

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

DISSERTAÇÃO

**Mudanças de longo prazo das assembleias de
peixes de praias arenosas da baía da Ilha
Grande – RJ**

Larissa dos Santos Silva Amaral

2024



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

**Mudanças de longo prazo das assembleias de peixes de praias arenosas da
baía da Ilha Grande – RJ**

Larissa dos Santos Silva Amaral

Sob a Orientação do Professor
Leonardo Mitrano Neves

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

d479m dos Santos Silva Amaral, Larissa , 1997-
Mudanças de longo prazo das assembleias de peixes
de praias arenosas da baía da Ilha Grande - RJ /
Larissa dos Santos Silva Amaral. - Três Rios , 2024.
61 f.: il.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIOLOGIA ANIMAL, 2024.

1. Peixes jovens. 2. Variáveis ambientais. 3.
Mudanças temporais . 4. Mosaicos da paisagem. I.
Mitrano Neves, Leonardo , 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.



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



TERMO Nº 299 / 2024 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.021858/2024-16

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

LARISSA DOS SANTOS SILVA AMARAL

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 25/04/2024

(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 20:33)

RAFAEL DE ALMEIDA TUBINO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptBA (12.28.01.00.00.00.45)
Matrícula: 1341945

(Assinado digitalmente em 03/05/2024 13:56)

MARCUS RODRIGUES DA COSTA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 670.427.160-00

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **299**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **03/05/2024** e o
código de verificação: **5c20587f9e**

O Grande Sertão Veredas

“O correr da vida embrulha tudo, a vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem.”

João Guimarães Rosa.

RESUMO

Amaral, Larissa dos Santos Silva. **Mudanças de longo prazo das assembleias de peixes de praias arenosas da baía da Ilha Grande – RJ.** 2024. 62p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024.

As praias arenosas são ecossistemas dinâmicos e abrigam uma biota marinha diversa com relevante importância ecológica e econômica. Apesar da grande abrangência na costa brasileira, existem lacunas de conhecimento acerca da caracterização da biota e influências ambientais para este tipo de ecossistema. O objetivo do presente estudo foi investigar as mudanças espaciais e temporais na estrutura das assembleias de peixes de praias arenosas da baía da Ilha Grande, em relação às influências ambientais da paisagem de entorno das praias e das variáveis físico-químicas da água. Amostragens bimensais foram realizadas nos períodos de 2002/2003 e 2017/2018, compreendendo os meses de janeiro à dezembro em 6 praias arenosas definidas de acordo com características geomorfológicas, influência da drenagem continental e ocupação humana. Os peixes foram coletados com auxílio de uma rede do tipo picaré, com 12m de comprimento x 2,5m de altura; 7,5 mm no centro. Em cada praia, foram realizados três arrastos, operados manualmente, correspondendo a uma área aproximada de 40m² por arrasto, no período diurno. Foi coletado um total de 27.142 indivíduos que somaram um peso total de 26.072,70 gramas, representando 24 famílias, 25 gêneros e 79 espécies. As famílias que apresentaram maior número de espécies/táxons foram Sciaenidae (10 espécies), Carangidae (8), Haemulidae (5), seguidas de Engraulidae, Gobiidae (4) e Ariidae (4). As famílias mais abundantes no primeiro período foram Atherinopsidae, Gerreidae e Carangidae, representados pelas espécies *Atherinella brasiliensis* (65,35%), *Eucinostomus argenteus* (9,39%) e *Oligoplites saurus* (6,66%). O segundo período foi marcado pela dominância de Engraulidae (66,71%), além das mesmas espécies das famílias Atherinopsidae (22,59%), Carangidae e Gerreidae (>3,29%). As amostras das praias do Bracuí e Frade foram associadas aos preditores de maior transparência e cobertura de afloramento rochoso e representado pelas espécies *Trachinotus falcatus*, *Lutjanus synagris* e *Strongylura timucu*, enquanto nos locais Praia Grande e Corumbê, mais distantes de matrizes urbanizadas, as espécies *Albula vulpes*, *Anchoa januaria*, *Anchoa* spp, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens genidens*, *Genidens barbatus* e *Cathorops spixii* foram mais abundantes. O aumento na abundância de manjubas (*Anchoa januaria*, *Anchoa tricolor* e *Anchoa lyolepis*) foi o principal responsável pela mudança na estrutura da assembleia de peixes entre os períodos, mas pouco associado às variáveis ambientais medidas. Os resultados encontrados destacam a importância da conservação e gestão integrada dos ecossistemas costeiros, considerando as complexas interações entre os fatores ambientais locais e as comunidades biológicas.

Palavras-chave: peixes jovens, variáveis ambientais, mudanças temporais, mosaicos da paisagem.

ABSTRACT

Amaral, Larissa dos Santos Silva. **Spatial and Temporal Patterns of Juvenile Fish Assemblages in Sandy Beaches of Baía da Ilha Grande - RJ.** 2024. 62p. Dissertation (Master's in Animal Biology). Institute of Biological and Health Sciences, Department of Animal Biology, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2024

Sandy beaches are dynamic ecosystems and are harbour a diverse marine biota with significant ecological and economic importance. Despite their widespread presence along the Brazilian coast, there are gaps in knowledge about the characterization of the biota and environmental influences on this ecosystem. The aim of this study was to investigate the spatial and temporal changes in the structure of fish assemblages on the sandy beaches of Ilha Grande Bay, in relation to the environmental influences of the landscape surrounding the beaches and the physico-chemical variables of the water. Bi-monthly samplings were carried out in the periods 2002/2003 and 2017/2018, covering the months of January to December on 6 sandy beaches defined according to geomorphological characteristics, influence of continental drainage and human occupation. The fish were collected using a picaret-type net, 12m long x 2.5m high; 7.5 mm in the center. Three manually operated trawls were carried out on each beach, corresponding to an area of approximately 40m² per trawl during the day. A total of 27,142 individuals were collected, with a total weight of 26,072.70 grams, representing 24 families, 25 genera and 79 taxa. The families with the highest number of species/taxons were Sciaenidae (10 species), Carangidae (8), Haemulidae (5), followed by Engraulidae, Gobiidae (4) and Ariidae (4). The most abundant families in the first period were Atherinopsidae, Gerreidae and Carangidae, represented by the species *Atherinella brasiliensis* (65.35%), *Eucinostomus argenteus* (9.39%) and *Oligoplites saurus* (6.66%). The second period was marked by the dominance of Engraulidae (66.71%), as well as the same species from the Atherinopsidae (22.59%), Carangidae and Gerreidae (>3.29%) families that were dominant in 2002/2003. The samples from the Bracuí and Frade beaches were associated with the predictors of greater transparency and rocky substrates and represented by the species *Trachinotus falcatus*, *Lutjanus synagris* and *Strongylura timucu*, while at the Praia Grande and Corumbê sites, which are further away from urbanized matrices, the species *Albula vulpes*, *Anchoa januaria*, *Anchoa spp*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens genidens*, *Genidens barbatus* and *Cathorops spixii* were more abundant. The increase in the abundance of engraulids (*Anchoa januaria*, *Anchoa tricolor* and *Anchoa lyolepis*) was the main factor responsible for the change in the structure of the fish assemblage between the periods but was not associated with the environmental variables measured. The results highlight the importance of conservation and integrated management of coastal ecosystems, considering the complex interactions between local environmental factors and biological communities.

Keywords: juvenile fish, environmental variables, temporal changes, landscape mosaics.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 OBJETIVOS	10
2.1 Objetivo Geral	10
2.2 Objetivo Específico	11
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
3.1 Área de Estudo.....	11
3.2 Programa de Amostragem	13
3.3 Análise de dados.....	16
4 RESULTADOS	18
4.1 Variáveis ambientais.....	18
4.2 Composição de espécies	23
4.3 Variação da estrutura da assembléia	27
4.4 Influência dos preditores na distribuição dos peixes	34
4.5 Padrões espaciais e temporais de distribuição de espécies.....	40
4.6 Variação na contribuição de espécies entre praias e períodos.....	43
4.7 Influência do uso do habitat na distribuição do grupo funcional de uso do habitat (GFUH) entre períodos.....	44
4.8 Estrutura de tamanho das espécies mais abundantes de ambos os períodos 2002/2003 e 2017/2019.....	47
5 DISCUSSÃO	50
6 CONCLUSÕES.....	54
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

1 INTRODUÇÃO

As praias arenosas caracterizam-se como ecossistemas dinâmicos, suscetíveis a grande variabilidade ambiental, como exposição às ondas, marés, ventos e estresses antrópicos. Abrigam uma elevada biodiversidade de organismos planctônicos (zooplâncton e fitoplâncton), aves e peixes, sendo consideradas ambientes de grande relevância socio-ambiental (Costa, 2006; Brown & McLachlan 1990; Franco *et al.* 2016).

Os ambientes de praias arenosas sustentam assembleias de peixes com alta diversidade e abundância, especialmente durante o seu desenvolvimento inicial, fornecendo abrigo com condições favoráveis ao seu crescimento (ex. áreas rasas com elevada turbidez) e disponibilidade de alimento (ex. abundância de invertebrados bentônicos e de organismos zooplanctônicos) (Costa, 2006; Dias & Bonecker, 2008, de Azevedo *et al.* 2017).

Os fatores que influenciam a estrutura e composição das assembleias de peixes de praias arenosas incluem as variáveis físico-químicas da água (temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido), tipo de substrato, profundidade, bem como a estrutura física dos habitats de entorno (vegetação de mangue, costões rochosos) (Martino & Able 2003; Neves *et al.* 2011).

Tais características dos habitats podem variar fortemente ao longo de escalas temporais em função de distúrbios naturais (e.g. tempestades, enchentes de rios) e antrópicos (e.g. sobrepesca, poluição, crescimento urbano e industrial). A pressão antrópica sobre os ambientes costeiros vem crescendo gradativamente nas últimas décadas, associada ao acelerado crescimento demográfico e econômico, fazendo dos distúrbios antrópicos uma das principais fontes de variação espacial da biota (Teixeira-Neves 2015, Neves *et al.* 2016) e um dos principais causadores da degradação e perda da biodiversidade (Defeo *et al.* 2009, Brown & McLachlan 2002) em escalas temporais maiores (décadas).

Os desafios à conservação dos ecossistemas costeiros estão diretamente relacionados à intensa ocupação urbana nessas áreas. O intenso uso de zonas costeiras, com a substituição de formações florestais por uma matriz urbanizada vêm alterando as condições abióticas de praias arenosas, que por sua vez influenciam na composição da assembleia de peixes (Defeo *et al.* 2009). Mudanças na qualidade da água promovidas pelo carreamento de rejeitos domésticos e/ou industriais afetam diretamente a biota aquática local, acarretando, por exemplo, a diminuição do oxigênio dissolvido, o crescimento do fitoplâncton devido ao aumento do aporte de nutrientes, com consequências na disponibilidade de recursos alimentares (Köster *et al.* 2007, Franco *et al.* 2016).

A biota aquática, sobretudo a ictiofauna, tem absorvido grande parte do estresse antrópico. A sobrepesca 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). Do mesmo modo, 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.

A utilização de programas de geoprocessamento é eficaz para realizar diagnósticos ambientais visando a sua utilização em estudos ecológicos e, em alguns casos, vem tomando espaço como análise principal de hipóteses nas referidas pesquisas (Guisan & Zimmermann 2000, Muška *et al.* 2018). Os padrões de distribuição e abundância de organismos têm sido explicados através de matrizes do habitat, tanto em ambiente terrestre quanto marinho (Margules & Austin 1994, Mastrotillo *et al.* 1997, Guisan & Zimmermann 2000, Muška *et al.* 2018). Diante disso, a distribuição e abundância de organismos são altamente correlacionadas com a composição dos habitats da paisagem (Hanke *et al.* 2017).

Embora haja estudos que avaliem as mudanças na abundância das populações das praias arenosas ao longo das variações sazonais e espaciais (Pessanha *et al.* 2000; Araújo *et al.* 2018), o conhecimento sobre a dinâmica das comunidades de praias arenosas sob a influência da matriz de entorno ao longo do tempo ainda é sub-representado. Os estudos de longo prazo juntamente com a tecnologia geoespacial são essenciais para determinar as mudanças nos processos ecológicos nos ambientes costeiros, além de servirem como uma importante ferramenta de base para o monitoramento da qualidade e restauração ambiental (Vieira *et al.* 2017; Valesini *et al.* 2017; Araújo *et al.* 2018; Vieira *et al.* 2019).

A baía da Ilha Grande (BIG) tem sofrido com múltiplos distúrbios antrópicos que operam em escalas temporais e espaciais distintas, ocasionados pela especulação imobiliária, turística e pelas indústrias instaladas na região. A BIG abriga uma ampla biodiversidade marinha relacionada à presença de ecossistemas, tais como estuários, praias arenosas, costões rochosos e manguezais, importantes para o desenvolvimento de movimentos migratórios (Creed *et al.* 2007, Neves *et al.* 2011).

Diversas praias arenosas estão presentes na BIG, variando em relação as características geomorfológicas, exposição às ondas, influência da drenagem continental, cobertura de manguezais e às influências antrópicas (Costa 2006; Amaral 2018; Bastos 2018). Este sistema vem sendo ameaçado principalmente pela degradação dos seus habitats influenciada pela poluição, industrialização, atividades econômicas relacionadas à área de turismo, assoreamento e, essencialmente, pela sobrepesca (Alho *et al.* 2002; Teixeira-Neves *et al.* 2016).

É reconhecida a vulnerabilidade das assembleias de peixes à estressores antrópicos em praias da zona costeira da BIG (São Thiago 1991, Anjos 1993, Magro 1996, Bernardes 1995; Costa 2001, Costa 2006, Creed *et al.* 2007), assim como em praias localizadas dentro dos limites de estuários (Neves *et al.* 2011, 2013, Franco *et al.* 2012, Araújo *et al.* 2017, Silva *et al.* 2016). Entretanto, são escassos os dados sobre a dinâmica das assembleias de peixes de praias arenosas, através de um gradiente temporal de longo prazo (Donovan *et al.* 2016; Araújo *et al.* 2016, 2018) e que avaliem os efeitos de preditores físicos, biológicos e antrópicos sobre esses organismos.

A escassez na representação desse tipo de estudo representa uma ressalva, sobretudo em ambientes tropicais e subtropicais, a qual gera limitação na síntese global da variabilidade de dinâmica e biológica dos ecossistemas marinhos (Odebrecht *et al.* 2017). Tais estudos são fundamentais para que se conheça a magnitude dos impactos em determinada região, e para que sejam elaboradas medidas eficientes de conservação, uso sustentável e restauração de sua funcionalidade e capacidade de provimento de serviços ecossistêmicos.

A ecologia de comunidade, com foco na dinâmica das assembleias de peixes de praias arenosas, através de um gradiente temporal de longo prazo (Donovan *et al.* 2016; Araújo *et al.* 2016, 2018), e que avaliem os efeitos de preditores físicos e antrópicos sobre esses organismos, sobretudo na baía da Ilha Grande, ainda é pouco estudada. Estudos realizados nestes ecossistemas dinâmicos na BIG tem sido comparados entre baías e lagoas (Camara *et al.* 2020) ou realizados em baías adjacentes (H. Pereira 2013, Araújo *et al.* 2018), no entanto, trabalhos exclusivamente voltados para essa região nesses ecossistemas dinâmicos, que abrangem uma escala espacial menor, como no estudo realizado na área costeira de Sergipe (Nascimento *et al.* 2021) são escassos.

2 Objetivo geral

O objetivo principal deste trabalho foi investigar as mudanças temporais e espaciais na estrutura das assembleias de peixes jovens de praias arenosas da baía da Ilha Grande.

3 Objetivos específicos

- Caracterizar a paisagem de entorno das praias de cada período (2002/2003 e 2017 a 2019);
- Compreender as variações espaciais e temporais das variáveis ambientais (físico-químicas e da paisagem);
- Investigar as mudanças na estrutura da assembleia de peixes;
- Examinar a influência das variáveis ambientais nos padrões espaciais e temporais das assembleia de peixes.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A Baía da Ilha Grande, localizada no sul do estado do Rio de Janeiro, é ligada por um canal central à Baía de Sepetiba, formando assim, um sistema estuarino conectado (Godoi *et al* 2011). A bacia é caracterizada por rios e córregos com alterações significativas entre declividades à montante e jusante dos recursos hídricos, com as nascentes protegidas por Mata Atlântica.

Este estudo foi realizado em praias arenosas da baía da Ilha Grande (23° 04'36 S; 44° 01'18W, no sudeste do Brasil), entre profundidades de 1,20 e 1,60 m. A BIG abrange uma área de aproximadamente 1.000 km², englobando os municípios de Angra dos Reis e Parati, com complexos estuarinos importantes para a pesca industrial e local. A temperatura média do ar da região, varia sazonalmente entre 20°C a 26°C, característica do clima tropical quente-úmido. Os locais compreendidos na baía apresentam características estuarinas parcialmente misturadas, existindo duas entradas de águas oceânicas, presentes a oeste e a leste da Ilha Grande (IG). A BIG apresenta maiores profundidades e influência oceânica em comparação à baía de Sepetiba, por possuir uma ampla comunicação com o mar aberto por intermédio do canal central situado a oeste da Ilha Grande (Johnsson *et al.* 2015).

A precipitação concentra-se no período entre dezembro e março (100 - 200mm), durante o verão (INMET 2014), promovendo variações na salinidade geralmente entre 23 a 33 nas praias (Costa 2006). A circulação das correntes é influenciada pelos ventos e marés com uma média de amplitude de 1.6 m (Nogueira *et al.* 1991), e a temperatura média da água do mar varia de 24°C a 28°C.

