

UFRRJ
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL

DISSERTAÇÃO

INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS NA
ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES
DE PRAIAS ARENOSAS DA BAÍA DA ILHA
GRANDE – RJ

Alan Silva Alves Bastos

2024



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA
DE PEIXES DE PRAIAS ARENOSAS DA BAÍA DA ILHA GRANDE
– RJ**

ALAN SILVA ALVES BASTOS

Sob a Orientação do Professor
Leonardo Mitrano Neves

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

Seropédica, RJ
Abril de 2024

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

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

S327i Silva Alves Bastos, Alan, 15/01/1997-
Influências Ambientais na Estrutura da Assembleia
de Peixes de Praias Arenosas da Baía da Ilha Grande -
RJ / Alan Silva Alves Bastos. - Seropédica, 2024.
102 f.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves.
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro, Programa de Pós-graduação em Biologia
Animal, 2024.

1. Ecologia de paisagem. 2. Estrutura do habitat.
3. Ictiofauna. 4. Peixes jovens. 5. Antropização. I.
Mitrano Neves, Leonardo, 07/09/1981-, orient. II
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
Programa de Pós-graduação em Biologia Animal III. Título.

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

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.



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



TERMO Nº 300 / 2024 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.021862/2024-84

Seropédica-RJ, 03 de maio de 2024.

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

ALAN SILVA ALVES BASTOS

Dissertação como requisito parcial para obtenção do grau de
**Mestre(a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em BIOLOGIA
ANIMAL,**
área de concentração em BIODIVERSIDADE ANIMAL

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 26/04/2024

(Assinado digitalmente em 03/05/2024 15:56)
LEONARDO MITRANO NEVES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.00.18)
Matrícula: 2143107

(Assinado digitalmente em 05/05/2024 12:31)
SADY JUNIOR MARTINS COSTA DE MENEZES
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCMA (12.28.01.00.00.00.18)
Matrícula: 1931586

(Assinado digitalmente em 03/05/2024 13:28)
ANDRE LUIZ MACHADO PESSANHA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 068.529.707-10

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **300**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **03/05/2024** e o
código de verificação: **90b5e3cb0a**

Dedicatória

“Dedico esse trabalho a Deus, meus pais, meu irmão, amigos, professores e toda minha família que, com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que fosse possível completar essa etapa da minha vida.”

“O que sabemos é uma gota; o que ignoramos é um oceano. Mas o que seria o oceano se não infinitas gotas?”

- Isaac Newton

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, que esteve e sempre permeará a minha vida e todos que amo. A ele devo absolutamente tudo! Obrigado!

Agradeço a minha família por todo apoio, dedicação e zelo comigo durante toda essa jornada. O bem mais precioso que poderia querer! Obrigado!

Agradeço meus amigos por toda a leveza e ajuda através de conversas, conselhos, convivências, foram fundamentais para a conclusão desta etapa da minha vida. Obrigado!

Agradeço ao meu orientador Leonardo Mitrano Neves, por todo companheirismo, amizade, aprendizados, experiências e conselhos dados que fizeram essa etapa ser possível. Obrigado!

RESUMO

BASTOS, Alan Silva Alves. **Influências ambientais na estrutura da assembleia de peixes de praias arenosas da Baía da Ilha Grande – RJ.** 2024. 102p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal, Biodiversidade Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Os ecossistemas costeiros encontram-se ameaçados por múltiplos distúrbios, demandando ampliação no conhecimento dos fatores naturais e antrópicos que influenciam a composição e estrutura das assembleias de peixes. O objetivo deste estudo foi investigar a variação da assembleia de peixes de praias arenosas da Baía da Ilha Grande (BIG) em relação aos habitats de entorno, variáveis físico-químicas da água e estrutura física dos ambientes. Amostragens bimensais durante dois anos (2017-2019) foram conduzidas em três regiões da BIG, a baía da Ribeira (BR), baía Central (BC) e baía de Paraty (BP), com rede de arrasto de praia do tipo picaré. A porcentagem de cobertura do mosaico do habitat (MDH) (manguezal, área antropizada, área urbana, afloramento rochoso, cordão arenoso, vegetação, pastagem e restinga) foi registrada dentro de um raio de 2,2km de cada praia amostrada. A BR foi a região com maior cobertura de área urbana (11,81%), seguida da BP (8,9%) e BC (0,13%). Das três regiões, a BR apresentou praias de menores profundidades, maiores temperaturas e transparência da água, além de áreas de manguezais concentradas em algumas praias. A BC registrou maiores coberturas de afloramento rochoso e cordão arenoso, praias com maiores profundidades e transparência da água. A BP se caracterizou pela presença de estuários próximos as praias, manguezais presentes em todos os pontos de coleta, maiores taxas de turbidez, clorofila e menores níveis de oxigênio dissolvido. O total de 60.232 indivíduos foi registrado (30.052 BP, 5.418 BC e 24.762 BR), pertencentes a 94 espécies (77 BP, 55 BC e 57 BR). *Anchoa* spp., *Atherinella brasiliensis* e *Anchoa januaria* foram as espécies mais abundantes (87,95% da abundância total), especialmente devido à presença estágios pós-larvais. Além destas, *Cathorops spixii* (1,9%), *Mugil liza* (5,1%) e *Eucinostomus argenteus* (1,5%) foram abundantes na BP, BC e BR, respectivamente. A estrutura da assembleia de peixes variou de uma assembleia mais diversa associada as praias mais rasas e com maior turbidez na BP, para assembleias menos diversas associadas as praias com maior profundidade na BC e maior transparência e matriz antropizada na BR. A variação na abundância das famílias selecionadas e grupos de uso do estuário foram, em parte, associadas a história de vida das espécies, denotando a proximidade com estuários (e.g. Atherinopsidae), formações de manguezais e turbidez (e.g. Ariidae) e distância para o mar aberto (e.g. Mugilidae). A tolerância a ambientes mais antropizados (e.g. Atherinopsidae) ou com elevado IEH (e.g. Carangidae) também influenciaram a abundância, enquanto a menor profundidade foi importante para diversos grupos (e.g. Carangidae, Engraulidae, Mugilidae, Migrantes Marinhos, Frequentes Marinhos). Este estudo revela a importância da inclusão do MDH para entendimento espacial e temporal das assembleias de peixes de praias arenosas tendo em vista a crescente antropização. Se não tomadas as devidas providências de proteção e conservação dos mosaicos costeiros, a assembleia de peixes jovens BIG tende a se tornar cada vez mais homogênea e pautadas por poucas espécies generalistas/tolerantes. Investigar os efeitos do MDH sobre a biota e monitorar seus usos é fundamental para a elaboração de medidas de gestão mais eficientes.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem. Estrutura do habitat. Ictiofauna

ABSTRACT

BASTOS, Alan Silva Alves. **Environmental influences on the structure of fish assemblage on sandy beaches of Ilha Grande Bay – RJ.** 2024. 102p Dissertation (Master in Animal Biology, Animal Biodiversity). Institute of Biology, Department of Animal Biology, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

Coastal ecosystems are threatened by multiple disturbances, demanding an expansion in the knowledge of natural and anthropogenic factors that influence the composition and structure of fish assemblages. The objective of this study was to investigate the variation in the fish assemblage of sandy beaches in the Ilha Grande Bay (BIG) in relation to surrounding habitats, physicochemical variables of water, and physical structure of environments. Bimonthly samplings over two years (2017-2019) were conducted in three regions of BIG, namely the Ribeira Bay (BR), Central Bay (BC), and Paraty Bay (BP), using beach seine nets. The percentage of habitat mosaic coverage (HMC) (mangrove, anthropized area, urban area, rocky outcrop, sandy ridge, vegetation, pasture, and sandbanks) was recorded within a radius of 2.2 km from each sampled beach. BR was the region with the highest coverage of urban area (35.12%), followed by BP (8.9%) and BC (0.13%). Among the three regions, BR presented beaches with shallower depths, higher water temperatures and transparency, as well as concentrated mangrove areas on some beaches. BC recorded higher coverage of rocky outcrop and sandy ridge, beaches with greater depths and water transparency. BP was characterized by the presence of estuaries near the beaches, mangroves present in all sampling points, higher turbidity rates, chlorophyll, and lower levels of dissolved oxygen. A total of 60,232 individuals were recorded (30,052 BP, 5,418 BC, and 24,762 BR), belonging to 94 species (77 BP, 55 BC, and 57 BR). *Anchoa* spp., *Atherinella brasiliensis*, and *Anchoa januaria* were the most abundant taxa (87.95% of total abundance), especially due to the presence of post-larval stages. In addition to these, *Cathorops spixii* (1.9%), *Mugil liza* (5.1%), and *Eucinostomus argenteus* (1.5%) were abundant in BP, BC, and BR, respectively. The structure of the fish assemblage varied from a more diverse assemblage associated with shallower and more turbid beaches in BP, to less diverse assemblages associated with deeper beaches in BC and greater transparency and anthropogenic matrix in BR. Variation in the abundance of selected families and estuarine use groups were partly associated with the life history of species, denoting proximity to estuaries (e.g., Atherinopsidae), mangrove formations and turbidity (e.g., Ariidae), and distance to open sea (e.g., Mugilidae). Tolerance to more anthropized environments (e.g., Atherinopsidae) or with high HMC (e.g., Carangidae) also influenced abundance, while shallower depth was important for several groups (e.g., Carangidae, Engraulidae, Mugilidae, Marine Migrants, Marine Residents). This study reveals the importance of including HMC for spatial and temporal understanding of fish assemblages on sandy beaches considering increasing anthropization. If proper protection and conservation measures for coastal mosaics are not taken, it is expected that the juvenile fish assemblage in the BIG will become increasingly homogeneous and characterized by few generalist/tolerant species. Investigating the effects of HMC on biota and monitoring its uses is essential for the development of more efficient management measures.

Key words: Landscape ecology. Habitat structure. Ichthyofauna

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da Baía da Ilha Grande indicando os pontos de coleta na Baía de Paraty (BP), Baía Central (BC) e Baía da Ribeira (BR).

Figura 2. Mapa das matrizes do habitat da baía da Ilha Grande. Em vermelho a exemplificação da área utilizada para análise criação do Mosaico do Habitat (MDH) em cada ponto amostral.

Figura 3. Mapa da Baía da Ribeira (BR), Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico do habitat (MDH) com raio de 2,2km, correspondente a 15,2km² de área amostrada em cada local. Os pontos vermelhos ao centro do MDH indicam o local de coleta.

Figura 4. Mapa da Baía Central (BC), Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico do habitat (MDH) com raio de 2,2km, correspondente a 15,2km² de área amostrada em cada local. Os pontos vermelhos ao centro do MDH indicam o local de coleta.

Figura 5. Mapa da Baía de Paraty (BP), Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico do habitat (MDH) com raio de 2,2 km, correspondente a 15.2 km² de área amostrada em cada local. Os pontos vermelhos ao centro do MDH indicam o local de coleta.

Figura 6. Média da cobertura das matrizes do mosaico do habitat por região.

Figura 7. Análise de componentes principais (PCA) mostrando com as variáveis de correlação > 0,25.

Figura 8. Média e Erro Padrão da turbidez por região entre as estações do ano.

Figura 9. Média e Erro Padrão da transparência por região entre as estações do ano.

Figura 10. Média e Erro Padrão da profundidade por região entre as estações do ano.

Figura 11. Média e Erro Padrão de oxigênio dissolvido por região entre as estações do ano.

Figura 12. Média e erro padrão da temperatura por região entre as estações do ano.

Figura 13. Pontuação do Índice de Estrutura do Habitat (IEH) em cada praia amostrada.

Figura 14. Abundância (log) das espécies por região. Em destaque rosa as espécies exclusivas de cada região. Os traços pretos internos indicam a divisão das espécies por família.

Figura 15. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCO) para a estrutura da assembleia de peixes da BIG, mostrando as espécies que obtiveram correlação de Pearson com os eixos do PCO > 0,5.

Figura 16. Contribuições percentuais (0% - centro, 10% - círculo interno e 70% - círculo externo) das espécies de peixes mais importantes para as regiões, com base na análise SIMPER. Regiões: BR: Baía da Ribeira (similaridade média, 44,14%); BC, Baía Central (similaridade média, 38,05%); BP, Baía de Paraty (similaridade média, 37,08%).

Figura 17. Contribuições percentuais (0% - centro, 10% - círculo interno e 40% - círculo externo) das espécies de peixes mais importantes para as regiões, com base na análise SIMPER. Foram retiradas da análise as espécies/táxons *Anchoa spp.*, *Anchoa januaria* e *Atherinella brasiliensis*. Regiões: BR: Baía da Ribeira (similaridade média, 25,65%); BC, Baía Central (similaridade média, 17,90%); BP, Baía de Paraty (similaridade média, 18,30%).

Figura 18. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância Baseada na Distância (dbRDA) demonstrando as relações entre a estrutura da assembleia de peixes e variáveis (correlação > 0,4).

Figura 19. Scatterplots contendo a linha de tendência com o intervalo de confiança (95%) para cada preditor selecionado nos modelos GAMM.

Figura 20. Localização da (a) baía da Ilha Grande no Estado do Rio de Janeiro, e mapas de calor baseados nos dados coletados nas praias amostradas para a (b) transparência (%), precipitação média anual (mm, 2017, PRH-BIG 2020) e marcação dos maiores rios próximos aos locais amostrados, (c) riqueza de espécies e (d) abundância de indivíduos.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Índice de Estrutura do Habitat (IEH) aplicado a cada local de amostragem da baía da Ilha Grande.

Tabela 2. Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na Baía de Paraty, Baía Central e Baía da Ribeira, em Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Algumas espécies não foram identificadas (spp.) devido ao reduzido comprimento dos indivíduos coletados, variando próximo a 1,0cm na maioria dos casos.

Tabela 3. Resultados do modelo linear baseado em Distância (DistLM) na explicação de cada preditor isoladamente e o conjunto de preditores sobre a variação da assembleia de peixes. Em negrito o modelo mais parcimonioso.

Tabela 4. Análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) para a estrutura da assembleia utilizando os fatores Região, Estação, Ciclo da estação. Os preditores selecionados no dbRDA foram empregados como covariáveis.

Tabela 5. Principais modelos aditivos mistos generalizados (GAMMs) para compreender a relação dos preditores com diferentes grupos da assembleia de peixes. $\Delta AICc$ = diferença entre o menor critério de informação de Akaike corrigido relatado; ΔBIC = Critério de Informação Bayesiano; $\omega AICc$ = pesos AICc; ωBIC = pesos BIC; R^2 = variância explicada; EDF = graus de liberdade efetivos. A seleção do modelo foi baseada no modelo mais parcimonioso com AICc mais baixo.

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INEA - Instituto Estadual do Ambiente

BIG – baía da Ilha Grande

BR – baía da Ribeira

BC – baía Central

BP – baía de Paraty

MDH – Mosaico do Habitat

IEH – Índice de Estrutura do Habitat

OD – Oxigênio dissolvido

TDS – Totais de Sólidos Dissolvidos

PCA – Análise dos Componentes Principais

PCO - Análise de Coordenadas Principais

SIMPER – Análise de Percentagem de Similaridade

DistLM - Modelo Linear Baseado na Matriz de Distância

DbRDA - Análise de Redundância Baseada em Distância

GAM – Modelo Aditivo Generalizado

GFUE – Grupo Funcional de Uso Estuarino

ES - Estuarino

MM – Migrante Marinho

FM – Frequente Marinho

SD – Semi-diádromo

$\delta^{15}\text{N}$ - Isótopos Estáveis de Nitrogênio

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 OBJETIVO GERAL.....	19
1.1.1 Objetivos Específicos	19
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	19
2.1. ÁREA DE ESTUDO	19
2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGENS	22
2.3 ANÁLISE DE DADOS	26
3. RESULTADOS	28
3.1 MOSAICO DO HABITAT (MDH)	28
3.2 PARÂMETROS AMBIENTAIS.....	32
3.3 ÍNDICE DE ESTRUTURA DO HABITAT (IEH)	38
3.4 ASSEMBLEIA DE PEIXES	39
3.5 PADRÃO DA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES.....	44
3.6 RELAÇÃO DOS PREDITORES COM A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES	48
3.7 MODELOS ADITIVOS GENERALIZADOS (GAM).....	50
4. DISCUSSÃO	57
5. CONCLUSÕES	74
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	76

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros são detentores de valiosas contribuições populacionais e serviços ecossistêmicos, se tornando um ambiente de ricas fontes de subsistência para a população (ex. pesca) e auxílio ambiental, como sequestro de carbono e a erosão costeira (Costanza et al. 1997, Nagelkerken et al. 2015). Metade da população mundial vive cerca de 100 km do ambiente costeiro (Vitousek et al. 1997), o que faz necessária a cautela com todo o crescente estresse que vem sofrendo. Os ecossistemas costeiros encontram-se ameaçados por múltiplos distúrbios que operam em diferentes escalas espaciais, demandando uma ampliação no conhecimento das relações entre a paisagem e a distribuição da biota para assim endereçar medidas eficientes de preservação, uso sustentável e restauração de sua funcionalidade (Margules & Austin 1994, Turner et al. 1998, Defeo et al. 2009, Franco et al. 2016). Os distúrbios que atuam em escalas espaciais amplas (milhares de km) incluem os efeitos das mudanças climáticas como o aumento do nível do mar e a acidificação dos oceanos, enquanto efluentes urbanos e industriais, destruição de habitats (ex. manguezais), canalização e assoreamento de estuários atuam em escalas espaciais menores (dezenas a centenas de km) (Defeo et al. 2009, Franco et al. 2016).

A complexidade dos habitats permite que os processos ecológicos sejam analisados em múltiplas escalas espaciais (Staveley et al. 2017), com isso o uso de ferramentas espaciais se torna essencial para classificar e identificar escalas ecologicamente relevantes, sobretudo que visem projetar áreas marinhas para proteção (Hitt et al. 2011). A utilização de programas de geoprocessamento se tornou eficaz para realizar diagnósticos ambientais e, em alguns casos, vem tomando espaço como análise principal de hipóteses nas referidas pesquisas ecológicas (Guisan & Zimmermann 2000, Muška et al. 2018). Os padrões de distribuição e abundância de organismos têm sido explicados e altamente correlacionados com as matrizes do habitat, tanto em ambiente terrestre quanto marinho (Margules & Austin 1994, Mastrotrillo et al. 1997, Guisan & Zimmermann 2000, Hanke et al. 2017, Muška et al. 2018). Muitas espécies de peixes utilizam o ambiente costeiro de diferentes modos em resposta a essas distintas matrizes do habitat existentes, por exemplo, para abrigo e alimentação (Beck et al. 2001, Sheaves et al. 2015, Staveley et al. 2017).

A pressão antrópica nessas áreas costeiras vem crescendo cada vez mais nas últimas décadas, com o acelerado crescimento demográfico e econômico, fazendo dos distúrbios antrópicos um dos principais causadores da degradação desse ambiente (Defeo et al. 2009, Brown & McLachlan 2002). Sabendo disso, os desafios à conservação dos ecossistemas

costeiros estão diretamente relacionados à intensa ocupação urbana nessas áreas. De acordo com a Constituição do Estado do Rio de Janeiro (1989), art. 268, são áreas de preservação permanente: I - os manguezais e as áreas estuarinas (...); II, as praias, vegetação de restingas e os costões rochosos (...); e o art. 269, II, estabelece que a zona costeira e a Ilha Grande são áreas de interesse ecológico. O conceito de Área de Preservação Permanente (APP) está compreendido na Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, art. 3, inciso II: “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.”. Dentre os ecossistemas costeiros, as praias arenosas são conhecidas por possuírem um dos habitats aquáticos mais dinâmicos, com variações de condições físicas, exposição às ondas, estresses antrópicos (Brown & McLachlan 1990, Defeo et al. 2009) e abrigarem uma elevada biodiversidade de aves e peixes. As praias suportam uma assembleia de peixes com elevada diversidade e abundância dominada por indivíduos predominantemente jovens (Andreata et al. 2002). Estas praias podem funcionar como áreas de berçário para espécies de peixes por fornecerem condições adequadas para o crescimento, como disponibilidade de alimento (zooplâncton e organismos bentônicos) e abrigo (áreas rasas com elevada turbidez) contra predadores (Lasiak 1986, Pessanha et. al. 2003, Costa 2006, Olds et. al 2018). Porém, o frequente aumento de impactos ambientais em decorrência dos interesses da sociedade tem agravado crescentemente a degradação de recursos naturais (Ahmed et al. 2020, Yasmineen et. al. 2020).

O intenso uso de zonas costeiras e a inclusão de uma matriz urbanizada vêm alterando as condições abióticas de praias arenosas, que por sua vez influenciam na composição das assembleias de peixes (Defeo et al. 2009). A pressão antrópica na região costeira altera direta e indiretamente a biota aquática local, pressupondo a mudança que com o carreamento de rejeitos domésticos, aporte de nutrientes e poluição (Köster et al. 2007, Franco et al. 2016). A biota aquática, sobretudo a ictiofauna, tem absorvido grande parte do estresse antrópico, estudos mostram como os estresses físicos vêm destruindo diretamente comunidades de peixes (Larimore et al. 1959), aves e mamíferos (Bendel 1974), e indiretamente através da destruição de habitats (Sousa 1984). O elevado fluxo de pesca tem tornado locais antes ricos em diversidade e abundância de peixes em um deserto marinho, interrompendo ciclos sazonais de diversas espécies (Friedlander & DeMartini 2002, Stevenson et al. 2007). Com isso, a poluição desse ambiente está fazendo com que a migração de diversas espécies seja prejudicada e transferida para novas áreas menos impactadas (Keenan 2000). Por exemplo, na baía de Sepetiba, uma assembleia de peixes mais diversa, constante e abundante foi encontrada em uma

praia insular em comparação a continental (Pereira et al. 2015). Isso revela o quão prejudicial pode ser a inclusão humana na estrutura do habitat de sistemas costeiros e a sobrepesca e poluição para as assembleias de peixes. Assim, organismos como os peixes se fazem importantes indicadores desses estresses, tendo em vista as probabilidades de ocorrerem mudanças frente ao estresse, como oscilações incomuns nas abundâncias, rotas de migração, comportamento e características fisiológicas (Alves et al. 2016). E principalmente para concretizar tais conceitos, a união dessas informações somadas à medição de preditores ambientais, torna possível a compreensão da qualidade dos ecossistemas e do habitat para os respectivos organismos de estudo (Alves et al. 2016).

Indicar e determinar as variáveis que influenciam a distribuição espacial de organismos é um dos principais obstáculos de análises e pesquisas ambientais, sobretudo, fundamental para a elaboração de medidas efetivas de proteção do meio ambiente, principalmente da fauna (Neves et al. 2016). A distância do local de interesse para fontes de estresse ambiental (portos, marinas e centros urbanos) tem sido utilizada para descrever a influência de fatores como a sedimentação e poluição sobre a distribuição de espécies de peixes (Stuart-Smith et al. 2008, Golbuu et al. 2011). As assembleias de peixes de praias arenosas, em parte, possuem adaptações para se deslocar da zona nerítica (plataforma continental) que utilizam no estágio inicial de vida, para a zona oceânica (alto mar) na fase adulta (Gibson et al. 1993, Lamberth et al. 1995, Potter et al. 2001, Vasconcellos et al. 2010). Junto com a sensibilidade a variáveis ambientais aquáticas (Ayvazian & Hyndes 1995, Potter et al. 2001), a complexidade de paisagens é fundamental para a sobrevivência e reprodução de espécies (Fahrig 2007). A estrutura dos habitats de entorno e o aporte de nutrientes dos rios indicam o potencial da área para o recrutamento de espécies de peixes (Remmert 1983, Martino & Able 2003, Neves et al. 2011).

A análise da relação e ligação de espécies com as estruturas da paisagem vêm sendo estudada com vigor nas últimas décadas em ambientes terrestres (Turner 2005, Wu 2013), com inúmeros estudos também em habitats aquáticos (Grober-Dunsmore et al. 2008, Belmaker et al. 2011). Métricas para o estudo da distribuição espacial em mosaicos de regiões costeiras e habitats marinhos têm aumentado nos últimos anos (Wedding et al. 2011, Chefaoui 2014, Costa et al. 2014, Pappalardo et al. 2015). Entretanto, não existem teorias sólidas quanto à seleção de matrizes, sendo realizados experimentos comparativos para explorar a relação da biota com o ambiente no entorno (McGarigal et al. 1995).

As regiões costeiras também são importantes matrizes de estruturação de paisagens, podendo sê-la o verdadeiro geoindicador de suscetibilidade à erosão, por exemplo (Marcomini

et al. 2007), possibilitando assim indicar os possíveis causadores de degradação, como o caso de atividades antrópicas realizadas na região. Além disso, zonas costeiras apresentam potencial para a análise de praias como indicadores de espécie, podendo ser aplicado na gestão de áreas protegidas (Chefaoui 2014). Entretanto, obter camadas detalhadas de mapeamento GIS para análise em sistemas costeiros é algo desafiador, devido ao denso escopo de informações existentes do sistema costeiro estar ligada a projetos financiados (McBreen et al. 2011).

As características dos habitats (nível de estruturação, tipo de substrato), bem como os fatores antrópicos (poluição, sobrepesca) atuam em conjunto com as mudanças nas variáveis físico-químicas da água (salinidade, temperatura, turbidez) determinando a composição e estrutura das comunidades (Blaber & Blaber 1980, Blaber 2000a, Laegdsgaard & Johnson 2001). Os peixes de praias arenosas em pequena escala espacial são distribuídos em resposta ao tipo de substrato e profundidade (Tolimieri & Levin 2006, Pritchett & Pyron 2011, Benoît 2012) havendo estudos que revelam acentuadas variações em diferentes espécies de peixes (Tolimieri & Levin 2006, Benoît 2012). Além disso, essas assembleias tendem também a variar em relação a distância da foz de rios próximos (Suvarnaraksha et al. 2012) sabendo da grande capacidade de aporte de nutrientes naturais e antrópicos dos estuários (McLusky & Elliott 2004, Elliott & Whitfield 2011). A maioria dos peixes de praia arenosa são jovens que utilizam a região para desenvolvimento inicial de vida, sabendo que áreas mais rasas conferem maior proteção contra predação e áreas com substratos ricos em matéria orgânica (como fundos lodosos) maior variedade e abundância de itens alimentares para peixes (Miller 1985, Flores-Coto et al. 1988, Koutsikopoulos et. al. 1989, Gibson 1994, Andreatta et al. 2002, Araújo et al. 2008, Vasconcelos et. al. 2011).

O presente estudo visa determinar como mudanças no mosaico do habitat ao entorno, estrutura local do habitat e nas variáveis físico-químicas afetam os padrões espaciais da assembleia de peixes. As paisagens nas quais as praias arenosas estão inseridas foram quantificadas em relação aos tipos de cobertura naturais e antrópicas e medidas de distância, e assim analisadas junto à estrutura da assembleia, riqueza, abundância e abundância de grupos funcionais das espécies obtidas em cada ponto amostral.

1.1 OBJETIVO GERAL

Investigar as influências ambientais em escalas locais e da paisagem na estrutura assembleia de peixes de praias arenosas da baía da Ilha Grande.

1.1.1 Objetivos Específicos

- Caracterizar a composição e estrutura das assembleias de peixes em três regiões costeiras da baía da Ilha Grande (baía de Paraty, baía Central e baía da Ribeira);
- Identificar variações na estrutura da assembleia de peixes relacionadas com a matriz das paisagens do entorno (estrutura e mosaico do habitat) e variáveis físico-químicas (e.g. salinidade, temperatura e turbidez) das praias amostradas;
- Investigar variações temporais e sazonais na estrutura da assembleia de peixes.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em praias arenosas da baía da Ilha Grande (BIG), localizada na região sudeste do Brasil (23°04' 36 S; 44°01' 18 O) (Figura 1). Os locais de amostragem foram selecionados visando compreender a variação espacial na estrutura da assembleia em relação às características da paisagem de entorno e a proximidade para estressores antropogênicos, como cidades, rios antropizados e construções na zona costeira. Os ecossistemas costeiros na BIG estão inseridos em uma matriz de entorno ambientalmente complexa, com grande diversidade de habitats nos mosaicos do entorno das praias arenosas. A BIG possui grandes matrizes de edificação, ambientes protegidos, morros florestados, densos bairros, áreas de pastagem, e centenas de praias arenosas que faz da região um local de alto conflito de interesses (Lima et. al 2010). Tendo em vista a alta diversidade de ambientes ao longo da BIG, as amostras foram agrupadas especialmente em três regiões, sendo Baía da Ribeira (BR), Baía Central (BC) e Baía de Paraty (BP) (Figura 1). Diferentes proporções das matrizes do habitat podem ser percebidas no mosaico dessas áreas. A BR e a BP, por exemplo, possuem pontos amostrados neste estudo situados a menos de 1,4 km (BR) e 50 m (BP) dos

centros urbanos dos municípios de Paraty e Angra dos Reis, respectivamente. Os rios que drenam para essas regiões geram uma área costeira estuarina com oscilações de salinidade, temperatura e elevada turbidez (Thiel et al. 1995), suportando concomitantemente ativas ameaças de grandes centros urbanos localizados na BIG e ao redor dos rios (Franco et al. 2016). Por outro lado, áreas mais externas e menos protegidas de influência marinha, sofrem com maior ação de correntes costeiras.

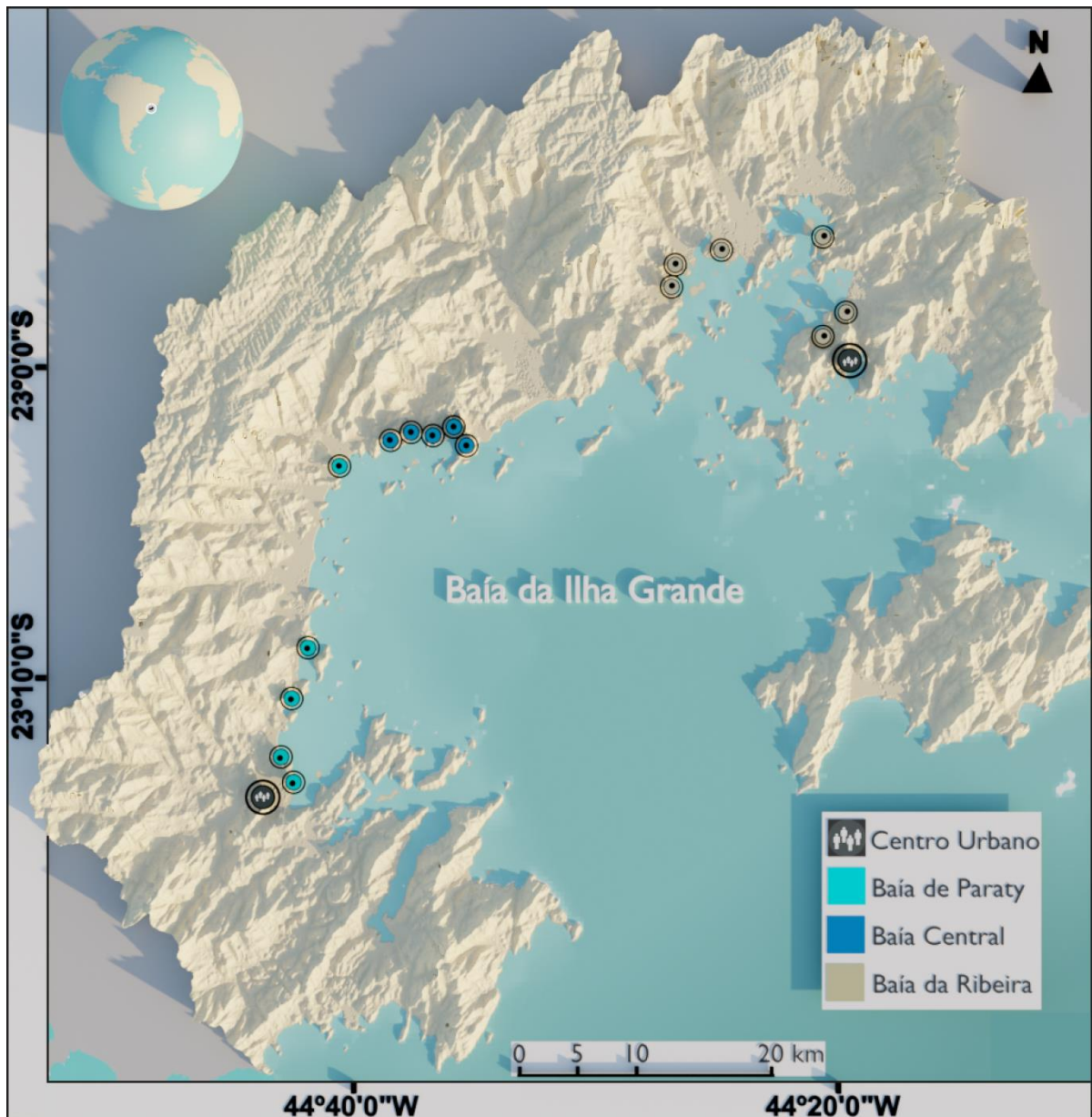


Figura 1. Mapa da Baía da Ilha Grande indicando os pontos de coleta na Baía de Paraty (BP), Baía Central (BC) e Baía da Ribeira (BR).

