisp	4	0,01	41,27	0,01	16,67	1	0,01	16,3	0,01	8,33	-	-	-	-	-	
<i>Etropus crossotus</i>	etcr	37	0,12	565	0,09	50	55	0,80	865,59	0,47	83,33	55	2,09	1538,92	1,15	91,67	
<i>Etropus longimanus</i>	etlo	15	0,05	188,99	0,03	16,67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Syacium micrurum</i>	symi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04	18,11	0,01	8,33	
Scombriformes																	
Stromateidae																	
<i>Peprilus paru</i>	pepa	3	0,01	40,78	0,01	16,67	6	0,09	21,05	0,01	16,67	4	0,15	7,6	0,01	16,67	
Trichiuridae																	
<i>Trichiurus lepturus</i>	trle	-	-	-	-	-	1	0,01	46,5	0,03	8,33	-	-	-	-	-	
Siluriformes																	
Ariidae																	

Anexo 1. Continuação.

<i>Aspistor luniscutis</i>	aslu	732	2,43	60712,33	9,84	66,67	101	1,47	12127,64	6,59	50	70	2,66	10175,54	7,59	58,33
<i>Cathorops spixii</i>	casp	28847	95,83	536832,75	86,98	100	5597	81,68	144649,99	78,62	100	457	17,39	75270,23	56,12	75
<i>Genidens barbuis</i>	geba	2	0,01	83,44	0,01	8,33	4	0,06	245,3	0,13	8,33	59	2,25	2879,47	2,15	16,67
<i>Genidens genidens</i>	gege	66	0,22	3716,1	0,60	41,67	285	4,16	6524,99	3,55	41,67	11	0,42	1599,64	1,19	33,33
Syngnathiformes																
Syngnathidae																
<i>Syngnathus folletti</i>	syfol	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,04	7,6	0,01	8,33
Tetraodontiformes																
Diodontidae																
<i>Chilomycterus spinosus</i>	chsp	2	0,01	151,65	0,02	8,33	1	0,01	180	0,10	8,33	2	0,08	414,9	0,31	16,67
Monacanthidae																
<i>Stephanolepis hispida</i>	sthi	-	-	-	-	-	6	0,09	344,15	0,19	8,33	-	-	-	-	-
Tetraodontidae																
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	spgr	2	0,08	128,6	0,10	8,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sphoeroides spengleri</i>	spsp	-	-	-	-	-	2	0,03	30,68	0,02	8,33	7	0,27	240,77	0,18	33,33
<i>Sphoeroides testudineus</i>	spte	5	0,02	659,98	0,11	16,67	4	0,06	338,66	0,18	33,33	33	1,26	4848,76	3,62	25