A BIG possui múltiplas atividades antropogênicas de diferentes magnitudes de influência, as áreas antropizadas e edificadas. No município de Angra dos Reis, entre 22°

59° 01. 42" S e 44° 23'11.51" O, estão localizadas as duas únicas usinas nucleares do Brasil (Angra I e II), além de atividades industriais e portuárias, tais como o Terminal Portuário de Angra dos Reis e o Terminal Marítimo da Baía da Ilha Grande, além da alta especulação imobiliária, turismo e pesca artesanal, que possuem também grande relevância na economia local (Teixeira-Neves, 2013; PACS, 2015). Já no município de Parati (23°11'24.51"S e 44°41'06.26"O), o adensamento urbano é inferior quando comparado ao de Angra dos Reis, o seu centro urbano é posicionado para área interna da BIG, com áreas abrigadas abrangendo portos, residências e efluentes domésticos, gerando possível impacto direto ao ambiente costeiro e as assembleias de peixes.

Os rios que drenam para regiões costeiras geram um ambiente costeiro com oscilações de temperatura, salinidade e turbidez. O rio Mambucaba destaca-se na bacia devido ao seu porte, tendo como afluentes os rios Guarupi, Funil, Memória e Santo Antônio. Além desses, merecem destaque os seguintes recursos hídricos: Japuíba, Jacuecanga, Pontal, Jurumirim, Bracuí, Grataú, Conceição, Jabetinga, Funil, Barra Grande, Pequeno, Perequê-Açu, Morisco, Meros e Parati-Mirim (SEA/INEA, 2011).

Os locais de amostragem foram selecionados em seis praias, duas pertencentes ao município da Angra dos Reis (Bracuí e Frade) e quatro ao município da Parati (Tarituba, Praia Grande, Corumbê e Parati Cais). A seleção destes locais visou compreender a variação ambiental e características dos habitats de entorno (Figura 1). As praias Bracuí e Frade estão inseridas em um litoral intensamente recortado com descargas terrestres de rios como o Frade, Ambrósio, Grataú, Saco e Bracuí. Estes rios possuem bacias hidrográficas variando de 16 km² a 190 km² que drenam para as enseadas do Bracuí e Ariró, gerando uma área estuarina com oscilações de salinidade, elevada turbidez e sedimento com grãos médios e finos (Costa 2006; Neves *et al.* 2016). Esta região apresenta a maior cobertura de manguezais da BIG, sendo a região mais densamente povoada e, protegida de ventos do quadrante sul, sendo, portanto, menos exposta à ação das ondas.

A praia de Tarituba recebe maior influência marinha em comparação às demais, com predominância de substrato arenoso, salinidade menos variável e exposição intermediária às ondas, devido a proteção das ilhas adjacentes a essa região, tais como: a Ilha do Cedro, Ilha Carço, Ilha Pelada Pequena, Ilha Sururu e Ilha Comprida. As praias Grande, Corumbê e Parati ficam abrigadas pela ponta da Juatinga e recebem a contribuição de pequenos rios, margeados por manguezais. Os sedimentos destas praias apresentam grãos médios e finos, configurando uma característica intermediária entre a área costeira estuarina próximo de Angra dos Reis e a área de maior influência marinha, como a praia de Tarituba.

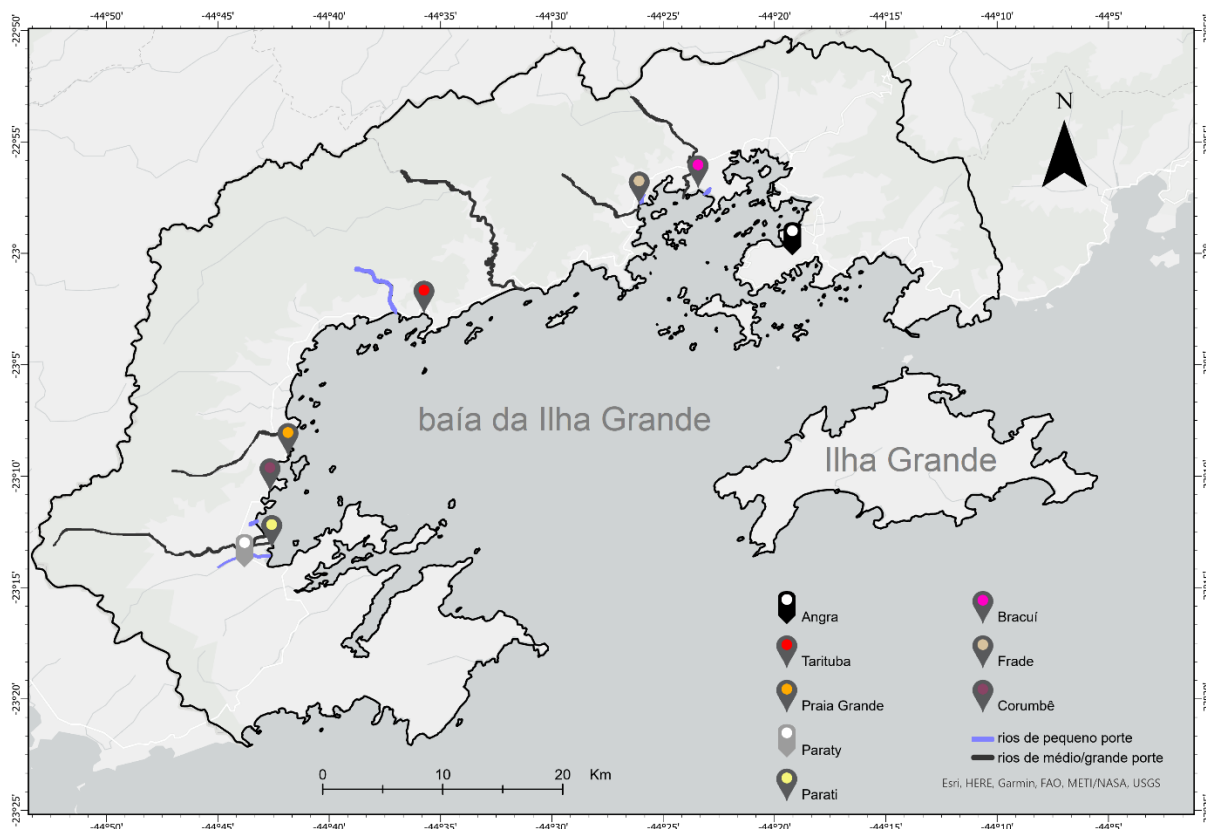


Figura 1. com destaque para as praias arenosas da Baía da Ilha Grande (BIG) (da esquerda para a direita) – Parati, Corumbê, Praia Grande, Tarituba, Frade e Bracuí. Confeccionado com ArcGis Pro.

3.2 Programa de amostragem

Amostragens bimensais foram realizadas em 6 praias arenosas da baía da Ilha Grande em dois períodos; 2002/2003 e 2017 a 2019, totalizando 106 e 133 amostras, respectivamente. Os peixes foram coletados com redes de arrasto de praia de tipo picaré (12 m × 2,5 m; malha 7,5 mm), adequadas especialmente a captura de peixes jovens em zonas de arrebenção de praias arenosas. Em cada uma das 6 praias foram realizados três arrastos (tréplicas), paralelamente à linha da praia, em 2002 a 2003 e perpendiculares à linha de praia, nos anos de 2017 a 2019, ambos operados manualmente, correspondendo a uma área aproximada de 40m² por arrasto. Os arrastos foram realizados no período diurno, durante as marés de sizígia e de quadratura. Os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos, fixados em formalina 10% e, após 48 horas, transferidos para álcool 70%. Em laboratório foram identificados com o auxílio da bibliografia corrente para peixes marinhos (Figueiredo 1977, Figueiredo & Menezes, 1978, 1980, 2000, Menezes & Figueiredo 1980, 1985). Cada

indivíduo teve seu comprimento total medido em centímetros (precisão de 0,1 mm) e medição do peso total em gramas (precisão de 0,01g). Imediatamente após cada arrasto, as variáveis ambientais do habitat local foram medidas com o auxílio de um aparelho multisensor Hanna - HI 9829 e turbímetro Polycontrol modelo AP2000. As seguintes variáveis ambientais foram medidas em triplicatas em cada local: salinidade, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, profundidade, transparência. A transparência e profundidade foram medidas com auxílio do disco de Secchi graduado em centímetros. As coletas dos peixes e variáveis ambientais foram autorizadas via licença a Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SisBIO), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), pelo número 9721-1.

As características do entorno das praias e a concentração de clorofila ($\mu\text{g/l}$) foram obtidas pela plataforma MapBiomias, versão 3.0, para a Baía da Ilha Grande referente aos períodos 2002/2003 e 2017/2019 (MAPBIOMAS, 2018). A plataforma oferece dados em classes temáticas de uso de cobertura do solo, tais como Floresta Natural, Agropecuária, Área não vegetada, Formação Natural não Florestal e Corpos D'água, sendo as classes agrupadas de acordo com suas similaridades de suas características. Foram tomadas, com a observação de rios de pequeno ($2,88 \text{ m}^3/\text{s}$) e grande porte ($22,56 \text{ m}^3/\text{s}$) dentro de um raio de 1,0 Km de distância de cada área amostrada, formações florestais, infraestrutura urbana e áreas de manguezais nas respectivas praias analisadas (PRH-BIG, 2019).

Análises espaciais foram realizadas com auxílio do programa ArcGis Pro *versão 2.9* com o intuito de mensurar a porcentagem de cobertura das categorias da paisagem: (1) área edificada; (2) área antropizada; (3) manguezal; (4) formação florestal; (5) afloramento rochoso; (6) distância $\leq 1 \text{ Km}$ de rios de médio/grande porte (vazão média = $25,58 \text{ m}^3/\text{s}$); (7) distância $\leq 1 \text{ Km}$ de rios de pequeno porte (vazão média = $3 \text{ m}^3/\text{s}$). O raio de 2,4km (área $18,4 \text{ km}^2$) ao redor de cada praia foi delimitado para considerar a diversidade de usos de cobertura do solo com potencial de influenciar as praias.

As áreas edificadas configuram regiões de expressivo adensamento urbano com alto fluxo de veículos, pessoas e ocupação de uso do solo marcados por grande área construída IBGE (2013.) As áreas antropizadas, são zonas de moderado uso de ocupação de atividade humana, tais como pastos, vilas, casas e grandes bairros, como o Frade e Nova Angra. Os mosaicos de manguezais caracterizam por ser um dos principais estruturadores da assembleia de peixes, sobretudo para os que estão em fase juvenil, em sua maioria apresentam vegetações de característica aquática, área de transição entre o ambiente terrestre e ambiente marinho, alguns fragmentados pela ocupação de casas no litoral, como na praia de Bracuí. As formações florestais são vegetações em diferentes estágios sucessionais, abrangendo florestas naturais e plantadas (ex. eucalipto, pinus, araucária), além daquelas estabelecidas ao longo dos cursos de água, planícies e terraços periodicamente ou permanentemente inundados. Por fim, os

afloramentos rochosos configuram-se como importante para a proteção da energia das ondas em áreas costeiras, são rochas naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura de solo, em sua grande maioria com presença parcial de vegetação e alta declividade.

As praias amostradas possuem, majoritariamente, proximidade com estuários e drenagens de médio a grande porte, algumas localizadas nas próprias praias ou dentro de um raio de 1Km de distância. A influência desses corpos hídricos podem gerar consequências a assembleia de peixes, seja pela quantidade de aportes de nutrientes, seja pelos possíveis lançamentos de efluentes domésticos nestes recursos.

Alguns rios circundantes a essas praias variam de acordo com seu porte, estabelecido através da quantidade de líquido de uma corrente de fluído fornecida em determinada unidade de tempo, conhecido como a vazão (m^3/s). A escolha dos corpos hídricos foi estabelecida de acordo com a sua vazão e distância em relação às praias. Dentro do raio de 1km das praias, foram considerados (1) rios de pequeno porte (vazão média $0,8 \text{ m}^3/\text{s} - 2,5 \text{ m}^3/\text{s}$) e (2) rios de médio/grande porte (vazão média $5,2 - 27,8 \text{ m}^3/\text{s}$). A Tabela 1 apresenta os recursos hídricos foram medidos de acordo com as respectivas proximidades as praias, cada qual com um rio de pequeno porte e um rio de médio/grande porte (PRH-BIG, 2019).

Tabela 1. Resumo da vazão (m^3/s) dos rios de pequeno, médio/grande porte selecionados para análises, dentro de um raio de 1Km das praias amostradas.

Praias	Rios de médio/grande porte	Vazão média m^3/s	Rios de pequeno porte	Vazão m^3/s
Parati	Pereque-açu	6,1	Corisco	0,8
Corumbê	Jabaquara	5,8	Córrego mico gama	0,5
Praia Grande	Graúna	5,4	Córrego Praia Grande	0,25
Tarituba	Mambucaba	25,58	São Gonçalo	0,22
Frade	Ambrosio	4,55	Córrego proximo	0,4
Bracuí	Bracuí	11,2	Córrego girassol	0,21

Além disso, a estrutura da assembleia de peixes também foi avaliada através dos grupos de uso do habitat em conjunto com as medidas obtidas dos parâmetros físico-químicos da água e mosaicos de entorno. As espécies com abundância relativa $>0,90\%$ entre os períodos de 2002/2003 e 2017/2019 foram codificadas em consonância ao ciclo de vida representados pelos grupos funcionais de uso do habitat, de acordo com Elliott *et al* 2007 : estuarino (ES) – espécies que completam todo o seu ciclo de vida ou parcialmente dentro do ambiente estuarino, migrante marinho (MM) – espécies eurihalinas que desovam adjacentes a plataforma continental e os indivíduos pós-larvais ($>0,7 \text{ cm}$) utilizam áreas estuarinas para o desenvolvimento até o estágio juvenil ($7 \text{ cm} - 15 \text{ cm}$), marinho nerítico (MN) – espécies que desovam adjacentes a plataforma continental e entram em estuários em reduzido número de indivíduos, ocorrendo, majoritariamente, em áreas de salinidade em torno de 35ppm,

(SD) semi-diádromo – espécies que passam fase do ciclo de vida nos estuários ou no mar e migram entre essas áreas durante o período de reprodução.

A estrutura de tamanho foi avaliada com a finalidade de descobrir quais dos dois períodos amostrados apresentaram maior índice de recrutamento para as espécies as quais apresentaram abundância relativa $> 0,90\%$, todos os dados de comprimento, medidos em centímetros, foram organizados e analisados.

3.3 Análise de dados

Os dados das variáveis ambientais do habitat local (salinidade, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez e profundidade) e das categorias da paisagem do entorno (área edificada, área antropizada, manguezal, formação florestal, afloramento rochoso, distância ≤ 1 Km de rios de médio/grande porte, distância ≤ 1 Km de rios de pequeno porte) foram analisados considerando as amostras (total de 239) como o menor nível de replicação. A existência de variáveis altamente correlacionadas e a necessidade de transformação foi analisada através do *Draftsman plot*. Os coeficientes de correlação par a par foram calculados entre todas as variáveis, e condutividade, turbidez, formação florestal, afloramento rochoso, distância para os rios maiores e menores foram removidos por serem altamente colineares com outras variáveis ($r > 0.7$; Zuur *et al.*, 2007).

A Análise dos Componentes Principais (PCA) sobre as variáveis ambientais do habitat local e das categorias da paisagem de entorno foi realizada para descrever os locais de estudo. Para esta análise, os dados foram transformados $\text{Log}(X+1)$ e normalizados para padronizar a contribuição das variáveis medidas em diferentes escalas. As amostras dos diagramas gerados foram codificadas para os locais de amostragem (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê e Parati) e períodos de amostragem (2002/2003; 2017-2019).

As porcentagem de cobertura de cada categoria da paisagem foram mensuradas, com a escala 1:20.000, com o auxílio do programa de processamento de imagens IMAGEJ versão 1.52 (Abràmoff *et al.* 2004). Os mapas foram confeccionados através das bases de dados obtidos online Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomas, 2018) – Dados de 2002 – 2019. Os dados foram moldados, juntamente com as métricas, no programa de geoprocessamento ArcGis Pro versão 2.9 (Johnston *et al.* 2001).

A partir dos dados de peixes coletados foram calculadas a Abundância Numérica (AN = número total de indivíduos coletados por amostra), a Abundância Relativa (%AR = número total de indivíduos de determinada espécie/número total de peixes coletados), Frequência de Ocorrência (%FO = número de amostras que a espécie ocorreu/número total

de arrastos), e a Biomassa Total em gramas (BT = soma das biomassas de todos os indivíduos coletados da espécie). Para verificar se os dois métodos de coleta empregados foram eficientes para a amostragem das espécies de peixes, a riqueza de espécies foi avaliada utilizando o estimador não-paramétrico Jackknife de segunda ordem (Colwell e Coddington 1994), calculado pelo programa ESTIMATES WIN 9.1 (Colwell *et al* 2014), medida a qual fornece os valores estimados da riqueza em função do esforço amostral entre os períodos.

O número de famílias, gêneros e espécies ocorrentes nas praias foram determinados visando compreender a estrutura espacial da assembleia de peixes, baseada na categorização dos pontos de amostragem. Os indivíduos coletados foram classificados como jovens e adultos com base no comprimento de primeira maturação sexual por meio de consultas ao portal fishbase (www.fishbase.org).

A análise da estrutura de tamanho entre períodos foi realizada para as espécies com abundância relativa $>0,80\%$, a partir dos dados de comprimento total (CT) em cm obtidos durante a pesagem em laboratório, através do método de estimativa de densidade de Kernel, abordagem probabilística que apresenta os valores da distribuição do dado utilizando uma curva contínua.

A análise da variância multivariada permutacional (PERMANOVA; Anderson 2001) foi aplicada para testar a variação na estrutura da assembleia de peixes entre as praias e a ordenação multidimensional não-métrica (MDS) para a visualização dos padrões multivariados. Os dados de número de peixes foram logaritmizados previamente as análises, que foram baseadas em uma matriz de similaridade de *Bray-Curtis*. A análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) foi utilizada para observar a contribuição das espécies para a similaridade em cada praia e período.

O modelo linear baseado em distância (DistLM; Legendre & Anderson 1999, McArdle & Anderson 2001) foi utilizado para investigar o conjunto de preditores que possui um efeito significativo na distribuição das espécies. Foram utilizados os preditores contínuos (temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, clorofila, transparência, profundidade, manguezal, afloramento rochoso, área antropizada, área edificada, distância de rios de médio/grande porte e distância de rios de pequeno porte) e preditores categóricos; estação (seca x chuva) e período (2002-2003 e 2017-2019).