A BR (22°59'01.42"S e 44°23'11.51"O), localizada na região leste da BIG, está inserida no município de Angra dos Reis. A BR é a região mais internalizada ao continente, configurando grande contato com matrizes de entorno e águas rasas para a região. Há locais como a praia Bracuhy, que forma uma planície de maré com extensas áreas de vegetação adjacente. Três dos quatro principais afluentes que desembocam em Angra dos Reis se localizam dentro da BR, sendo esses os rios Bracuí, Jurumirim e Japuíba (Costa 1998, Creed et al. 2007). A região sofre com intensa ocupação humana, além do centro urbano de Angra dos Reis, grandes bairros se configuram ao longo da costa. As Usinas Nucleares, únicas do Brasil, possuem sua zona de descarga inserida na BR.

A BC (23°03'13.75"S e 44°37'08.94"O), localizada ao centro da BIG, está inserida no limite do município de Paraty. É uma região fortemente suscetível à influência marinha, devido à sua localização em área aberta e a geomorfologia exposta da costa, restando a proteção apenas de pequenas ilhas, como Ilha do Cedro, Ilha do Caroço, Ilha Pelada Pequena, Ilha Sururu e Ilha Comprida. Nesta área concentram-se as praias de substrato arenoso, com salinidade menos variável, maior exposição às ondas, menor antropização do entorno, e sem rios importantes próximos.

A BP (23°11'24.51"S e 44°41'06.26"O), localizada no lado oeste da BIG, está inserida no município de Paraty. O município de Paraty possui o centro urbano localizado na área abrigada da região, protegida pela costa de influência marinha, causando impacto direto nas praias arenosas da região. A BP possui praias próximas ao centro de Paraty com grandes canais de esgotos, portos e residências. Esse contato direto com as atividades antrópicas gera praias com substrato lodoso e elevada turbidez (Orpin et al. 2004), acarretando uma zona de baixo hidrodinamismo. Do mesmo modo, a região detém locais com presença de manguezais próximos, importantes estuários como do rio Perequê-Açu, até regiões mais expostas e áreas protegidas por ilhas contra a influência oceânica no continente, resultando assim em uma grande complexidade e diversidade de aspectos para essa região. Duas das praias da BP se encontram em áreas verdadeiramente abrigadas à exposição de ondas e influência oceânica (Jabaquara e Praia do Cais) e três locais se encontram com relativa proteção da costa e/ou de ilhas (Corumbê, Praia Grande e Taquari).

Foram selecionadas as seguintes praias em cada região, ordenadas seguindo a linha continental do centro de Angra dos Reis, na região leste da baía, totalizando 16 praias amostradas em todo o estudo: Baía da Ribeira (BR) – Retiro, Enseada, Pontal, Bracuhy, Frade leste e Frade oeste; Baía Central (BC) – Tarituba leste, Tarituba oeste, São Gonçalinho, São

Gonçalo e Cão Morto; Baía de Paraty (BP) – Taquari, Praia Grande, Corumbê, Jabaquara e Praia do Cais (Figura 1).

2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGENS

As amostragens foram realizadas bimensalmente, entre outubro de 2017 e julho de 2019, compondo dois ciclos das estações do ano (primavera, verão, outono e inverno), totalizando 344 amostras. As estações do ano foram divididas nos meses de outubro a dezembro (primavera), janeiro a março (verão), abril a junho (outono) e julho a setembro (inverno). Os peixes foram coletados com rede de arrasto de praia de tipo picaré (10m de comprimento x 2,5m de altura; 13mm de malha nas asas e 5mm no centro). Em cada local, foram realizados três arrastos (trélicas) por ocasião de coleta, perpendiculares à linha de praia, operados manualmente, correspondendo a uma área aproximada de 240 m² por arrasto. Os peixes coletados foram fixados em formalina 10% no campo, e após 48 horas transferidos para álcool 70%. No laboratório, a identificação foi realizada com auxílio da bibliografia corrente para peixes marinhos (Figueiredo 1977, Figueiredo & Menezes 1978, 1980; Menezes & Figueiredo 1985, 2000). Cada indivíduo teve seu comprimento total medido em centímetros (precisão de 0,1 cm) e o peso total em gramas (precisão de 0,01 g). Para espécies muito abundantes em uma determinada amostra (> 200 indivíduos), subamostras de 80 indivíduos foram tomadas aleatoriamente para medições; o restante foi contado e tomado o peso total. Em cada amostragem foram medidas variáveis físico-químicas através do aparelho multisensor Horiba W21, turbímetro Polycontrol modelo AP2000 e medidor Multiparametro Hannah HI98196. As variáveis físico-químicas mensuradas foram: salinidade, condutividade (mS/cm), temperatura, pH, total de sólidos dissolvidos (tds), oxigênio dissolvido (OD) e turbidez. A transparência e profundidade foram medidas com auxílio do disco de Secchi graduado em centímetros.

A estrutura do habitat de cada local foi avaliada através da adaptação do índice de Neves et al. (2013), buscando entender as particularidades de cada local e suas possíveis influências sobre as assembleias de peixes. O Índice de Estrutura do Habitat (IEH) foi dividido em três categorias: (1) tipo de substrato e depósitos mistos (cascalhos, conchas e macroalgas); (2) habitats marinhos adjacentes às praias (manguezais e/ou costões rochosos); (3) grau de exposição às ondas (abrigada/moderadamente exposta/altamente exposta) (Tabela 1). Para cada categoria foi atribuída a pontuação 1, 3, ou 5, representando sua estimativa qualitativa. Por exemplo, praias de substrato arenoso, com ausência de depósitos mistos, que não são adjacentes

a nenhum tipo de vegetação e altamente expostas às ondas receberam a pontuação 1 em cada uma das três categorias, resultando em IEH de 3 pontos; áreas que apresentaram substrato lodoso/arenoso com reduzidos depósitos mistos, influenciadas moderadamente à energia das ondas e adjacentes a áreas de manguezais/costão rochoso ocupando de 20%-40% dentro de um raio de 0,5 km da paisagem obtiveram pontuação 3 em cada categoria, resultando em um IEH de 9; e àquelas que se caracterizam como altamente abrigadas em relação a exposição às ondas, presença de substrato lodoso com depósitos mistos e com mais de 50% de áreas de manguezais próximas receberam a pontuação 5 em cada categoria, totalizando 15 pontos, que corresponde a maior pontuação do IEH. A pontuação total foi calculada através da soma dos pontos de cada um dos descritores físicos com o objetivo de avaliar o grau de complexidade local em cada praia. A pontuação teve como propósito investigar a complexidade estrutural do habitat em pequena escala através do potencial dos locais amostrados para oferecer áreas de proteção contra predadores, auxílio na reprodução e disponibilidade de alimento para o crescimento das espécies de peixes jovens. A porcentagem de cobertura das estruturas protetivas da zona costeira (manguezais e costão rochoso) foi estimada visualmente com o auxílio do software Google Earth dentro de um raio de 0,5km do local de amostragem.

Tabela 1. Índice de Estrutura do Habitat (IEH) aplicado a cada local de amostragem da baía da Ilha Grande.

Categorias/Pontuação	1	3	5
Tipo do substrato e depósitos mistos (Lodoso ou arenoso e a presença de depósitos como conchas quebradas, troncos de árvores, macroalgas)	Substrato arenoso sem demais estruturas	Substrato arenoso/lodoso com poucos depósitos material vegetal fragmentado, rochoso	Substrato lodoso com muitos depósitos mistos (Ex. conchas quebradas e/ou macroalgas fragmentadas)
Habitats marinhos adjacentes (Áreas vegetadas, tais como: manguezais ou costões rochosos)	Sem habitats adjacentes em um raio de 0,5 Km	Praias circundadas por áreas de manguezal e costão rochoso entre 20 – 40% da paisagem	Praias adjacentes a áreas de manguezais Mais de 50%
Exposição às ondas	Praias expostas à ação das ondas em áreas abertas	Praias moderadamente expostas à ação das ondas	Muito abrigadas à influência da energia das ondas

Também foram tomadas características da paisagem no entorno dessas praias em escala mais ampla, o Mosaico do Habitat (MDH). Para isso, foi estabelecido raio de 2,2km (área 15,2km²) ao redor de cada praia, considerado o tamanho da área que melhor representa a diversidade de usos de cobertura do solo da região próxima as praias e que venham a influenciar as mesmas (Figura 2). Os dados para análises espaciais foram processados com o intuito de mensurar a porcentagem da cobertura das seguintes matrizes de habitat dentro de cada mosaico: (1) Manguezal; (2) Cordão arenoso; (3) Afloramento rochoso; (4) Área urbana; (5) Área antropizada; (6) Vegetação; (7) Pastagem; (8) Restinga. Para contabilização da porcentagem de cada matriz no MDH das praias, a região de água (mar) também foi inclusa para manter o padrão das áreas em 15,2km². Dentre as matrizes naturais mensuradas, as áreas de manguezal são as mais relevantes para as assembleias de peixes jovens, por constituírem uma vegetação aquática que fornece abrigo e aprisiona nutrientes na interface entre o ambiente terrestre e o ambiente marinho. Áreas de cordão arenoso são todas as faixas de areia paralelas ao mar podendo ser praias ou paleopraias. As áreas de afloramento rochoso são todas aquelas que possuem rocha exposta acima da superfície do mar, considerando aquelas localizadas na borda de ilhas ou na margem ao longo da costa do continente, pressupondo o contato de organismos marinhos com a matriz. Os afloramentos rochosos são áreas de substrato consolidado, em que nessas regiões, podem vir a formar costões rochosos, estes que se estendem vários metros acima e abaixo do nível do mar, presentes na região entremarés e sujeitos à ação de correntes marinhas e ventos, bem como a ação de ondas (Moreno & da Rocha 2012; Gerling et al. 2016). Assim como o manguezal e áreas de cordão arenoso, também é uma matriz de ligação mar-continente, sendo um potencial abrigo de organismos marinhos (Almeida 2008; Gerling et al. 2016).

Em relação às matrizes humanas, as áreas urbanas dos mosaicos correspondem a zonas de adensamento urbano com alto fluxo de pessoas e veículos e uso do solo com elevado número de construções, típico dos centros urbanos de municípios. Por outro lado, as áreas antropizadas são zonas de baixo a intermediário uso humano no mosaico, correspondendo a locais consistentemente antropizados, com casas, vilas e bairros, porém em grau inferior de urbanização se comparadas às áreas urbanas. As áreas urbanas e antropizadas do entorno estão incluídas neste estudo considerando a pressão física ao espaço de praias arenosas, bem como a maior produção de matéria orgânica e sedimentação que essas áreas geram, principalmente com a presença de rios (Wolman, 1967, Walters et. al. 2003).

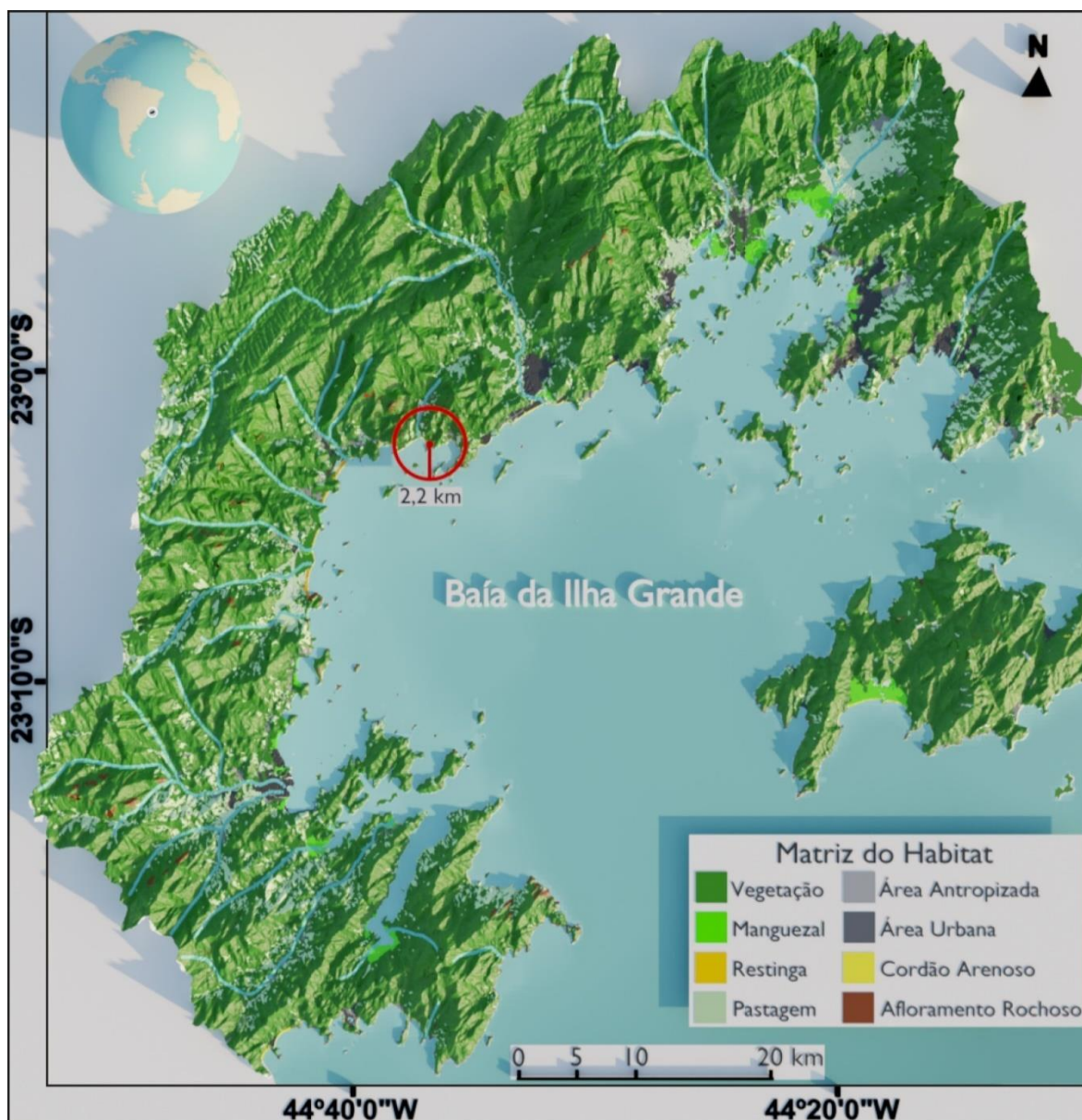


Figura 2. Mapa das matrizes do habitat da baía da Ilha Grande. Em vermelho a exemplificação da área utilizada para análise do Mosaico do Habitat (MDH) em cada ponto amostral.

Uma série de variáveis foram compiladas ou medidas para melhor compreensão da influência continental ou de áreas marinhas abertas sobre cada praia, a saber: (1) Distância da praia para o estuário principal dentro do MDH; (2) Distância da praia para mar aberto; (3) Taxa de Clorofila (anual de 2019, escala 1km); (4) Aproveitamento da Radiação fotossintética (escala, 8km); (5) Taxa de Fitoplâncton (escala, 8km). Grande parte dos pontos possui proximidade de estuários ou de pequenas drenagens, alguns com a foz de rios desembocando nas próprias praias. Muitos desses corpos hídricos são utilizados para lançamento de rejeitos domésticos. Também foram utilizados para visualização dados da média anual do regime de chuvas da BIG (2017) para melhor entendimento do regime e fluxo de água terrestre.

Em relação às assembleias de peixes, a matriz de abundância foi organizada visando agrupar as espécies das famílias mais abundantes e de acordo com o uso do estuário (adaptadas de, Franco et al. 2008, Araújo et al. 2016). As famílias selecionadas foram: Ariidae, Atherinopsidae, Carangidae, Engraulidae, Gerreidae, Mugilidae; enquanto as categorias de grupos funcionais associados ao uso do estuário (GFUE) foram: (I) estuarino (ES) – espécies que completam todo o seu ciclo de vida ou parcialmente dentro do ambiente estuarino, (II) migrante marinho (MM) – espécies eurihalinas que desovam no mar e sempre entram em estuários em alta abundância, especialmente como jovens, (III) frequente marinho (FM) – espécies que desovam no mar e entram em estuários em baixa abundância, ocorrendo com mais frequência em áreas externas, onde a salinidade varia perto de 35, (IV) semi-diádromo (SD) – espécies que passam fase do ciclo de vida nos estuários ou no mar e migram entre essas áreas para reprodução. Em relação ao uso estuarino, os estuários possuem diversas funções reconhecidas em estudos, sendo usadas como áreas de berçário, para refúgio, migração e alimentação (Potter & Hyndes 1999; Blaber 2000b). Além disso, estuários são áreas frequentemente afetadas por influências antrópicas não apenas do entorno, mas de toda ocupação e atividades dentro da bacia hidrográfica pertencente, interpretadas neste estudo pelo MDH (Billen et al. 2001). A composição de nutrientes e a taxa de matéria orgânica de um rio se alteram quando há presença de impacto antrópico dentro da bacia hidrográfica, influenciando em todo percurso até chegar à foz (Hosen et al. 2014, Williams et al. 2016, Gold et al. 2020). Sendo um fato a existência desses habitats de estuários nas proximidades das praias amostradas, a atribuição do grupo frente ao uso desse ambiente pode ser fundamental para a compreensão da variação dessas assembleias de peixes na BIG (Elliott et al. 2007).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

As bases de dados e camadas para o Mosaico do Habitat (MDH) foram obtidas online no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e Instituto Estadual do Ambiente - RJ (INEA, 2018 e 2019), e confeccionados no ArcGIS 10.8 (Johnston et al. 2001) (Figura 2). As áreas de cada matriz do mosaico foram mensuradas com auxílio do programa de processamento de imagens IMAGEJ versão 1.53 (Abràmoff et al. 2004). Para as análises contendo o MDH, apenas as matrizes de manguezal, cordão arenoso, afloramento rochoso, área urbana e área antropizada foram exploradas, sendo esses os preditores do MDH que possibilitam a influência

direta sobre a biota de praias arenosas. Dados das variáveis de Fitoplâncton e Aproveitamento da radiação fotossintética (ARF) foram obtidas através do Bio Oracle (Assis et al 2018, Horta et al. 2020) e a Taxa de Clorofila Anual (2019) através da plataforma *Ocean Color* - NASA. Para visualização espacial do regime de chuvas da BIG, foram adaptados dados da precipitação média anual do WorldClim (mm, 2017) (Fick et al. 2017).

Previamente as análises, a fim de eliminar variáveis que pudessem trazer respostas homogêneas entre si, as variáveis foram investigadas através de um grau de colinearidade $> 0,7$, sendo excluída das análises a condutividade (mS/cm), colinear com salinidade. Para entender os padrões espaciais das variáveis físico-químicas, MDH, IEH, distância da praia para o estuário principal dentro do MDH, distância da praia para mar aberto, taxa de clorofila, ARF e taxa de fitoplâncton entre as três regiões, foi utilizada a Análise dos Componentes Principais (PCA) filtrando a visualização somente para preditores de correlação $> 0,25$ com os dois primeiros eixos do PCA. A Análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA; Anderson et al. 2008) foi utilizada para testar as variações espaciais da estrutura das assembleias de peixes entre as regiões. Para visualização de padrões da assembleia de peixes associando a BR, BC e BP, a Análise de Coordenadas Principais (PCO) foi utilizada, com visualização dos vetores das espécies que possuíram correlação de Pearson $> 0,5$ em relação aos dois primeiros eixos plotados no diagrama. A análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) foi realizada para identificar as espécies que mais contribuem para similaridade entre as regiões, e posteriormente um SIMPER adicional foi incluído visando observar o comportamento da similaridade sem espécies dominantes. Para investigar e visualizar o conjunto de preditores que mais influenciaram na variação da estrutura das assembleias de peixes, foi utilizado o Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM), avaliada através do método Best e o Critério de Informação de Akaike (DistLM; McArdle & Anderson 2001). Junto a esta, a análise de redundância baseada em distância foi empregada para visualização do resultado (dbRDA; McArdle & Anderson 2001). A análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA) foi testada novamente utilizando apenas os preditores com correlação de Pearson $> 0,4$ selecionados no modelo dbRDA para melhor compreensão de suas importâncias. Junto ao teste PERMANOVA foram empregados os fatores Região (BR, BC e BP), Estação (primavera, verão, outono e inverno) e Ciclo da estação (ano 1, ano 2) a fim de entender também explicações espaciais e temporais na estrutura das assembleias. Essas análises foram realizadas com o uso do pacote estatístico PRIMER versão 6 + PERMANOVA (Anderson et al. 2008). Gráficos de barra com Média \pm Erro Padrão categorizados pelo sistema de regiões e por estações do ano foram gerados com as variáveis físico-químicas encontradas no modelo mais

parcimonioso selecionado no DistLM visando observar variações espaciais e sazonais destes preditores.

Modelos aditivos generalizados (GAMs) foram usados para testar a importância do mosaico do habitat (MDH), índice de estrutura do habitat (IEH), variáveis físico-químicas e variáveis de distância e taxas de produtividade primária sobre métricas univariadas da riqueza de espécies, abundância, famílias e dos grupos funcionais. O modelo utiliza splines de suavização para estimar funções aditivas não paramétricas, proporcionando a dispersão e correlação nos dados. O GAM foi minimizado e ajustado executando todas as combinações possíveis com três ou menos preditores que pudessem explicar as métricas univariadas. Os modelos selecionados para a pesquisa foram aqueles ponderados com o menor valor AICc e maior R^2 através da função 'FSSgam' (Fisher et al. 2018). Todas as análises GAM foram conduzidas usando o pacote 'gam' no R (Hastie & Tibshirani 2017). A análise GAM vem sendo cada vez mais utilizada para testar relações biota e ambiente, alguns estudos já com peixes em praias arenosas (ex. Franco et al. 2016). *Scatterplots* foram gerados sobre a correlação dos dados baseado nos resultados obtidos através do GAM. Para isso, os principais preditores selecionados foram associados à respectiva variável resposta dentro de cada modelo, buscando assim identificar e mostrar visualmente quais associações foram positivas ou negativas.

Os dados das assembleias de peixes e parâmetros ambientais foram logaritimizados ($\log X + 1$) previamente as análises em vista de minimizar a influência de amostras com valores discrepantes. As análises da estrutura das assembleias foram baseadas em matrizes de similaridade de Bray-Curtis, enquanto a Distância Euclidiana foi calculada para os dados de parâmetros ambientais.

3. RESULTADOS

3.1 MOSAICO DO HABITAT (MDH)

O total de 243,2 km² de mosaicos da paisagem foram amostrados, dos quais 147,5km² equivalem as matrizes do habitat e 95,8km² ao mar. As matrizes com maior área foram a vegetação (90,9km²), seguida das pastagens (21,7km²) e áreas urbanas (18,5 km²). As demais matrizes tiveram cobertura mais baixa; áreas antropizadas (7,0km²), manguezais (6,6km²), afloramento rochoso (1,3km²), cordão arenoso (1,1km²) e restinga (0,4km²).

Os Mosaicos do Habitat (MDH) analisados na BR representaram o total de 60,1km² das matrizes, sendo predominante a área de vegetação (27,0km², 27,27%), seguida da pastagem (13,1km², 13,29%), área urbana (11,7km², 11,81%), manguezal (4,8km², 4,88%), área antropizada (3,0km², 3,06%), cordão arenoso (0,3km², 0,35%) e área de afloramento rochoso (0,2km², 0,24%). A observação do habitat de entorno da BR mostra que, em grande parte, os pontos de coleta estão cercados principalmente de áreas urbanas e pastagens (Figura 3). É possível notar distinções da paisagem entre os pontos amostrais, existindo áreas mais internalizadas que constata considerável presença de manguezais (Bracuhy, Pontal e Enseada), desde áreas mais externas sem qualquer indício dessa vegetação (Frade Leste, Frade Oeste e Retiro). Os locais mais internos da BR (Bracuhy e Pontal), que possuem maior área de manguezal em seus MDHs, também possuem considerável pressão antrópica adjacente à vegetação. As praias localizadas nos extremos da costa da BR (Frade Leste, Frade Oeste e Retiro) se revelam menos complexas quanto as matrizes naturais e, além de manguezais quase inexistentes, proporcionam reduzidas áreas de afloramento rochoso. A BR é a única região que possui áreas urbanas em todos os pontos amostrados.

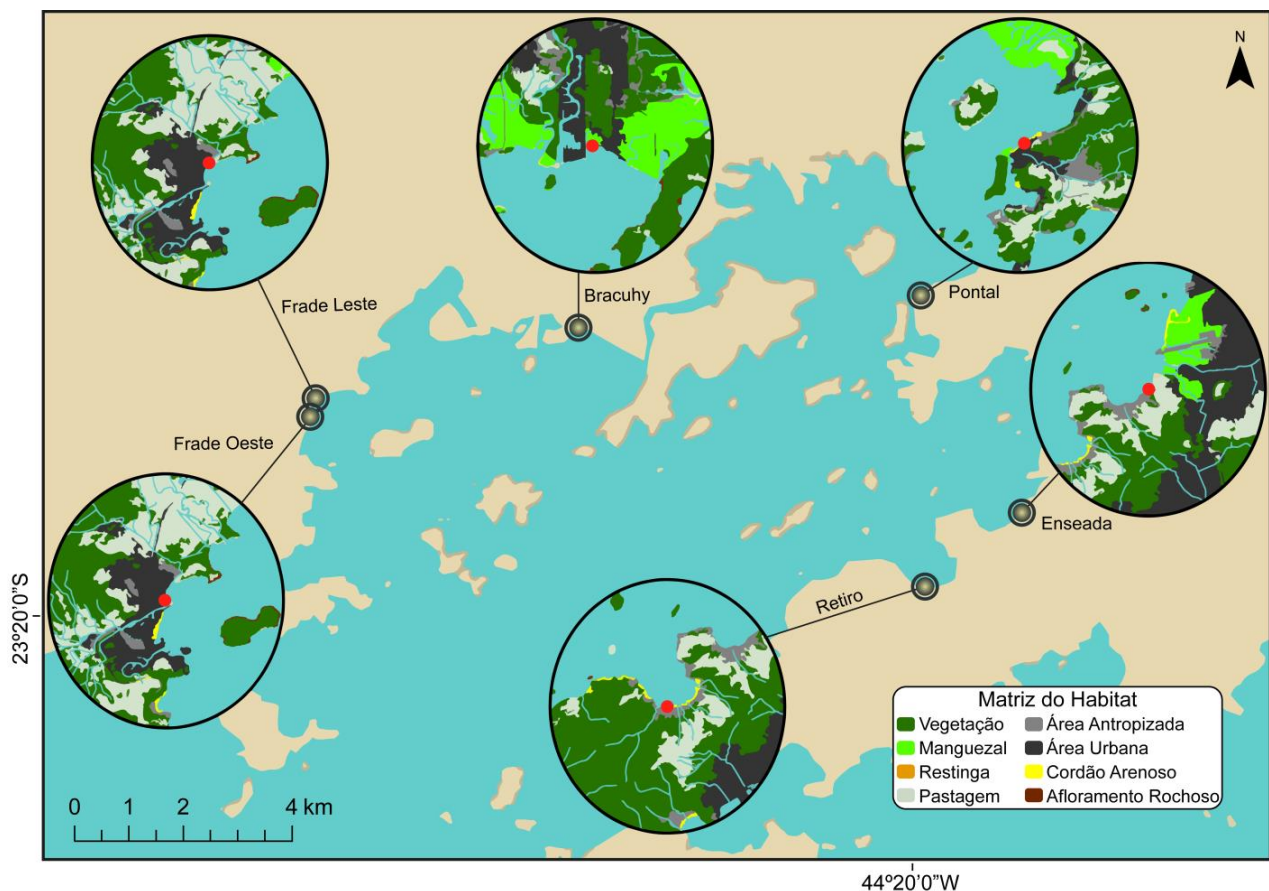


Figura 3. Mapa da Baía da Ribeira (BR), Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico do habitat (MDH) com raio de 2,2km, correspondente a 15,2km² de área amostrada em cada local. Os pontos vermelhos ao centro do MDH indicam o local de coleta.

A BC registrou o total de 47,1km² das matrizes do MDH, com área de vegetação cobrindo praticamente todo o MDH das praias (40,5km², 49,39%), seguida de pastagem com queda de cobertura na área do MDH (3,8km², 4,58%), área antropizada (1,4km², 1,66%), afloramento rochoso (0,7km², 0,84%), cordão arenoso (0,5km², 0,62%), área urbana (0,1km², 0,14%) e manguezal (0,1km², 0,11%) (Figura 4). O entorno das praias dessa região é composto, quase que exclusivamente, por vegetação de florestas, consequentemente registrando reduzidas áreas urbanas no MDH das praias. Essa região se exhibe com menor presença humana, a qual se mostra concentrar nos centros dos municípios, tornando a BC um ambiente mais conservado em relação às demais regiões.