Previamente as análises, os dados de abundância, biomassa, estrutura da assembleia e abundância dos grupos funcionais de uso do habitat sofreram transformação de $\log+1$ visando diminuir sua dispersão, e a matriz de similaridade de *Bray-Curtis* foi calculada para os dados multivariados e distância euclidiana para os dados univariados (riqueza e abundância). A importância relativa de cada preditor foi avaliada através do método Best e o Critério de Informação de Akaike (AIC) na rotina do DistLM. As relações entre as variáveis ambientais selecionadas pelo modelo e a comunidade de peixes foram visualizadas

através da análise de redundância baseada em distância (dbRDA; Legendre & Anderson 1999, Mcardle & Anderson 2001).

Todas as análises foram realizadas com o pacote estatístico PRIMER versão 6 + PERMANOVA (Anderson *et al.* 2008) e, de forma complementar, com o RSTUDIO versão 1.1.423 (Rstudio Team, 2016), utilizando o pacote VEGAN versão 2.9 (Oksanen *et al.*, 2013).

4 RESULTADOS

4.1 Variáveis ambientais

As praias foram caracterizadas por águas com elevada temperatura ($27,7 \pm 2,6$; $27,4 \pm 2,8^\circ\text{C}$) e baixa profundidade ($96,0 \pm 34,1$; $103 \pm 42,1\text{cm}$) em todo o estudo (média±erro padrão de 2002/2003; média±erro padrão de 2017/2019). O oxigênio dissolvido foi semelhante entre os períodos, com menor variação no primeiro em comparação ao segundo período ($5,1 \pm 1,4$; $5,7 \pm 3,5\text{mg/l}$). A redução da salinidade média foi observada ao longo do tempo, com maior variação no segundo período ($31,3 \pm 2,2$; $28,0 \pm 6,7$). A concentração de clorofila na água apresentou valores semelhantes nos dois períodos ($1,7 \pm 2,2$; $1,6 \pm 2,0$).

Especialmente, temperaturas mais elevadas foram registradas na praia do Bracuí ($27,4 \pm 3,2$; $29,8 \pm 1,4^\circ\text{C}$) e Parati ($28,15 \pm 2,6$; $25,0 \pm 2,6^\circ\text{C}$). A transparência também foi elevada no Bracuí (100% para ambos os períodos), Frade ($90,8 \pm 10,0\%$; $82 \pm 2\%$) e Parati ($74 \pm 13,1$; $95 \pm 5,0\%$) em comparação especialmente a praia Grande ($65,1 \pm 24$; $54,3 \pm 29,0\%$). A concentração de clorofila foi maior na praia de Corumbê ($3,0 \pm 4,1$; $1,6 \pm 0,8$) e Grande ($2,2 \pm 3,1$; $1,5 \pm 0,9$), especialmente no primeiro período, em comparação ao Bracuí ($1,2 \pm 0,4$; $1,2 \pm 0,3$), Frade ($1,3 \pm 0,5$; $0,74 \pm 0,2$) e Parati ($1,6 \pm 1,1$; $1,3 \pm 0,4$). Por outro lado, a clorofila em Tarituba foi maior no segundo período ($1,3 \pm 0,5$; $3,3 \pm 5,0$) (média±erro padrão de 2002/2003; média±erro padrão de 2017/2019 para todas as variáveis). A salinidade variou entre 25 e 31, com maiores registros em Corumbê no primeiro período ($31,9 \pm 1,6$) e menores em Parati no primeiro período ($25,2 \pm 8,1$).

A análise dos componentes principais (PCA, Figura 2) revelou que as variáveis ambientais do habitat local da paisagem de entorno variaram espacialmente (entre as praias), enquanto para os períodos (2002/2003 x 2017-2019) foram relativamente semelhantes. O primeiro eixo da análise dos componentes principais (PC1) diferenciou as amostras das praias de Parati, Frade e Bracuí, próximas a centros urbanos e áreas edificadas, daquelas de Praia Grande e Corumbê, com maior concentração de clorofila, oxigênio dissolvido e salinidade (Figura 2). O segundo eixo (PC2) diferenciou as amostras com maiores salinidades e cobertura de manguezal no entorno das praias do Corumbê e Bracuí, daquelas

com maior profundidade em Praia Grande, Tarituba e Frade (Figura 1a). A variação temporal foi pouco evidente, associada principalmente ao aumento da área antropizada em 2017-2019 na praia do Frade em comparação a 2002/2003 (Figura 2 e 3).

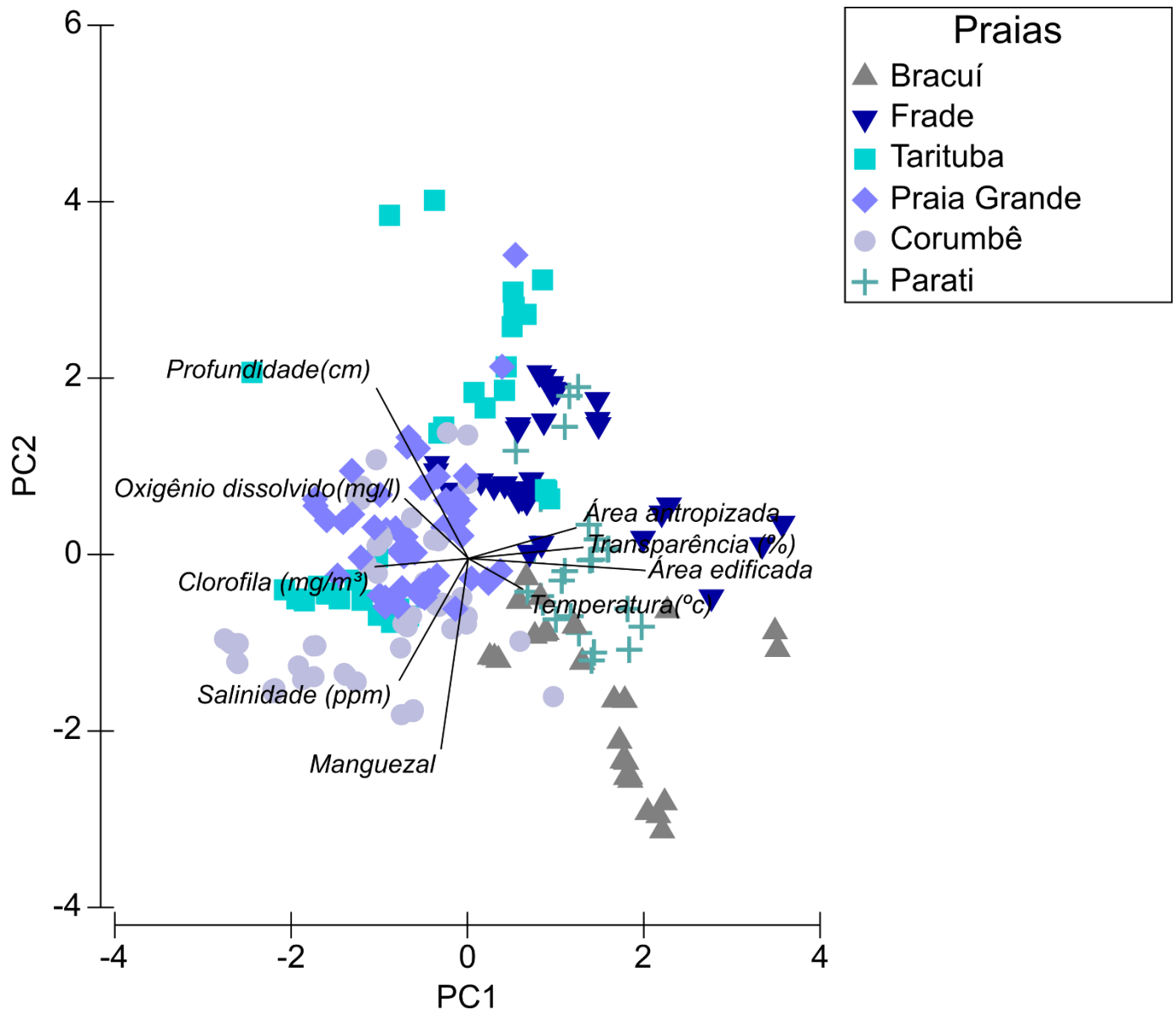


Figura 2. Análise dos componentes principais (PCA) da contribuição relativa de 9 variáveis da composição físico-químico da água e mosaicos de entorno, tais como: Área antropizada (% de cobertura), Área edificada (% de cobertura), Clorofila (mg/m³), Manguezal (% de cobertura), Oxigênio dissolvido (mg/L), Profundidade(cm), Salinidade, Transparência (%) e Temperatura (°C) para a variação observada em cada praia.

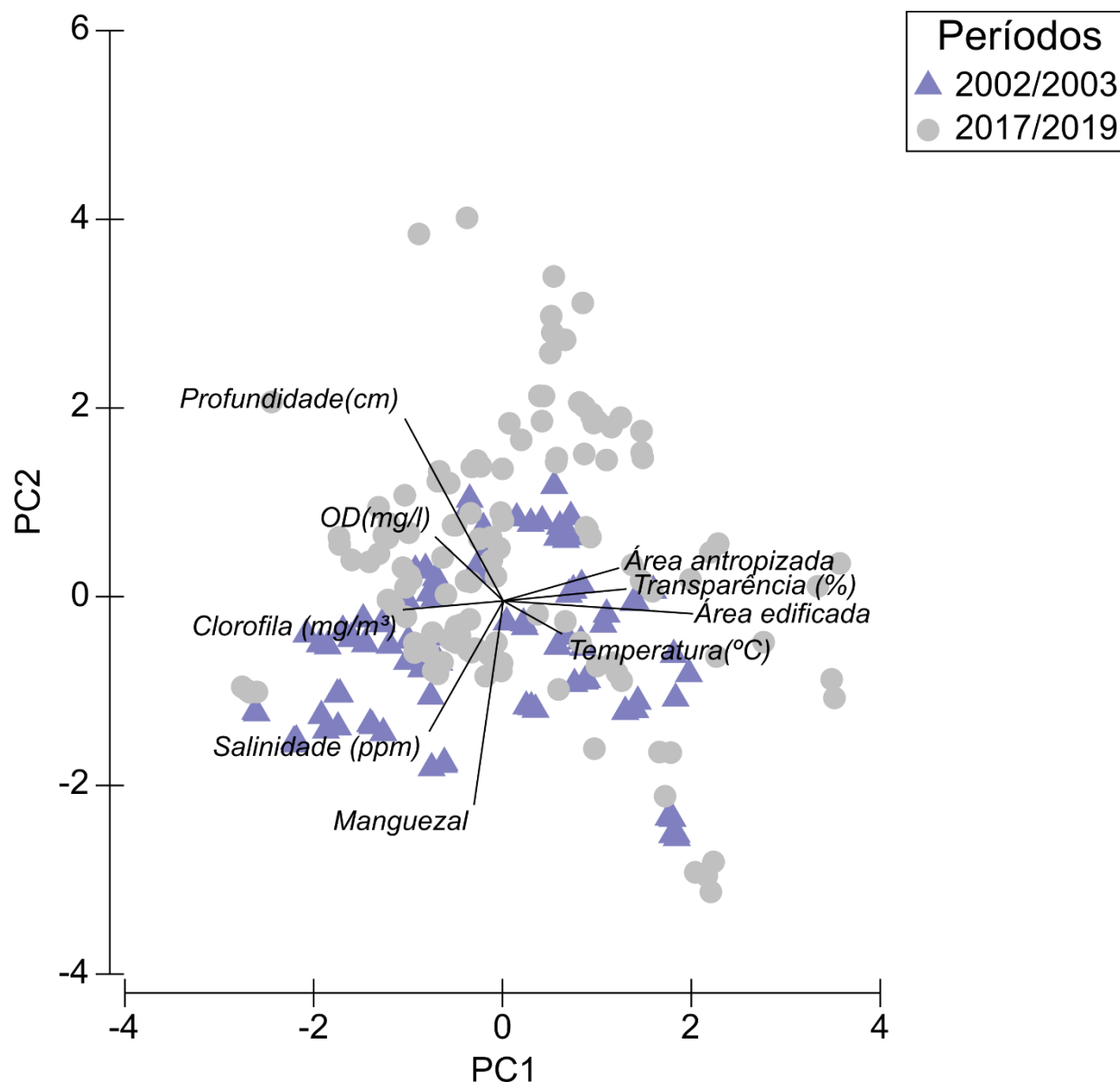


Figura 3. Análise dos componentes principais (PCA) da contribuição relativa de 9 variáveis da composição físico-químico da água e mosaicos de entorno, tais como: Temperatura (Temp), Transparência (Transp%), Salinidade (Sal), Profundidade (Prof), Oxigênio Dissolvido (OD (mg/L), Clorofila (mg/m³), Área antropizada, Área edificada e Manguezal para a variação observada em cada período.

As praias amostradas totalizaram 63 km² de área observada de mosaico da paisagem em 2002/2003 e 66 Km² em 2017/2019, excluindo o total de cobertura do mosaico de água. No período de 2002/2003 apresentou uma área total de 44 km² de formação florestal, 2,3 km² de manguezais, 11 km² de área antropizada, 4,0 km² área edificada, 0,3 Km² afloramento rochoso e 47 km² de ambientes aquáticos, enquanto no período de 2017/2019, foi registrado uma área total de 41 km² de formação florestal, 3 km² de manguezais, 15 km² de área antropizada, 6,1 km² área edificada, 0,3 Km² de afloramento rochoso e 47 km² de ambientes aquáticos (Figura 4 e Figura 5).

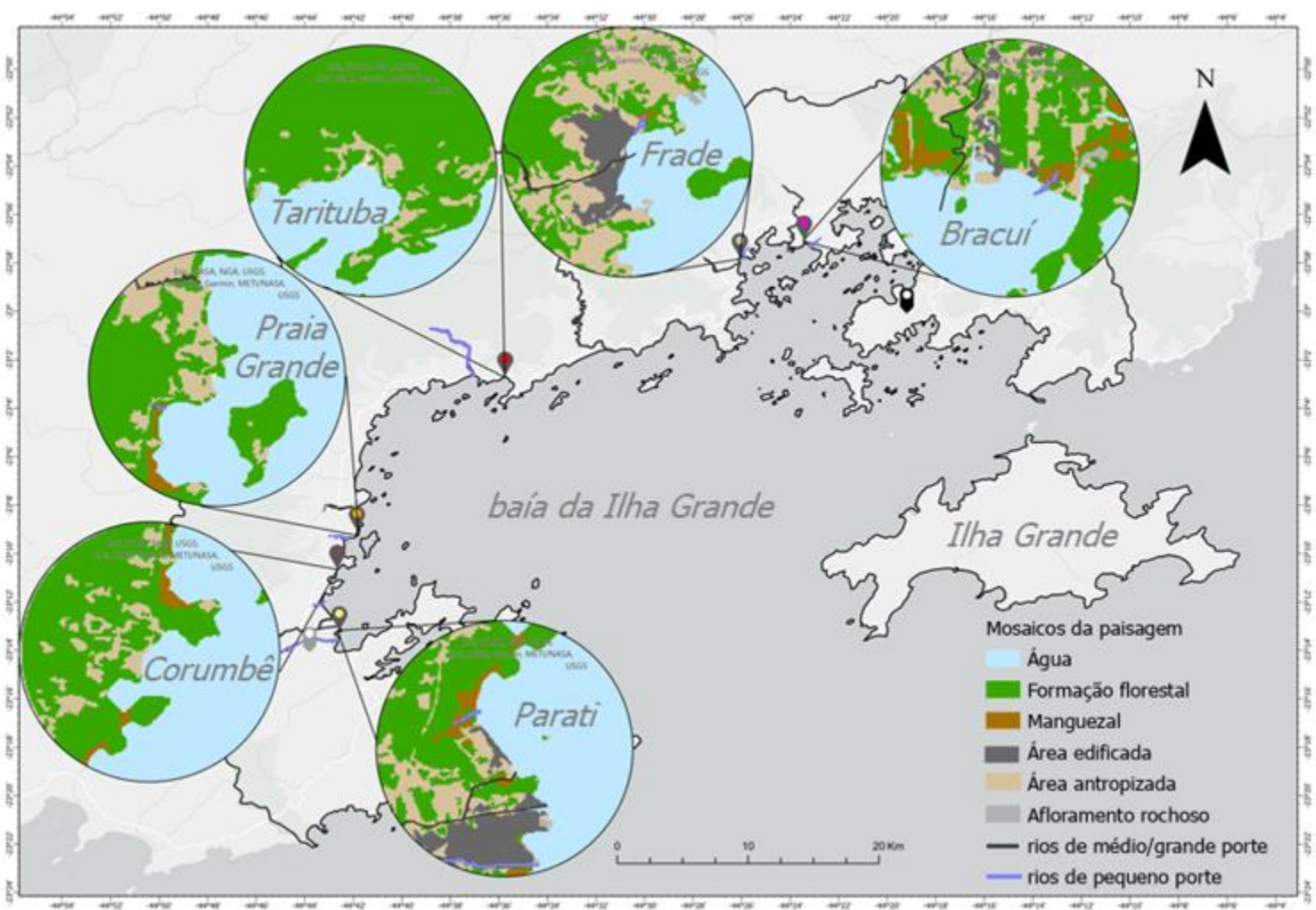


Figura 4. Mapa da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil, no período de 2002/2003. Mosaicos da paisagem: água, formação florestal, manguezal, área edificada, área antropizada, afloramento rochoso, rios de médio/grande porte e rios de pequeno porte, escala 1:20:000. Raio de 2,4km, correspondente a 18 km² de zona amostrada em cada local. Confeccionado com ArcGis Pro versão 2.9.

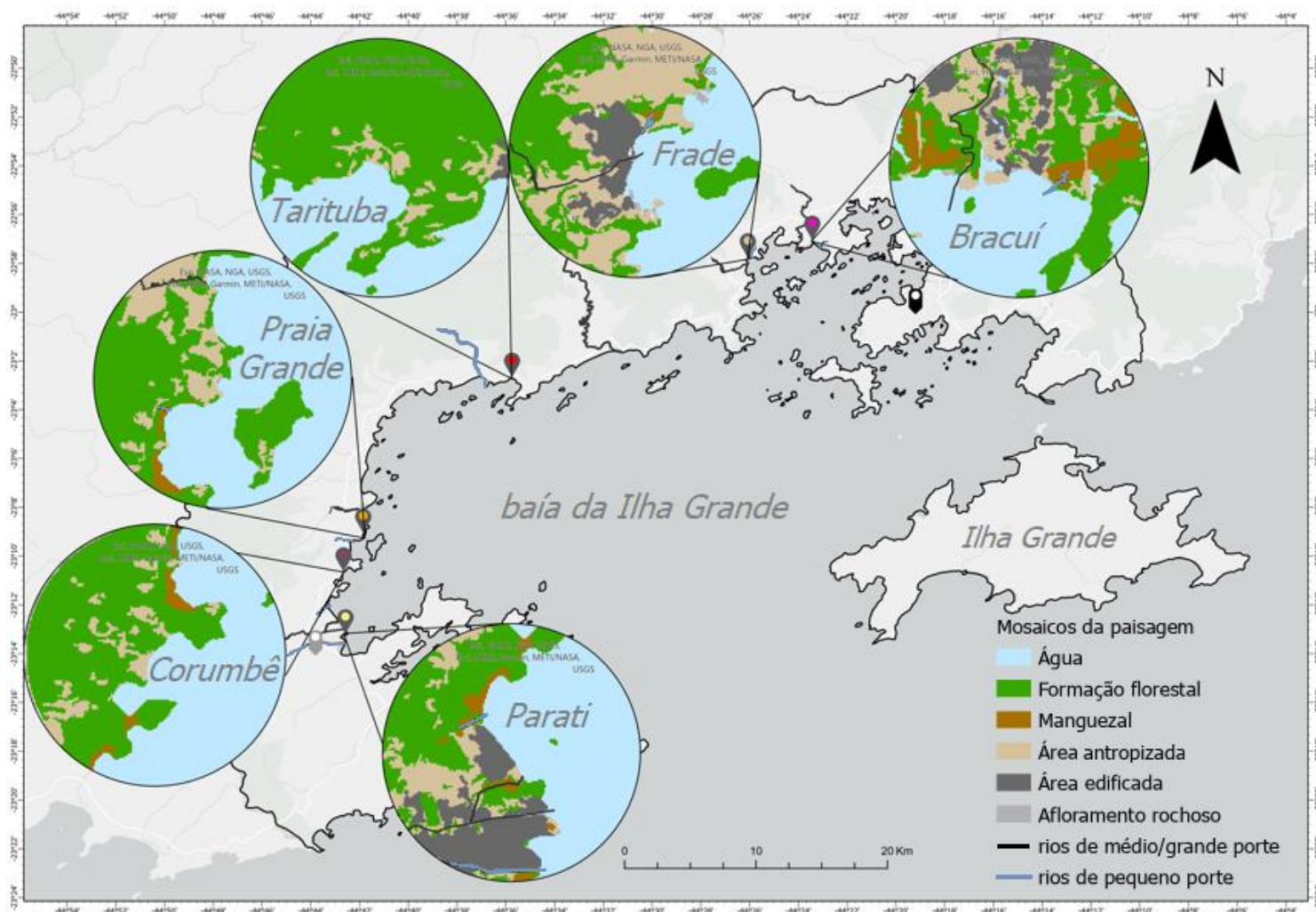


Figura 5. Mapa da Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil, no período de 2017/2019. Mosaicos da paisagem: água, formação florestal, manguezal, área edificada, área antropizada, afloramento rochoso, rios de médio/grande porte e rios de pequeno porte, escala 1:20:000. Raio de 2,4km, correspondente a 18 km² de zona amostrada em cada local. Confeccionado com ArcGis Pro versão 2.9.

Os mosaicos analisados nos períodos de 2002/2003 e 2017/2019 tiveram como componente predominante de porcentagem de cobertura em cada mosaico dos ambientes aquáticos (43% e 42%, respectivamente), posteriormente foi evidenciado cerca de 41% e 37% para a matriz de formação florestal, (2.13% e 2.50%) para áreas com cobertura de manguezal, seguido da área antropizada (10.12% e 13.26%), afloramento rochoso (0.35% e 0.26%) e área edificada (3.77% e 5.44%). A observação do habitat de entorno entre os períodos demonstra pequenas diferenças entre os períodos em relação ao percentual de cobertura de algumas matrizes, como para manguezal e afloramento rochoso e, maiores diferenças para formação florestal e área edificada (Figura 6).

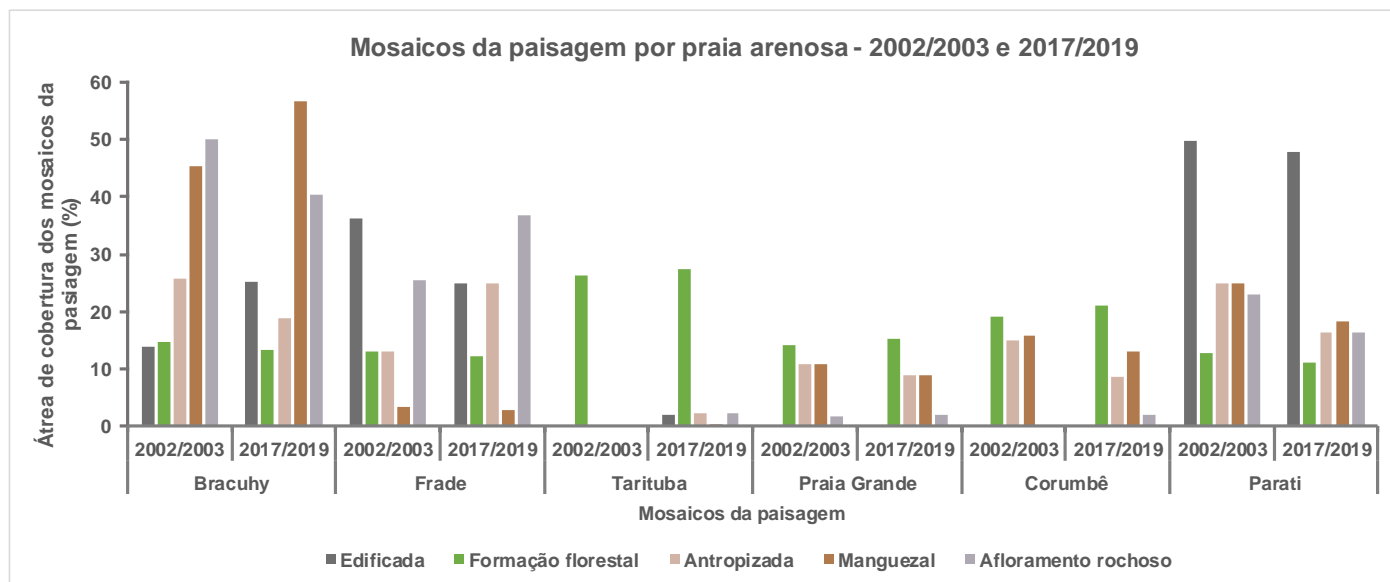


Figura 6. Gráficos de coluna representando a porcentagem de área de cobertura dos mosaicos da paisagem (Formação florestal – mosaico verde, Manguezal – mosaico marrom, Área antropizada– mosaico cinza escuro, Área edificada – mosaico bege, Afloramento rochoso – mosaico cinza claro) das praias arenosas (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê, Parati) entre os períodos 2002/2003 e 2017/2019.

4.2 Composição de espécies

No total de 239 amostras realizadas entre os períodos de 2002/2003 e 2017/2019 na BIG foram coletados 27.142 indivíduos que somaram um peso total de 26.072,70 gramas, representando 79 táxons, 24 famílias, 66 espécies e 12 identificadas até o nível do gênero (Tabela 2). A maioria dos indivíduos coletados foram de peixes jovens, tais para as espécies *Eucinostomus argenteus*, *Oligoplites saurus*, *Trachinotus falcatus*, *Caranx latus*, *Anchoa januaria*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Strongylura timucu*, *Centropomus undecimalis*, *Sphoeroides testudineus*, *Menticirrhus americanus* e *Stellifer rastrifer*, as quais também foram coletadas na fase adulta.

O número total de espécies coletadas aumentou entre 2002/2003 (37 espécies) e 2017/2019 (61 espécies), sendo sete espécies exclusivas do primeiro período, trinta espécies exclusivas do segundo período, e trinta espécies ocorreram em ambos os períodos.

As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Sciaenidae (10 espécies), Carangidae (8), Haemulidae (5), seguidas de Engraulidae, Gobiidae (4) e Ariidae (4). No primeiro período, as famílias mais abundantes foram Atherinopsidae (65,35%), Gerreidae (10,64%) e Carangidae (12,37%), seguida de Engraulidae, Hemiramphidae e Belonidae (>3,72%). Já as espécies mais abundantes em 2002/2003 foram *Atherinella brasiliensis* (65,35%), *Eucinostomus argenteus* (9,39%) e *Oligoplites saurus* (6,66%). O

segundo período registrou maior número de famílias representativas em comparação ao primeiro período 2002/2003, tais como Engraulidae (66.71%), Atherinopsidae (22,59 %), Carangidae e Gerreidae (>3,29%). Além disso, as espécies mais abundantes durante o primeiro período se mativeram constantes durante o segundo ano como *Atherinella brasiliensis* (22.58%) e *Anchoa januaria* (11.94%), com exceção de *Anchoa* spp (estágio pós-larval) (52,80%) que obteve destaque durante 2017/2019 (Tabela 2).

Algumas espécies importantes comercialmente tiveram maiores médias da abundância no segundo período em comparação ao primeiro, com destaque para *Mugil liza* ($0,04 \pm 0,02$ indivíduos; $2,35 \pm 1,53$ indivíduos), *Mugil curema* (nenhum registro; $0,41 \pm 0,22$) e *H. clupeola* ($0,06 \pm 0,03$; $0,35 \pm 0,32$; média \pm erro padrão de 2002/2003 e 2017/2019, respectivamente).

Tabela 2. Abundância total (N), Abundância relativa (%AR), frequência de ocorrência (FO), Grupo Funcional de Uso do Habitat (GFUH): Estuarino (ES), Migrante Marinho (MM), Marinho Nerítico (MN), Marinho Estuarino (MS) e Semi-diádromo (SM) das espécies coletadas entre os períodos 2002/2003 e 2017/2019. Em negrito as espécies mais abundantes em cada período (2002/2003 e 2017/2019).

Família/Espécies	GFUH	2002/2003			2017/2019		
		N	AR (%)	FO	N	AR (%)	FO
Achiridae							
<i>Achirus lineatus</i>	ES	3	0.11	2.83	2	0.02	1.50
<i>Aspistor luniscutis</i>	SM	-	-	-	10	0.12	4.51
Albulidae							
<i>Albula vulpes</i>	ES	-	-	-	20	0.25	3.01
<i>Larva leptcephala</i>	MM	-	-	-	8	0.10	4.51
Ariidae							
<i>Cathorops spixii</i>	SM	2	0.07	1.89	294	3.64	10.53
<i>Genidens barbatus</i>	MS	-	-	-	78	0.97	8.27
<i>Genidens genides</i>	MS	3	0.11	1.89	73	0.90	12.03
<i>Potamarius grandoculis</i>	ES	-	-	-	2	0.02	0.75
Atherinopsidae							
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ES	1.843	65.35	87.74	5.493	68.02	89.47
<i>Odontesthes bonariensis</i>	ES	-	-	-	1	0.01	0.75
Belonidae							
<i>Strongylura marina</i>	MS	2	0.07	0.94	-	-	-
<i>Strongylura spp</i>	MS	-	-	-	14	0.17	6.77
<i>Strongylura timucu</i>	MS	73	2.59	38.68	45	0.56	21.80
Carangidae							
<i>Caranx latus</i>	MS	-	-	-	4	0.05	2.26
<i>Caranx spp.</i>	MS	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Oligoplites palometa</i>	MM	-	-	-	12	0.15	3.01

<i>Oligoplites saliens</i>	MM	4	0.14	2.83	-	-	-
<i>Oligoplites saurus</i>	MM	188	6.67	39.62	417	5.16	48.12
<i>Oligoplites spp</i>	MM	-	-	-	2	0.02	1.50
<i>Selene vomer</i>	MM	2	0.07	1.89	1	0.01	0.75
<i>Trachinotus carolinus</i>	MS	127	4.50	19.81	319	3.95	24.81
<i>Trachinotus falcatus</i>	MS	23	0.82	9.43	43	0.53	14.29
<i>Trachinotus goodei</i>	MS	5	0.18	0.94	-	-	-
<i>Trachinotus spp</i>	MS	-	-	-	1	0.01	0.75
Centropomidae							
<i>Centropomus parallelus</i>	MM	-	-	-	2	0.02	1.50
<i>Centropomus spp</i>	MM	-	-	-	3	0.04	1.50
<i>Centropomus undecimalis</i>	SM	11	0.39	1.89	5	0.06	3.01
Clupeidae							
<i>Harengula clupeola</i>	ES	6	0.21	2.83	44	0.54	2.26
<i>Sardinella brasiliensis</i>	MS	-	-	-	3	0.04	2.26
Dactyloscopidae							
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	MS	1	0.04	0.94	26	0.32	10.53
Engraulidae							
<i>Anchoa spp.</i>	-	-	-	-	12.841	52,79	42,10
<i>Anchoa januaria</i>	SM	7	0.25	2.83	2.904	35.96	30.83
<i>Anchoa lyolepis</i>	MS	2	0.07	0.94	361	4.47	6.02
<i>Anchoa tricolor</i>	MM	95	3.37	11.32	117	1.45	5.26
<i>Lycengraulis grossidens</i>	MM	1	0.04	0.94	1	0.01	0.75
Ephippidae							
<i>Chaetodipterus faber</i>	MS	4	0.14	3.77	4	0.05	3.01
Gerreidae							
<i>Dipterus rhombeus</i>	ES	5	0.18	3.77	20	0.25	3.01
<i>Eucinostomus argenteus</i>	ES	265	9.40	18.87	229	2.84	39.10
<i>Eucinostomus gula</i>	MS	1	0.04	0.94	8	0.10	3.01
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	MS	29	1.03	6.60	42	0.52	11.28
<i>Eucinostomus spp</i>	MS	-	-	-	230	2.85	8.27
<i>Eugerres brasilianus</i>	MS	-	-	-	29	0.36	12.78
Gobiidae							
<i>Bathygobius soporator</i>	ES	-	-	-	3	0.04	1.50
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	ES	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Gobionellus oceanicus</i>	MS	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Microgobius meeki</i>	ES	-	-	-	3	0.04	1.50
Hemiramphidae							
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	MS	13	0.46	2.83	3	0.04	1.50
<i>Hyporhamphus spp.</i>	ES	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	MS	79	2.80	19.81	109	1.35	12.03
Haemulidae							
<i>Conodon nobilis</i>	MM	-	-	-	3	0.04	1.50
<i>Haemulon aurolineatum</i>	MS	-	-	-	7	0.09	2.26
<i>Haemulon steindachineri</i>	MS	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	MN	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Pomadasyd croco</i>	MN	1	0.04	0.94	-	-	-
Lutjanidae							
<i>Lutjanus synagris</i>	MN	2	0.07	0.94	-	-	-
Mugilidae							
<i>Mugil curema</i>	SM	-	-	-	51	0.63	9.77

<i>Mugil liza</i>	SM	4	0.14	2.83	294	3.64	7.52
<i>Mugil spp.</i>	SM	-	-	-	5	0.06	2.26
Paralichthyidae							
<i>Etropus crossotus</i>	MM	-	-	-	5	0.06	2.26
<i>Etropus longimanus</i>	MM	-	-	-	1	0.01	0.75
Pristigasteridae							
<i>Pellona harroweri</i>	MN	1	0.04	0.94	-	-	-
Sciaenidae							
<i>Bardiella ronchus</i>	ES	2	0.07	0.94	2	0.02	0.75
<i>Larimus breviceps</i>	MS	5	0.18	1.89	-	-	-
<i>Menticirrhus americanus</i>	MM	-	-	-	3	0.04	2.26
<i>Menticirrhus littoralis</i>	MS	-	-	-	5	0.06	3.76
<i>Menticirrhus spp.</i>	MM	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Micropogonias furnieri</i>	MM	1	0.04	0.94	8	0.10	3.01
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	MS	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Stellifer brasiliensis</i>	MM	-	-	-	2	0.02	0.75
<i>Stellifer rastrifer</i>	MM	-	-	-	37	0.46	3.76
<i>Stellifer spp</i>	MM	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Stellifer stellifer</i>	MM	-	-	-	31	0.38	2.26
<i>Umbrina coroides</i>	MM	-	-	-	4	0.05	2.26
Serranidae							
<i>Diplectrum radiale</i>	MM	-	-	-	1	0.01	0.75
Syngnathidae							
<i>Cosmocampus elucens</i>	MS	-	-	-	7	0.09	2.26
<i>Syngnathus folleti</i>	MS	2	0.07	1.89	1	0.01	0.75
Tetraodontidae							
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	MS	2	0.07	1.89	1	0.01	0.75
<i>Sphoeroides spp</i>	ES	-	-	-	1	0.01	0.75
<i>Sphoeroides testudineus</i>	ES	6	0.21	3.77	14	0.17	7.52
Trichiuridae							
<i>Trichiurus lepturus</i>	MS	-	-	-	3	0.04	0.75

No que se refere ao esforço amostral, a análise da curva de acumulação indicou que foram coletadas o número máximo de espécies em ambos os períodos (2002/2003 e 2017/2019), sendo possível observar uma clara tendência de estabilização das curvas para ambos os períodos. Este fato é corroborado pela presença de uma assíntota, características de curvas estabilizadas e pela superestimação da riqueza pelo estimador Jackknife 2 (Figura 7).