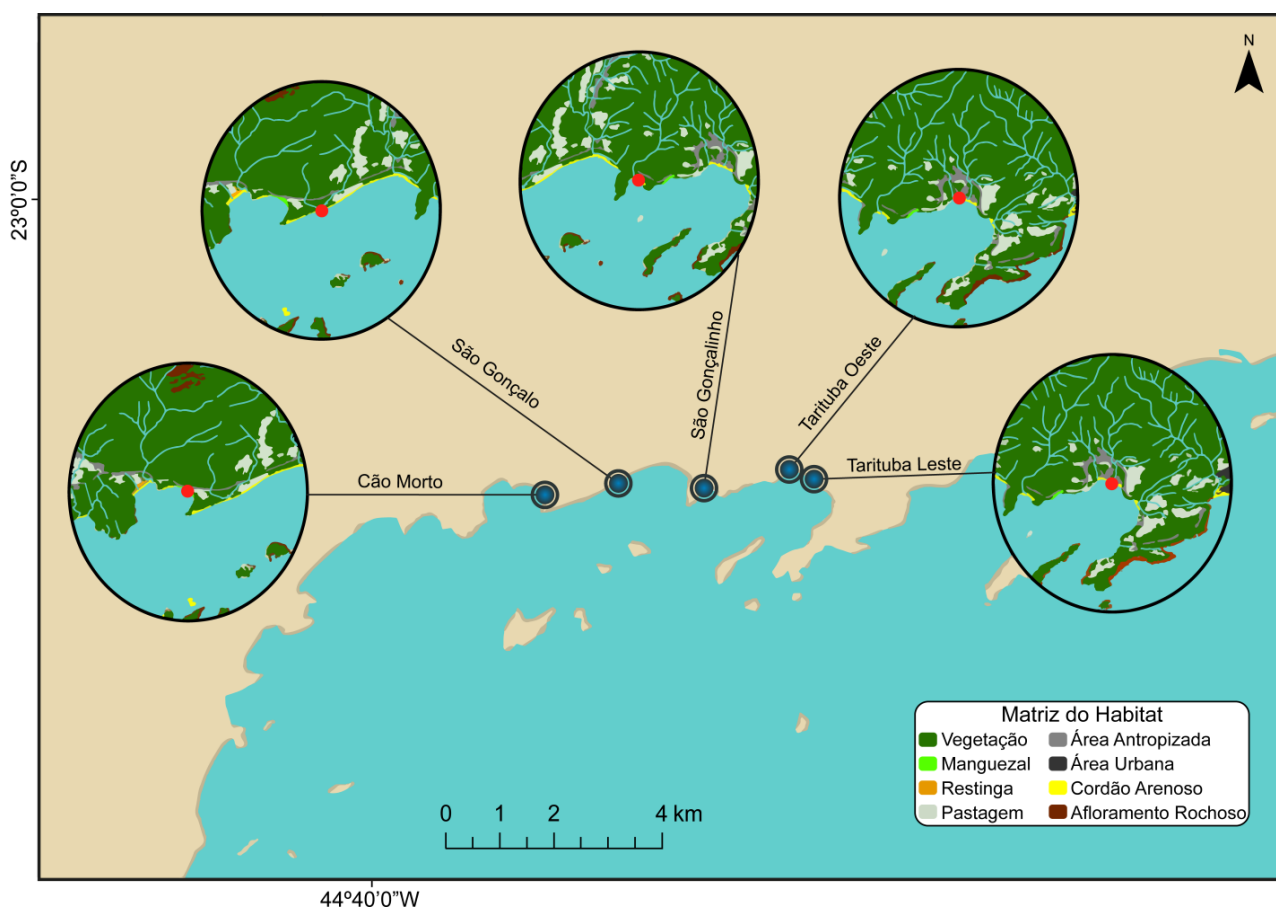


Figura 4. Mapa da Baía Central (BC), Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico do habitat (MDH) com raio de 2,2km, correspondente a 15,2km² de área amostrada em cada local. Os pontos vermelhos ao centro do MDH indicam o local de coleta.

A BP registrou o total de 40,1km² das matrizes do MDH, sendo área de vegetação cobrindo a maior área (23,4km², 30,65%), seguida da área urbana (6,8km², 8,86%), pastagem (4,8km², 6,28%), área antropizada (2,6km², 3,37%), manguezal (1,7km², 2,26%), restinga (0,3km²,

0,46%), afloramento rochoso (0,3km², 0,44%) e cordão arenoso (0,2km², 0,31%). A análise do MDH na BP mostra a presença de manguezais em todos os locais amostrados, com apenas o local mais ao norte (Taquari) com reduzida cobertura desta matriz (Figura 5). Os manguezais dos locais Corumbê e Praia Grande se encontram mais isolados da matriz urbana.

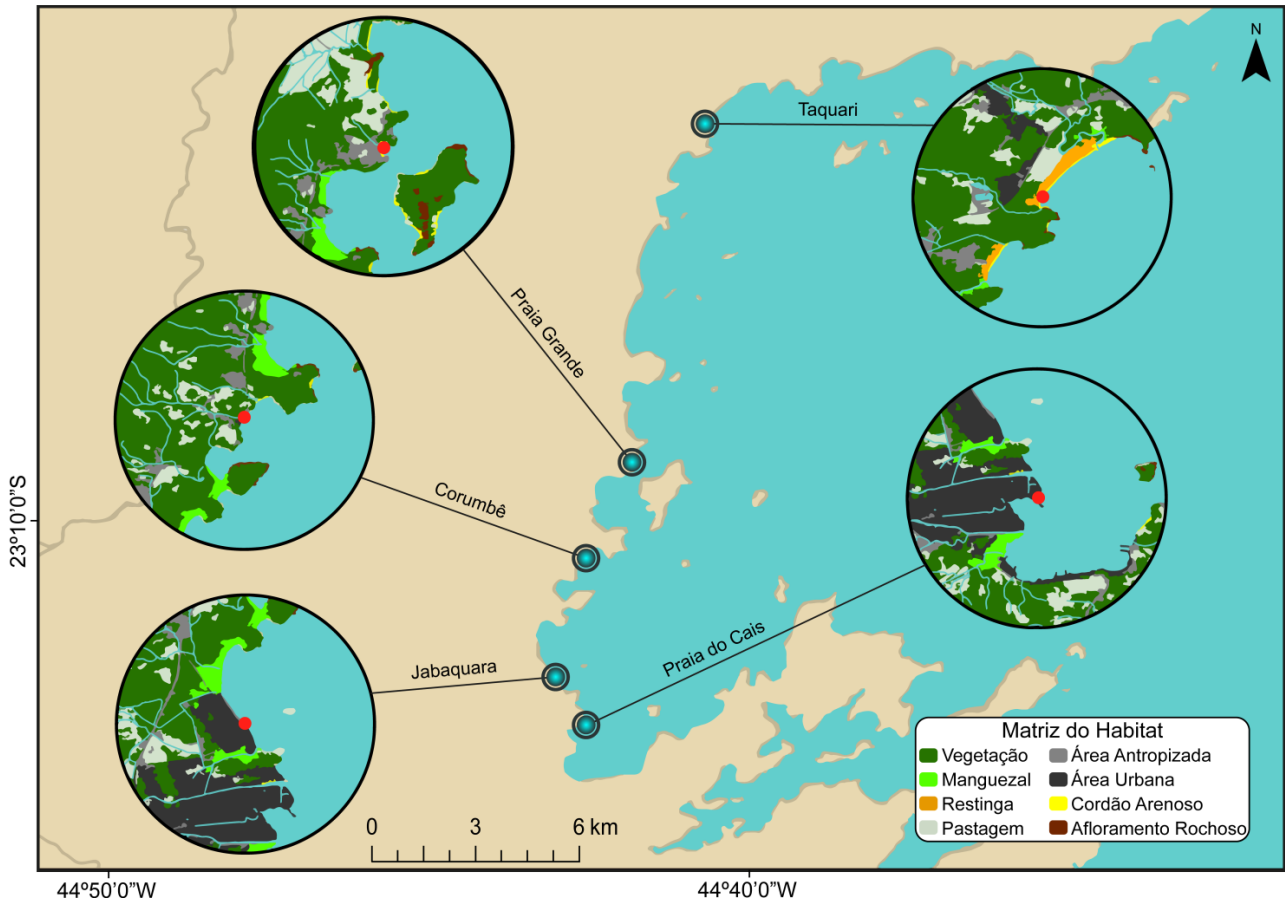


Figura 5. Mapa da Baía de Paraty (BP), Rio de Janeiro, Brasil. Mosaico do habitat (MDH) com raio de 2.2 km, correspondente a 15,2 km² de área amostrada em cada local. Os pontos vermelhos ao centro do MDH indicam o local de coleta.

Comparando cada matriz nas diferentes regiões, levando em consideração o maior número de locais amostrados na BR (6) comparado a BP (5) e BC (5), a BR apresenta maior cobertura de áreas urbanas (11,81%) em comparação a BP (8,86%) e BC (0,14%) (Figura 6). As áreas antropizadas da BR (3,06%) foram semelhantes às registradas na BP (3,37%), com menores valores na BC (1,66%), totalizando 7,0km² de área antropizada analisada na BIG. Embora tenha maior cobertura de áreas urbanizadas e antropizadas, o entorno das praias amostradas na BR apresentou a maior cobertura de manguezais (4,88%), seguido da BP (2,26%) e BC (0,11%). A praia Bracuhy (BR) ocupou posição de destaque, representando 41,84% das áreas de manguezais de todo MDH da BIG. As áreas de afloramento rochoso e cordão arenoso

(uma medida de extensão da praia) estiveram mais presentes na BC (0,84 e 0,62%, respectivamente), em comparação à BP (0,44 e 0,31%) e BR (0,24 e 0,35%).

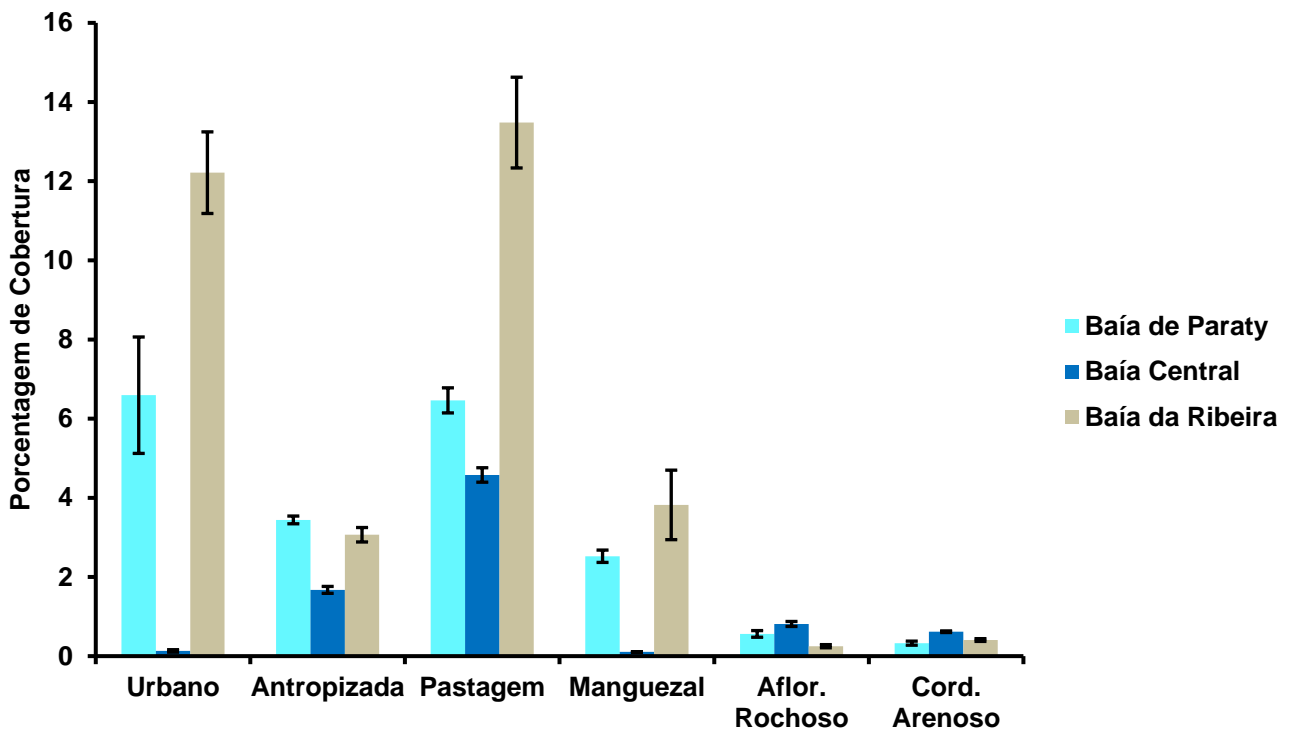


Figura 6. Média da porcentagem de cobertura das matrizes do mosaico do habitat por região.

3.2 PARÂMETROS AMBIENTAIS

As regiões da BIG apresentam distintas características ambientais, considerando todas as categorias de preditores, especialmente o MDH, e medidas de distância para os rios (Figura 7). O primeiro eixo do PCA (PC1) foi associado à influência estuarina/marinha, com valores positivos associados às amostras da BR e BP, com maiores concentrações de clorofila e fitoplâncton, e presença de densa matriz urbana e manguezal. Os valores negativos do PC1 foram associados às áreas com maior Afloramento Rochoso, Cordão arenoso e áreas mais profundas da BC, região mais exposta à ação das ondas e de maior influência marinha. O segundo eixo do PCA teve valores negativos associados a BR, com maior Distância para Mar Aberto, Aproveitamento de Radiação Fotossintética, Fitoplâncton, águas mais transparentes, e valores positivos associados à BP, com maior concentração de clorofila, turbidez e IEH.

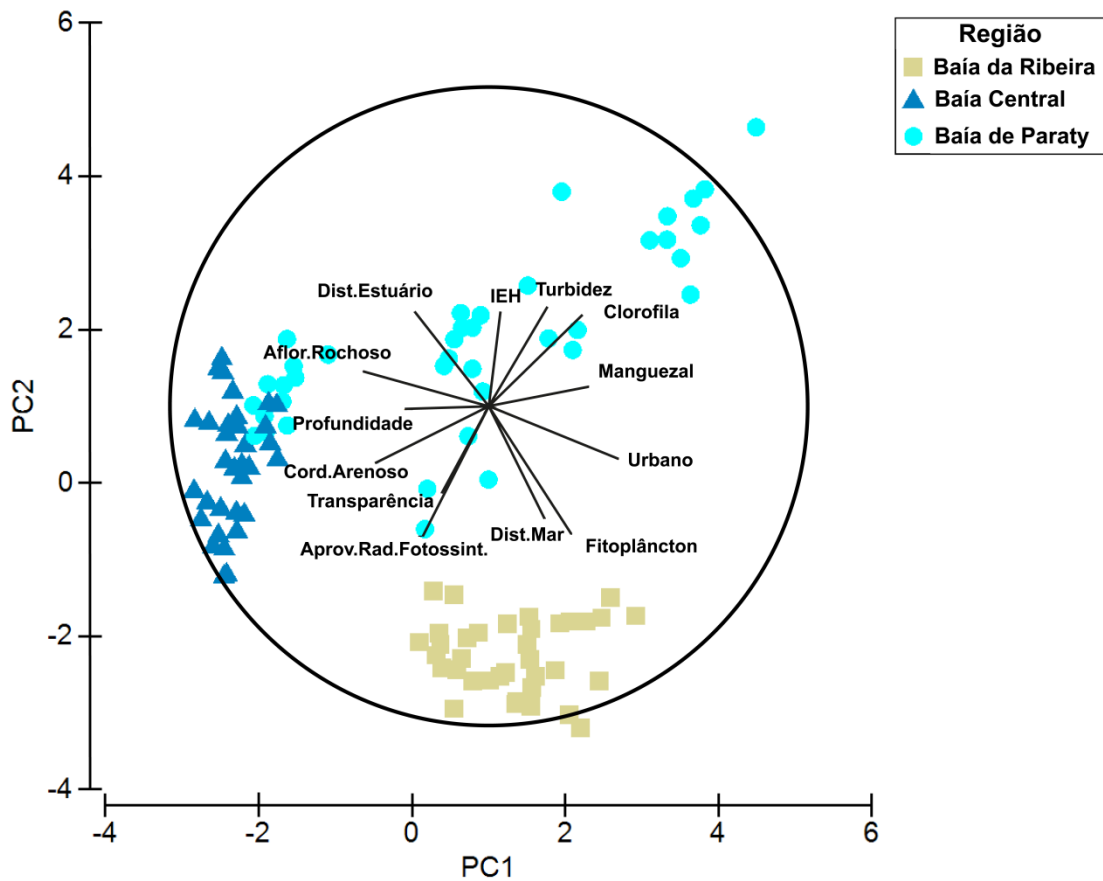


Figura 7. Análise de componentes principais (PCA) mostrando as variáveis de correlação $> 0,25$.

Além de ser possível observar como os parâmetros ambientais divergiram entre as regiões, também é possível visualizar o comportamento entre as estações do ano dentro de cada região dos principais preditores físico-químicos para a assembleia de peixes. A turbidez obteve maiores valores na BP em todas as estações do ano, especialmente no inverno (Figura 8). A turbidez nas BC e BR variaram menos entre as estações.

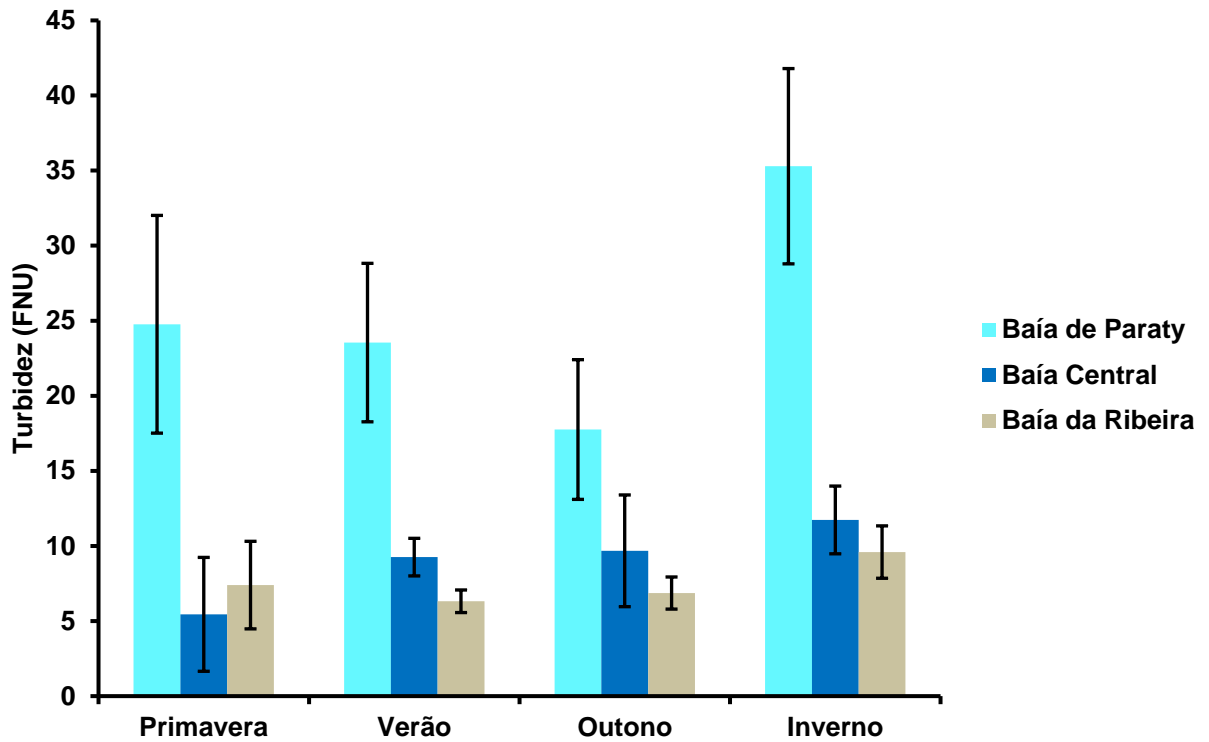


Figura 8. Média e Erro Padrão da turbidez por região entre as estações do ano.

Em relação à transparência das praias amostradas, a BP registrou menores porcentagens em relação as outras regiões em todas as estações do ano, com menores valores no inverno, no entanto as barras de erro se sobrepõem as médias da BC no outono (Figura 9). A transparência foi elevada na BC e BR (70-100%) em todas as estações do ano.

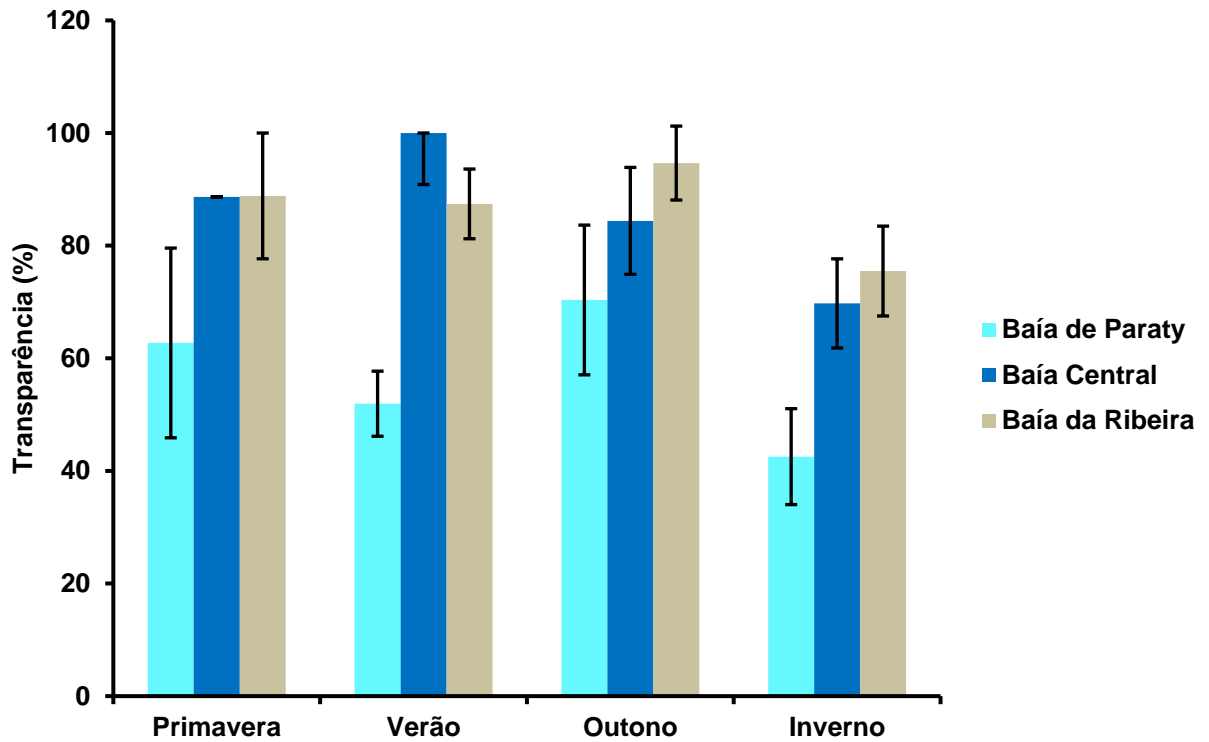


Figura 9. Média e Erro Padrão da transparência por região entre as estações do ano.

A profundidade na BC apresentou as maiores médias, sem grandes alterações entre as estações, sendo claramente a região que exibe praias com maiores profundidades. Já a BR que também revela uma constância da profundidade entre as estações, possui áreas rasas, com todas as estações constatando médias <1m. A BP por outro lado registrou maiores variações na profundidade entre as estações, com maiores profundidades sendo encontradas no verão, e uma acentuada queda na estação mais seca, o inverno (Figura 10).

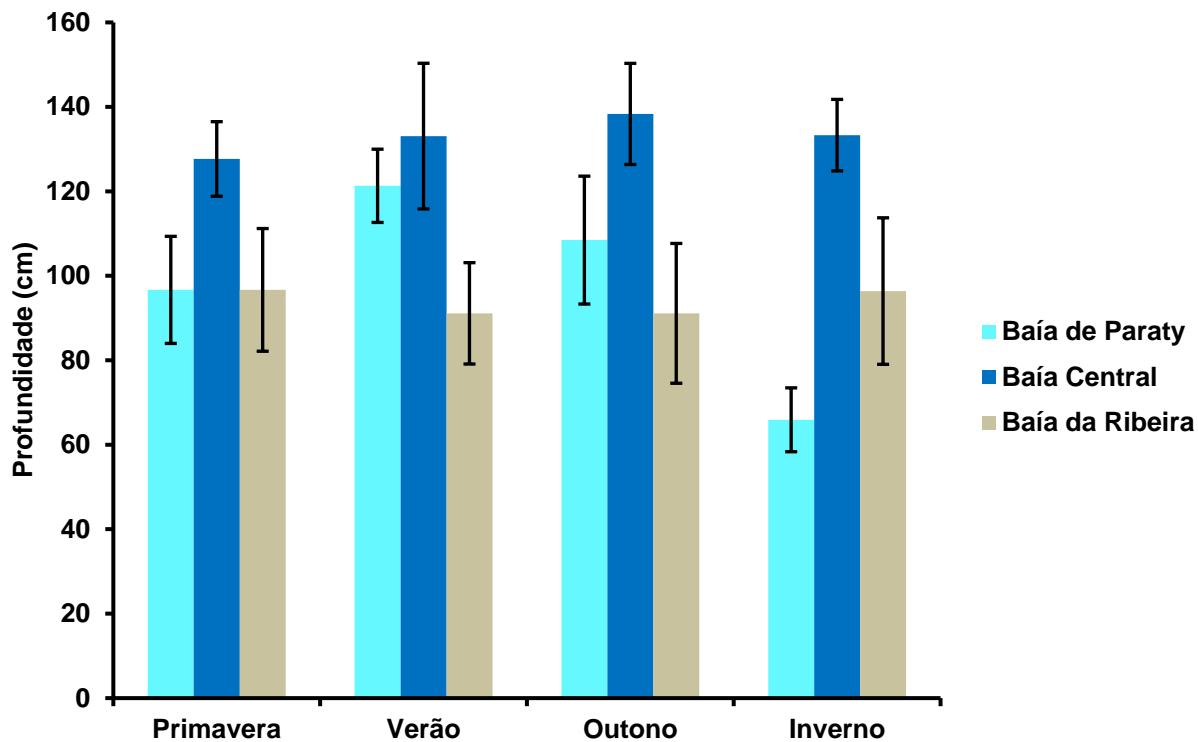


Figura 10. Média e Erro Padrão da profundidade por região entre as estações do ano.

O oxigênio dissolvido apresentou grande variabilidade dentro de cada zona da baía, evidenciado pelo elevado erro padrão. A BP e a BC registraram valores constantes da taxa de oxigênio dissolvido e principalmente da BC ocorreu uma queda no inverno, o contrário do que ocorreu na BR para esta estação (Figura 11).

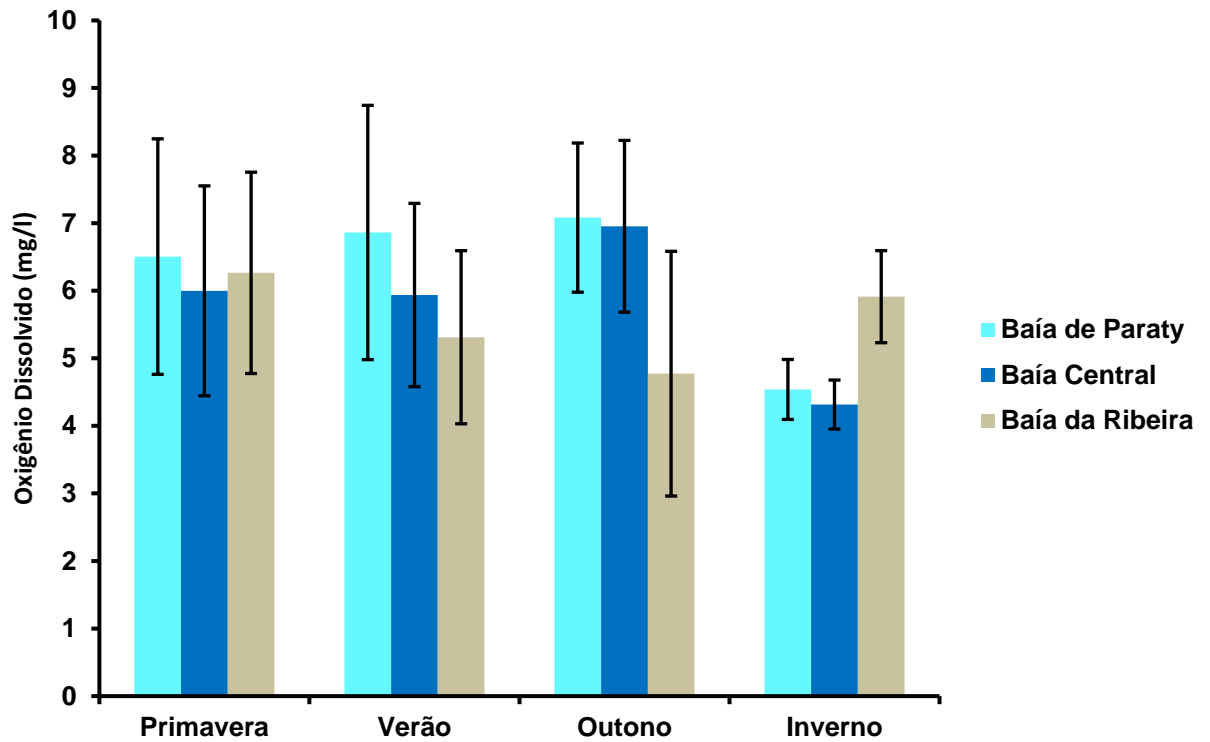


Figura 11. Média e Erro Padrão de oxigênio dissolvido por região entre as estações do ano.

A temperatura foi elevada em todas as regiões e estações do ano, com médias que variaram de 24°C (inverno, BC) a 30°C (outono, BR). A temperatura foi, de maneira geral, semelhante entre as zonas, exceto no inverno com maiores médias na BR (Figura 12).

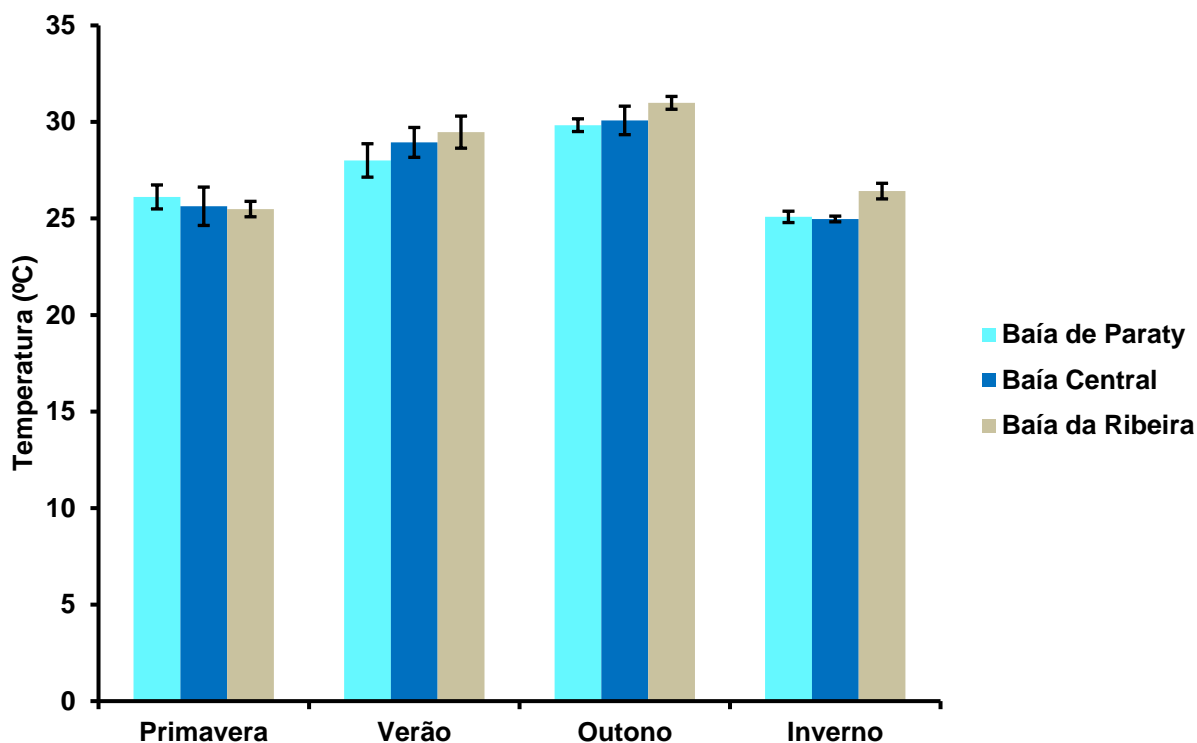


Figura 12. Média e erro padrão da temperatura por região entre as estações do ano.