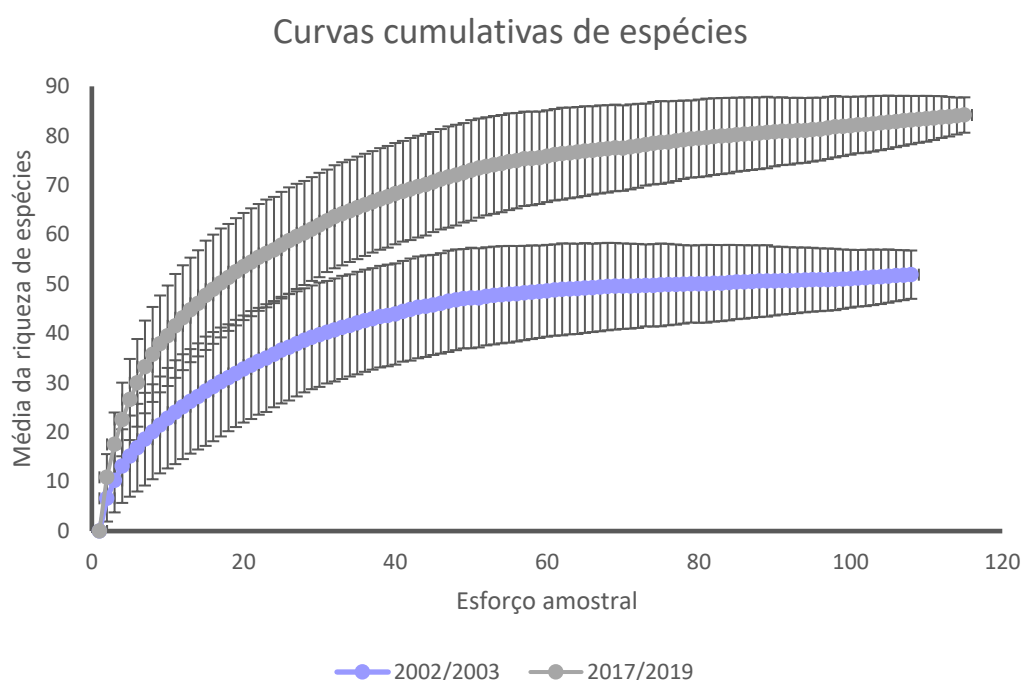


Figura 7. Riqueza de espécies de peixes observada, através da curva de rarefação, e estimada, através do estimador não-paramétrico Jackknife 2. Dados gerados a partir de dados de abundância, registrados nas praias arenosas da Baía da Ilha Grande, RJ.

4.3 Variação da estrutura da assembleia

A estrutura da assembleia variou entre os períodos (2002/2003 e 2017/2019), entre as praias (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê, Parati) (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabela 3). A estimativa de componentes de variação indicou como negativa a estimativa do fator estação, dessa forma, o fator foi excluído das demais interações do resumo da (PERMANOVA bidirecional) (Tabela 3).

Tabela 3. Resumo da análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) da variação baseada na similaridade de *Bray Curtis* testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes de praias arenosas em resposta aos períodos (2002/2003 vs. 2017/2019), praias e estações (Seca e Chuvosa).

Fonte de variação	df	Composição da Assembleia				
		SS	MS	ECV (%)	F	P
Períodos (Pe)	1	15848	15848	8.19	9	0.0001
Praias arenosas (Pr)	5	13754	2750.9	1.61	2	0.003
PexPr	5	11861	2372.3	2.24	1	0.0284
PexEs	1	2753.6	2753.6	1.17	2	0.0725
PexPrxEs	5	12433	2486.6	56.74	1	0.0155
Resíduo	59	99532	1687	30.041		
Total	76	1.61080				

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$). ECV: Estimativa de componentes de variação.

A interação Período *versus* Praias arenosas *versus* Estação (seca e chuvosa) foi a que melhor contribuiu para a variação significativa na estrutura da assembleia de peixes (56,74%), seguida da comparação entre períodos (8,19%), Períodos *versus* Praias arenosas (2,24%) e Praias arenosas (1,61%) (Tabela 4). A interação entre os três fatores (PexPrxEs) apresentou variação na assembleia entre 2002/2003 e 2017/2019 durante a estação chuvosa na praia de Corumbê, enquanto que Praia Grande a variação significativa foi presente nas estações seca e chuvosa (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabela 4).

Tabela 4. Resumo da análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) da variação baseada na distância de Bray - Curtis com combinações par a par (pair-wise test) testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre períodos (2002/2003 vs. 2017/2019) para cada praia arenosa (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê, Parati) e para cada estação (seca e chuvosa).

Períodos	Praias arenosas	Estações	df	T	P
2002/2003, 2017/2019	Bracuí	Chuvosa	5	1.0311	0.445
		Seca	1	6.9149	0.332
	Frade	Chuvosa	5	1.1602	0.285
		Seca	3	1.2776	0.191
	Tarituba	Chuvosa	5	1.0829	0.303
		Seca	3	1.6351	0.342
	Praia Grande	Chuvosa	9	1.6694	0.022
		Seca	5	2.0133	0.037
	Corumbê	Chuvosa	9	1.7476	0.026
		Seca	4	1.3535	0.165
	Parati	Chuvosa	4	1.4508	0.067
		Seca	1	1.2264	0.348

df: Graus de liberdade; t: teste t; Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

A estrutura da assembleia de peixes variou significativamente em algumas praias arenosas entre os períodos (2002/2003 e 2017/2019), com destaque para as praias presentes na porção oeste da BIG, como Praia Grande, Corumbê e Parati (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabela 5). Em contrapartida, Bracuí, Frade e Tarituba não apresentaram diferenças significativas entre os períodos amostrados.

Tabela 5. Resumo da análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) da variação baseada na distância de Bray - Curtis com combinações par a par (*pair-wise test*) testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre períodos (2002/2003 vs. 2017/2019) para cada praia arenosa (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê, Parati).

Períodos	Praias arenosas	df	t	P
2002/2003, 2017/2019	Bracuí	7	1.0176	0.4239
	Frade	9	1.3661	0.0523
	Tarituba	8	1.3991	0.0695
	Praia Grande	15	2.2366	0.0009
	Corumbê	14	2.0612	0.0018
	Parati	6	1.6987	0.0061
df: Graus de liberdade; t: teste t; Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).				

As combinações par a par revelaram diferenças significativas para o intervalo de tempo de 2002 a 2003 entre as praias, como a de Tarituba e Parati que apresentaram oposição quanto as assembleias de peixes, entre Praia Grande e Parati a mesma variação foi observada (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabela 6), enquanto as demais comparações entre as praias expuseram nenhuma diferença significativa na comparação para o primeiro período (PERMANOVA; $P > 0,05$).

Tabela 6. Resumo da análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) da variação baseada na distância de Bray-Curtis com combinações par a par (*pair-wise test*) testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre praias arenosas (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê, Parati) no período de 2002/2003.

2002/2003			
Praias arenosas	df	t	P
Bracuí, Frade	10	1.123	0.2634
Bracuí, Tarituba	10	0.86524	0.6841
Bracuí, Praia Grande	10	1.2281	0.1375
Bracuí, Corumbê	10	0.93663	0.5224
Bracuí, Parati	10	1.4026	0.0633
Frade, Tarituba	10	1.1731	0.2244
Frade, Praia Grande	10	1.328	0.0845
Frade, Corumbê	10	0.62477	0.9406
Frade, Parati	10	0.92177	0.6035
Tarituba, Praia Grande	10	0.90297	0.5571
Tarituba, Corumbê	10	0.93857	0.5205
Tarituba, Parati	10	1.6455	0.0077
Praia Grande, Corumbê	10	1.2377	0.149
Praia Grande, Parati	10	1.8711	0.003
Corumbê, Parati	10	1.1443	0.252
df: Graus de liberdade; t: teste t; Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).			

Diferenças significativas foram encontradas para o período de 2017/2019, a estrutura na assembleia de peixes variou significativamente nas combinações par a par estabelecidas entre Bracuí e Praia Grande, Frade e Praia Grande, seguido por Tarituba que se distinguiu de Praia Grande e Corumbê (PERMANOVA, $P < 0.05$; Tabela 7). No entanto, Parati foi a única praia que não se diferenciou das demais nas combinações da estimativa (PERMANOVA; $P > 0,05$).

Tabela 7. Resumo da análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) da variação baseada na distância de Bray-Curtis com combinações par a par (*pair-wise test*) testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre praias arenosas (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê, Parati) no período de 2017/2019.

2017/2019			
Praias arenosas	df	t	P
Bracuí, Frade	8	0.75797	0.8257
Bracuí, Tarituba	7	1.0022	0.459
Bracuí, Praia Grande	14	1.5684	0.01
Bracuí, Corumbê	13	1.201	0.16
Bracuí, Parati	5	1.3119	0.1125
Frade, Tarituba	9	0.80158	0.6979
Frade, Praia Grande	16	1.4203	0.0416
Frade, Corumbê	15	1.2765	0.0843
Frade, Parati	7	1.1792	0.2148
Tarituba, Praia Grande	15	1.5116	0.0209
Tarituba, Corumbê	14	1.4378	0.0256
Tarituba, Parati	6	1.2824	0.2032
Praia Grande, Corumbê	21	0.96891	0.4875
Praia Grande, Parati	13	1.1408	0.2519
Corumbê, Parati	12	0.99985	0.4191
df: Graus de liberdade; t: teste t; Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).			

O primeiro eixo da análise dos componentes principais (PCO1) evidenciou a contribuição de espécies protagonistas para a distinção da estrutura da assembleia de peixes entre os períodos (2002/2003 e 2017/2019). *Strongylura timucu* foi positivamente correlacionado ao eixo 1 durante o período de 2002/2003, enquanto as espécies: *Anchoa januaria*, *Anchoa lyolepis*, *Aspistor luniscutis*, *Atherinella brasiliensis*, *Cathorops spixii*, *Centropomus undecimalis*, *Eucinostomus argenteus*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens barbus*, *Genidens genidens*, *Microgobius meeki*, *Sardinella brasiliensis* foram negativamente associadas ao período de 2017/2019.

As espécies mais correlacionadas ao eixo 2 foram *Eugerres brasiliensis*, *Microgobius meeki*, *Anchoa lyolepis*, *Aspistor luniscutis*, *Eucinostomus argenteus* e *Atherinella brasiliensis* negativamente associadas, enquanto *Anchoa januaria*, *Genidens barbus*, *Genidens genidens*,

Cathorops spixii, *Sardinella brasiliensis* e *Centropomus undecimalis* foram positivamente associadas durante o período de 2017/2019. O período de 2002/2003 foi relacionado positivamente com *Strongylura timucu* em relação ao eixo 2 (Figura 8, Tabela 8). Doze do total de sessenta e oito espécies contribuíram para a distinção na assembleia (correlação >0,4) (Figura 6, Tabela 8).

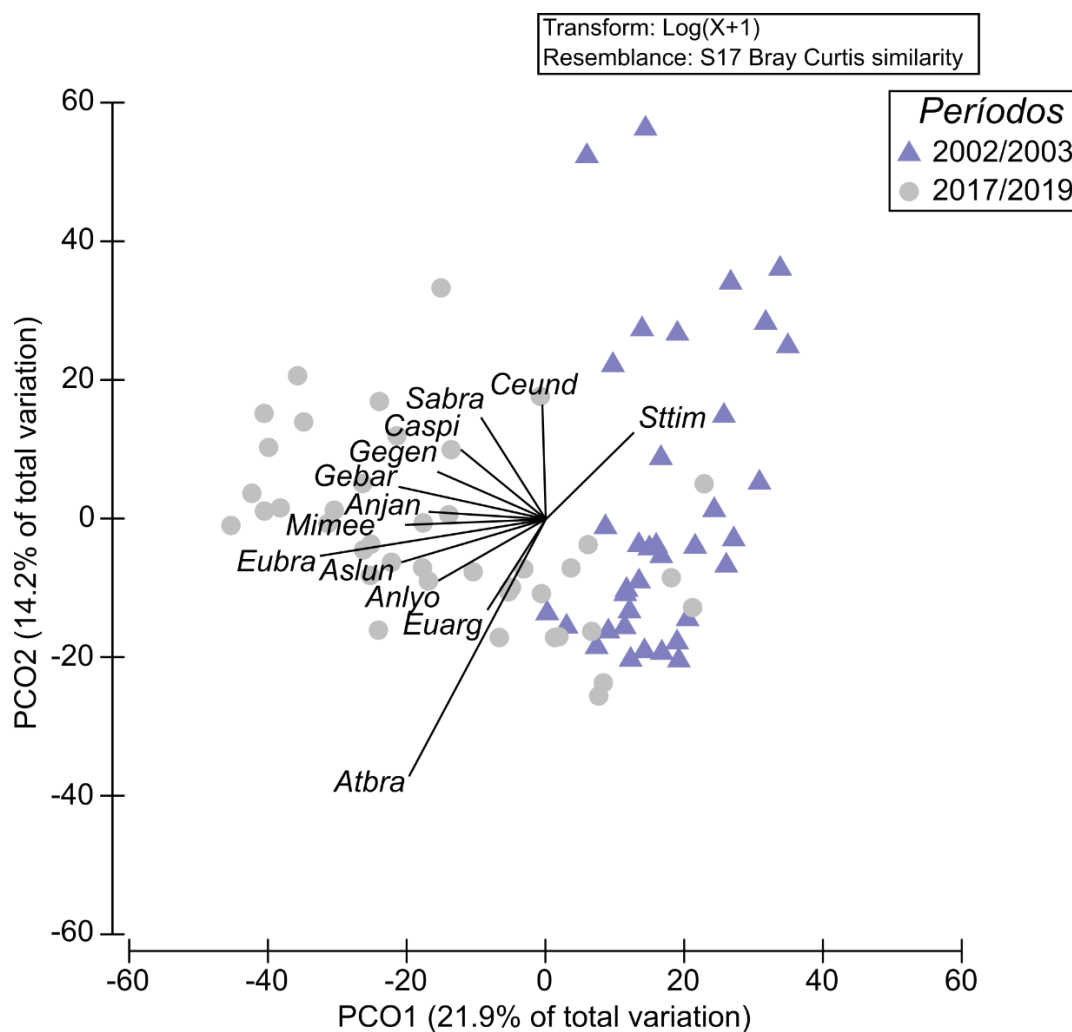


Figura 8. Análise de Coordenadas Principais (PCO) da contribuição das espécies para a variação na estrutura entre períodos (2002/2003 e 2017/2019) nas praias amostradas. Cores e símbolos representam os grupos definidos através de agrupamento a uma distância Bray-Curtis. Símbolos em triângulos preenchidos na cor azul: período de 2002/2003; Símbolos em círculo preenchidos na cor cinza preenchidos: 2017/2019. Códigos das espécies: *Anchoa januaria*: Anjan, Anlyo; *Anchoa lyolepis*, Aslun: *Aspistor luniscutis*, Atbra: *Atherinella brasiliensis*, Caspi: *Cathorops*

spixii, Ceund: *Centropomus undecimalis*, Eubra: *Eugerres brasilianus*, Gebar: *Genidens barbus*, Gegen: *Genidens genidens*, Mimee: *Microgobius meeki*, Sabra: *Sardinella brasiliensis* e Sttim: *Strongylura timucu*.

Tabela 8. Espécies de peixes com correlações significativas com os dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCO) da figura 6. Espécies com correlações negativas com PCO1 são associadas com as amostras da esquerda do diagrama do PCO e as espécies com correlações positivas com as amostras da direita.

Espécies	PCO1	PCO2
<i>Anchoa januaria</i>	-0.65	0.11
<i>Anchoa lyolepis</i>	-0.35	0.09
<i>Aspistor luniscutis</i>	-0.31	0.08
<i>Atherinella brasiliensis</i>	-0.40	-0.74
<i>Cathorops spixii</i>	-0.30	0.15
<i>Centropomus undecimalis</i>	-0.01	0.33
<i>Eugerres brasilianus</i>	-0.41	-0.02
<i>Genidens barbus</i>	-0.35	0.12
<i>Genidens genidens</i>	-0.52	0.15
<i>Microgobius meeki</i>	-0.30	0.02
<i>Sardinella brasiliensis</i>	-0.35	0.10
<i>Strongylura timucu</i>	0.25	0.25

4.4. Influência dos preditores na distribuição dos peixes entre períodos e entre praias

A presença de diferentes geomorfologias das praias arenosas amostradas na BIG oferece oportunidade para analisar a influência da estrutura do habitat adjacente e de variáveis físico-químicas entre os períodos, sobre o papel exercido por esses preditores na distribuição da assembleia de peixes jovens. O modelo linear baseado em distância (DistLM) indicou que a distância de rios de médio/grande porte e o mosaico do habitat afloramento rochoso apresentaram-se como maiores influências sobre os padrões espaciais da comunidade de peixes, explicando entre 4 e 5% da variação total, respectivamente. A salinidade, clorofila, transparência, área antropizada, área edificada, distância de rios de pequeno porte e temperatura da água tiveram um papel secundário, explicando um total menor que 4% dos padrões espaciais (Tabela 9).

Tabela 9. Sumário dos modelos finais da regressão linear baseada na distância (DistLM), demonstrando porcentagens de variação explicada por cada variável. Modelo mais parcimonioso (menor valor de AIC) indicado em negrito.

Variáveis	SS	F	P	Proporção de explicação (%)
Temperatura (°C)	5144,4	2	0.01	0.03
Oxigênio dissolvido (mg/L)	3053,1	1	0.15	0.02
Salinidade ppm	2362,3	1	0.33	0.01
Clorofila (mg/m ³)	3237,8	2	0.12	0.02
Transparência (%)	5862,9	3	0.01	0.04
Profundidade (cm)	1258,8	1	0.85	0.01
Manguezal	3096,5	1	0.13	0.02
Afloramento rochoso	8098	4	0.0001	0.05
Área antropizada	6978,8	3	0.0006	0.04
Área edificada	5271,9	3	0.0046	0.03
Distância de rios de médio/grande porte	5143,2	2	0.01	0.03
Distância de rios de pequeno porte	4315,1	2	0.02	0.03

Melhores soluções para cada variável				
AIC	R ²	RSS	Variáveis selecionadas no modelo (% explicação)	
588,76	0,05	152.98	Afloramento rochoso (5,03)	
			Distância de rios de médio/grande porte (3,63) e	
587,75	0,09	147.12	Afloramento rochoso (5,03)	
			Temperatura (3,34),	
			Distância de rios de médio/grande porte (3,63) e	
586,94	0,12	141.85	Afloramento rochoso (5,03)	
			Temperatura (3,34),	
			Distância de rios de médio/grande porte (3,63),	
			Afloramento rochoso (5,03)	
586,3	0,15	137.06	e Transparência (3,00)	
df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. AIC: R ² : RSS: Os termos em negrito indicam significância estatística (p < 0,05).				

A Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) indicou acentuadas relações entre a comunidade de peixes e os preditores utilizados (Figura 9 e 10). O primeiro eixo do dbRDA explicou 7,9,1% da variação total na comunidade de peixes e distinguiu a maioria das amostras do período 2002/2003 e 2017/2019, sendo para o primeiro período associado a praias com águas mais transparentes, maior cobertura de manguezal e afloramento rochoso, já para o segundo período associado a áreas mais antropizadas e praias com influência de aporte de contribuição de rios de pequeno a grande porte (Figura 9).

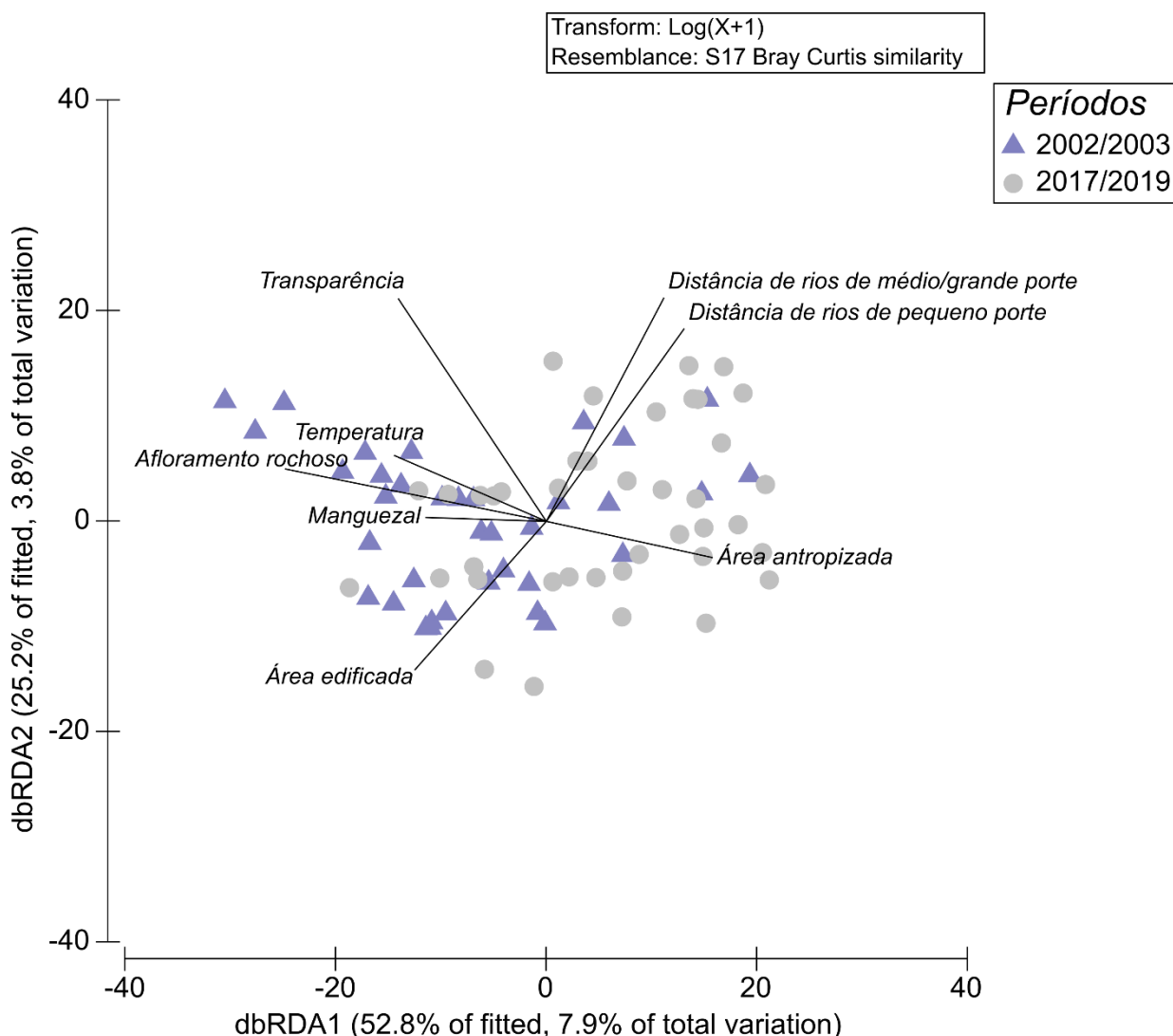


Figura 9. Diagrama dos dois primeiros eixos da dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) demonstrando a distribuição das amostras entre os períodos, que correspondem 2002/2003 (triângulos azuis) e 2017/2019 (círculos cinzas). Os preditores são: Área antropizada (% de cobertura), Área edificada (% de cobertura), Afloramento rochoso (% de cobertura), Distância de rios de médio/grande porte (raio >1Km), Distância de rios de pequeno porte(raio), Manguezal (% de cobertura), Transparência (%) e Temperatura (C°).

As amostras do período de 2002/2003 associadas aos preditores de maior transparência e mosaicos de afloramento rochoso no entorno correspondem a 7,9% de explicação de variação para as espécies *Trachinotus falcatus*, *Lutjanus synagris* e *Strongylura timucu*. O período de 2017/2019 foi associado a áreas mais antropizadas e praias com influência de aporte de contribuição de rios de pequeno a grande porte, condições ambientais estas que propiciaram para

uma maior incidência de contribuição de *Albula vulpes*, *Anchoa januaria*, *Anchoa spp*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens genidens*, *Genidens barbatus* e *Cathorops spixii* (Figura 10).

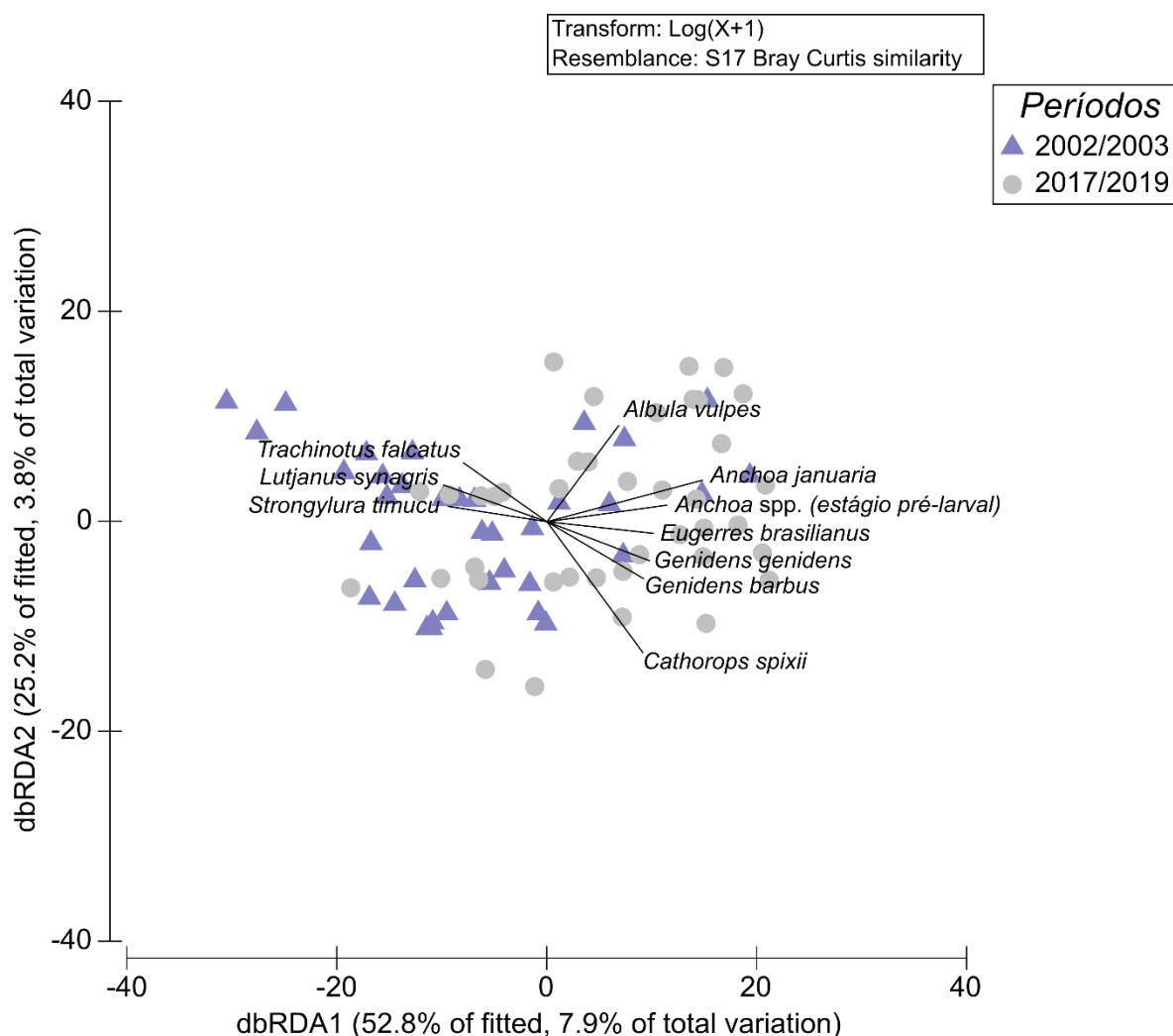


Figura 10. Diagrama dos dois primeiros eixos da dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) demonstrando a distribuição das amostras entre períodos 2002/2003 e 2017/2019. Os preditores são: *Anchoa januaria*, *Anchoa spp* (estágio pré-larval), *Albula vulpes*, *Cathorops spixii*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens barbatus*, *Genidens genidens*, *Lutjanus synagris*, *Strongylura timucu* e *Trachinotus falcatus*.

As praias Praia Grande e Corumbê, com associadas aos preditores de mosaicos de áreas antropizadas de entorno e influência das distâncias de rios de pequeno/grande porte correspondem a 7,9% de explicação de variação para as espécies *Albula vulpes*, *Anchoa januaria*, *Anchoa spp*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens genidens*, *Genidens barbatus* e *Cathorops spixii*, enquanto Frade e Parati indicaram correlação positiva com *Genidens genidens*, *Genidens barbatus* e *Cathorops spixii*. As praias de Bracuí e Tarituba se distinguiram das demais por compreender

locais denotados de maior transparência de água e associação a mosaicos de afloramento rochoso em seu entorno, resultando em maior contribuição de *Trachinotus falcatus*, *Lutjanus synagris* e *Strongylura timucu* (Figura 11).

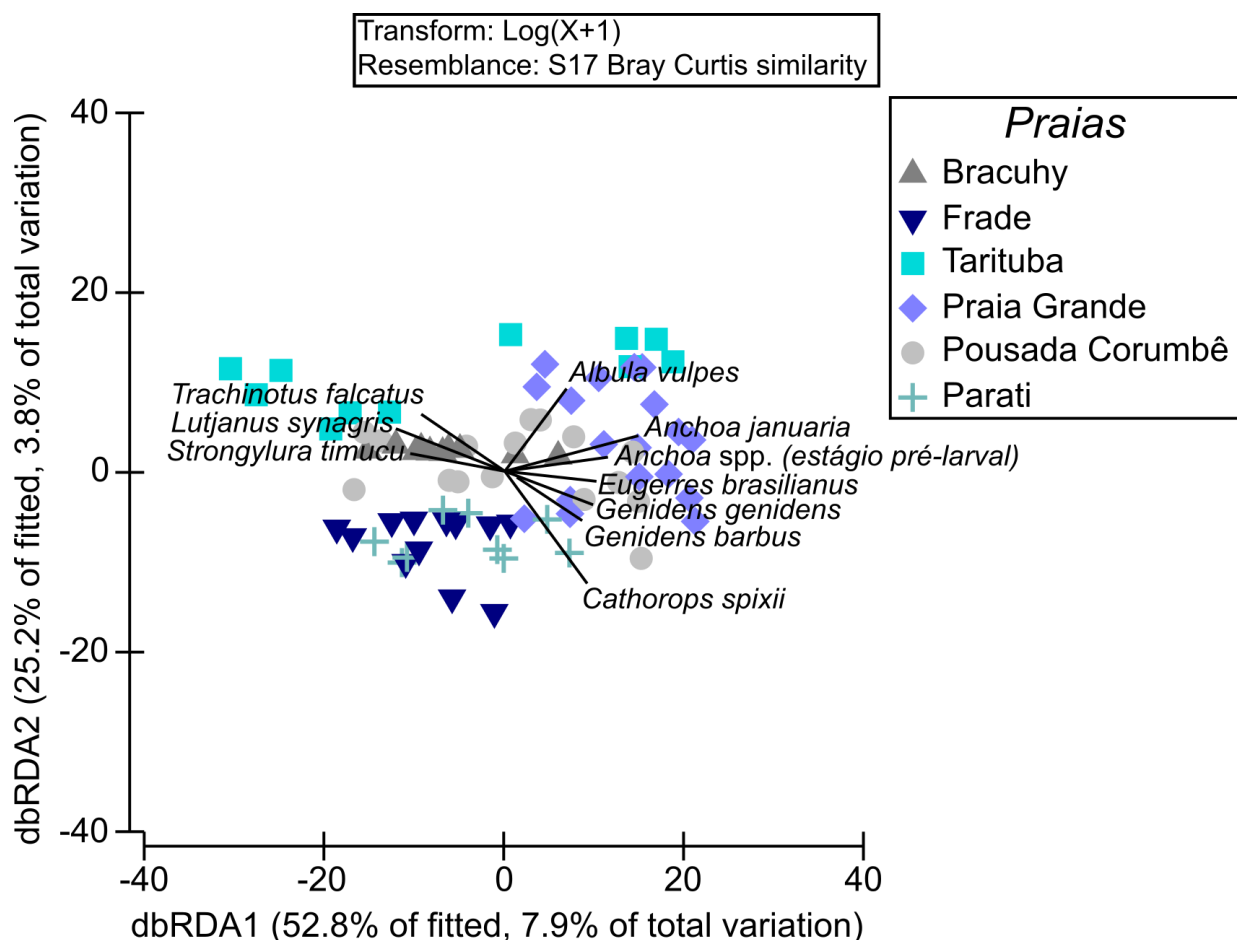


Figura 11. Diagrama dos dois primeiros eixos da dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) demonstrando a distribuição das amostras entre praias, que correspondem: Bracuhy (triângulos cinzas escuros), Frade (triângulos invertidos azuis), Tarituba (quadrados azuis claros), Praia Grande (losangos azuis), Corumbê (círculos cinzas claros) e Parati (cruz azuis claros). Os preditores são: *Anchoa januaria*, *Anchoa spp (estágio pré-larval)*, *Albula vulpes*, *Cathorops spixii*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens barbus*, *Genidens genidens*, *Lutjanus synagris*, *Strongylura timucu* e *Trachinotus falcatus*.

A Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) indicou acentuadas relações entre a assembleia de peixes e os preditores utilizados (Figura 12). O primeiro eixo do dbRDA explicou 7,9% da variação total na assembleia de peixes e distinguiu a maioria das amostras de Praia Grande e Corumbê, com maiores coberturas de áreas antropizadas das praias Bracuhy e Tarituba, com águas mais transparentes, maior cobertura de mosaicos de manguezais e afloramento rochoso. O segundo

eixo do dbRDA explicou 3,8% da variação da comunidade de peixes e discriminou principalmente as amostras de Parati e Frade das demais praias, com mosaicos de áreas edificadas (Figura 12).