3.3 ÍNDICE DE ESTRUTURA DO HABITAT (IEH)

As regiões foram significativamente diferentes em relação ao IEH (PERMANOVA, pseudo-F = 5,92; $p < 0,018$). A BP em média obteve maiores pontuações do IEH. As praias Taquari e Praia do Cais (BP) foram às únicas com pontuação total máxima (15pts), enquanto os locais Pontal e Enseada (BR) tiveram os menores valores (7pts) (Figura 13). A BR revelou praias com discrepantes pontuações entre si, locais mais afastados do centro de Angra dos com pontuações altas (Bracuhy e Frade Leste, 13pts), e locais mais próximos do adensamento urbano (Enseada, Pontal) recebendo pontuações menores. A BC foi constante com pontuações intermediárias.

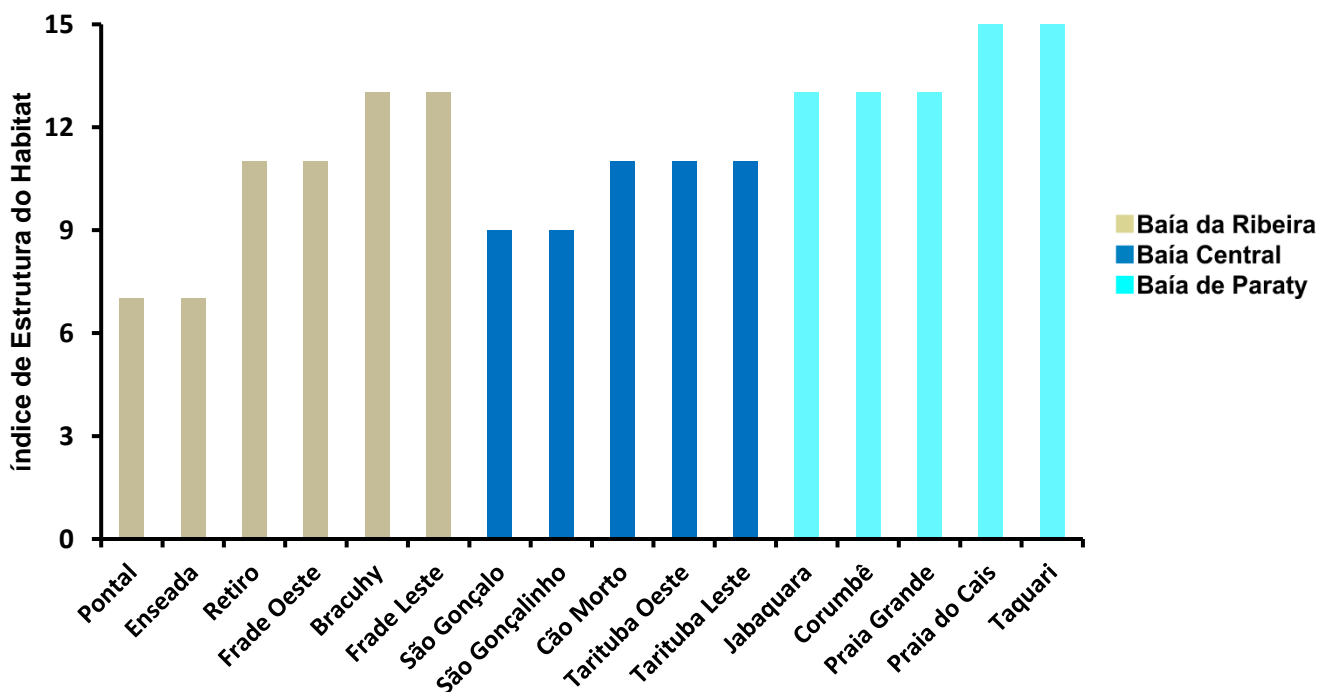


Figura 13. Pontuação do Índice de Estrutura do Habitat (IEH) em cada praia amostrada.

3.4 ASSEMBLEIA DE PEIXES

O total de 60.193 indivíduos foi registrado, que pesaram 69.305,04 g (Tabela 2), pertencentes a 94 espécies, 55 gêneros e 26 famílias. O maior número de indivíduos foi registrado na BP (30.014 indivíduos registrados, pesando 31.018,67g), seguidamente da BR (24.762 indivíduos, que pesando 25.544,85g) e BC (5.418 indivíduos, pesando 12.784,64g).

Um maior número de espécies também foi registrado na BP (75 espécies e 47 gêneros), seguido da BR (57 espécies e 33 gêneros) e BC (55 espécies e 34 gêneros). As famílias Scianidae e Carangidae tiveram o maior número de espécies nas três regiões (BP, 10 e 9 espécies; BC 8 e 7 espécies; BR, 7 e 7 espécies, respectivamente). As famílias Sciaenidae e Carangidae foram as mais diversas do estudo, registrando na BP (10 e 9 espécies), BC (8 e 7 espécies) e BR (7 e 7 espécies, respectivamente). A família Engraulidae também foi diversa na BP (6 espécies/táxons), enquanto Gerreidae obteve destaque também nas demais regiões (BC, 6 espécies; BR, 7 espécies). A maioria dos indivíduos coletados foi de peixes jovens, com comprimento total inferior a 12 cm.

Apesar do elevado número de indivíduos coletados, três espécies/táxons foram responsáveis pela maior parte das capturas nas três regiões, sendo *Anchoa* spp., (60,76% BP,

31,73% BC e 62% BR), *Atherinella brasiliensis* (12,86% BP, 26,26% BC e 27,15% BR) e *Anchoa januaria* (13,66% BP, 15,71% BC e 2,75% BR). Juntas, essas espécies/táxons totalizaram 87,28% da abundância de indivíduos na BP, 73,70% na BC, 91,90% na BR, sendo 87,95% de todo o estudo. O mesmo ocorreu em relação à frequência de ocorrência, com o peixe-rei (*Atherinella brasiliensis*) dominante nas amostras da BP (81,10%), seguido pelas manjubas, *Anchoa* spp. (55,12%) e *Anchoa januaria* (51,97%). Na BC, o peixe-rei se mantém com a maior FO (80,81%), seguido pelo pampo (*Trachinotus carolinus*) (37,37%) e *Anchoa* spp. (31,31%). Para a BR, o peixe-rei se manteve como a espécie mais frequente (89,47%), seguida pelo carapicu (*Eucinostomus argenteus*) (53,51%) e a guavira (*Oligoplites saurus*) (45,61%).

Tabela 2. Número de indivíduos total (N total), abundância relativa (%N), frequência de ocorrência (FO) dos peixes coletados na Baía de Paraty, Baía Central e Baía da Ribeira, em Angra dos Reis e Paraty, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Grupo Funcional de Uso Estuarino (GFUE): Estuarino (ES), Migrante Marinho (MM), Frequente Marinho (FM) e Semi-diádromo (SD). Algumas espécies não foram identificadas (spp.) devido ao reduzido comprimento dos indivíduos coletados, variando próximo a 1,0cm na maioria dos casos.

Família	Espécie	GFUE	Baía da Ribeira			Baía Central			Baía de Paraty		
			N Total	%N	FO	N Total	%N	FO	N Total	%N	FO
Engraulidae	<i>Anchoa</i> spp.	MM	15353	62,00	43,86	1719	31,73	31,31	18259	60,76	55,12
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	ES	6723	27,15	89,47	1423	26,26	80,81	3866	12,86	81,10
Engraulidae	<i>Anchoa januaria</i>	SD	681	2,75	14,91	851	15,71	17,17	4104	13,66	51,97
Engraulidae	<i>Anchoa lyolepis</i>	FM	220	0,89	8,77	101	1,86	9,09	1140	3,79	16,54
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	MM	341	1,38	45,61	56	1,03	29,29	322	1,07	42,52
Mugilidae	<i>Mugil liza</i>	SD	190	0,77	7,02	276	5,09	7,07	135	0,45	8,66
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	ES	374	1,51	53,51	136	2,51	21,21	76	0,25	26,77
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	SD	1	0,00	0,88	9	0,17	1,01	575	1,91	23,62
Carangidae	<i>Trachinotus carolinus</i>	FM	86	0,35	19,30	320	5,91	37,37	161	0,54	30,71
Gerreidae	<i>Eucinostomus</i> spp.	MM	130	0,52	10,53	174	3,21	4,04	44	0,15	4,72
Engraulidae	<i>Anchoa tricolor</i>	MM	68	0,27	7,02	42	0,78	8,08	177	0,59	9,45
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	SD	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	236	0,79	16,54
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	FM	53	0,21	19,30	8	0,15	3,03	122	0,41	17,32
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i>	MM	99	0,40	36,84	37	0,68	26,26	30	0,10	16,54
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	ES	116	0,47	28,95	0	0,00	0,00	7	0,02	4,72
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	ES	5	0,02	2,63	1	0,02	1,01	92	0,31	17,32
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	SD	7	0,03	6,14	10	0,18	4,04	72	0,24	11,02
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	ES	0	0,00	0,00	6	0,11	1,01	78	0,26	4,72
Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>	FM	27	0,11	10,53	45	0,83	22,22	11	0,04	7,87
Albulidae	<i>Albula vulpes</i>	ES	51	0,21	12,28	26	0,48	9,09	1	0,00	0,79
Sciaenidae	<i>Stellifer stellifer</i>	MM	20	0,08	0,88	0	0,00	0,00	51	0,17	9,45
Gerreidae	<i>Eugerres brasilianus</i>	FM	22	0,09	4,39	2	0,04	2,02	32	0,11	14,96
Elopidae	<i>Larva leptcephala</i>	MM	4	0,02	3,51	34	0,63	10,10	12	0,04	6,30
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	ES	12	0,05	2,63	1	0,02	1,01	32	0,11	11,02
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	MM	1	0,00	0,88	5	0,09	2,02	37	0,12	8,66
Dactyloscopidae	<i>Dactyloscopus crossotus</i>	FM	18	0,07	7,02	19	0,35	10,10	1	0,00	0,79

Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	MM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	37	0,12	3,94
Belonidae	<i>Strongylura</i> spp.	MM	16	0,06	10,53	2	0,04	2,02	19	0,06	8,66
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i>	SD	19	0,08	2,63	0	0,00	0,00	13	0,04	6,30
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	SD	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	30	0,10	8,66
Carangidae	<i>Oligoplites palometa</i>	MM	8	0,03	5,26	3	0,06	2,02	20	0,07	4,72
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	MM	3	0,01	2,63	0	0,00	0,00	25	0,08	3,94
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	ES	4	0,02	2,63	1	0,02	1,01	23	0,08	5,51
Ariidae	<i>Potamarius grandoculis</i>	ES	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	3	0,01	0,79
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i>	FM	16	0,06	8,77	5	0,09	3,03	0	0,00	0,00
Mugilidae	<i>Mugil</i> spp.	SD	8	0,03	3,51	4	0,07	2,02	9	0,03	5,51
Mugilidae	<i>Mugil platanus</i>	ES	0	0,00	0,00	3	0,06	1,01	17	0,06	0,79
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	MM	0	0,00	0,00	7	0,13	3,03	11	0,04	5,51
Haemulidae	<i>Haemulon</i> spp.	FM	0	0,00	0,00	15	0,28	1,01	0	0,00	0,00
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	ES	11	0,04	6,14	0	0,00	0,00	3	0,01	2,36
Sciaenidae	<i>Umbrina coróides</i>	MM	2	0,01	0,88	7	0,13	5,05	4	0,01	2,36
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	FM	2	0,01	1,75	2	0,04	1,01	8	0,03	5,51
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i>	FM	0	0,00	0,00	7	0,13	5,05	5	0,02	3,94
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	FM	6	0,02	4,39	3	0,06	2,02	3	0,01	2,36
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i>	ES	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	11	0,04	3,15
Sciaenidae	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	FM	0	0,00	0,00	10	0,18	2,02	1	0,00	0,79
Belonidae	<i>Stellifer</i> spp.	ES	1	0,00	0,88	0	0,00	0,00	10	0,03	3,15
Carangidae	<i>Trachinotus marginatus</i>	FM	0	0,00	0,00	11	0,20	1,01	0	0,00	0,00
Syngnathidae	<i>Cosmocampus elucens</i>	FM	2	0,01	1,75	2	0,04	2,02	6	0,02	1,57
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	FM	9	0,04	4,39	1	0,02	1,01	0	0,00	0,00
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	MM	3	0,01	1,75	2	0,04	2,02	5	0,02	3,15
Carangidae	<i>Trachinotus</i> spp.	SD	7	0,03	0,88	0	0,00	0,00	3	0,01	1,57
Gobiidae	<i>Gobionellus boleosoma</i>	ES	4	0,02	3,51	0	0,00	0,00	5	0,02	0,79
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	MM	0	0,00	0,00	8	0,15	3,03	1	0,00	0,79
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	SD	0	0,00	0,00	4	0,07	1,01	4	0,01	3,15
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>	FM	7	0,03	5,26	1	0,02	1,01	0	0,00	0,00
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	MM	3	0,01	2,63	2	0,04	2,02	3	0,01	2,36
Carangidae	<i>Oligoplites</i> spp.	MM	3	0,01	1,75	0	0,00	0,00	5	0,02	3,15
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	8	0,03	3,15
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	MM	1	0,00	0,88	0	0,00	0,00	6	0,02	3,15
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	MM	0	0,00	0,00	3	0,06	3,03	3	0,01	1,57
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	6	0,02	2,36
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus</i> spp.	ES	1	0,00	0,88	1	0,02	1,01	4	0,01	2,36
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides</i> spp.	ES	6	0,02	3,51	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	ES	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	5	0,02	2,36
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>	ES	1	0,00	0,88	1	0,02	1,01	3	0,01	1,57
Gobiidae	<i>Microgobius meeki</i>	ES	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	4	0,01	2,36
Cynoglossidae	<i>Symphurus tesselatus</i>	FM	4	0,02	1,75	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Centropomidae	<i>Centropomus</i> spp.	MM	3	0,01	1,75	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus</i> spp.	FM	2	0,01	0,88	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	FM	0	0,00	0,00	3	0,06	1,01	0	0,00	0,00
Clupeidae	<i>Sardinella brasiliensis</i>	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	3	0,01	2,36
Carangidae	<i>Selene vomer</i>	MM	1	0,00	0,88	0	0,00	0,00	2	0,01	1,57
Carangidae	<i>Trachinotus goodei</i>	FM	0	0,00	0,00	3	0,06	2,02	0	0,00	0,00

Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus roberti</i>	FM	2	0,01	1,75	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Sciaenidae	<i>Menticirrhus</i> spp.	MM	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	1	0,00	0,79
Sciaenidae	<i>Stellifer</i> sp.	ES	2	0,01	0,88	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Clupeidae	<i>Brevoortia aurea</i>	MM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Carangidae	<i>Caranx</i> spp.	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	ES	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Gobiidae	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	ES	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	FM	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	0	0,00	0,00
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i>	MM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Paralichthyidae	<i>Etropus longimanus</i>	MM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Monacanthidae	<i>Monacanthus ciliatus</i>	FM	1	0,00	0,88	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Mugilidae	<i>Mugil gaimardianus</i>	SD	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i>	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Syngnathidae	<i>Microphis lineatus</i>	FM	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	0	0,00	0,00
Haemulidae	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	MM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	FM	1	0,00	0,88	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	ES	0	0,00	0,00	1	0,02	1,01	0	0,00	0,00
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Synodontidae	<i>Trachinocephalus myops</i>	FM	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00	1	0,00	0,79
Gerreidae	<i>Ulaema lefroyi</i>	FM	1	0,00	0,88	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00

Sessenta e quatro espécies/táxons foram encontradas em mais de uma região, enquanto trinta espécies/táxons ocorreram exclusivamente em uma das regiões (Figura 14). Dessas, dezessete espécies/táxons foram encontradas exclusivamente na BP, sete na BC e sete também na BR.

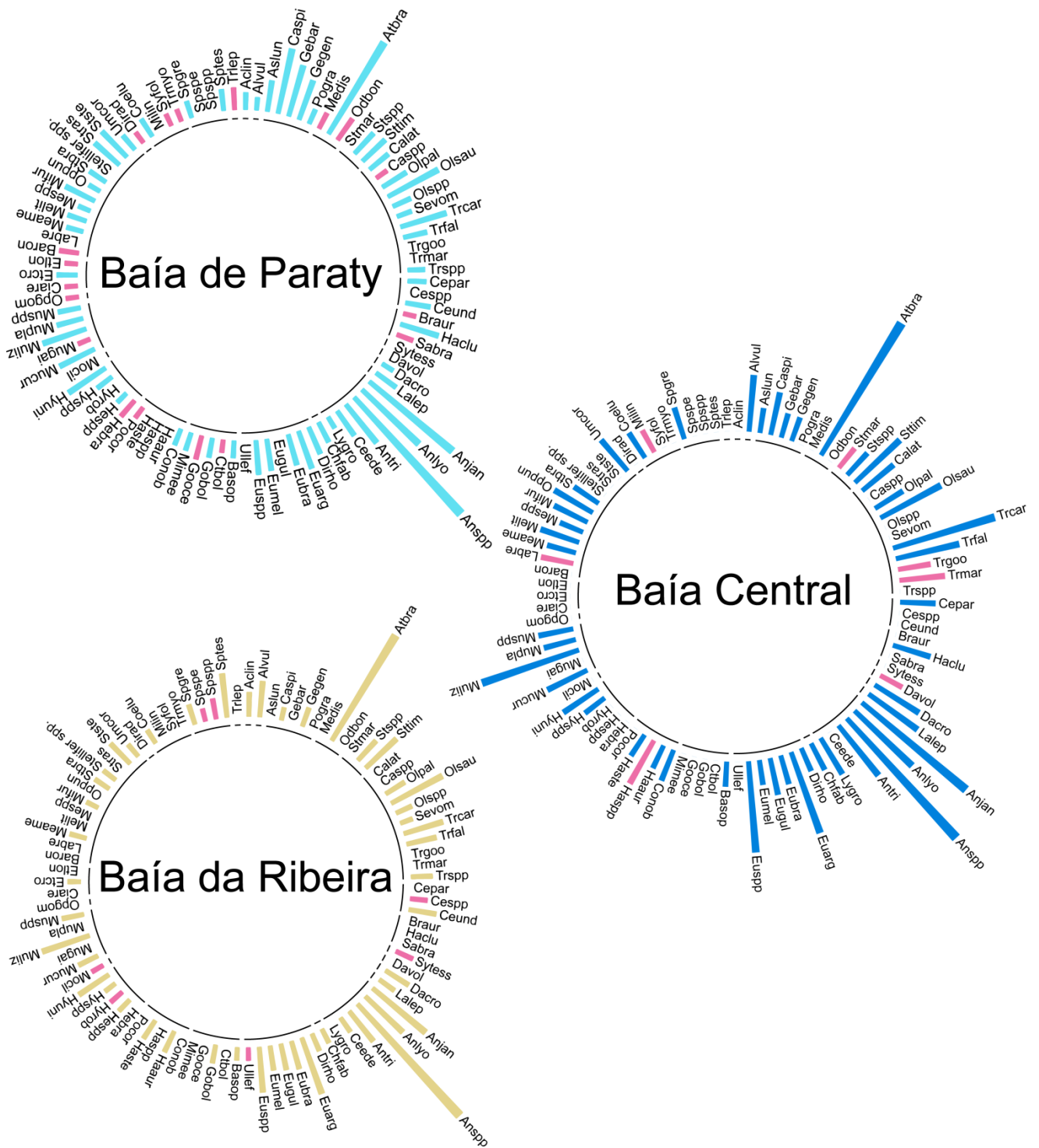


Figura 14. Abundância (log) das espécies por região. Em destaque rosa as espécies exclusivas de cada região. Os traços pretos internos indicam a divisão das espécies por família.

3.5 PADRÃO DA ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

A estrutura da assembleia de peixes variou entre as regiões da BIG (PERMANOVA, pseudo-F = 3,57; $p < 0,0008$) e entre as praias dentro de cada região (PERMANOVA, pseudo-F = 2,71; $p < 0,0001$) (Figura 15). O primeiro eixo do PCO explicou 23,7% da variação total e foi associado às amostras de todas as três regiões que tiveram elevada abundância de *A. brasiliensis*, nos valores positivos, e amostras da BP, com maiores abundâncias das manjubas (*Anchoa lyolepis* e *A. januaria*) e do bagre (*Cathorops spixii*), nos valores negativos. O eixo 2 explicou 12,8% da variação e foi associado às amostras de todas as regiões com dominância de *Anchoa* spp. e *A. brasiliensis*, nos valores negativos. Os valores positivos de PCO2 foram associados às amostras com maiores abundâncias do pampo (*T. carolinus*).

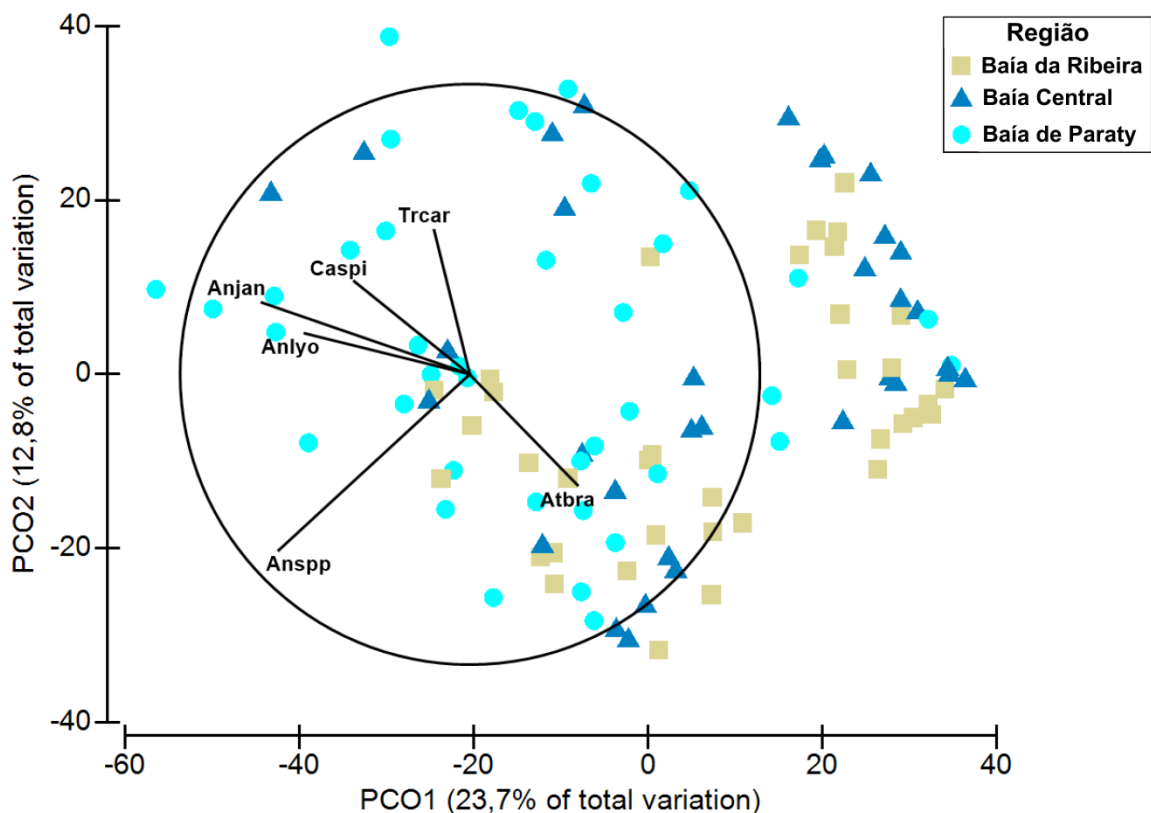


Figura 15. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCO) para a estrutura da assembleia de peixes da BIG, mostrando as espécies que obtiveram correlação de Pearson com os eixos do PCO $> 0,5$.

A similaridade média da assembleia variou em torno de 40% para cada região da BIG (BP, 37,8%; BC, 38,5% e BR, 44,14%). Três espécies/táxons foram importantes para a

similaridade das três regiões, sendo *A. brasiliensis*, *Anchoa* spp. e *O. saurus*. O peixe-rei (*A. brasiliensis*) foi à espécie que mais contribuiu para a similaridade em todas as três regiões, sendo a espécie mais frequente do estudo, seguida da fase pós-larval de manjuba (*Anchoa* spp.). As manjubas (*Anchoa* spp. e *A. januaria*) obtiveram maior contribuição na similaridade da BP, resultado da nítida dominância dessas espécie/táxon ao longo das praias dessa região (Figura 16). A BP apesar de ser uma região dominada por manjubas foi à região que obteve um maior número de espécies representando a similaridade da região, sendo oito espécies das nove reveladas na análise. Apesar do nítido destaque das manjubas e do peixe-rei ao longo do estudo, a guaivira (*O. saurus*) também se mostrou importante para a contribuição da similaridade nas três regiões, revelando também a abrangência dessa espécie. A BR foi à região que apresentou maior similaridade das espécies de suas praias, sendo a região que evidenciou espécies mais constantes e presentes entre as amostragens. Além das espécies dominantes, o carapicu (*E. argenteus*) foi importante para a similaridade da BR (9,55%), junto à guaivira (*O. saurus*, 6,84%) e o peixe agulha (*S. timucu*, 5,01%). Em relação a BC, também houve contribuição dessas espécies, com o pampo (*T. carolinus*, 7,60%) sendo destaque dessa região contribuindo para a similaridade em seguida ao peixe-rei e a manjuba.

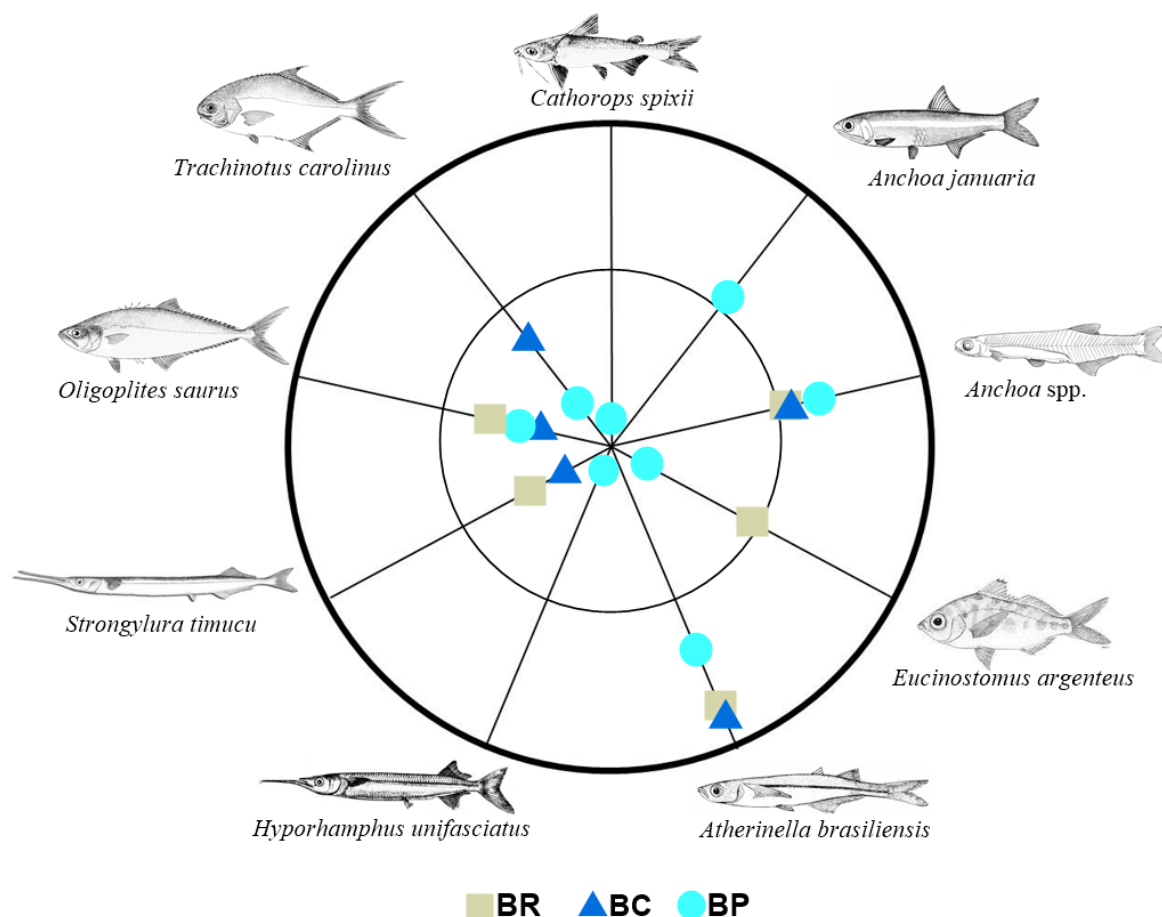


Figura 16. Contribuições percentuais (0% - centro, 10% - círculo interno e 70% - círculo externo) das espécies de peixes mais importantes para as regiões, com base na análise SIMPER. Regiões: BR: Baía da Ribeira (similaridade média, 44,14%); BC, Baía Central (similaridade média, 38,05%); BP, Baía de Paraty (similaridade média, 37,08%).

Para a similaridade das regiões sem as espécies/táxons mais dominantes do estudo (*Anchoa* spp., *A. januaria* e *A. brasiliensis*) é possível observar melhor a diversidade e ocorrência de espécies, antes ocultas sob a alta participação das três referidas espécies/táxons (Figura 17). É perceptível o aumento no número de espécies na contribuição da similaridade nas regiões, sendo BP (13 espécies, similaridade média 18,30%), seguida pela BR (7 espécies, 25,68%) e BC (7 espécies, 17,90%). Entretanto, apesar do maior número de espécies contribuindo para a similaridade na BP, esta região apresentou baixa similaridade, revelando uma maior rotatividade de espécies. Esta região se caracteriza com numerosas espécies exclusivas (20 espécies), com três espécies de bagres sendo exclusivamente importantes para a similaridade da BP (Figura 17). A BR se caracterizou com outras espécies de peixes como a guaivira e o carapicu, marcada também pela espécie quase que exclusiva desta região, o baiacu (*S. testudineus*, 6,02%), e também o peixe agulha, *H. unifasciatus* (3,52%). Em relação a BC, além das espécies já descritas, foi acrescentada outra espécie do gênero *Trachinotus*, o *T. falcatus*

(9,83%), junto também as espécies *D. crossotus* (2,23%) e *M. curema* (2,23%) para a contribuição da similaridade da região.