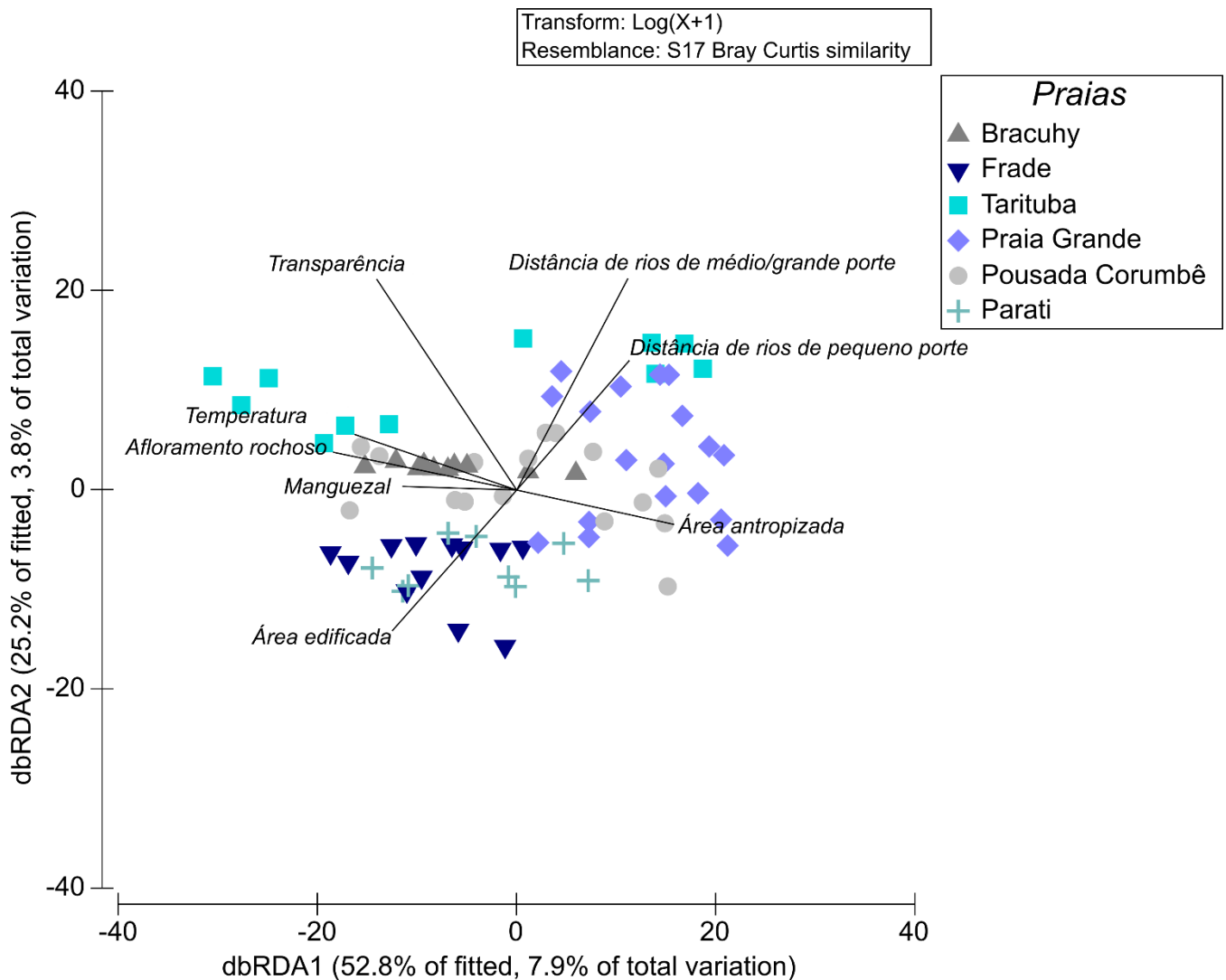


Figura 12. Diagrama dos dois primeiros eixos da dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) demonstrando a distribuição das amostras entre praias, que correspondem: Bracuí (triângulos cinzas escuros), Frade (triângulos invertidos azuis), Tarituba (quadrados azuis claros), Praia Grande (losangos azuis), Corumbê (círculos cinzas claros) e Parati (cruz azuis claros). Os preditores são: Área antropizada (% de cobertura), Área edificada (% de cobertura), Afloramento rochoso (% de cobertura), Distância de rios de médio/grande porte (raio >1Km), Distância de rios de pequeno porte(raio), Manguezal (% de cobertura), Transparência (%) e Temperatura (C°).

4.5 Padrões espaciais e temporais de distribuição de espécies (Riqueza e Abundância)

O período 2017/2019 apresentou as maiores abundâncias e riquezas (182.87 ± 37.64 ; 5.28 ± 0.25 respectivamente) em comparação a 2002/2003 (26.60 ± 2.42 ; 3.04 ± 0.16). Contudo, variações significativas foram encontradas entre os períodos (2002/2003 e 2017/2019) e as praias, como o que foi observado para Corumbê e Parati que apresentaram distinção significativa na abundância (PERMANOVA, $P < 0.05$), enquanto somente Corumbê e Praia Grande evidenciaram mudanças significativas na riqueza (PERMANOVA, $P < 0.05$) (Figura 13 e 14, Tabela 10).

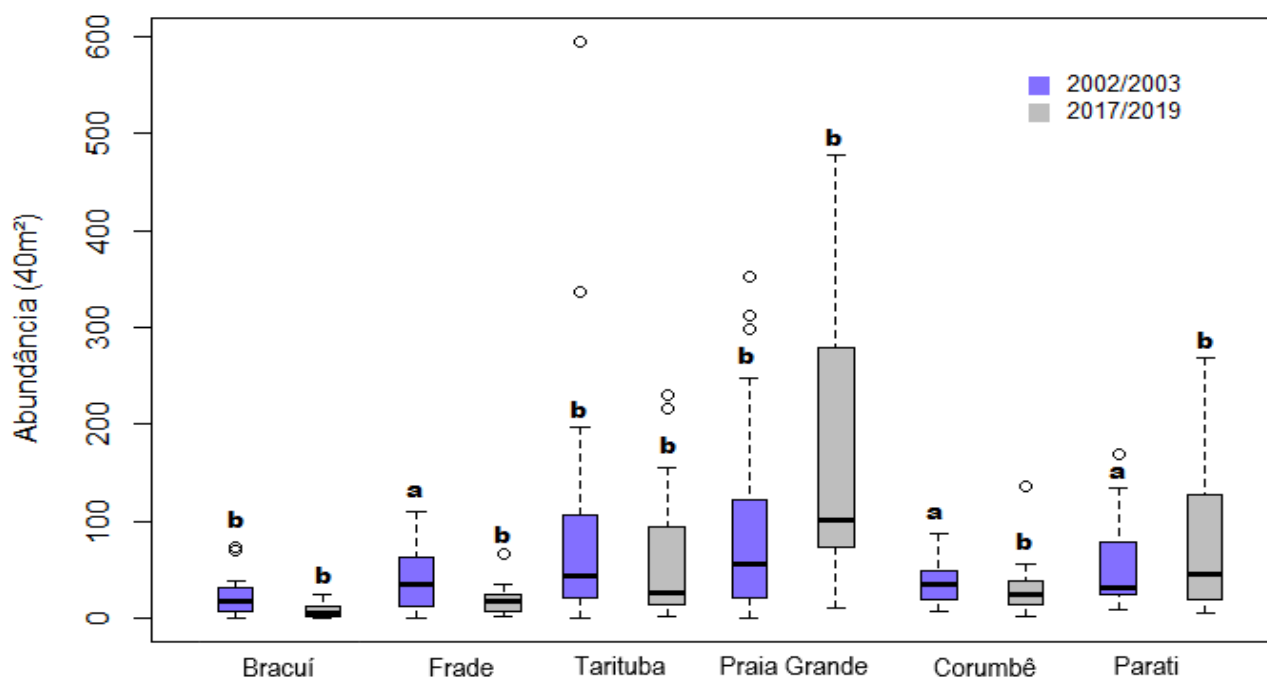


Figura 13. Boxplot com valores de abundância por transecto (40 m²) da assembleia de peixes de praias arenosas. Letras minúsculas (a e b) indicam os resultados das comparações par a par da PERMANOVA para os grupos entre períodos de cada praia.

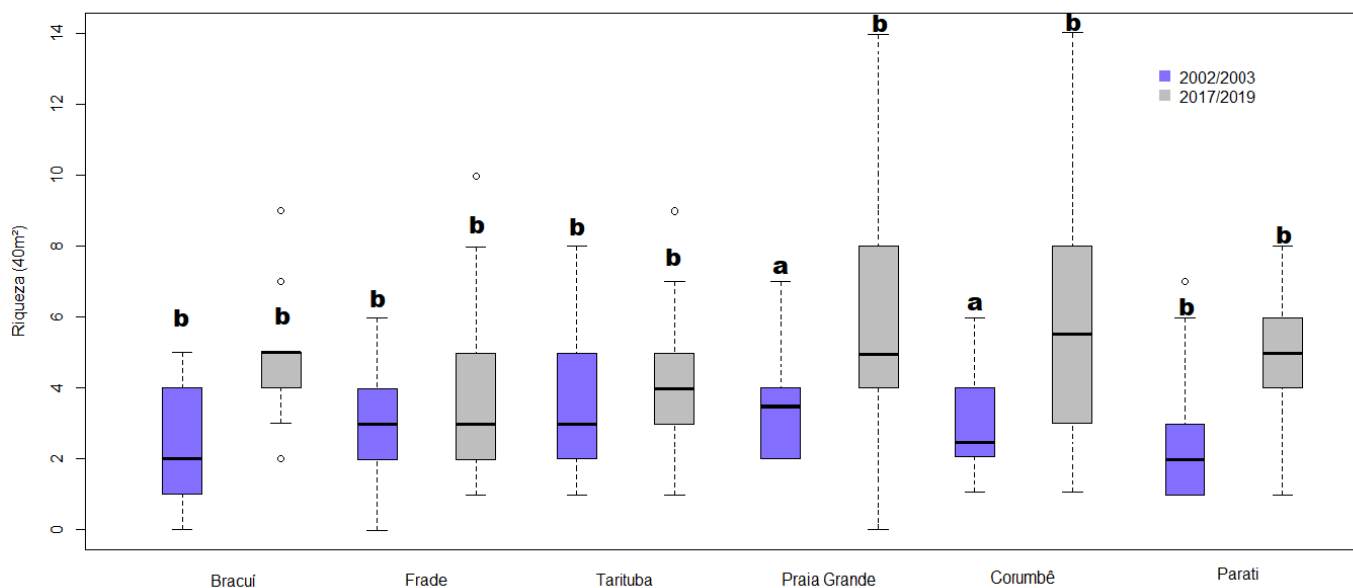


Figura 14. Boxplot com valores de abundância e riqueza por transecto (40 m²) da assembleia de peixes de praias arenosas. Letras minúsculas (a e b) indicam os resultados das comparações par a par da PERMANOVA para os grupos entre períodos de cada praia.

Tabela 10. Resumo da análise multivariada permutacional (PERMANOVA bidirecional) baseada na distância Euclidiana testando as diferenças na riqueza e abundância da assembleia de peixes em resposta aos períodos (2002/2003 vs. 2017/2019) e às praias amostradas (Bracuí, Frade, Tarituba, Praia Grande, Corumbê e Parati).

Fonte da variação	df	Riqueza				Abundância				
		SS	MS	F	P	df	SS	MS	F	P
Períodos	1	1,8979	1,8979	10,886	0.0011	1	76,011	76.011	58.226	0.0001
Estação	-	-	-	-	-	1	3,032	3.032	2.3226	0.1249
Praias	5	3,5377	0,70754	4,0584	0.0015	-	-	-	-	-
Pe x Pr	5	1,0543	0,21086	1,2095	0.3044	5	47,796	9.5592	7.3226	0.0001
Pe x Es	1	0,34583	0,34583	1,9837	0.159	1	8,4029	8.4029	6.4368	0.0106
Pr x Es	5	1,729	0,3458	1,9835	0.079	5	11,027	2.2055	1.6894	0.1373
Pe x Pr x Es	5	1,1918	0,23837	1,3314	0.2498	-	-	-	-	-
Resíduos	216	37,658	0,17434			225	293,72	1.3054		
Total	238	51,286				238	447,76			

df: Graus de liberdade; SS: Soma dos quadrados; MS: média da soma dos quadrados; F: pseudo-F. Os termos em negrito indicam significância estatística ($p < 0,05$).

4.6 Variação na contribuição de espécies entre praias e períodos

As espécies *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae), *Oligoplites saurus* (Engraulidae) e *Strongylura timucu* (Engraulidae) foram as mais representativas em quase todas as praias durante o período de 2002/2003, exceto as duas últimas espécies que não foram significativas em Bracuí e Frade, apresentando porcentagens de contribuição elevadas que variaram de 8,38% a 72,49% (Figura 15). As espécies *Eucinostomus argenteus* e *Trachinotus carolinus* contribuíram para a similaridade somente para as praias de Bracuí e Tarituba, respectivamente. Além disso, *Hyporhamphus unifasciatus* foi o único exclusivo na contribuição da similaridade para a assembléia de peixes para as praias Frade e Parati (Figura 15).

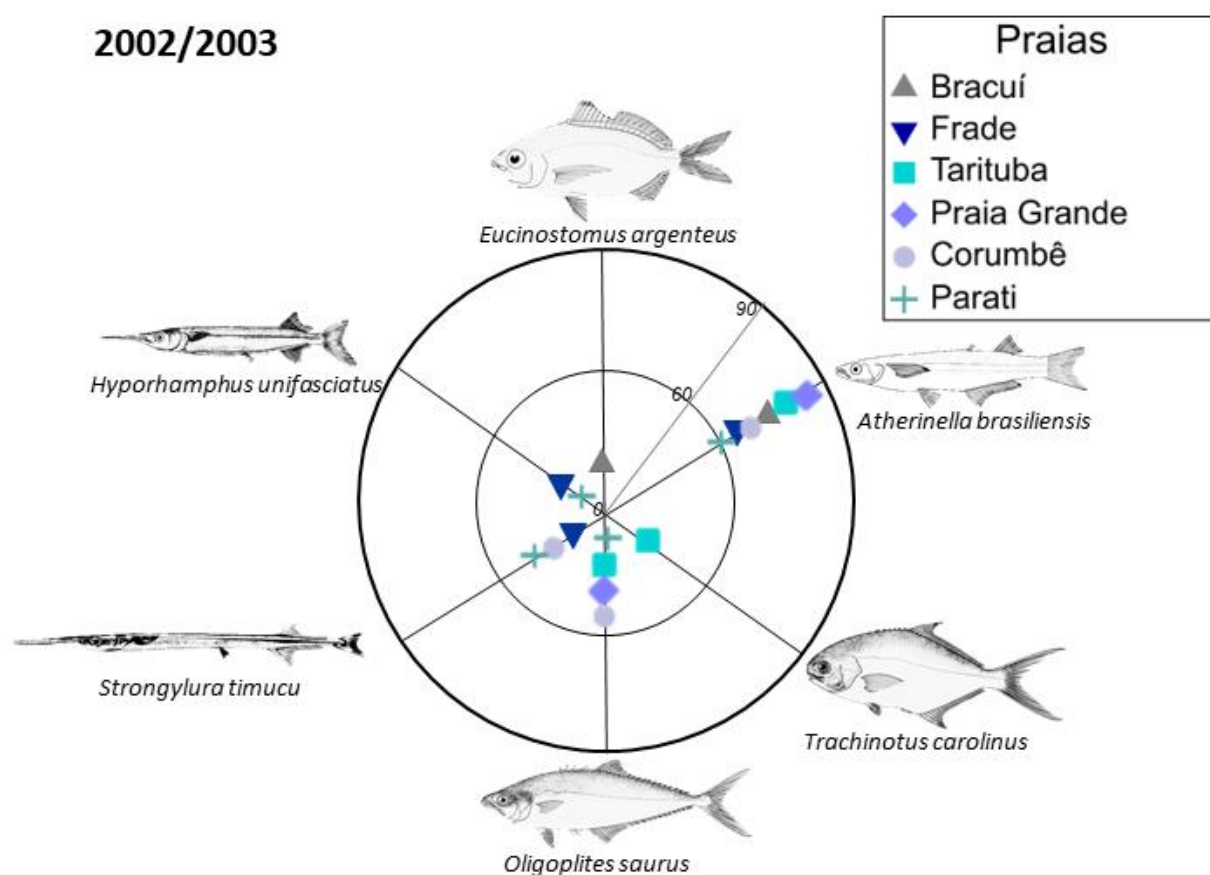


Figura 15. Resumo da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER): Contribuições percentuais (escala logarítmica; 0 - centro, 60 - círculo interno e 90 - círculo externo) das espécies de peixes mais importantes para a contribuição de similaridade entre o período de 2002 e 2003. Desenhos de peixes foram encontrados no repositório Fishbase.

O período de 2017/2019 apresentou maior contribuição de espécies para a similaridade das praias. As espécies *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae), *Anchoa* spp (estágio pré-larval) e *Oligoplites saurus* (Engraulidae) foram as mais representativas em quase todas as praias durante o período de 2017/2019, exceto a última espécie que não apresentou evidência em Parati, apresentando porcentagens de contribuição elevadas que variaram de 8,38% a 72,49% (Figura 16). A espécie *Strongylura timucu* contribuiu para a similaridade para as praias Frade, Corumbê e Tarituba, enquanto outras espécies foram associadas somente a duas praias, como *Eucinostomus argenteus* representou a comunidade em Bracuí e Corumbê, seguida de *Anchoa januaria* em Praia Grande e Corumbê e *Trachinotus carolinus* em Tarituba e Praia Grande. *Hyporhamphus unisfaciatus* foi exclusivo na contribuição da similaridade para a assembléia de peixes na praia Frade (Figura 16).