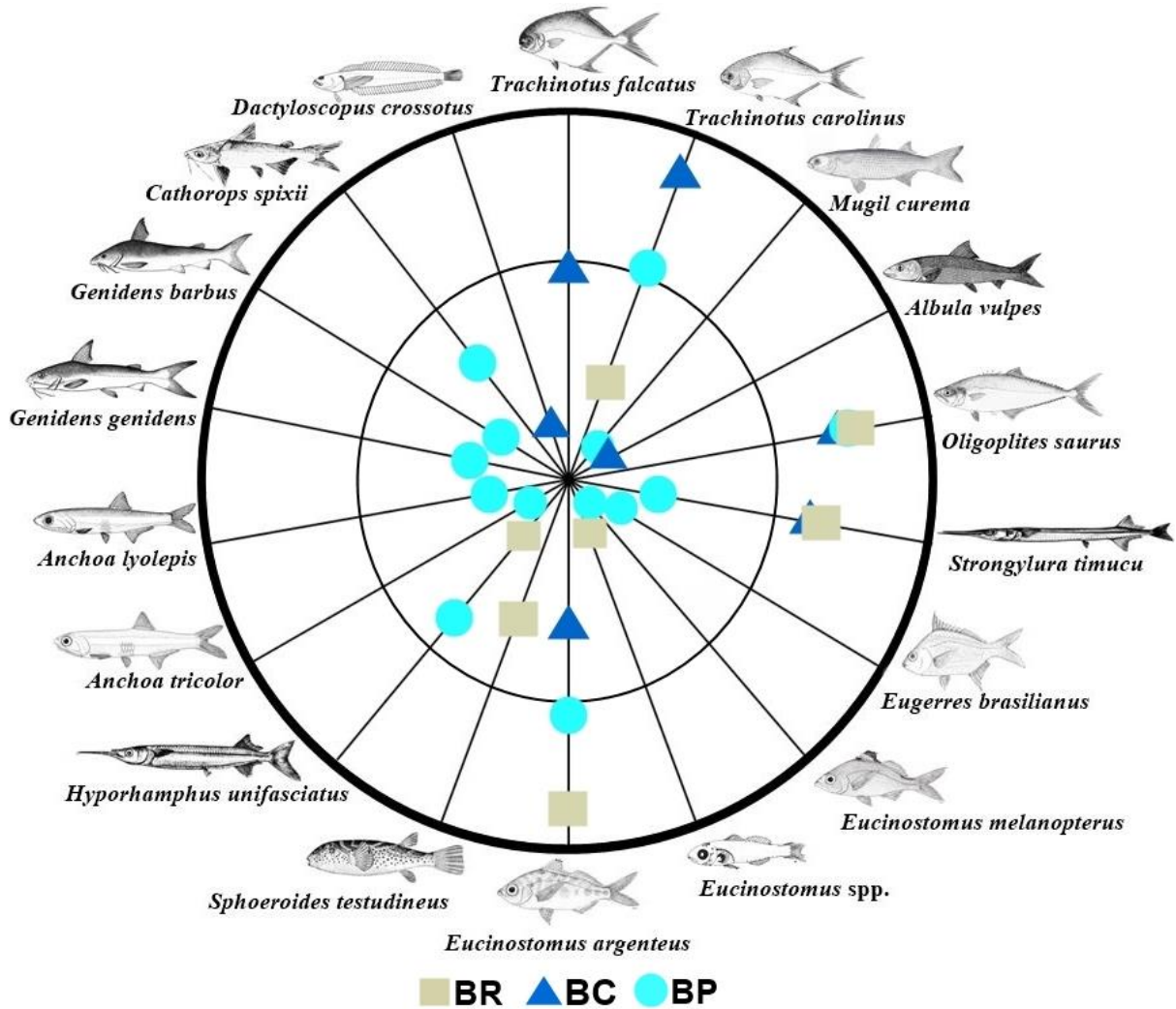


Figura 17. Contribuições percentuais (0% - centro, 10% - círculo interno e 40% - círculo externo) das espécies de peixes mais importantes para as regiões, com base na análise SIMPER. Foram retiradas da análise as espécies/táxons *Anchoa* spp., *Anchoa januaria* e *Atherinella brasiliensis*. Regiões: BR: Baía da Ribeira (similaridade média, 25,65%); BC, Baía Central (similaridade média, 17,90%); BP, Baía de Paraty (similaridade média, 18,30%).

3.6 RELAÇÃO DOS PREDITORES COM A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

O modelo linear baseado na matriz de distância (DistLM) explicou 30,13% da variação da assembleia, havendo um total oito preditores selecionados no modelo mais parcimonioso (Tabela 3). Grande parte das variáveis testadas apresentou diferença significativa para a variação da estrutura da assembleia de peixes (DistLM; $p < 0,05$).

Tabela 3. Resultados do modelo linear baseado em Distância (DistLM) na explicação de cada preditor isoladamente e o conjunto de preditores sobre a variação da assembleia de peixes. Em negrito o modelo mais parcimonioso selecionado.

Nº	Variável	SS (trace)	Pseudo-F	P	Proporção explicada
1	Temperatura	9376,3	4,5658	0,0002	4,1295E-2
2	pH	4618,7	2,2009	0,0211	2,0341E-2
3	OD	6751,2	3,2483	0,0018	2,9733E-2
4	Salinidade	2676,3	1,2643	0,2287	1,1787E-2
5	TDS	2832,6	1,3391	0,2024	1,2475E-2
6	Turbidez	21576	11,13	0,0001	9,5024E-2
7	Transparência	18299	9,2913	0,0001	8,059E-2
8	Profundidade	9361,8	4,5584	0,0001	4,1231E-2
9	Clorofila	9419,9	4,5879	0,0001	4,1487E-2
10	Dist.Mar	3836,8	1,822	0,0483	1,6898E-2
11	Dist.Rio	6749	3,2472	0,0012	2,9724E-2
12	IEH	7501,8	3,6218	0,0007	3,3039E-2
13	Aprov.Rad.Fotossint.	9200,6	4,4766	0,0002	4,0521E-2
14	Fitoplâncton	9578,7	4,6686	0,0002	4,2186E-2
15	Antropizada	8245,4	3,9943	0,0002	3,6314E-2
16	Manguezal	4422	2,1054	0,026	1,9475E-2
17	Cordão Arenoso	4396,7	2,0931	0,027	1,9364E-2
18	Aflor. Rochoso	5093,2	2,4323	0,0113	2,2431E-2
19	Urbano	5167,3	2,4685	0,01	2,2758E-2

Melhor modelo para cada número de variáveis			
AIC	R ²	RSS	Seleção
817,04	0,13169	1,97E+05	6;7
814,8	0,16509	1,90E+05	6;7;15
811,54	0,21938	1,77E+05	1;3;6;7;15
809,64	0,27443	1,65E+05	1;3;6-8;10;14;15
809,57	0,30132	1,59E+05	1;3;6-8;10;13-15;17
811,25	0,34099	1,50E+05	1-3;5-8;10;12-15;17;19
816,93	0,36683	1,44E+05	Todas

É possível observar a relação da assembleia de peixes de cada baía com diferentes parâmetros ambientais (Figura 18). Nota-se o aglomerado de amostras da assembleia da BC

sendo caracterizada por locais mais profundos. A BR se concentrou no quadrante negativo do dbRDA, opostamente a profundidade, caracterizando áreas transparentes para as assembleias de peixes dessa baía. A BP registrou um aglomerado de amostras mais espaçado das demais regiões, sendo encontrada no quadrante positivo do dbRDA1 diretamente associada a praias com alta turbidez, explicando a variação da assembleia nesta região.

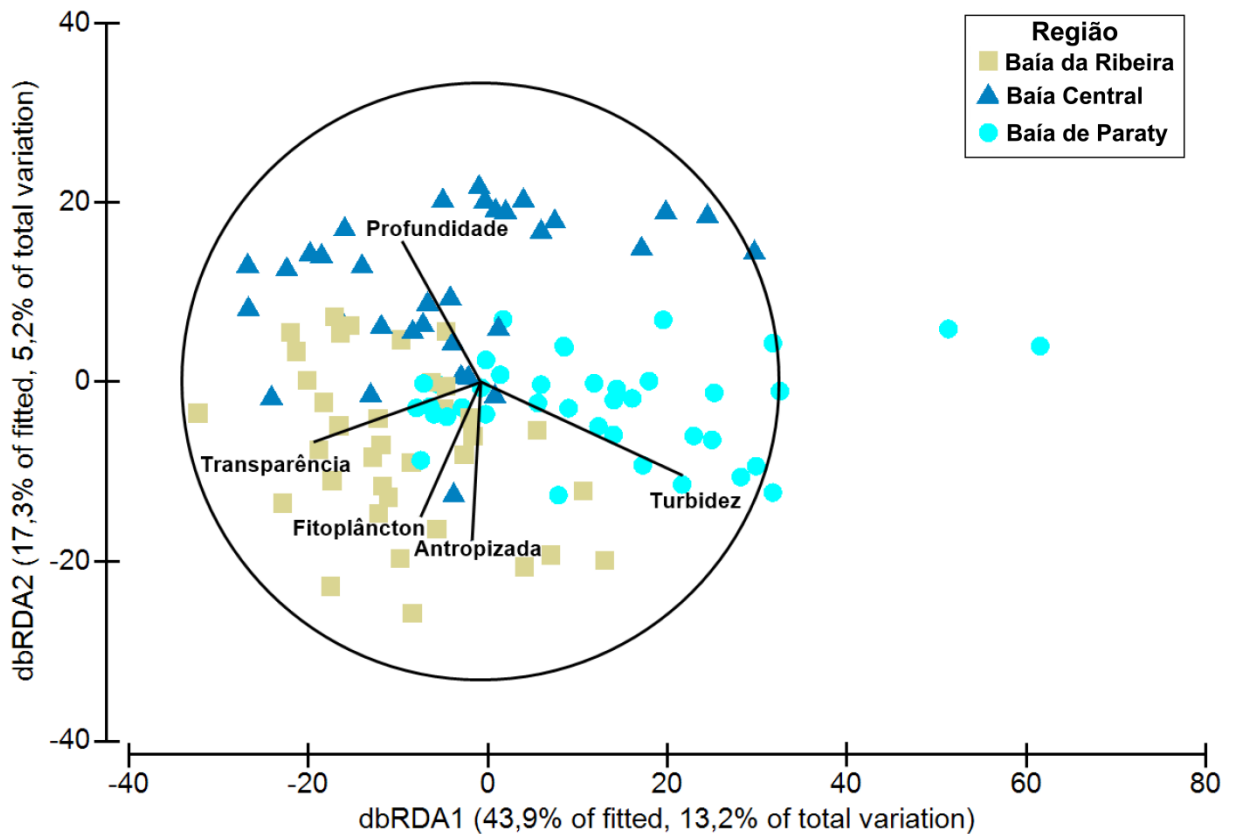


Figura 18. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância Baseada na Distância (dbRDA) demonstrando as relações entre a estrutura da assembleia de peixes e variáveis (correlação > 0,4).

Todas as variáveis representadas no dbRDA foram significativamente importantes para a variação da estrutura da assembleia (PERMANOVA; $p < 0,05$) (Tabela 4). Além disso, Estação, Região e Ciclo da estação (ano 1; ano 2) foram testados junto a estes preditores, revelando variação principalmente entre os ciclos da estação (PERMANOVA, pseudo-F = 5,77; $p < 0,0001$). A Região (BP, BC e BR) não revelou diferenças significativas neste modelo, considerando os preditores adicionados ao modelo (PERMANOVA; $p < 0,01$).

Tabela 4. Análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) para a estrutura da assembleia utilizando os fatores Região, Estação, Ciclo da estação. Os preditores selecionados no dbrDA foram empregados como covariáveis.

Medida	SS	Pseudo-F	P(perm)	Explicação (%)
Turbidez	21576	13,428	0,0001	7,27
Transparência	8324,6	3,4765	0,0006	2,98
Profundidade	5599,4	2,818	0,0038	1,42
Fitoplâncton	5819,5	3,8612	0,0004	1,99
Antropizada	5443,1	3,5194	0,0006	1,74
Região	6249,8	1,8541	0,151	7,54
Estação	12391	2,0721	0,0393	3,52
Ciclo da estação	8612,6	5,773	0,0001	6,76
Região x Estação	12864	0,96493	0,5437	-0,37
Região x Ciclo da estação	3358,1	1,1255	0,3038	0,43
Estação x Ciclo da estação	5671,6	1,2672	0,1475	1,29
Região x Estação x Ciclo da estação	13293	1,485	0,0109	6,82
Resíduo	1,18E+05			58,62
Total	2,27E+05			100

3.7 INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS SOBRE VARIÁVEIS UNIVARIADAS DA ASSEMBLEIA DE PEIXES

Diferentes conjuntos de preditores foram incluídos na explicação de cada modelo univariado, com destaque para Profundidade aparecendo em oito modelos de doze possíveis, seguido da Transparência (6), OD (5), Antropizada (4), Turbidez (3), Manguezal, Dist.Mar e Temperatura (2), Urbano e IEH (1) (Tabela 5).

A abundância geral foi influenciada positivamente por áreas antropizadas do MDH juntamente ao OD, e negativamente associada à profundidade (Tabela 5, Figura 19), configurando 24% de explicação (GAM; $R^2 = 0,24$) da variação da abundância da assembleia de peixes. Isso mostra maiores abundâncias sendo encontradas em áreas com maior influência antrópica e abrigadas, conferindo áreas rasas.

Para a riqueza de espécies, preditores clássicos quanto à variação da assembleia de peixes foram selecionadas explicando 49% da variação, sendo profundidade associada negativamente e turbidez positivamente. Isto indica a riqueza das espécies de peixes dessas praias arenosas sendo influenciadas principalmente por locais abrigados, os quais proporcionam principalmente ambientes rasos e turvos para a assembleia de peixes.

Em relação à família Ariidae, turbidez, profundidade e manguezal foram os principais preditores, registrando 24% de explicação para a variação da família. A turbidez foi associada positivamente a esta família juntamente ao manguezal, e negativamente associada à profundidade, mostrando preferência por locais protegidos e internalizados da BP, sabendo que a região abrigou quase que exclusivamente as espécies da família.

Em relação à família Atherinopsidae (*A. brasiliensis*), a transparência, área antropizada e distância para estuário principal foram os preditores que melhor explicaram a variação desta família. A transparência e área antropizada foram positivamente associados com a família Atherinopsidae, e distância para o estuário principal se associou negativamente, explicando ao todo 28% da variação. Isto indica a preferência da família por locais altamente influenciados por sistemas estuarinos, bem como a abrangência para ocorrência em locais de águas claras também.

Em relação à família Carangidae, essa com grande parte de sua abundância composta pelos gêneros *Oligoplites* (52,48%) e *Trachinotus* (46,08%), foi principalmente influenciada por profundidade, oxigênio dissolvido e o Índice de Estrutura do Habitat (IEH), explicando 34% da variação da família. O IEH teve associação positiva à família Carangidae, enquanto OD e profundidade negativamente. Isto mostra um filtro bem definido do IEH quanto a esta família, indicando a atratividade por ambientes estruturados de praias arenosas, locais rasos sem grande influência humana.

Em relação à família Engraulidae, sua abundância é composta quase que exclusivamente pelo gênero *Anchoa* (99,91%), as manjubas. O conjunto de preditores que melhor explicou a variação da família foram oxigênio dissolvido (OD) e transparência positivamente, e profundidade negativamente, com explicação de 24% da variação. Assim, família apresentou preferência por locais rasos, ligeiramente transparentes, com nítida associação a praias com maior disponibilidade de oxigênio.

A família Gerreidae, tendo o gênero *Eucinostomus* como referência na composição de sua abundância (92,28%), obteve área antropizada, temperatura e transparência como os preditores que melhor explicaram a variação da assembleia, configurando 33% de explicação da variação. Nesta família, área antropizada se associou negativamente a assembleia, enquanto temperatura e transparência se associaram positivamente. Isto pode indicar a família Gerreidae com maior preferência em ambientes mais transparentes e quentes, protegidos de ações humanas, inversamente ao que vem sendo encontrado na maioria das famílias vistas anteriormente.

Em relação à família Mugilidae, esta composta somente por espécies altamente comercializadas, foram positivamente influenciadas pela temperatura. Além disso, à distância para mar aberto e profundidade foram associados negativamente (GAM; $R^2 = 0,27$), revelando preferência da família por praias mais próximas do mar, mas que ainda configurem locais rasos com temperaturas mais elevadas.

Para o grupo funcional de uso estuarino (GFUE), as espécies estuarinas (ES) foram associadas positivamente à área antropizada, transparência e área urbana, explicando 38% da variação do grupo. Isto indica à preferência desse grupo a áreas mais internas próximas a pressão humana, porém sem alto despejo de matéria orgânica.

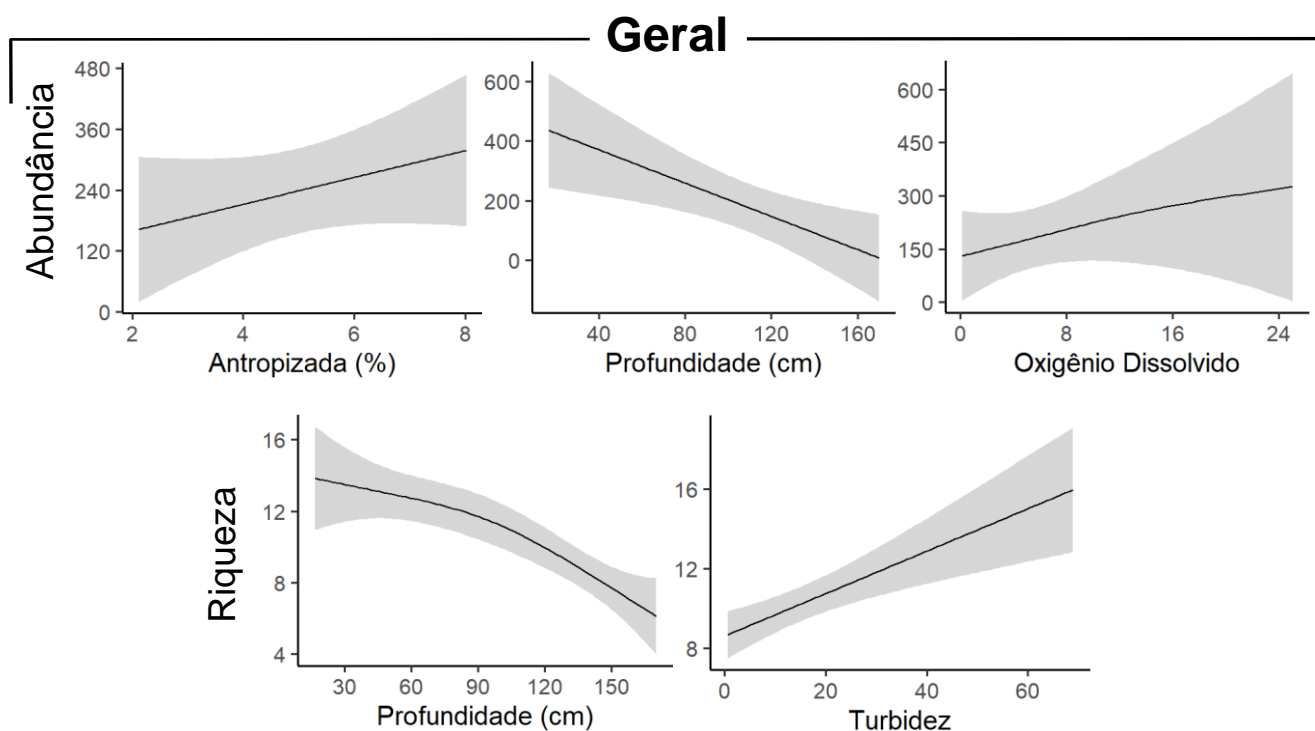
As espécies migrantes marinhas (MM) foram associadas positivamente ao OD e transparência, e negativamente a profundidade, totalizando 25% de explicação da variação do grupo. Isto revela a preferência das espécies migrantes marinhas por locais mais abertos com águas claras e rasas.

Já as espécies frequentes marinhas (FM) se associaram negativamente a profundidade, transparência e distância para mar aberto, configurando 23% de explicação. Podendo indicar uma preferência do grupo por locais rasos e turvos, mas que ainda sim tenham reduzido caminho de rota para mar aberto.

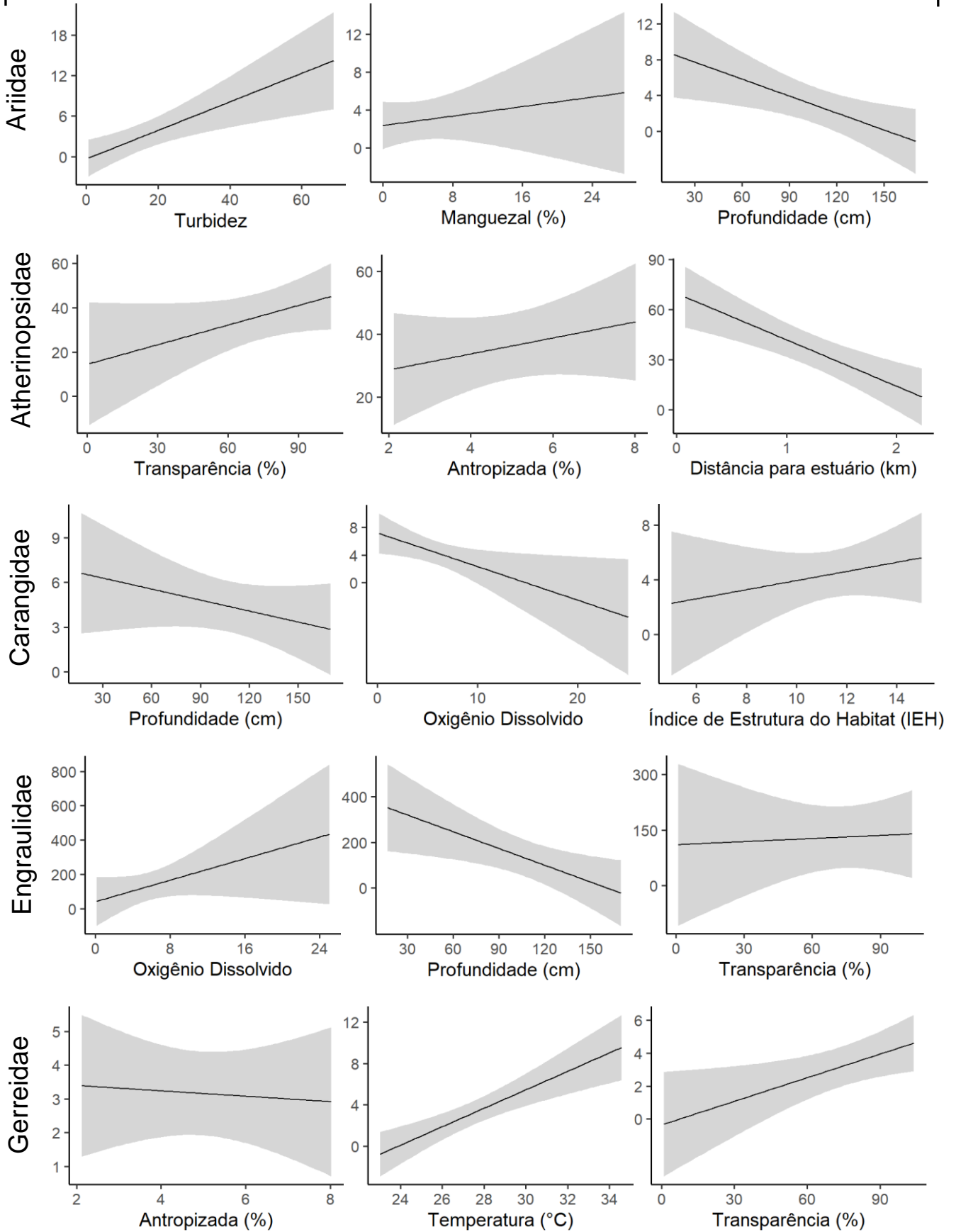
Em relação às espécies semi-diádromas (SD), foram associadas positivamente a turbidez, e negativamente ao OD e manguezal, trazendo uma explicação de 29% da variação do grupo. Apontando a propensão do grupo na seleção de locais com alto nível de matéria em suspensão, sem haver necessidade de uma relação concreta destes locais com o manguezal.

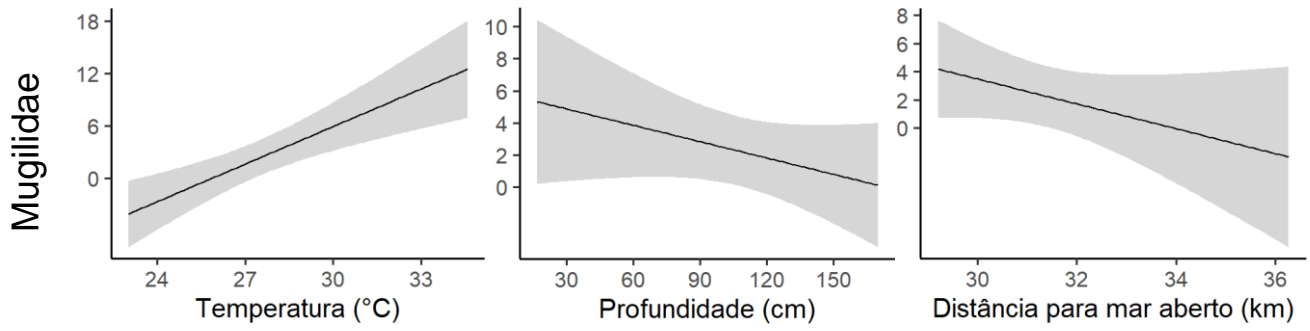
Tabela 5. Principais modelos aditivos mistos generalizados (GAMMs) para compreender a relação dos preditores com diferentes grupos da assembleia de peixes. $\Delta AICc$ = diferença entre o menor critério de informação de Akaike corrigido relatado; ΔBIC = Critério de Informação Bayesiano; $\omega AICc$ = pesos AICc; ωBIC = pesos BIC; R^2 = variância explicada; EDF = graus de liberdade efetivos. A seleção do modelo foi baseada no modelo mais parcimonioso com AICc mais baixo.

Variáveis dependentes	Melhores Modelos	$\Delta AICc$	ΔBIC	$\omega AICc$	ωBIC	R^2	EDF
Geral							
Abundância	Antropizada + Profundidade + OD	0,00	2,35	0,13	0,04	0,24	5,33
Riqueza	Profundidade + Turbidez	0,00	0,00	0,26	0,48	0,49	6,01
Família							
Ariidae	Turbidez + Manguezal + Profundidade	0,00	0,89	0,48	0,24	0,24	6,88
Atherinopsidae	Transparência + Antropizada + Dist.Rio	0,00	0,00	0,21	0,70	0,28	5,23
Carangidae	Profundidade + OD + IEH	0,00	8,64	0,25	0,00	0,34	9,03
Engraulidae	OD + Profundidade + Transparência	0,00	1,01	0,06	0,04	0,24	5,30
Gerreidae	Antropizada + Temperatura + Transparência	0,00	0,33	0,18	0,09	0,33	8,05
Mugilidae	Temperatura + Profundidade + Dist.Mar	0,00	0,00	0,42	0,53	0,27	6,01
Grupo funcional de uso estuarino (GFUE)							
Estuarino (ES)	Antropizada + Transparência + Urbano	0,00	2,34	0,36	0,11	0,38	7,53
Migrante Marinho (MM)	OD + Profundidade + Transparência	0,00	2,52	0,39	0,03	0,25	6,98
Frequente Marinho (FM)	Profundidade + Transparência + Dist.Mar	0,00	3,95	0,17	0,03	0,23	6,49
Semi-diádromo (SD)	Turbidez + OD + Manguezal	0,00	4,65	0,07	0,02	0,29	6,27

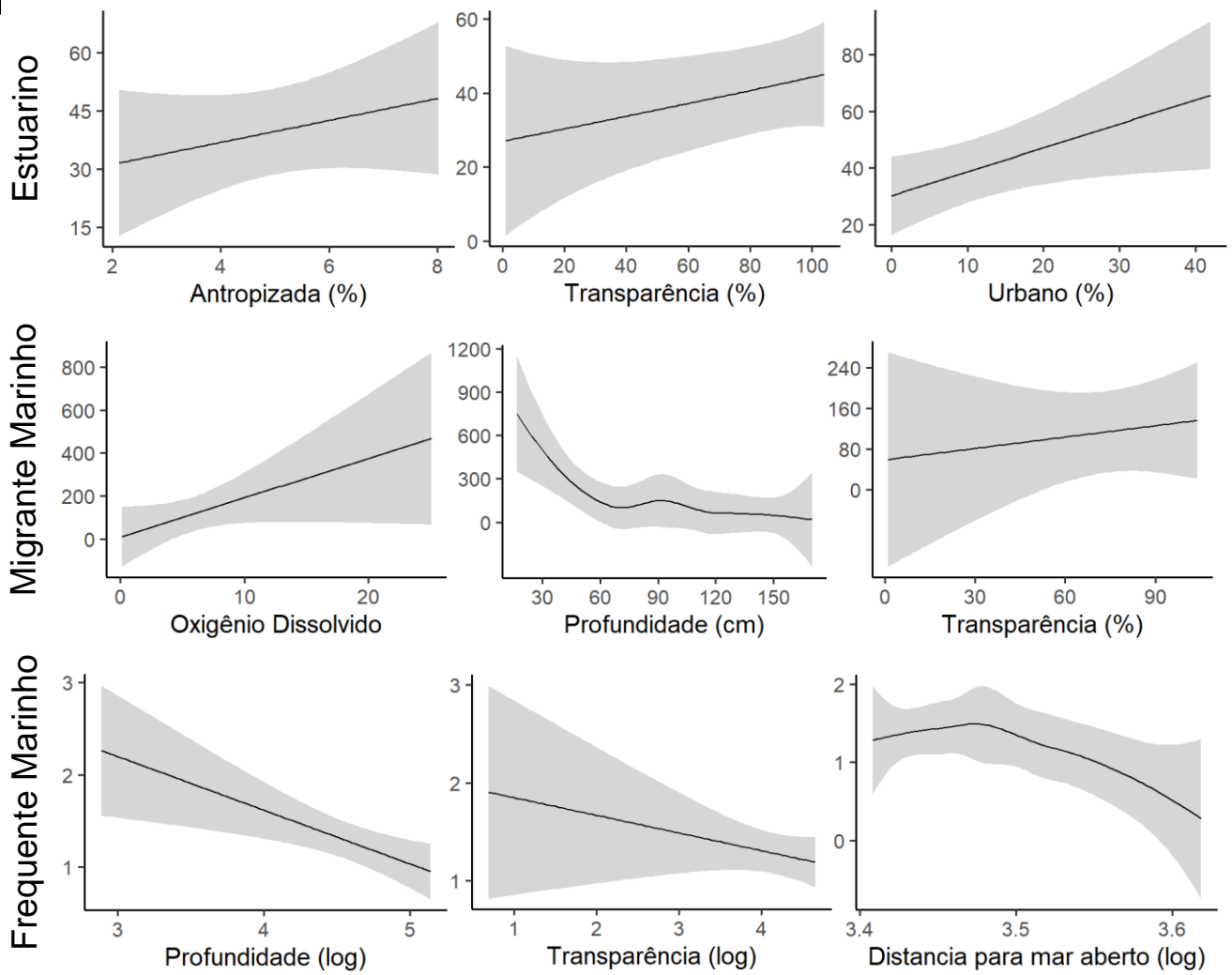


Família





Grupo Funcional de Uso Estuarino



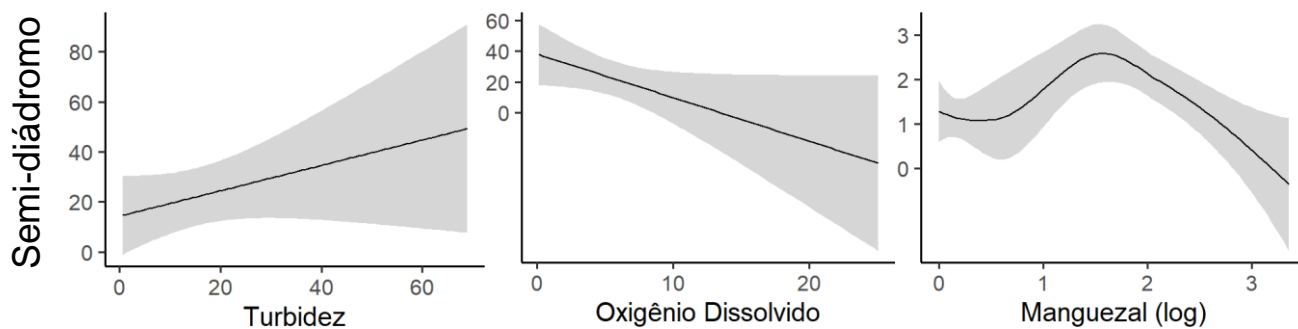


Figura 19. *Scatterplots* contendo a linha de tendência com o intervalo de confiança (95%) para cada preditor selecionado nos modelos GAMM.

A variação da riqueza e abundância da assembleia de peixes da BIG revela de forma geral um padrão entre as diferentes regiões internas da baía (Figura 20). Uma maior riqueza de espécies pode ser observada na costa oeste da BIG (BP) (Figura 20, letra c). Para a abundância, foi possível notar um pico próximo ao centro urbano da BR, grandes e constantes abundâncias nos locais da BP e menores abundâncias na BC. Também é possível observar distinções entre essas regiões através da precipitação, onde a BP oferece maior regime de chuvas em relação às outras regiões da BIG.

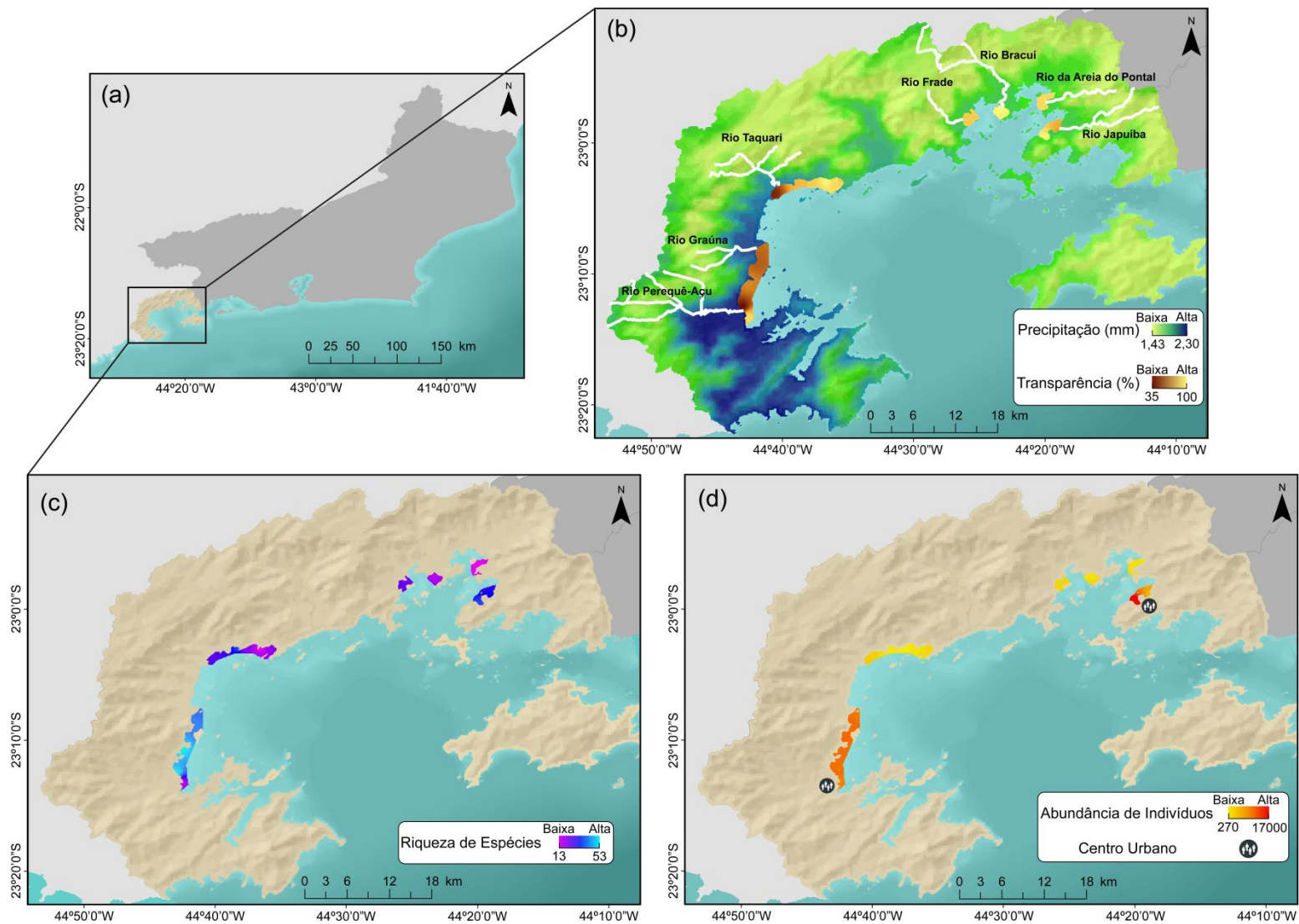


Figura 20. Localização da (a) baía da Ilha Grande no Estado do Rio de Janeiro, e mapas de calor baseados nos dados coletados nas praias amostradas para a (b) transparência (%), precipitação média anual (mm, 2017, adaptado WorldClim) e marcação dos maiores rios próximos aos locais amostrados, (c) riqueza de espécies e (d) abundância de indivíduos.

4. DISCUSSÃO

As assembleias de peixes da baía da Ilha Grande variaram entre as três regiões, (BR, BC e BP). As distintas características do mosaico da paisagem, da estrutura do habitat e das variáveis físico-químicas da água explicaram uma parcela significativa da variação espaço-temporal das assembleias de peixes.

O Mosaico do Habitat (MDH) da BR apresenta grandes bairros ao longo de praticamente toda a costa, com áreas urbanas presentes no MDH de todas as suas praias, o que prejudica às bacias hidrográficas da região e conseqüentemente os rios e ecossistemas localizados próximos a sua foz (Billen et al. 2001). A praia da Enseada (BR) é o ponto com maior cobertura de área urbana de todo o estudo, com 3,71 km² (20% de toda área urbana). A praia se encontra a 2,1km do centro de Angra dos Reis, como o bairro Nova Angra, caracterizado por possuir aeroporto a 825m do ponto amostral. As relações entre essas matrizes de entorno revelam o quanto o crescimento do estresse antrópico em zonas costeiras vem modificando seus habitats e entornos (Macedo 1999). Atividades antrópicas afetam diretamente o ambiente de praias arenosas, sabendo do crescente aumento desse estresse a cada ano, os efeitos humanos se tornam um dos principais estressores responsáveis pela destruição desse ambiente (Brown & McLachlan 2002, Franco et al. 2016). Por consequência, os efeitos dessas atividades interferem direta e indiretamente na assembleia de peixes, através de construções adjacentes, sobrepesca, efluentes urbanos e industriais, assoreamento de rios e estuários (maior carreamento de sedimentos), destruição de habitats (ex. manguezais) e canalização (Nagelkerken et al. 2008, Franco et al. 2016, Neves et al. 2016).

A BP também possui alta cobertura de área urbana e antropizada concentrada no centro urbano do município de Paraty, sem grandes urbanizações ao longo da costa, oposto da BR. A BP se destaca também por possuir grandes rios que desembocam adjacentes aos locais Jabaquara e Praia do Cais, fornecendo um maior aporte de nutrientes a esses locais. Esses aspectos fazem com que os locais Jabaquara e Praia do Cais se apresentem como ambientes potenciais de fontes de recurso alimentar, sendo os principais fatores a contribuição dos rios e proteção da costa a influências oceânicas. Cabe ressaltar que, na região, existe o aporte de matéria orgânica doméstica nas praias, principalmente através desses rios, com potencial de impactar através de poluentes, extrapolação de matéria orgânica e eutrofização de estuários próximos, o que pode afetar negativamente a biota da área (Brown & McLachlan 2002, Noacco et al. 2017). Opostamente a essas regiões, a BC por estar localizada na região da BIG mais afastada dos dois centros urbanos (Paraty e Angra dos Reis), registra consideravelmente menores áreas urbanas ou mesmo antropizadas.

A BR se destacou registrando densas e concentradas coberturas de manguezal, sobretudo o local interno, Bracuhy. O manguezal é a ligação direta do ambiente terrestre com o ambiente marinho, assim, a influência desse ambiente se torna relevante para organismos marinhos, entre eles as assembleias de peixes (Schaeffer-Novelli & Cintrón-Molero 1994,

Laegdsgaard & Johnson 2001, Valiela et al. 2001, Nagelkerken et al. 2008, Wang et al. 2009). Os manguezais são utilizados por muitas espécies de peixes de praia arenosa por serem ambientes que proporcionam proteção contra predadores, área de berçário e para a reprodução (Laegdsgaard & Johnson 2001, Neves et al. 2006). Porém, apesar da grande cobertura de manguezal na praia Bracuhy, o local possui profundidade influenciada pela planície de maré, sendo frequentemente encontrado dezenas de metros de água adentro com profundidade < 50 cm neste estudo. Isto pode limitar à presença da assembleia de peixes neste local devido à variação de maré com risco de queda abrupta (Jelbart et al. 2007), considerando que praia registrou apenas 13% da abundância de peixes da BR. Além disso, para a BR, a cobertura de manguezal apesar de alta na região se restringe as três praias internas, sendo Bracuhy, Pontal e Enseada. A extensão e distribuição da vegetação podem estar sendo restringidas pela pressão humana ao entorno (Giri et al. 2011, Camara et al. 2022). Outros estudos apontam a importância da presença distribuída da vegetação em dada região, a conectividade espacial entre os manguezais e com os demais ecossistemas para a assembleia de peixes (ex. Jelbart et al. 2007, Xavier et al. 2012).

A BP, que também apresentou importante cobertura de manguezal, mesmo que inferior a BR, está distribuída em todos os locais amostrados, se fazendo contínua e presente ao longo da região. Isto amplifica a conectividade entre as praias, o que pode vir a favorecer a diversidade da assembleia de peixes. Regiões com áreas mais preservadas da paisagem comumente revelam resultados favoráveis à diversidade de espécies de organismos (Araújo et al. 2000, Whitfield & Elliott 2002, Pereira et al. 2015). Por exemplo, para o peixe-rei (*A. brasiliensis*), espécie mais frequente da BIG, há um estudo que sugere a conectividade entre os manguezais e as praias arenosas como importantes exportadores das populações (Pessanha & Araújo 2003). Os locais mais internos da BP apresentam estuários que geram aporte de nutrientes, que juntamente ao manguezal e as praias arenosas, pode se tornar a região um ambiente ideal para determinadas espécies de peixes jovens (Nagelkerken et al. 2008, Wang et al. 2009). A BC se destacou com maiores coberturas de afloramento rochoso e cordão arenoso. A BC é geomorfologicamente e geolocalizada em área aberta em relação às outras duas regiões. A alta exposição da costa salienta essa região com maior ação de ondas, correntes oceânicas, ventos mar-continente, as quais impedem a formação de vegetações mais sofisticadas e por consequência expõe à costa e ilhas a áreas de afloramento rochoso e a um maior número de praias e/ou praias mais extensas (cordão arenoso) (Prasetya 2007). Isto oportuniza e cria conjunturas diferentes para a região e para a assembleia de peixes. Porém, estes aspectos exigem dos peixes um maior hidrodinamismo e adaptação para viverem neste ambiente, o que pode resultar em diferentes

espécies em relação às regiões com aspectos dissipativos, BP e BR (Remmert 1983, Andreatta et al. 2002, Martino & Able 2003, Neves et al. 2011).

A influência das variáveis de ampla escala terrestre (MDH) se assemelharam com as variáveis relacionadas a produtividade primária, diferenciando as três regiões de estudo. Para a BP, uma alta clorofila foi encontrada, se revelando o principal preditor para descrição desta região. As mudanças espaciais da clorofila podem afetar as assembleias de peixes, sobretudo peixes pelágicos, como os encontrados no presente estudo (Selao et al. 2019). Os aumentos de clorofila podem estar ligados a acréscimos de descarga fluvial (Pereira et al. 2013). A existência de acréscimos de matéria orgânica doméstica aos rios também deve ser levada em consideração, tendo em vista que áreas urbanas também foi um preditor característico na BP e também BR. Assim, sabendo dos numerosos e importantes rios localizados próximos as praias da BP, junto ao alto regime de chuvas da região e o centro urbano próximo (maior entrada de matéria orgânica), justifica essa região registrar maiores taxas de clorofila. Enquanto para a BR, maiores taxas de fitoplâncton foram encontradas em suas praias, onde aumento na abundância de fitoplâncton, conseqüentemente também da clorofila, está ligada ao aporte de matéria orgânica na água (Fagerberg et al. 2010). Assim, além da clorofila, outros preditores que se associam ambientalmente foram caracterizados nas regiões, como turbidez e presença de manguezal sendo registrada na BP, e fitoplâncton e aproveitamento de radiação fotossintética na BR. Tal como a BP, a BR também possui importantes rios internalizados e é ainda mais afetada pela densa urbanização, que se faz presente ao longo de todas as praias analisadas na região. A BR registrou maiores temperaturas, o que também tende a aumentar a taxa de produção primária. Em contrapartida, a BC foi definida principalmente por praias mais profundas, maiores áreas de afloramento rochoso e cordão arenoso, enfatizando o principal aspecto dessa região, a alta exposição às influências oceânicas comparadas as demais regiões da BIG.

Para as principais variáveis físico-químicas da água obtidas nas praias, e em conformidade com a configuração do MDH, a turbidez foi um importante preditor para caracterizar a região da BP, sendo uma variável conhecidamente fundamental para assembleia de peixes jovens (Blaber & Blaber 1980, Blaber 2000a, Laegdsgaard & Johnson 2001). Juntamente as premissas discutidas para justificar a clorofila nesta região, o mesmo aspecto se configura para os maiores valores de turbidez obtidos na BP, relacionado aos importantes rios da região e a influência humana sobre esses corpos hídricos. Houve também discrepante aumento na concentração de turbidez da BP no inverno, sendo este um período mais seco e menos chuvoso (Favero et al. 2019). Sabemos que as chuvas aumentam o volume de água doce,

e que por consequência aumentam a produtividade e a disponibilidade de alimento para peixes jovens, sobretudo em locais rasos (Bot Neto et al. 2018). Assim, em locais preservados, aumentos na turbidez relacionam-se a essas épocas de chuva, onde indiretamente impulsiona a força erosiva dos rios com escoamento superficial das vegetações do entorno exportando maior número de sedimentos e de material orgânico (Maillard & Santos 2008, Göransson et al. 2013). Enquanto em áreas construídas a exportação de matéria orgânica e a turbidez da água em grande parte é produzida pelas residências da região, onde o fluxo é contínuo e desconexo dessa premissa, não havendo dependência de épocas de chuvas para seu aumento. Porém, é sensato imaginar que em períodos menos chuvosos, a diluição do material orgânico naturalmente tende a ser menor na água, registrando aumento na turbidez dessas praias que estão próximas a rios intimamente associados à urbanização.

A transparência seguiu padrões inversamente similares à turbidez, já que o aumento de um preditor está associado à redução do outro (Bartels et al. 2012). Da mesma forma, a profundidade também foi um importante preditor para caracterização das regiões. A BC, que se configurou com praias mais profundas, justamente devido aos aspectos da região (área aberta e exposta a influência de condições oceânicas), o revolvimento de sedimentos é maior, impedindo o acúmulo de sedimentos finos e tornando a profundidade das praias dessa região maiores (Quick 1991, Prasetya 2007). Em relação ao oxigênio dissolvido na água, sua variação está ligada a taxas de matéria orgânica, onde essa em grande abundância pode ocasionar queda de OD na água (Fiorucci & Benedetti Filho 2005, Bernhardt et al. 2018, Gold et al. 2020, McCabe 2021). O oxigênio dissolvido é um dos mais importantes elementos na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos (Esteves 1998). Da mesma forma que a turbidez, o OD apresentou queda no inverno, principalmente na região com praias que recebem maior influência estuarina, BP. Para temperatura, em relação às estações com maiores médias, são épocas naturalmente conhecidas pela alta temperatura no estado do Rio de Janeiro, sendo a temperatura um importante preditor para a compreensão da variação das assembleias de peixes de praias arenosas (Lazzari et al. 1999). A BR foi à região que apresentou maiores temperaturas em todas as estações, exceto a primavera. Compreendendo, esta região é a mais internalizada ao continente e possui maior atividade humana ao redor dos pontos amostrados, além de receber descargas de água quente geradas pela usina nuclear, localizada a 5 km da praia Frade Oeste, por exemplo (Teixeira et al. 2012). Estes aspectos junto às reduzidas e contínuas profundidades da BR geram um potencial ainda maior para o aumento da temperatura da água nas praias dessa região. Os resultados corroboram para as distintas características do mosaico e estruturação do habitat que cada região pode vir a proporcionar para a assembleia de peixes das praias arenosas.

O Índice de Estrutura do Habitat (IEH) foi um importante preditor para pontuação e caracterização individual de cada praia frente à assembleia de peixes. As categorias do IEH revelam os benefícios locais das praias para a assembleia de peixes jovens, indicando locais favoráveis para a utilização dos peixes para recrutamento e/ou visitação em diferentes estágios do ciclo de vida condicionando uma maior taxa de sucesso em seu desenvolvimento. Nestas áreas, são esperadas maiores diversidades de espécies de peixes, e principalmente, maiores abundâncias da assembleia frente à alta disponibilidade de recursos. O índice apresentou os resultados favoráveis principalmente para as praias da BP, indicando essa região com uma maior estruturação local, atratividade e benefícios para os peixes. Uma maior diversidade do micro-habitat possibilita a assembleia a diferentes opções de dieta e abrigo, bem como em maior número de recursos disponíveis que possibilitam o aumento de populações e menor competição (Ross 1986). Assim, áreas com as características mais próximas ao alto IEH criado neste estudo tendem a registrar maior número de espécies e/ou abundância (Vasconcellos et. al 2007).

Foram encontradas diversas e abundantes assembleias de peixes ao longo da BIG. As famílias Scianidae e Carangidae obtiveram a maior diversidade de espécies nas três regiões, sendo famílias conhecidamente abundantes ao longo das praias arenosas da costa sudeste brasileira (por exemplo, Araújo & De Azevedo 2001, Gaelzer et. al 2008). Em conformidade com os resultados abióticos discutidos anteriormente, a BP foi a região com maior abundância e diversidade de peixes de todo o estudo. Apesar disso, grande parte da abundância não só da BP, mas de toda a BIG, se concentrou nas espécies/táxons de manjuba e peixe-rei. A *Anchoa* spp. e *A. januaria* (manjubas) se caracterizam por serem um peixe pelágico que utiliza zonas costeiras para desova e desenvolvimento inicial do seu ciclo de vida (Flores-Coto et al. 1988, Macgregor & Houde 1996, Silva & Araújo 2000). Manjubas possuem relativa importância comercial, sendo na maioria pescadas em barcos de pequeno porte em baías e estuários onde geralmente são encontrados os cardumes (Flores-Coto et al. 1988, Silva & Araújo 2003). Os peixes da família Engraulidae desempenham importante papel ecológico na teia trófica servindo como presas para espécies aquáticas e aves marinhas (Hildebrand 1963, Silva & Araújo 2000). Assim, apesar da alta abundância, ampla distribuição geográfica e a tolerância aos impactos medidos neste estudo, cuidados são necessários para conservar os peixes da família Engraulidae frente aos benefícios trazidos por ela tanto econômico quanto ecológico.

Já o peixe-rei (*A. brasiliensis*) é uma espécie bentônico-pelágica que realiza a deposição de ovos bentônicos em águas rasas e desempenha todo seu ciclo de vida na região costeira e estuarina com grande importância na teia trófica desses sistemas (Hostim-Silva et al. 1995,

Neves et al. 2006, Contente et al. 2011, De Carvalho & Spach 2015, Pichler et al. 2017). O peixe-rei possui hábito alimentar generalista e oportunista (Chaves & Vendel 2008, Contente et al. 2012, De Carvalho & Spach 2015), composta por ampla faixa de itens alimentares como crustáceos, moluscos, poliquetas, algas, detritos de plantas, insetos e até mesmo outros peixes menores (Contente et al. 2011). O peixe-rei é comum em praias arenosas da costa sudeste do Brasil (Figueiredo & Menezes 1978), sendo uma das espécies mais abundantes encontradas em redes de arrasto na zona costeira e estuarina da região (Vilar et al. 2011, Franco et al. 2014). Corroborando a isto, o peixe-rei foi à espécie mais frequente nas amostragens deste estudo em todas as três regiões (BR, BC e BP), estando presente em quase todas as ocasiões de coleta (83%). Apesar de ser uma espécie generalista, constante e abundante, o peixe-rei possui importante potencial para compreensão de impactos humanos, justamente alguns o fazem investigando o trato alimentar, além também de ser uma espécie relativamente utilizada para subsistência como fonte de alimento e renda (Hostim-Silva et al. 1995, Fávoro et al. 2007, Fernandez et al. 2011, Ribeiro et al. 2013, Alves et al. 2016).

É importante mencionar também a presença da tainha neste estudo, sobretudo a espécie *Mugil liza*, com importantes abundâncias sendo registradas em todas as regiões, principalmente na BC, e uma maior diversidade de espécies do gênero *Mugil* sendo encontrada na BP. A tainha (*M. liza*) é conhecida principalmente por ser uma espécie altamente visada artesanal e industrialmente (Lemos et al. 2014). Geralmente é encontrada em locais mais salinos com temperaturas mais baixas (BC) (Andreatta et al. 1997), mas que também adentra estuários (Cervigón et al. 1992). A tainha está inclusa na Instrução Normativa nº 171 do IBAMA (09/05/2008), ainda em vigor, delimita um período de defesa de pesca em todos os sistemas estuarino-lagunares ao sul e sudeste do Brasil, sendo uma das definições destes sistemas “1.000 m de extensão nas margens adjacentes às desembocaduras dos estuários”. Para o litoral de Santa Catarina, essa delimitação também abrange 1.85 km de distância de praias licenciadas para pesca de arrasto de praia com canoa/remo, e menos de 300 m de costões rochosos. Sabendo que a BC foi à região com aspectos atrativos maiores para a espécie, e registrou a maior abundância deste peixe no estudo, considerando também os numerosos afloramentos rochosos as margens da costa e de ilhas, válidas investigações devem ser feitas para entender a importância dessa região para tainhas. Amostragens mais abrangentes devem ser feitas para entender o uso da BC para esta espécie, bem como mapeamento detalhados das áreas de afloramento rochoso para definição de costões rochosos e respaldo para aplicação de delimitações como no litoral de Santa Catarina. Apesar da BC registrar maior abundância da espécie *M. liza*, a BP quem registrou maior diversidade de espécies da família Mugilidae, região a qual configura um

grande número de praias próximas a estuários. Assim, a importância desta região também deve ser notada e incluída para compreender o uso da região pela família em futuros projetos de proteção do recrutamento de tainhas. A BIG é conhecida pela alta demanda de pesca na região, estabelecer essas medidas de proteção similares às estabelecidas no litoral catarinense é fundamental.

A estrutura da assembleia de peixes variou entre as três regiões, havendo também variação entre as praias dentro de cada região. As manjubas e o peixe-rei foram os principais responsáveis da estruturação da assembleia, assim como o bagre e o pampo, todos esses possuindo maiores abundâncias na BP, com exceção do pampo (maior abundância na BC). Isso revela o quão determinante a BP se mostrou para estruturação da assembleia de peixes de praias arenosas da BIG. Isto está de acordo com outro estudo realizado na BIG que também identificou maiores abundâncias na região oeste (BP), representadas por um maior número de espécies das famílias Sciaenidae e Carangidae (Creed et al. 2007), o mesmo constatado no presente estudo. A similaridade das regiões em muito também foram representadas pelas espécies dominantes, isso revela que as assembleias dentro de cada região não foram determinadas, embora com sua importância, por espécies exclusivas de cada região, mas sim a variações da abundância e frequência de espécies dominantes.

Além das espécies dominantes (manjubas e peixe-rei), houve destaque para a guaivira, carapicu e o pampo. A guaivira possui potencial de distribuição espacial amplo, sendo uma espécie comum em ambientes de regiões e praias arenosas, ocorrendo principalmente em áreas abrigadas com relativo grau de influência de água doce, mas também em ambientes hidrodinâmicos de águas claras (Smith-Vaniz 1995). Assim, apesar de ser uma espécie conhecida em praias dissipativas com ambientes mais calmos e turvos, também há estudos que mostram a guaivira, por exemplo, sendo associada a áreas com maiores profundidades (Vilar et al. 2011). Não só isso, mas tratando-se de indivíduos majoritariamente jovens neste estudo, em um estudo com ictioplâncton em sistemas lagunares influenciados tanto por zonas marinhas quanto de água doce, o ictioplâncton de guaiviras foi encontrado em áreas com maiores salinidades (Chiappa-Carrara et al. 2003). Tudo isto revela a abrangência da espécie para ocorrer e diferentes tipos de habitats dada às fases do seu ciclo de vida, sobretudo quando pensamos na grande diversidade de características das praias arenosas encontradas neste estudo e a constante presença da espécie em cada uma delas. Do mesmo modo, o carapicu (*E. argenteus*) que foi importante para a similaridade da BR, também possui ampla distribuição ocorrendo de águas doces à marinhas em climas subtropicais (Humann & Deloach 1993). O

pampo (*Trachinotus carolinus*), destaque da BC, contribuiu para a similaridade da região em seguida ao peixe-rei e a manjuba. Murphy, Miller e Guindon em 2005, constataram ao longo da costa sudeste nos Estados Unidos, o recrutamento de jovens da espécie na zona de arrebentação ao longo de praias arenosas expostas. Assim, o pampo é um peixe característico e comum em zonas de surf de praias de substrato arenoso mais salinas expostas à ação de ondas, isto é, praias refletivas (Field 1962; Gilbert 1986; Cervigón et al. 1992; Oliveira & Pessanha 2014). Outro fato interessante é a frequente migração de adultos do gênero *Trachinotus* para recifes de coral e rochas onde se alimentam dos organismos bentônicos associados (Fischer et al. 1990). Assim, tais características justificam a maior presença e contribuição do pampo nas praias da BC as quais fornecem em maior grau as características comumente atrativas para o pampo. O peixe agulha também merece ser mencionado por sua importância, principalmente na BR. Considerando as densas áreas de manguezal da BR, comumente indivíduos jovens dessa espécie se repousam próximo a esta vegetação, sendo confundido com a mesma, o que auxilia na proteção contra predadores orientados pela visão, podendo justificar maior presença da espécie na região com maiores áreas dessa vegetação próxima (Sazima & Uieda 1979, Collette 2002).

A similaridade ao ser visualizada desconsiderando as espécies dominantes torna perceptível o aumento no número de espécies para contribuição em cada região, antes encobertas pela alta representatividade das manjubas e do peixe-rei. A BP foi à região que registrou menor similaridade, isso revela uma alta rotatividade de espécies através de um maior número de ocorrências de diferentes espécies entre as praias e ocasiões de coleta nesta região. A BP também se caracterizou com maior número de espécies exclusivas. Os bagres, apesar de não serem exclusivos da BP, se destacaram por concentrar praticamente toda sua abundância nesta região. Os bagres da família Ariidae são comuns no litoral brasileiro, ocorrendo geralmente em ambientes rasos de estuários, lagoas, baías com aspectos dissipativos e áreas próximas a manguezais (Figueiredo & Menezes 1978, Araújo 1988, Andreatta et al. 1989, Gomes & Araújo 2004, Nóbrega et al. 2009, Simier et al. 2021). Os bagres são conhecidos por utilizarem os estuários para reprodução e posteriormente às baías para seu desenvolvimento (Azevedo et al. 1998; Gomes e Araújo 2004; Silva Junior et al. 2013). A contribuição para a similaridade provavelmente se conecta ao alto número de indivíduos registrados quase que exclusivamente nas praias da BP. Isto pode estar associado ao alto regime de precipitação da região, bacias hidrográficas menos impactadas por ações humanas, e a proximidade das praias a grandes e importantes rios localizados na região, o que gera uma maior contribuição estuarina

para praias próximas (Billen et al. 2001, Hosen et al. 2014, Williams et al. 2016, Gold et al. 2020).

A similaridade na BR se caracterizou com espécies de peixes que possuem aspectos mais amplos, recorrentes tanto em ambientes mais abrigados como em áreas mais expostas como a guaivira e o carapicu, porém também houve exceção nesta região, com destaque a uma espécie praticamente exclusiva da região, o baiacu (*Sphoeroides testudineus*). Esta espécie está comumente associada a áreas rasas influenciadas por efeito de maré, o que também gera águas mais transparentes, características estas pertencidas às praias da BR (Pessanha & Araújo 2003). Outro estudo, que também associou o gênero *Eucinostomus* a locais quentes, mostrou outra espécie de baiacu (*Sphoeroides greeleyi*) sendo associada positivamente a locais com maiores temperaturas (Teixeira et al. 2012).

Em relação similaridade na BC, esta continuou a se basear em espécies com características hidrodinâmicas e comumente encontradas em áreas mais expostas, entre estas uma espécie praticamente exclusiva da região, o *Dactyloscopus crossotus*. Este peixe comumente é encontrado em áreas rasas de substrato arenoso e em estuários, ocorrendo de águas quentes tropicais a temperadas (Miller & Briggs 1962, Dawson 1982, Doyle 1998). Este peixe lida bem com ambientes hidrodinâmicos tendo em vista sua estratégia de predação na qual se enterram na areia no fundo das praias (Dawson 1982). Isso faz com que os efeitos de ondas e correntes sejam baixos, além de preferência de substrato tornar sua ocorrência baixa ou praticamente ausente nas outras regiões, as quais não possuem substrato veementemente arenoso como na BC, fomentando a importância desta região dada suas características para diferentes espécies de peixes das demais regiões.

O modelo linear baseado na matriz de distância (DistLM) revelou preditores de diferentes grupos importantes para a variação dos peixes na BIG, sejam variáveis físico-químicas, MDH, IEH e/ou variáveis extensivas. Houve preferência da assembleia de peixes em praias mais quentes e que por consequência também possuem maior recurso primário (Yadav et al. 2019). O mesmo ocorreu em relação a áreas antropizadas, endossando a possível contribuição desses locais através de recursos de matéria orgânica doméstica carreada para a assembleia de peixes. Rios que recebem maior carga de nutrientes resultam em diferentes abundâncias de organismos no ambiente aquático (Das & Gazi 2011, Neves et al. 2016). A assembleia de peixes da BP foi caracterizada pela alta turbidez, preditor característico da região. A turbidez impacta diretamente e principalmente em peixes jovens, reduzindo a chance de serem predados (Waters 1995, Sweka & Hartman 2001). A região da BP, bem como também a

BR, é mais protegida das influências oceânicas, o que gera menor circulação de água, tornando o ambiente com praias dissipativas, de baixa ou praticamente nenhuma exposição às ondas (Mahiques & Furtado 1989, Creed et al. 2007). A geomorfologia abrigada se conecta a maior proximidade com o continente, o que aumenta a associação a estuários, manguezais e atividades humanas (Pereira et al. 2015). Tudo isto proporciona maior concentração de nutrientes e sedimentos finos nesses locais, formando praias de substrato lodoso (Mahiques & Furtado 1989, Orpin et al. 2004, Creed et al. 2007). Além disso, a proximidade de praias a centros urbanos, como algumas da BP, ampliam estas condições de alto aporte de nutrientes/matéria orgânica, o que pode acarretar no aumento do número de indivíduos de algumas espécies de peixes, especialmente aquelas generalistas e tolerantes a mudanças na qualidade ambiental (Walters et al. 2003). Outro estudo considera a homogeneização de assembleia de peixes a espécies já conhecidamente abundantes e amplas geograficamente que se mostraram tolerantes e ainda abundantes após os distúrbios causados (Scott & Helfman, 2001). Assim, espécies de peixes com ampla ocorrência geográfica e tolerantes aos impactos antrópicos tendem a se beneficiar destas condições (Walters et al. 2003). Dessa maneira, as espécies/táxon mais abundantes e amplas deste estudo, as manjubas (*A. januaria*, *Anchoa* spp.) e o peixe-rei (*A. brasiliensis*), principais influenciadores dos resultados gerados nas análises deste estudo, se mostram organismos generalistas e tolerantes a influências antrópicas (Flores-Coto et al. 1988, Sergipense 1995, Macgregor & Houde 1996, Silva & Araújo 2000, Chaves & Vendel 2008, Contente et al. 2012, De Carvalho & Spach 2015). Isso justifica o maior destaque dessas espécies/táxon nas praias da BP e BR, sobretudo as próximas aos centros urbanos. Além disso, áreas antropizadas também foram um importante preditor para a assembleia da BR, junto também ao já discutido fitoplâncton. Além desses e principalmente, a BR teve sua assembleia influenciada principalmente pela alta transparência da água. Por esta região possuir praias submetidas à planície de maré, registrando assim reduzidas profundidades, por consequência isto pode proporcionar maiores transparências dado o método de medição com disco de secchi. Oposto aos locais com águas turvas, praias com águas transparentes comumente desfavorecem os peixes jovens, que necessitam deste tipo de proteção (Blaber & Blaber 1980). Opostamente, a BC teve sua assembleia de peixes influenciadas pela alta profundidade, característica dessa uma região mais exposta e hidrodinâmica. Isso mostra a heterogeneidade do habitat que cada região possui e mostram diferentes configurações para o desenvolvimento da assembleia de peixes da BIG. Fatores sazonais também se revelaram importantes para compreensão da variação da assembleia quando testado junto aos principais preditores, sobretudo os dois ciclos das estações do ano. Apesar de ser considerado um curto espaço temporal, variações sazonais

e anuais das assembleias de peixes são comuns em ambientes de praias arenosas (por exemplo, Brown & McLachlan, 1990).

Diferentes conjuntos de preditores foram relevantes para a explicação de cada modelo univariado da assembleia de peixes. As áreas antropizadas foram o principal preditor para explicação da variação na abundância geral, o que fomenta as hipóteses discutidas quanto ao aumento da carga de nutrientes e matéria orgânica aos rios associados às ocupações humanas. Apesar disto, maiores abundâncias foram associadas a maior disponibilidade de OD na água, mostrando que apesar da associação a locais antropizados que naturalmente trazem menores valores de OD (Fiorucci & Benedetti Filho 2005, Bernhardt et al. 2018, Gold et al. 2020, McCabe 2021), praias com maiores taxas de OD foram priorizadas por essas populações de peixes. Isto mostra possivelmente um equilíbrio entre a presença humana e áreas mais preservadas das ocupações humanas (maior OD), precisamente a área antropizada foi selecionada no modelo ao invés de áreas urbanas (maior grau). A família Engraulidae, maior representante da abundância geral (71,40%), também respondeu ao OD como um importante preditor associado positivamente, provavelmente principal contribuinte para o mesmo resultado encontrado na abundância geral. Para a riqueza de espécies, preditores clássicos já discutidos quanto à variação das assembleias de peixes foram novamente incluídos, sendo profundidade e turbidez. A maioria dos peixes das praias amostradas se encontra em estágio jovem, onde áreas com maiores fontes de recurso e proteção são fundamentais (Miller 1985, Flores-Coto et al. 1988, Koutsikopoulos et al. 1989, Gibson 1994, Andreatta et al. 2002, Araújo et al. 2008, Vasconcelos et al. 2011). Praias que configurem menor profundidade e maior turbidez fornecem este tipo de abrigo e proteção contra predadores de maior porte e os quais principalmente utilizem a visão como mecanismo na predação, essas características aumentam a chance de sobrevivência e desenvolvimento desses peixes (Waters 1995, Sweka & Hartman 2001, Vasconcelos et al. 2011, Benoît 2012).

Para a família Ariidae, os bagres marinhos, sua variação foi explicada principalmente pela turbidez e manguezal positivamente e profundidade negativamente. Grande parte dos bagres é encontrada na região costeira e em estuários, geralmente em locais de fundos lodosos e/ou arenosos, mas também, além disso, são frequentemente encontrados em áreas adjacentes a manguezais, sobretudo os jovens (Etchevers 1978, Nóbrega et al. 2009). Isso mostra a importância de praias arenosas com manguezais e estuários próximos, as quais proporcionam áreas rasas, turvas e protegidas pela vegetação, sendo essas características que se mostraram importantes para as espécies da família. Além também de fomentar que estudos desses habitats

podem proporcionar um maior entendimento das relações ecológicas dos bagres com esses ambientes (Barletta & Blaber 2007, Dantas et al. 2012). Bagres possuem importância artesanal e comercial (Etchevers 1978, Barbieri et al. 1992), além disso, também são utilizados como bioindicadores de poluição, como por exemplo, *Cathorops spixii* (Azevedo et al. 2009, Azevedo et al. 2013). A captura de algumas espécies (ex. *genidens genidens*) são proibidas em determinados períodos nos Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná e São Paulo, normalmente em períodos de desova (SUDEPE 1984). Além disso, existe também a delimitação do tamanho mínimo para captura das principais espécies bagres marinhos amostrados neste estudo, bem como de diversas outras espécies coletadas, como peixe-rei, papa-terra, tainha, parati, entre outros (Ministério do Meio Ambiente-MMA 2005). Tudo isso ressalta cada vez mais a necessária conservação da família Ariidae, e principalmente a proteção das praias da BIG que não só abrigam jovens desta família, mas diversas outras enumeradas nestas portarias.

Já a família Atherinopsidae, com sua abundância composta praticamente pelo peixe-rei (*A. brasiliensis*), teve transparência, área antropizada e distância para estuário principal como principais preditores para explicação da variação desta família. Apesar da associação positiva da família com a transparência, o peixe-rei se mostrou abrangente ao longo das praias amostradas com alta frequência e abundância em todas as três regiões delimitadas neste estudo. Porém, das regiões, o peixe-rei registrou discrepante abundância na BR, região que revelou praias mais rasas e transparentes, o que justifica os resultados encontrados e o favorecimento da família com este preditor. O peixe-rei, como já mencionado, desenvolve todo seu ciclo de vida na região costeira, sobretudo em estuários (Neves et al. 2006, Contente et al. 2011, De Carvalho & Spach 2015). Logo, a distância dos locais amostrados para estuários próximos se revelou um importante preditor para explicar a variação da família na BIG. Além disso, essa espécie foi positivamente associada às áreas antropizadas do MDH, outro aspecto característico da região em que a família foi mais abundante (BR). Isto está de acordo com outro estudo que encontrou relação do peixe-rei com praias mais impactadas contrastando os mesmos fatos já discutidos, quanto à espécie ser generalista/oportunista e ao acúmulo de matéria orgânica em praias com baixo hidrodinamismo, vindo a disponibilizar maior fonte de alimento para a espécie (Franco et al. 2016).

Para a família Carangidae, essa com sua abundância composta praticamente pelos gêneros *Oligoplites* e *Trachinotus*, foi principalmente influenciada pela profundidade, oxigênio dissolvido e Índice de Estrutura do Habitat (IEH). Apesar da ampla ocorrência em diferentes

tipos de praias pela guaivira (gênero *Oligoplites*) (Smith-Vaniz 1995) e a relação mais direta do pampo (gênero *Trachinotus*) com praias refletivas (Field 1962; Gilbert 1986; Cervigón et al. 1992; Oliveira & Pessanha 2014), a família Carangidae foi positivamente associada ao IEH. A guaivira é comumente encontrada em sistemas semelhantes aos altamente classificados no IEH (Carr & Adams 1972, 1973, Smith-Vaniz 1995, Dias et al. 2011), enquanto o pampo utiliza praias de maior hidrodinamismo em seu desenvolvimento, porém este padrão não parece acontecer em sua fase larval, onde não são encontrados indivíduos em praias refletivas (Murphy et al. 2008). Isto indica possivelmente a importância de ambientes estruturados de praias arenosas para um extenso grupo de espécies desta família mesmo as quais não tenham uma associação tão direta com essas áreas, mas provavelmente podem estar utilizando em seu estágio inicial do ciclo de vida. Além disso, peixes como o pampo são considerados resistentes a variações de salinidade e de oxigênio dissolvido, vindo assim a suportar baixos valores de OD como os que a família se associou neste estudo, o que inclusive faz deste peixe importante e utilizado na aquicultura justamente devido a essas características (Riche 2009, González-Félix et al. 2010).

A família Engraulidae com sua abundância dominada pelas manjubas do gênero *Anchoa*, teve o conjunto de preditores que melhor explicou a variação composta por oxigênio dissolvido (OD), profundidade e transparência. Um tema já discutido neste estudo foi à associação das manjubas com praias dissipativas, sobretudo com contribuição de matéria orgânica advindos dos rios principalmente quando associados à urbanização (ex. Praia do Cais, BP). O oxigênio dissolvido, por exemplo, é considerado por diversos autores como um dos principais preditores para regulação da matéria orgânica (Reimers 1989, Calvert et al. 1992, Valdés et al. 2009). Da mesma forma, a urbanização ao entorno também é indicada como um fator determinante na variação de OD, provocando o aumento no aporte de nutrientes e matéria orgânica o que ocasiona o aumento na produtividade primária e consequente redução de OD (Bernhardt et al. 2018, Gold et al. 2020, McCabe 2021). Embora a família esteja veementemente presente nas praias impactadas, foram associadas positivamente ao OD, mostrando que sua presença em locais impactos não é uma preferência, mas possivelmente uma tolerância, onde variações das populações de Engraulidae se associaram a praias com maior OD. Isto está de acordo com outro reconhecido estudo que mostra larvas de manjubas da espécie (*Anchoa mitchilli*) evitando fortemente águas com reduzido OD, sugerindo que esta variável é um importante condicionador na variação de abundâncias de larvas que estão em fase de alimentação em baías (Breitburg 1994). A família Engraulidae também foi influenciada pela profundidade, havendo preferência por áreas mais rasas. Mostrando a importância das

premissas quanto à baixa ação de ondas e a proteção dada por esses locais para a assembleia de peixes (Flores-Coto et al. 1988, Waters 1995, Araújo et al. 2008, Vasconcelos et al. 2011, Benoît 2012, Santos et al. 2020). Tais características mostram manjubas sendo favorecidas em praias mais protegidas de influências oceânicas. Tais espécies possuem grande preferência por ambientes abrigados e com elevada taxa de nutrientes (Flores-Coto et al. 1988, Macgregor & Houde 1996, Silva & Araújo 2000, Neves et al. 2006, De Carvalho & Spach 2015), como o caso da BP e BR, regiões que foram encontradas maiores abundâncias desta família. Apesar disso, em conformidade com o OD, as manjubas também foram ligeiramente associadas positivamente a transparência da água. Outro estudo na baía adjacente a BIG, a baía de Sepetiba, evidenciou também manjubas (*A. lyolepis*) sendo associadas positivamente a este preditor (de Araújo Silva et al. 2004). Estudos mais profundos quanto à interação das manjubas com ambientes impactados são necessários, considerando possíveis consequências dessa interação sobre as demais espécies de peixes que dividem o ambiente, e efeitos de homogeneização do habitat.

Para a família Gerreidae, tendo o gênero *Eucinostomus* como referência na composição de sua abundância, a área antropizada, temperatura e transparência foram os principais preditores para explicar a variação da família. Os Gerreideos foram associados positivamente com a temperatura das águas das praias. Considerando o carapicu (*E. argenteus*) foi espécie mais abundante desta família, isto está de acordo com outro estudo realizado nos costões rochosos na zona de despejo de água da Usina Nuclear de Angra dos Reis, local inserido na BR, o qual constatou maiores abundâncias de *E. argenteus* associadas a maiores temperaturas (Teixeira et al. 2012). O mesmo também se faz presente em ambientes com maior influência oceânica onde a água tende a ser mais transparente (Humann e Deloach 1993), corroborando com os resultados encontrados. Além disso, a família foi associada negativamente a áreas antropizadas. Tudo isso indica a preferência das espécies desta família por áreas com menor ocupação humana, que caracterizem com águas mais transparentes, porém ainda quentes. Isto está de acordo com outro estudo que mostra as espécies da família sendo encontradas somente em locais com o entorno preservado por vegetações e florestas (Collier et al. 2019).

Em relação à família Mugilidae, esta composta somente por espécies altamente comercializadas, foram positivamente influenciadas pela temperatura. Outros estudos mencionam momentos de desova (*Mugil curema*) coincidente com o aumento da temperatura da água (Ditty & Shaw 1996), além de que períodos de maior temperatura tendem a aumentar a produtividade primária e por consequência favorecer os jovens de tainha (Marin & Dodson

2000). Além disso, comumente as tainhas utilizam ambientes de praias arenosas para recrutamento e rota de migração de estuários e rios onde também se desenvolvem (Menezes & Figueiredo 1985) para posteriormente desovarem em mar aberto (Marin et al. 2003; Albieri & Araújo 2010). Assim, a distância entre esses locais tende a ser um aspecto relevante para o sucesso reprodutivo da espécie, no qual o preditor de distância para mar aberto foi significativamente importante para esta família, mostrando que praias com menores distâncias registraram maiores abundâncias de tainhas neste estudo.

Endereçando a compreensão da variação da abundância através do grupo funcional de uso estuarino (GFUE), podemos perceber que as espécies estuarinas (ES) foram influenciadas positivamente pela antropização/urbanização ao entorno. A distribuição de espécies de peixes estuarinas jovens além de atrelada a fatores ambientais e biológicos, também é definida por características da paisagem (Beck et al. 2003). Isto está de acordo com outro estudo que mostrou a influência da antropização humana sobre as espécies de peixes estuarinas, se tornando o principal preditor da mesma no referente estudo (Henderson et al. 2020). Apesar de não ter sido utilizado diretamente no presente estudo, outro exemplo é a iluminação artificial que é ocasionada pela inclusão humana. Outro estudo mostra comunidade de peixes de estuário e da costa sendo diretamente influenciada por este impacto, o qual exibiu aumento na população de predadores visuais facilitando a predação noturna, o que posteriormente pode causar efeito top-down não natural sobre a comunidade de peixes (Becker et al. 2013). Outro estudo, desta vez através de valores de isótopos estáveis de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) em peixes de diferentes níveis tróficos, constatou associação positiva de $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes com a porcentagem de urbanização ao entorno de estuários (Morris et al. 2015).

Neste estudo, as espécies migrantes marinhas (MM) revelaram importante associação com os preditores transparência, profundidade e OD (Camara et al. 2020), encontrando maiores abundâncias em áreas de praias com maior oxigênio dissolvido, menores profundidades e águas mais claras. Isto está de acordo com outro estudo que encontrou maior ocorrência de espécies migrantes marinhas em locais com maiores valores de OD (Favero et al. 2019). Locais com essas características geralmente são encontrados em áreas mais distantes de influências continentais (de Paiva et al. 2008, Bartels et al. 2012, Favero et al. 2019), o que se mostrou uma preferência deste grupo, junto também à associação positiva com transparência.

Em relação às espécies frequentes marinhas (FM), sendo a manjuba *Anchoa lyolepis* uma das principais representantes da abundância deste grupo, teve profundidade e transparência associadas negativamente ao grupo, o que é esperado considerando que o grupo abriga uma

espécie do gênero *Anchoa*. Apesar disso, outro estudo em sistemas lagunares submetidos às influências marinhas constatou as espécies deste grupo sendo associadas às regiões mais distantes do confinamento das lagoas com maior influência marinha (Mariani 2001). Assim os resultados opostos obtidos provavelmente sejam parcialmente consequências da inclusão da espécie de manjuba no grupo (56,85% da abundância total de RM), a qual não foi coletada por Mariani (2001). Além disso, outro estudo observou também que à distância para o mar foi um importante ponto aplicado à variação da assembleia de peixes desse grupo, junto também a profundidade, porém esta última associada positivamente (Camara et al. 2020). Assim, foi encontrada preferência das espécies frequentes marinhas aos locais mais próximos de influências marinhas (Mariani 2001, Camara et al. 2020).

Para as espécies semi-diádromas (SD), a turbidez, OD e manguezal foram preditores importantes deste grupo. O manguezal apresentou baixa variação, com linha de tendência intermediária/negativa, inverso ao encontrado em outro estudo, neste com tendência intermediária/positiva da matriz (Camara et al. 2020). Já a associação positiva com a turbidez e negativa com OD mostram que o grupo vem tendo preferência por áreas mais abrigadas com maior taxa de material suspenso, importante para a assembleia. Este tipo de associação com esses preditores são comuns em áreas com alta concentração de matéria orgânica que além de proporcionar maior turbidez, por consequência trazem valores menores de OD (Orpin et al. 2004, Bernhardt et al. 2018, Gold et al. 2020, McCabe 2021).

5. CONCLUSÕES

A assembleia de peixes de praias arenosas da Baía da Ilha Grande variou espacialmente entre as três regiões definidas nesta pesquisa (BR, BC e BP). Cada região possui características distintas que se relacionam diferentemente com a assembleia de peixes. A BP é um local que cobre parcialmente seus pontos com áreas urbanas, possui importantes rios que passam por essas áreas, entre diversos outros estuários mais afastados do centro urbano. Além disto, essa região se caracterizou por possuir fragmentos de coberturas de manguezal ao entorno de todas as praias amostradas, o que possivelmente vem a proporcionar maior proteção/recurso para a assembleia ao longo da costa da região. A BR se caracteriza com alto adensamento urbano, presente em todos os locais amostrados, o que vêm a impactar no uso do solo da região e, como indicamos nesse estudo, por consequência a assembleia de peixes locais. A BR também registrou praias com alta cobertura de manguezal, porém limitadas a locais com planície de maré, podendo ser um fator limitante para que a assembleia acesse a área e sejam beneficiadas pela matriz. A BC foi à região com características mais discrepantes em relação às demais, estando localizada isoladamente dos centros urbanos com menor influência humana, esta região mostrou receber maior influência das condições oceanográficas, isto é, correntes de vento e oceânicas. Tudo isso proporciona maior hidrodinamismo a região, como ação de ondas, praias de substrato arenoso, águas claras e a costa com rochas expostas podendo vir a ser uma área utilizada pela biota marinha como costão rochoso.

Maiores abundâncias e riqueza de espécies foram obtidas na BP, seguidamente da BR e por fim a BC. Isto revela uma maior fonte de recurso e proteção disponível em regiões mais abrigadas com relativa exportação de matéria orgânica. A BP através da presença de importantes e numerosos estuários com adição de matéria orgânica doméstica, manguezais ao longo de toda a região e menor grau de ocupação humana na região, e maior precipitação, provavelmente foram os pontos chave para resultados mais favoráveis na BP em relação às demais regiões. A BC, apesar de protegida de influência humana, se localiza na região da costa com maior hidrodinamismo, menor fonte de recurso e proteção, o que justifica menores abundâncias nessa região e maior presença de espécies adaptadas a esse ambiente. A BR configura padrão similar a BP, porém com maior ocupação humana cobrindo grande parte da região, característica que proporciona menores abundâncias e riquezas quando comparada a BP. A manjuba, *Anchoa* spp. demonstrou preferência por ambientes rasos, abrigados e com depósitos de matéria orgânica, ocorrendo em número demasiadamente superior as demais

espécies. *Atherinella brasiliensis*, por outro lado, teve distribuição mais ampla, ocorrendo em todas as praias das três regiões, esta que apresenta crescimento rápido e fecha o ciclo de vida em áreas rasas de praias. Tais espécies se mostram tolerantes frente à alta antropização ao entorno, dominando a frequência e abundância de peixes do estudo. Outras espécies como *Oligoplites saurus*, *Mugil liza*, *Eucinostomus argenteus*, *Trachinotus carolinus* foram abundantes nas três regiões, e *Cathorops spixii* com grande abundância na BP, esta que geralmente utiliza locais estuarinos para desova. A observação dos padrões de distribuição da assembleia de peixes da BP, BC e BR revelou pontos de similaridade entre as regiões, causadas em muito pela forte presença das espécies/táxons *Anchoa* spp., *Atherinella brasiliensis*. Quando ausentes na análise, a contribuição para a similaridade transferiu para as demais espécies dominantes, como *E. argenteus*, *T. carolinus*, *S. timucu* e *O. saurus*, todas essas participativas em cada região.

Os preditores físico-químicos foram importantes para a compreensão da variação da assembleia, destaque para turbidez, profundidade e transparência. As praias arenosas da BIG abrigam principalmente peixes jovens, dada à fragilidade desse estágio, necessitam de fácil acesso a recursos, áreas rasas e turvas que dificultem a caça de predadores, sendo essas três variáveis primordiais para o entendimento e execução dessa premissa. Esses preditores também se revelaram importantes para a explicação da variação não só da estrutura da assembleia, mas de medidas univariadas, estando sempre presente pelo menos uma destas nos modelos testados na análise GAM. Preditores relacionados ao MDH também estiveram presentes nessas análises, com destaque para áreas antropizadas, que mostraram variação na estrutura da assembleia e em variáveis dependentes na análise GAM. Podemos concluir a possível influência que áreas construídas ao entorno trazem não só quando estão adjacentes aos habitats aquáticos, mas sim a presença em uma bacia hidrográfica como um todo refletindo nas praias arenosas. Assim, pode ser considerada válida a delimitação do buffer do MDH no qual trouxe importantes debates e diferentes caminhos para compreensão da assembleia de peixes nesta pesquisa, também vale ressaltar a necessidade de mais trabalhos nesse tema para repetição dos métodos ou debates frente a ele. Grande parte do estresse humano capturado no MDH parece ter sido tolerado e aparentemente utilizado como fonte de recurso alimentar pelas espécies dominantes do estudo (manjubas e peixe-rei), que possivelmente justificam-se em parte serem as mais abundantes justamente pelas consequências da inclusão dessa matriz ao entorno e sua alta adaptabilidade e tolerância. Em relação ao manguezal, embora ecologicamente indique ser um importante preditor para os peixes, não obtiveram um destaque direto e concreto neste estudo. Os pontos amostrais variaram em relação a distância para essa matriz, havendo também praias

com sua profundidade baseada em planície de maré que pode ter influenciado na baixa resposta deste preditor a assembleia de peixes. Além disso, a série de preditores os quais influenciam a assembleia é numerosa, o que reduz a participação do manguezal, além de se revelarem mais importantes para a variação da assembleia da BIG. Estudos considerando estas particularidades e com amostragens diretas nesses manguezais podem trazer respostas mais claras quanto a sua contribuição para os peixes da Baía da Ilha Grande.

Estudos da estrutura do mosaico do habitat de ambientes terrestres e sua influência sobre a biota marinha vêm crescendo principalmente nas últimas décadas. Os múltiplos usos da região costeira têm afetado o potencial das praias serem utilizadas como áreas de recrutamento pela assembleia de peixes. Dessa maneira, investigar os efeitos do MDH sobre a biota e monitorar seus usos é fundamental para a elaboração de medidas de gestão mais eficientes. O presente estudo contribui indicando que, se não tomadas as devidas providências de proteção e conservação dos mosaicos costeiros, a assembleia de peixes jovens BIG tende a se tornar cada vez mais homogêneas e pautadas por poucas espécies generalistas/tolerantes, como as já abundantes e presentes manjubas e peixe-rei.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abràmoff MD, Magalhães PJ, & Ram SJ (2004) Image processing with ImageJ. *Biophotonics international*, 11(7): 36-42.

Ahmed, Z., Asghar, M. M., Malik, M. N., & Nawaz, K. (2020). Moving towards a sustainable environment: the dynamic linkage between natural resources, human capital, urbanization, economic growth, and ecological footprint in China. *Resources Policy*, 67, 101677.

Albieri, R. J., & Araújo, F. G. (2010). Reproductive biology of the mullet *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in a tropical Brazilian bay. *Zoologia (Curitiba)*, 27(3), 331-340.

Almeida, V. F. (2008). Importância dos costões rochosos nos ecossistemas costeiros. *Cadernos de ecologia aquática*, 3(2), 19-32.

Alves, V. E. N., Patrício, J., Dolbeth, M., Pessanha, A., Palma, A. R. T., Dantas, E. W., & Vendel, A. L. (2016). Do different degrees of human activity affect the diet of Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis*?. *Journal of fish biology*, 89(2), 1239-1257.

Anderson M, Gorley RN, & Clarke RK (2008). *Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. Primer-E Limited.

Andreatta JV, Barbieri LR, Sebilha ASB, Silva MD, & Santos RD (1989). A list of Marapendi lagoon fishes, Rio de Janeiro, Brazil. *Atlântica*, Rio Grande, 11: 5-17.

Andreatta, J. V., Marca, A. G., Soares, C. L., & Santos, R. D. S. (1997). Distribuição mensal dos peixes mais representativos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(1), 121-134.

Andreatta JV, Meurer BC, Baptista MG, Manzano FV, Teixeira DE, Longo MM, & Freret NV (2002). Composition of the fish assemblage of Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(4): 1139-1146.

Araújo FG (1988). Distribuição, abundância relativa e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(4): 509-543.

Araújo FG, Williams WP, & Bailey RG (2000). Fish assemblages as indicators of water quality in the middle Thames estuary, England (1980–1989): *Estuaries*, 23(3), 305.

Araújo, F. G., & De Azevedo, M. C. (2001). Assemblages of southeast-south Brazilian coastal systems based on the distribution of fishes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(6), 729-738.

Araújo F. G., Silva MA, Santos JN, & Vasconcellos RM (2008). Habitat selection by anchovies (Clupeiformes: Engraulidae) in a tropical bay at Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 6(4): 583-590.

Araújo, F. G., de 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.

Assis, J., Tyberghein, L., Bosch, S., Verbruggen, H., Serrão, E. A., & De Clerck, O. (2018). Bio-ORACLE v2. 0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3), 277-284.

Ayvazian SG, & Hyndes GA (1995). Surf-zone fish assemblages in south-western Australia: do adjacent nearshore habitats and the warm Leeuwin Current influence the characteristics of the fish fauna?. *Marine Biology*, 122(4): 527-536.

Azevedo, M. C. C. D., Araújo, F. G., Cruz Filho, A. G. D., & Santos, A. C. D. A. (1998). Distribuição e abundância relativa de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(4), 853-865.

Azevedo, J. S., Fernandez, W. S., Farias, L. A., Fávaro, D. T. I., & Braga, E. S. (2009). Use of *Cathorops spixii* as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. *Ecotoxicology*, 18(5), 577-586.

Azevedo, J. S., Braga, E. S., de Assis, H. S., & Ribeiro, C. O. (2013). Biochemical changes in the liver and gill of *Cathorops spixii* collected seasonally in two Brazilian estuaries under varying influences of anthropogenic activities. *Ecotoxicology and environmental safety*, 96, 220-230.

Barbieri, L. R., dos Santos, R. P., & Andreatta, J. V. (1992). Reproductive biology of the marine catfish, *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae), in the Jacarepaguá Lagoon system, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 35(1), 23-35.

Barletta, M., & Blaber, S. J. (2007). Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of marine science*, 80(3), 647-680.

Bartels, P., Hirsch, P. E., Svanbäck, R., & Eklöv, P. (2012). Water transparency drives intra-population divergence in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*).

Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, ... & Orth RJ (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *AIBS Bulletin*, 51(8): 633-641.

Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., ... & Weinstein, M. P. (2003). The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Issues in Ecology*.

Becker, A., Whitfield, AK, Cowley, PD, Järnegren, J., & Næsje, TF (2013). Efeitos potenciais da luz artificial associada à infraestrutura antropogênica sobre a abundância e o comportamento de forrageamento de peixes associados ao estuário. *Journal of Applied Ecology* , 50 (1), 43-50.

Bendell JF (1974). Effects of fire on birds and mammals. *Fire and ecosystems*: 73-138.

Belmaker J, Ziv Y, & Shashar N (2011). The influence of connectivity on richness and temporal variation of reef fishes. *Landscape ecology*, 26(4): 587-597.

Benoît HP (2012). An empirical model of seasonal depth-dependent fish assemblage structure to predict the species composition of mixed catches. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 70(2): 220-232.

Bernhardt, E. S., Heffernan, J. B., Grimm, N. B., Stanley, E. H., Harvey, J. W., Arroita, M., ... & Yackulic, C. B. (2018). The metabolic regimes of flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 63(S1), S99-S118.

Billen, G., Garnier, J., Ficht, A., & Cun, C. (2001). Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries*, 24(6), 977-993.

Blaber SJM, & Blaber TG (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of fish biology*, 17(2): 143-162.

Blaber, S. J. M. (2000a). *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation*. 1stEdn Blackwell Sci.

Blaber SJ, Cyrus DP, Albaret JJ, Ching, CV, Day JW, Elliott M, ... & Silvert W (2000b). Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57(3): 590-602.

Bot Neto, R. L., Passos, A. C., Schwarz Junior, R., & Spach, H. L. (2018). Use of shallow areas by ichthyofauna (Teleostei) on the north-south axis of the Paranaguá Estuarine Complex, State of Paraná, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 13(1), 64-78.

Brasil (2012). Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*.

Breitburg, D. L. (1994). Behavioral response of fish larvae to low dissolved oxygen concentrations in a stratified water column. *Marine Biology*, 120(4), 615-625.

Brown, A. C., & McLachlan, A. (1990). *Ecology of Sandy Shores* Elsevier Press.

Brown AC, & McLachlan A (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(1): 62-77.

Calvert, S. E., Bustin, R. M., & Pedersen, T. F. (1992). Lack of evidence for enhanced preservation of sedimentary organic matter in the oxygen minimum of the Gulf of California. *Geology*, 20(8), 757-760.

Camara, E. M., de Andrade-Tubino, M. F., Franco, T. P., & Araújo, F. G. (2020). Multilevel decomposition of spatial and environmental effects on nearshore fish assemblages in tropical semi-enclosed ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237, 106691.

Camara, E. M., de Andrade-Tubino, M. F., Franco, T. P., Neves, L. M., dos Santos, L. N., & Araújo, F. G. (2022). Multiscale mechanisms underpin the ecological uniqueness of local fish assemblages in tropical coastal seascapes. *Marine Biology*, 169(1), 1-23.

Carr, W. E., & Adams, C. A. (1972). Food habits of juvenile marine fishes: evidence of the cleaning habit in the leatherjacket, *Oligoplites saurus*, and the spottail pinfish, *Diplodus holbrooki*. *Fishery Bulletin*, 70(4), 1111-1120.

Carr, W. E., & Adams, C. A. (1973). Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*, 102(3), 511-540.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A. J., ... & Rodriguez, B. (1992). Fichas FAO de identificación de especies para los fines pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Roma (Italia).

Chaves PDT, & Vendel AL (2008). Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná) Study on feeding habits in estuarine fish (Teleostei) comparatively between salt marshes and mangroves in southern Brazil (Guaratuba Bay). *Revista brasileira de Zoologia*, 25(1): 10-15.

Chefaoui RM (2014). Landscape metrics as indicators of coastal morphology: a multi-scale approach. *Ecological indicators*, 45: 139-147.

Chiappa-Carrara, X., Sanvicente-Añorve, L., Monreal-Gómez, A., & Salas De León, D. (2003). Ichthyoplankton distribution as an indicator of hydrodynamic conditions of a lagoon system in the Mexican Caribbean. *Journal of plankton Research*, 25(7), 687-696.

Collette, BB 2002. Ordem Beloniformes: Belonidae. Em: KE Carpenter (ed.), *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic*, pp. 1104-1115. Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura e a Sociedade Americana de Ictiólogos e Herpetologistas, Roma.

Collier, C. A., de Almeida Neto, M. S., de Almeida, G. M. A., Rosa Filho, J. S., Severi, W., & El-Deir, A. C. A. (2019). Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. *Science of The Total Environment*, 691, 367-377.

Contente, R. F., Stefanoni, M. F., & Spach, H. (2011). Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(6), 1197-1205.

Contente, R. F., Stefanoni, M. F., & Spach, H. L. (2012). Feeding ecology of the American freshwater goby *Ctenogobius shufeldti* (Gobiidae, Perciformes) in a sub-tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 80(6), 2357-2373.

Costa B, Taylor JC, Kracker L, Battista T, & Pittman S (2014). Mapping reef fish and the seascape: using acoustics and spatial modeling to guide coastal management. *PloS one*, 9(1): e85555.

Costa H (1998). Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, FEMAR, 261p.

Costa MRD (2006). O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens em duas baías do Sudeste do Rio de Janeiro.

Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, ... & Raskin RG (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630): 253.

Creed, J. C., Pires, D. O., & Figueiredo, M. D. O. (2007). Biodiversidade marinha da baía da Ilha Grande (Vol. 1). Brasília-DF: MMA/SBF.

Dantas, D. V., Barletta, M., Lima, A. R. A., Ramos, J. D. A. A., Da Costa, M. F., & Saint-Paul, U. (2012). Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric catfish species. *Estuaries and Coasts*, 35(2), 587-602.

Das K, & Gazi NH (2011). Random excitations in modelling of algal blooms in estuarine systems. *Ecological modelling*, 222(14): 2495-2501.

Dawson, C. E. (1982). Atlantic sand stargazers (Pisces: Dactyloscopidae), with description of one new genus and seven new species. *Bulletin of Marine Science*, 32(1), 14-85.

de Araújo Silva, M., Araújo, F. G., De Azevedo, M. C. C., & de Sousa Santos, J. N. (2004). The nursery function of sandy beaches in a Brazilian tropical bay for 0-group anchovies (Teleostei: Engraulidae): diel, seasonal and spatial patterns. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(6), 1229-1232.

De Carvalho, B. M., & Spach, H. L. (2015). Habitat use by *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) in intertidal zones of a subtropical estuary, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 37(2), 177-184.

Defeo O, McLachlan A, Schoeman DS, Schlacher TA, Dugan J, Jones A, ... & Scapini F (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, coastal and shelf science*, 81(1): 1-12.

De Paiva, A. C., Chaves, P. D. T. D. C., & de Araujo, M. E. (2008). Structure and trophic organization of shallow water ichthyofauna in a tropical estuary. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(4), 647-661.

Dias, J. F., Gonçalves, A. M., Fernandez, W. S., Silbiger, H. L. N., Fiadi, C. B., & Schmidt, T. C. D. S. (2011). Ichthyofauna in an estuary of the Mataripe area, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59, 75-95.

Ditty, J. G., & Shaw, R. F. (1996). Spatial and temporal distribution of larval striped mullet (*Mugil cephalus*) and white mullet (*M. curema*, family: Mugilidae) in the northern Gulf of Mexico, with notes on mountain mullet, *Agonostomus monticola*. *Bulletin of Marine Science*, 59(2), 271-288.

Doyle, K. D. (1998). Phylogeny of the sand stargazers (Dactyloscopidae: Blennioidei). *Copeia*, 76-96.

Elliott, M., Whitfield, A. K., Potter, I. C., Blaber, S. J., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G., & Harrison, T. D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and fisheries*, 8(3), 241-268.

Elliott, M., & Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94(4), 306-314.

Esteves, F. D. A. (1998). Fundamentos de limnología. Ed. Interciência: Finep, Rio De Janeiro, 2ª Ed, 575p.

Etchevers, S. L. (1978). Contribution to the biology of the sea catfish, *Arius spixii* (Agassiz)(Pisces-Ariidae), South of Margarita Island, Venezuela. Bulletin of Marine Science, 28(2), 381-385.

Fagerberg, T., Jephson, T., & Carlsson, P. (2010). Molecular size of riverine dissolved organic matter influences coastal phytoplankton communities. Marine Ecology Progress Series, 409, 17-25.

Fahrig, L. (2007). Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. Functional ecology, 21(6), 1003-1015.

Fávaro, L. F., Oliveira, E. C. D., & Verani, N. F. (2007). Estrutura da população e aspectos reprodutivos do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard)(Atheriniformes, Atherinopsidae) em áreas rasas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 24, 1150-1156.

Favero, F. D. L. T., da Silva Araujo, I. M., & Severi, W. (2019). Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, northeast coast of Brazil. Boletim do Instituto de Pesca, 45(1).

Fernandez, W. S., Dias, J. F., Ribeiro, C. A. O., & Azevedo, J. D. S. (2011). Liver damages and nuclear abnormalities in erythrocytes of *Atherinella brasiliensis* (Actynopterigii, Atherinopsidae) from two beaches in southeast of Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 59, 163-169.

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International journal of climatology, 37(12), 4302-4315.

Fields, H. M. (1962). Pompanos (*Trachinotus* spp.) of south Atlantic coast of the United States. US Fish and Wildlife Service.

Figueiredo JL (1977). Manual de peixes do Sudeste do Brasil. I. Introdução: cações, raias e quimeras. São Paulo, Mus. Zool. Univ. São Paulo.

Figueiredo JL, & Menezes NA (1978). Manual de peixes marinhos dos sudeste de Brasil. II Teleostei (1). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

Figueiredo JD, & Menezes NA (1980). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil (Vol. 4). Universidad de São Paulo, Museu de Zoologia.

Figueiredo JL, & Menezes NA (1985). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil (Vol. 5). Universidad de São Paulo, Museu de Zoologia.

Fiorucci, A. R., & Benedetti Filho, E. (2005). A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. *Química nova na escola*, 22, 10-16.

Fischer, W., Sousa, I. M., Silva, C., De Freitas, A., & Poutiers, J. M. (1990). Guia de campo das espécies comerciais marinhas e de águas salobras de Moçambique.

Fisher, R., Wilson, S. K., Sin, T. M., Lee, A. C., & Langlois, T. J. (2018). A simple function for full-subsets multiple regression in ecology with R. *Ecology and evolution*, 8(12), 6104-6113.

Flores-Coto, C., Ocana Luna, A., Luna Calvo, A. and Zavala Garcia, F. (1988). Abundancia de algunas especies de anchoas em la Laguna de Terminos (México), estimada a traves de la captura de huevos. *Annales del Institutode Ciencias del Mar y Limnologia, Universidad Nacional Autónoma de México*, 15, 125-134.

Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., & Torricelli, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 219-228.

Franco, A. C. S., Ramos Chaves, M. C. N., Castel-Branco, M. P. B., & Neves Dos Santos, L. (2016). Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences. *Journal of fish biology*, 89(1), 921-938.

Franco, T. P., Araújo, C. E. O., & Araújo, F. G. (2014). Length–weight relationships for 25 fish species from three coastal lagoons in Southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 30(1), 248-250.

Friedlander AM, & DeMartini EE (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: the effects of fishing down apex predators. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 253-264.

Gaelzer, L. R., & Zalmon, I. R. (2008). Tidal influence on surf zone ichthyofauna structure at three sandy beaches, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56, 165-177.

Gerling, C., Ranieri, C., Fernandes, L., Gouveia, M. T. D. J., & Rocha, V. (2016). *Manual de ecossistemas marinhos e costeiros para educadores*. Santos, SP: Editora Comunicar.

Gibson, R. N., Ansell, A. D., & Robb, L. (1993). Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. *Marine Ecology Progress Series*, 89-105.

Gibson, R. N. (1994). Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research*, 32(2), 191-206.

Gilbert, C. R. (1986). *Species Profiles. Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (South Florida). Southern, Gulf, and Summer Flounders*. FLORIDA STATE MUSEUM GAINESVILLE FL.

Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., ... & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154-159.

Golbuu, Y., Wolanski, E., Harrison, P., Richmond, R. H., Victor, S., & Fabricius, K. E. (2011). Effects of land-use change on characteristics and dynamics of watershed discharges in Babeldaob, Palau, Micronesia. *Journal of Marine Biology*, 2011.

Gold, A. C., Thompson, S. P., Magel, C. L., & Piehler, M. F. (2020). Urbanization alters coastal plain stream carbon export and dissolved oxygen dynamics. *Science of the Total Environment*, 747, 141132.

Gomes, I. D., & Araujo, F. G. (2004). Influences of the reproductive cycle on condition of marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in a coastal area at southeastern Brazil. *Environmental biology of fishes*, 71(4), 341-351.

González-Félix, M. L., Davis, D. A., Rossi Jr, W., & Perez-Velazquez, M. (2010). Evaluation of apparent digestibility coefficient of energy of various vegetable feed ingredients in Florida pompano, *Trachinotus carolinus*. *Aquaculture*, 310(1-2), 240-243.

Göransson, G., Larson, M., & Bendz, D. (2013). Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system—river Göta Älv, SW Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(7), 2529-2542.

Grober-Dunsmore, R., Bonito, V., & Fraser, T. (2009). 1,000 feet above a coral reef: A seascape approach to designing marine protected areas. *Biological Sciences*, 26(11).

Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.

- Hastie, T. J., & Tibshirani, R. J. (2017). *Generalized additive models*. Routledge.
- Hanke MH, Posey MH, & Alphin TD (2017). The effects of intertidal oyster reef habitat characteristics on faunal utilization. *Marine Ecology Progress Series*, 581: 57-70.
- Henderson, C. J., Gilby, B. L., Schlacher, T. A., Connolly, R. M., Sheaves, M., Maxwell, P. S., ... & Olds, A. D. (2020). Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. *Ecography*, 43(1), 138-148.
- Hildebrand, S. F. 1963 *Fishes of the Western North Atlantic*. Sears Foundation for Marine Research, New Haven. *Memoir*, 1(3), 152-249.
- Hitt S, Pittman SJ, & Nemeth RS (2011). Diel movements of fishes linked to benthic seascape structure in a Caribbean coral reef ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 427: 275-291.
- Horta, P., Pinho, P. F., Gouvêa, L., Grimaldi, G., Destri, G., Mueller, C. M., ... & Cotrim da Cunha, L. (2020). Climate Change and Brazil's coastal zone: socio-environmental vulnerabilities and action strategies. *Sustainability in Debate/Sustentabilidade em Debate*, 11(3).
- Hosen, J. D., McDonough, O. T., Febria, C. M., & Palmer, M. A. (2014). Dissolved organic matter quality and bioavailability changes across an urbanization gradient in headwater streams. *Environmental science & technology*, 48(14), 7817-7824.
- Hostim-Silva, M., Clezar, L., Ribeiro, G. C., & Machado, C. (1995). Estrutura populacional de *Xenomelaniris brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824)(Osteichthyes-Atherinidae) na Lagoa da Conceição, SC, Brasil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 38(3), 949-960.
- Humann, P. and Deloach, N. 1993. *Reef fish identification*. Galápagos. New World Publications Inc., Florida.

IBAMA, 2008 - INSTRUÇÃO NORMATIVA n° 171, de 9 de maio de 2008. Estabelece critérios e padrões para o exercício da pesca em áreas determinadas e, especificamente, para a captura de tainha no Sudeste e Sul do Brasil. Diário Oficial da União, Brasília, 12 de maio de 2008. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0171-090508.PDF>. Acesso em: 17 agost. 2021.

Jelbart, J. E., Ross, P. M., & Connolly, R. M. (2007). Fish assemblages in seagrass beds are influenced by the proximity of mangrove forests. *Marine Biology*, 150(5), 993-1002.

Johnston K, Ver Hoef JM, Krivoruchko K, & Lucas N (2001). Using ArcGIS geostatistical analyst (Vol. 380). Redlands: Esri.

Keenan CP (2000). Should we allow human-induced migration of the Indo–West Pacific fish, barramundi *Lates calcarifer* (Bloch) within Australia?. *Aquaculture Research*, 31(1): 121-131.

Köster D, Lichter J, Lea PD, & Nurse A (2007). Historical eutrophication in a river–estuary complex in mid-coast maine. *Ecological Applications*, 17(3): 765-778.

Koutsikopoulos, C., Desaunay, Y., Dorel, D., & Marchand, J. (1989). The role of coastal areas in the life history of sole (*Solea solea* L.) in the Bay of Biscay. *Scientia Marina* (Barcelona), (2-3).

Laegdsgaard, P., & Johnson, C. (2001). Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 257(2), 229-253.

Lamberth SJ, Clark BM, & Bennett BA (1995). Seasonality of beach-seine catches in False Bay, South Africa, and implications for management. *South African Journal of Marine Science*, 15(1): 157-167.

Larimore RW, Childers WF, & Heckrotte C (1959). Destruction and re-establishment of stream fish and invertebrates affected by drought. *Transactions of the American Fisheries Society*, 88(4): 261-285.

Lasiak TA (1986). Juveniles, food and the surf zone habitat: implications for teleost nursery areas. *South African Journal of Zoology*, 21(1): 51-56.

Lazzari, M. A., Sherman, S., Brown, C. S., King, J., Joule, B. J., Chenoweth, S. B., & Langton, R. W. (1999). Seasonal and annual variations in abundance and species composition of two nearshore fish communities in Maine. *Estuaries*, 22(3), 636-647.

Lemos, V. M., Varela Jr, A. S., Schwingel, P. R., Muelbert, J. H., & Vieira, J. P. (2014). Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. *Journal of Fish Biology*, 85(3), 671-687.

Lima, R. G., Callado, C. H., Faria, G., Alevato, G. M., de Almeida, G. R., Pereira, J. W., ... & de Castro, W. C. (2010). As especificidades dos ambientes insulares: meio ambiente e cultura—Estudo de caso do Ecomuseu Ilha Grande—UERJ. *Interagir: pensando a extensão*, (15).

Macedo, S. S. (1999). Litoral Urbanização Ambientes e seus Ecossistemas Frágeis. *Paisagem e Ambiente*, (12), 151-232.

MacGregor JM, & Houde ED (1996). Onshore-offshore pattern and variability in distribution and abundance of bay anchovy *Anchoa mitchilli* eggs and larvae in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 138: 15-25.

Maillard, P., & Santos, N. A. P. (2008). A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed—Brazil. *Journal of Environmental Management*, 86(1), 158-170.

Marcomini SC, López RA, & Spinoglio A (2007). Uso de la morfología costera como geoindicador de susceptibilidad a la erosión en costas cohesivas, Necochea, Buenos Aires. *Revista de la asociación geológica argentina*, 62(3): 396-404.

Margules CR, & Austin MP (1994). Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data bases. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 344(1307): 69-75.

Mariani, S. (2001). Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(2), 261-267.

Marin E, B. J., & Dodson, J. J. (2000). Age, growth and fecundity of the silver mullet, *Mugil curema* (Pisces: Mugilidae), in coastal areas of Northeastern Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 48(2-3), 389-398.

Marin E, B. J., Quintero, A., Bussiere, D., & Dodson, J. J. (2003). Reproduction and recruitment of white mullet (*Mugil curema*) to a tropical lagoon (Margarita Island, Venezuela) as revealed by otolith microstructure. *Fishery Bulletin*, 101(4), 809-821.

Martino EJ, & Able KW (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.

Mastrorillo S, Lek S, Dauba F, & Belaud A (1997). The use of artificial neural networks to predict the presence of small-bodied fish in a river. *Freshwater biology*, 38(2): 237-246.

McArdle, B. H., & Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1), 290-297.

McBreen F & Joint Nature Conservation Committee. (2011). UK SeaMap 2010: predictive mapping of seabed habitats in UK waters.

McCabe, K. M., Smith, E. M., Lang, S. Q., Osburn, C. L., & Benitez-Nelson, C. R. (2021). Particulate and dissolved organic matter in stormwater runoff influences oxygen demand in urbanized headwater catchments. *Environmental Science & Technology*, 55(2), 952-961.

McGarigal K, & McComb WC (1995). Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological monographs*, 65(3): 235-260.

McLusky, D. S., & Elliott, M. (2004). *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. OUP Oxford.

Menezes, N. A., & Figueiredo, J. L. (1985). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V-Teleostei (4)*. Publicações do Museu de Zoologia da USP, Universidade de Sao Paulo, Sao Paulo.

Menezes NA, & Figueiredo JL (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Teleostei; 5*. Museu de Zoologia, Univ. de São Paulo.

Miller, J. M. (1985). Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: an evolutionary perspective. *Migration: mechanisms and adaptive significance*.

Miller, R. R., & Briggs, J. C. (1962). *Dactyloscopus amnis*, a new sand stargazer from rivers of the Pacific slope of southern Mexico.

Ministério do Meio Ambiente-MMA. (2005). Instrução Normativa N° 53, de 22 de novembro de 2005. *Diário Oficial da União*, (1).

Moreno, T. R., & da Rocha, R. M. (2012). *Ecologia de costões rochosos*. *Estudos de Biologia*, 34(83).

Morris, C., Lee, S. Y., & Van De Merwe, J. (2015). $\delta^{15}\text{N}$ of estuarine fishes as a quantitative indicator of urbanization. *Ecological indicators*, 56, 41-49.

Murphy, M. D., Muller, R. G., & Guindon, K. (2008). A stock assessment for pompano, *Trachinotus carolinus*, in Florida waters through 2005.

Muška M, Tušer M, Frouzová J, Mrkvička T, Ricard D, Sed'a J, ... & Kubečka J (2018). Real-time distribution of pelagic fish: combining hydroacoustics, GIS and spatial modelling at a fine spatial scale. *Scientific reports*, 8(1): 5381.

Nagelkerken ISJM, Blaber SJM, Bouillon S, Green P, Haywood M, Kirton LG, ... & Somerfield PJ (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic botany*, 89(2): 155-185.

Nagelkerken I, Sheaves M, Baker R, & Connolly RM (2015). The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*, 16(2): 362-371.

Neves, L. M., Pereira, H. H., Costa, M. R. D., & Araújo, F. G. (2006). Uso do manguezal de Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, pelo peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard)(Atheriniformes, Atherinopsidae). *Revista brasileira de Zoologia*, 23, 421-428.

Neves LM, Teixeira TP & Araújo FG (2011). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32(1): 115-131.

Neves LM, Teixeira TP, Franco TP, Pereira HH, Araújo FG (2013). Fish composition and assemblage structure in the estuarine mixing zone of a tropical estuary: comparisons between the main channel and an adjacent lagoon. *Marine Biology Research*, 9(7), 661-675 p.

Neves LM, Teixeira-Neves TP, Pereira-Filho GH, & Araujo FG (2016). The farther the better: effects of multiple environmental variables on reef fish assemblages along a distance gradient from river influences. *PloS one*, 11(12): e0166679.

Noacco, V., Wagener, T., Worrall, F., Burt, T. P., & Howden, N. J. (2017). Human impact on long-term organic carbon export to rivers. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(4), 947-965.

Nóbrega, M. D., Lessa, R., & Santana, F. M. (2009). Peixes marinhos da região Nordeste do Brasil. Editora Martins & Cordeiro (Programa REVIZEE-Score Nordeste), Fortaleza.

Olds, A. D., Vargas-Fonseca, E., Connolly, R. M., Gilby, B. L., Huijbers, C. M., Hyndes, G. A., ... & Schlacher, T. A. (2018). The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. *Fish and Fisheries*, 19(1), 78-89.

Oliveira, R. E., & Pessanha, A. L. (2014). Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. *Neotropical Ichthyology*, 12, 165-175.

Orpin AR, Ridd PV, Thomas S, Anthony KR, Marshall P, & Oliver J (2004). Natural turbidity variability and weather forecasts in risk management of anthropogenic sediment discharge near sensitive environments. *Marine Pollution Bulletin*, 49(7-8): 602-612.

Pappalardo P, Pringle JM, Wares JP, & Byers JE (2015). The location, strength, and mechanisms behind marine biogeographic boundaries of the east coast of North America. *Ecography*, 38(7): 722-731.

Pereira HH, Neves LM, da Costa MR, & Araújo FG (2015). Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology*, 36(1): 16-27.

Pereira, L. C. C., de Oliveira, S. M. O., da Costa, R. M., da Costa, K. G., & Vila-Concejo, A. (2013). What happens on an equatorial beach on the Amazon coast when La Niña occurs during the rainy season?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135, 116-127.

Pessanha, A. L. M., & Araújo, F. G. (2003). Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), 817-828.

Pessanha, A. L. M., Araújo, F. G., De Azevedo, M. C. C., & Gomes, I. D. (2003). Diel and seasonal changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach. *Marine Biology*, 143(6), 1047-1055.

Pichler, H. A., Gray, C. A., Broadhurst, M. K., Spach, H. L., & Nagelkerken, I. (2017). Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and habitat usage among resident and transient fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. *Journal of fish biology*, 90(1), 396-416.

Potter, I. C., & Hyndes, G. A. (1999). Characteristics of the ichthyofaunas of southwestern Australian estuaries, including comparisons with holarctic estuaries and estuaries elsewhere in temperate Australia: a review. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 395-421.

Potter IC, Bird DJ, Claridge PN, Clarke KR, Hyndes GA, & Newton LC (2001). Fish fauna of the Severn Estuary. Are there long-term changes in abundance and species composition and are the recruitment patterns of the main marine species correlated?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258(1): 15-37.

Prasetya, G. (2007). Protection from coastal erosion. Thematic paper: the role of coastal forests and trees in protecting against coastal erosion. FAO-UN—Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Pritchett J, & Pyron M (2011). Predicting fish assemblages from substrate variation in a Turbid River: grab samples compared with pole probing. *North American Journal of Fisheries Management*, 31(3): 574-579.

Quick, M. C. (1991). Onshore-offshore sediment transport on beaches. *Coastal Engineering*, 15(4), 313-332.

Reimers, C. E. (1989). Control of benthic fluxes by particulate supply. Productivity of the ocean: present and past, 217-233.

Remmert H (1983). Studies and thoughts about the zonation along the rocky shores of the Baltic. *Zoologica*, 22: 121-125.

Ribeiro, CADO, Katsumiti, A., França, P., Maschio, J., Zandoná, E., Cestari, MM, ... & Filipak Neto, F. (2013). Respostas de biomarcadores em peixes (*Atherinella brasiliensis*) da baía do paranaguá, sul do Brasil, para avaliação dos efeitos poluentes. *Jornal Brasileiro de Oceanografia*, 61, 1-11.

Riche, M. (2009). Evaluation of digestible energy and protein for growth and nitrogen retention in juvenile Florida pompano, *Trachinotus carolinus*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 40(1), 45-57.

Rio de Janeiro (1989). Constituição do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Assembleia Legislativa.

Ross, S. T. (1986). Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 352-388.

Santos, S. R., Galvao, K. P., Adler, G. H., Andrade-Tubino, M. F., & Vianna, M. (2020). Spatiotemporal distribution and population biology aspects of *Cetengraulis edentulus* (Actinopterygii: Clupeiformes: Engraulidae) in a South-Western Atlantic estuary, with notes on the local Clupeiformes community: conservation implications. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 50(2), 139-150.

Sazima, I., & Uieda, V. S. (1979). Is the night-time resting behavior of young needlefish an example of nocturnal disguise?. *Biotropica*, 11(4), 308-309.

Schaeffer-Novelli Y, & Cintrón-Molero G (1994). Manguezais brasileiros: uma síntese sobre aspectos históricos (séculos XVI a XIX), zonação, estrutura e impactos ambientais. Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios a um gerenciamento ambiental. São Paulo, ACIESP, 1: 333-341.

Scott, M. C., & Helfman, G. S. (2001). Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries*, 26(11), 6-15.

Sweka, J. A., & Hartman, K. J. (2001). Influence of turbidity on brook trout reactive distance and foraging success. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130(1), 138-146.

Selao, A., Malik, A. A., Yani, F. I., & Mallawa, A. (2019, May). Remote Chlorophyll-a and SST to Determination of Fish Potential Area in Makassar Strait Waters Using MODIS Satellite Data. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 270, No. 1, p. 012047). IOP Publishing.

Sergipense S, & Sazima I (1995). Seasonal variation in occurrence and size composition of two species of Engraulididae(Osteichthyes) in the Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 55(3): 491-501.

Sheaves M, Baker R, Nagelkerken I, & Connolly RM (2015). True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38(2), 401-414.

Silva Junior, D. R., Carvalho, D. M. T., & Vianna, M. (2013). The catfish *G. enidens* *genidens* (Cuvier, 1829) as a potential sentinel species in Brazilian estuarine waters. *Journal of Applied Ichthyology*, 29(6), 1297-1303.

Silva MDA, & Araújo FGD (2000). Distribution and relative abundance of anchovies (Clupeiformes-Engraulididae) in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(4): 0-0.

Silva, M. D. A., & Araújo, F. G. (2003). Influência das variáveis ambientais na fauna acompanhante na pesca da manjuba *Anchoa tricolor* (Agassiz)(Actinopterygii, Engraulidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20, 367-371.

Simier, M., Osse, O. J. F., Sadio, O., & Ecoutin, J. M. (2021). Biology and ecology of sea catfish (Ariidae) of estuarine, lagoon and coastal ecosystems in West Africa. *Journal of fish biology*, 99(2), 629-643.

Smith-Vaniz, W. F. (1995). Carangidae, Jureles, pámpanos, cojinúas, zapateros, cocineros, casabes, macarelas, chicharros, jorobados, medregales, pez pilota. Guia FAO para Identificación de Especies para los Fines de la Pesca, 940-986.

Sousa WP (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1): 353-391.

Staveley TA, Perry D, Lindborg R, & Gullström M (2017). Seascape structure and complexity influence temperate seagrass fish assemblage composition. *Ecography*, 40(8): 936-946.

Stevenson C, Katz LS, Micheli F, Block B, Heiman KW, Perle C, ... & Witting J (2007). High apex predator biomass on remote Pacific islands. *Coral reefs*, 26(1): 47-51.

Stuart-Smith RD, Barrett NS, Crawford CM, Frusher SD, Stevenson DG, & Edgar GJ (2008). Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365(2): 116-125.

SUDEPE (1984). Portaria SUDEPE N° 42 de 18 de Outubro de 1984. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1984/p_sudepe_42_n_1984_defesobagrerrosado_rs_sc_pr_sp.pdf (acesso Setembro 27, 2021).

Suvarnaraksha, A., Lek, S., Lek-Ang, S., & Jutagate, T. (2012). Fish diversity and assemblage patterns along the longitudinal gradient of a tropical river in the Indo-Burma hotspot region (Ping-Wang River Basin, Thailand). *Hydrobiologia*, 694(1), 153-169.

Teixeira, T. P., Neves, L. M., & Araújo, F. G. (2012). Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in Southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. *Hydrobiologia*, 684(1), 161-175.

Thiel R, Sepulveda A, Kafemann R, & Nellen W (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology*, 46(1): 47-69.

Tolimieri N, & Levin PS (2006). Assemblage structure of eastern Pacific groundfishes on the US continental slope in relation to physical and environmental variables. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(2): 317-332.

Turner MG (2005). Landscape ecology: what is the state of the science?. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36: 319-344.

Turner RK, Lorenzoni I, Beaumont N, Bateman IJ, Langford IH, & McDonald AL (1998). Coastal management for sustainable development: analysing environmental and socio-economic changes on the UK coast. *Geographical Journal*, 269-281.

Valdés, J., Sifeddine, A., Ortlieb, L., & Pierre, C. (2009). Interplay between sedimentary organic matter and dissolved oxygen availability in a coastal zone of the Humboldt Current System; Mejillones Bay, northern Chile. *Marine Geology*, 265(3-4), 157-166.

Valiela I, Bowen JL, & York JK (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *AIBS Bulletin*, 51(10): 807-815.

Vasconcellos RM, Araújo FG, De Sousa Santos JN, & De Araújo Silva M (2010). Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brazil. *Marine Ecology*, 31(3), 506-519.

Vasconcellos, R. M., Santos, J. N. D. S., Silva, M. D. A., & Araújo, F. G. (2007). Efeito do grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes juvenis em praias arenosas do Município do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, 7, 93-100.

Vasconcelos, R. P., Reis-Santos, P., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2011). Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. *Ecological Indicators*, 11(5), 1123-1133.

Vilar, C. C., Spach, H. L., & Joyeux, J. C. (2011). Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(3), 635-648.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, & Melillo JM (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

Wolman, M. G. (1967). A cycle of sedimentation and erosion in urban river channels. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 49(2-4), 385-395.

Walters, D. M., Leigh, D. S., & Bearden, A. B. (2003). Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. In *The interactions between sediments and water* (pp. 5-10). Springer, Dordrecht.

Waters, T. F. (1995). *Sediment in streams: sources, biological effects, and control*.

Wang, M., Huang, Z., Shi, F., & Wang, W. (2009). Are vegetated areas of mangroves attractive to juvenile and small fish? The case of Dongzhaigang Bay, Hainan Island, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2), 208-216.

Wedding LM, Lepczyk CA, Pittman SJ, Friedlander AM, & Jorgensen S (2011). Quantifying seascape structure: extending terrestrial spatial pattern metrics to the marine realm. *Marine Ecology Progress Series*, 427: 219-232.

Whitfield AK, & 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.

Williams, C. J., Frost, P. C., Morales-Williams, A. M., Larson, J. H., Richardson, W. B., Chiandret, A. S., & Xenopoulos, M. A. (2016). Human activities cause distinct dissolved organic matter composition across freshwater ecosystems. *Global change biology*, 22(2), 613-626.

Wu JJ (2013). Landscape ecology. In: *Ecol Sys*. Springer, New York, pp. 179-200.

Xavier, J. H. D. A., Cordeiro, C. A. M. M., Tenório, G. D., Diniz, A. D. F., Paulo Júnior, E. P. N., Rosa, R. S., & Rosa, I. L. (2012). Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 109-122.

Yadav, V. K., Jahageerda, S., & Adinarayana, J. (2019). Validation of chlorophyll-a and sea surface temperature concentration and their relationship with the parameters—diffuse attenuation coefficient and photosynthetically active radiation using MODIS data: A case study of Gujarat coastal region.

Yasmeen, H., Wang, Y., Zameer, H., & Solangi, Y. A. (2020). Decomposing factors affecting CO₂ emissions in Pakistan: insights from LMDI decomposition approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 3113-3123.