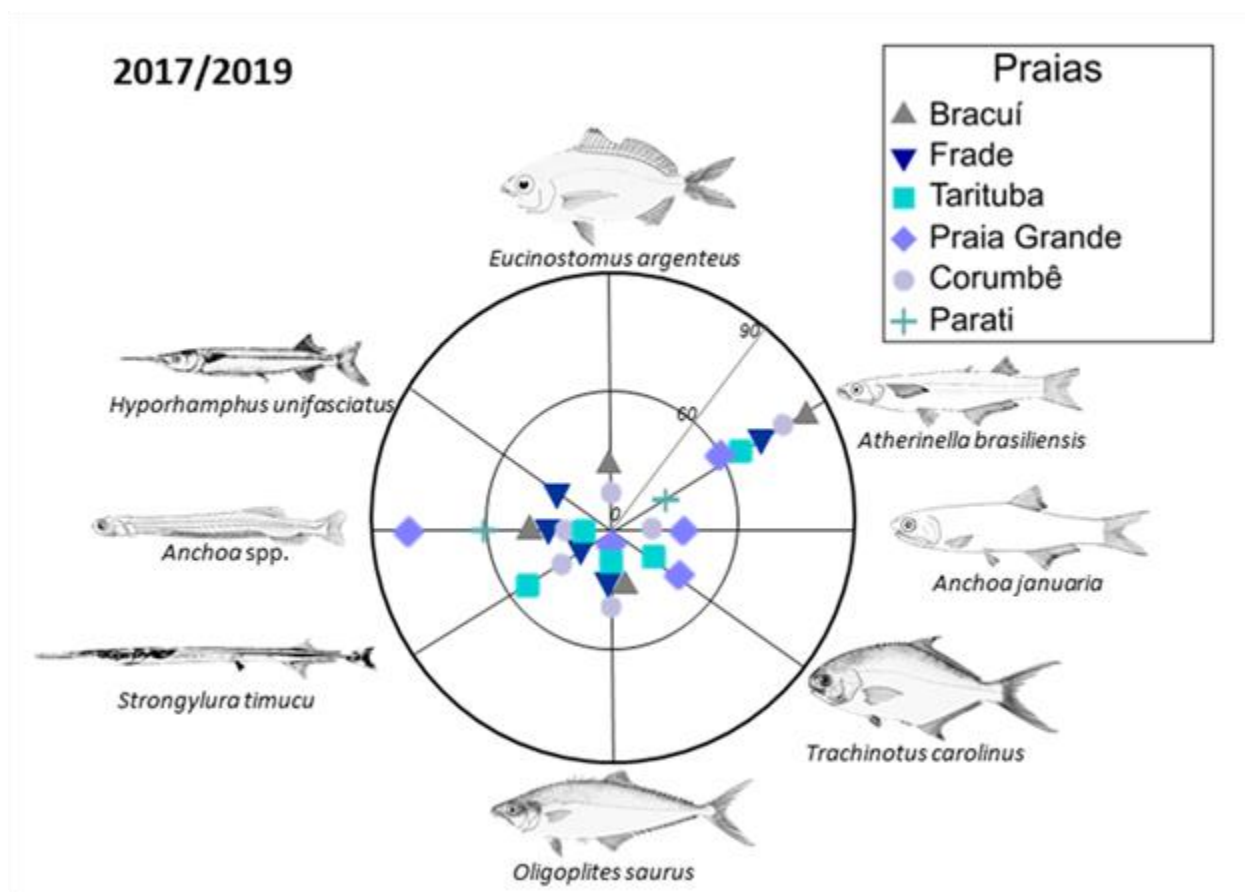


Figura 16. Resumo da análise de porcentagem de similaridade (SIMPER): Contribuições percentuais (escala logarítmica; 0 - centro, 60 - círculo interno e 90 - círculo externo) das espécies de peixes mais importantes para a contribuição de similaridade entre o período de 2017 e 2019. Desenhos de peixes foram encontrados no repositório Fishbase.

4.7 Influência do uso do habitat na distribuição do grupo funcional de uso do habitat (GFUH) entre períodos

O modelo linear baseado em distância (DistLM) indicou que a temperatura, transparência, área antropizada e edificada explicaram entre 2% e 3% da variação total dos grupos funcionais. Oxigênio dissolvido, clorofila e afloramento rochoso tiveram 1% de explicação cada. Estes preditores totalizaram 12% da explicação nos grupos (Tabela 11).

Tabela 11. Sumário dos modelos finais da regressão linear baseada na distância (DistLM), demonstrando porcentagens de variação explicada por cada variável. Modelo mais parcimonioso indicado em negrito.

Variáveis selecionadas no modelo (% explicação)	R ²
Transparência (2,67)	0,03
Transparência (2,67) e Área antropizada (2,33)	0,05
Transparência (2,67), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,07
Temperatura (2,07), Transparência (2,67), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,09
Temperatura (2,07), Oxigênio dissolvido (1,00), Transparência (2,67), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,10
Temperatura (2,07), Oxigênio dissolvido (1,00), Transparência (2,67), Afloramento rochoso (1,00), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,11
Temperatura (2,07), Oxigênio dissolvido (1,00), Clorofila (1,00), Transparência (2,67), Afloramento rochoso (1,00), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,12
Temperatura (2,07), Oxigênio dissolvido (1,00), Salinidade (0,50), Clorofila (0,50), Transparência (2,67), Afloramento rochoso (1,00), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,12
Temperatura (2,07), Oxigênio dissolvido (1,00), Salinidade (0,50), Clorofila (0,50), Transparência (2,67), Formação florestal (1,00), Manguezal (1,00), Afloramento rochoso (1,00), Área antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)	0,14

Temperatura (2,07), Oxigênio dissolvido (1,00), Salinidade (0,50),
 Clorofila (0,50), Transparência (2,67), Profundidade (1,00), Formação
 florestal (1,00), Manguezal (1,00), Afloramento rochoso (1,00), Área
 antropizada (2,33) e Área edificada (1,93)

0,15

O primeiro eixo do dbRDA explicou 5 % da variação total na assembleia de peixes e a sobreposição das amostras de 2002/2003 e 2017/2019 indicam que os preditores foram pouco associados às mudanças temporais (Figura 17). As maiores coberturas de áreas antropizadas de entorno e maior concentração de oxigênio dissolvido teve relação positiva com o eixo 1, enquanto concentração de clorofila, percentual de transparência e cobertura de afloramento rochoso tiveram padrão inverso, com maior representação das amostras do primeiro período. O segundo eixo do dbRDA explicou 2,6% da variação da comunidade de peixes, indicando variação entre a estrutura dos grupos funcionais entre as áreas de maior transparência e as áreas de centros urbanos, com maior porcentagem de áreas edificadas.

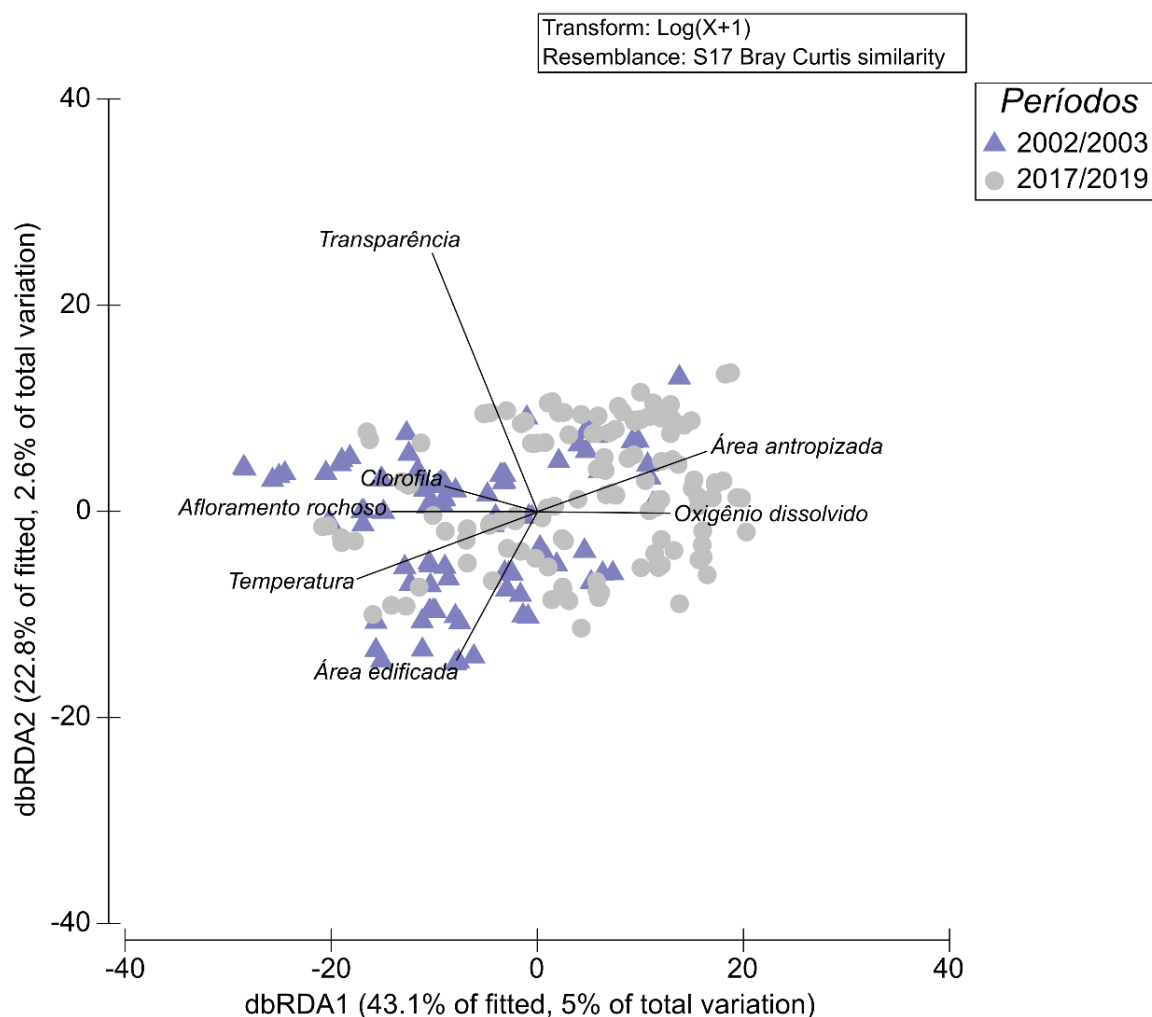


Figura 17. Diagrama dos dois primeiros eixos da dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) demonstrando a distribuição das amostras entre os períodos, que correspondem 2002/2003 (triângulos azuis) e 2017/2019 (círculos cinzas). Os preditores são: Área antropizada (% de cobertura), Área edificada (% de cobertura), Afloramento rochoso (% de cobertura), Distância de rios de médio/grande porte (raio >1Km), Distância de rios de pequeno porte(raio), Manguezal (% de cobertura), Transparência (%) e Temperatura (C°).

As áreas dominadas por Marinho Estuarino (MS) e Semi-diádromo (SM) se opuseram àquelas com maior abundância de Marinho Migrantes (MM) e Marinho Estuarino (MS), a última associada a maioria das amostras do primeiro período (Figura 18).

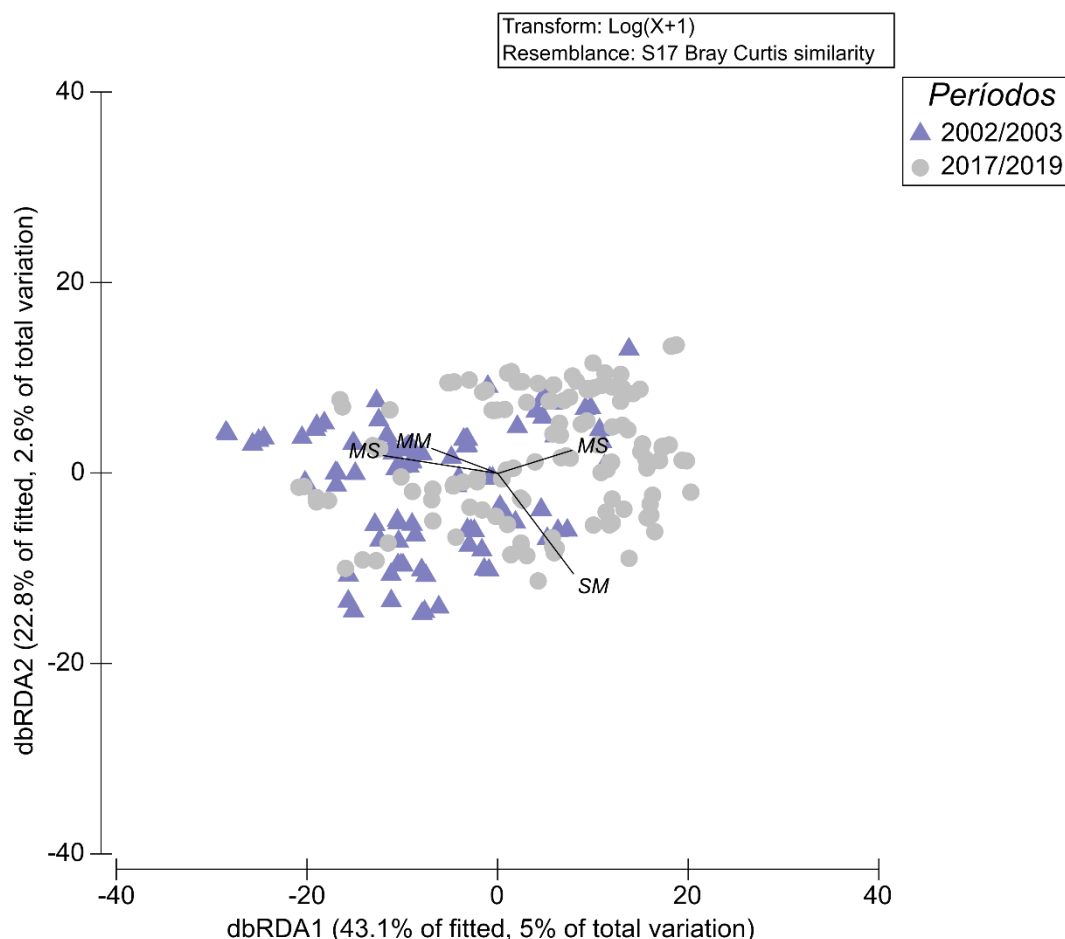


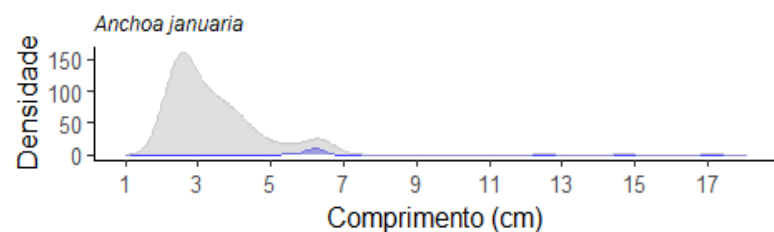
Figura 18. Diagrama dos dois primeiros eixos da dbRDA (Análise de redundância baseada em distância) demonstrando a distribuição das amostras entre os períodos, que correspondem 2002/2003 (triângulos azuis) e 2017/2019 (círculos cinzas). As variáveis do Grupo Funcional de Uso do Habitat (GFUH) são: Estuarino (ES), Marinho Migrante (MM), Marinho Nerítico (MN), Marinho Estuarino (MS) e Semi-diádromo (SM) das espécies coletadas entre os períodos

2002/2003 e 2017/2019. Em negrito as espécies mais abundantes em cada período (2002/2003 e 2017/2019).

4.8 Estrutura de tamanho das espécies mais abundantes de ambos os períodos 2002/2003 e 2017/2019

O comprimento total variou de 1,5 a 28 cm com mediana de 7.8 cm. O comprimento da espécie mais abundante em ambos os períodos 2002/2003 e 2017/2019 *Atherinella brasiliensis* (1.843 e 5.493 indivíduos, respectivamente) variou entre 1 e 14 cm com um comprimento médio de 5.3 cm (Figura 19). Os tamanhos máximos de todas as quatorze espécies foram registrados entre 9.4 cm e 49.5 cm, seguindo o máximo comprimento de 17.1 cm para *Anchoa januaria*, 14.6 cm *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus* (11.5 cm), *Oligoplites saurus* (17,4 cm), *Trachinotus carolinus* (10.8 cm), *Anchoa tricolor* (12cm), *Hyporhamphus unifasciatus* (27 cm), *Strongylura timucu* (49.5 cm), *Eucinostomus melanopterus* (9.4 cm), *Anchoa lyopsis* (10.9 cm), *Cathorops spixii* (20.8 cm), *Mugil liza* (10.6 cm), *Centropomus undecimalis* (40 cm), *Genides barbus* 11.2 cm e *Genidens genidens* (15.4 cm).

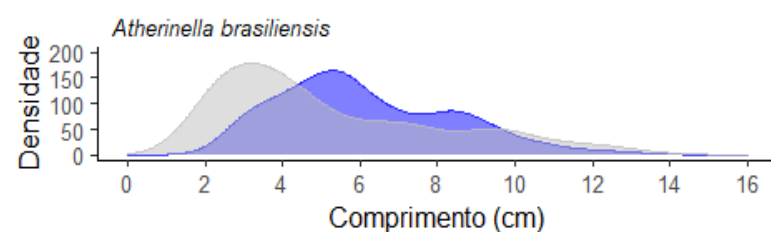
A estrutura de tamanho das espécies diferiu entre períodos, os menores indivíduos (TL < 5 mm) foram abundantes no período de 2017/2019, em contrapartida em 2002/2003 houve maior dominância de espécies com TL >9cm e para as espécies *E. argenteus*, *A. tricolor* e *H. unifasciatus* foi apresentado em maiores densidades para similares intervalos de tamanho para os dois períodos. No geral, os maiores indivíduos (TL > 12 cm) ocorreram durante 2017/2019 com uma baixa densidade, enquanto os indivíduos TL < 2cm foram registrados com uma maior densidade durante 2002/2003.



Periodo

2002/2003

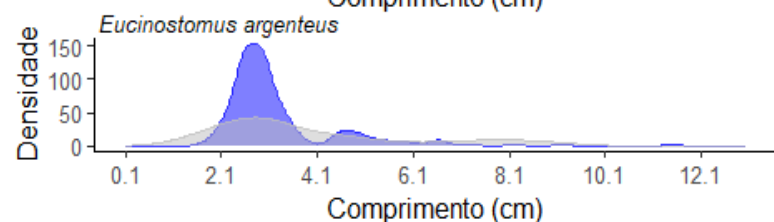
2017/2019



Periodo

2002/2003

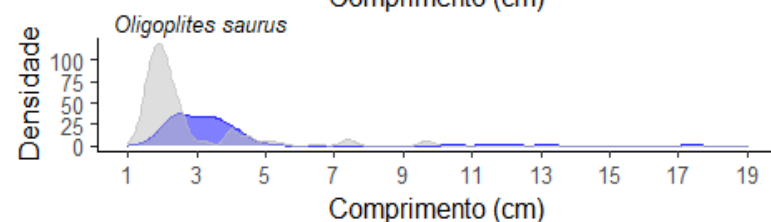
2017/2019



Periodo

2002/2003

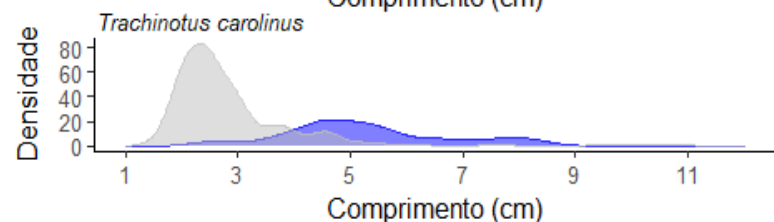
2017/2019



Periodo

2002/2003

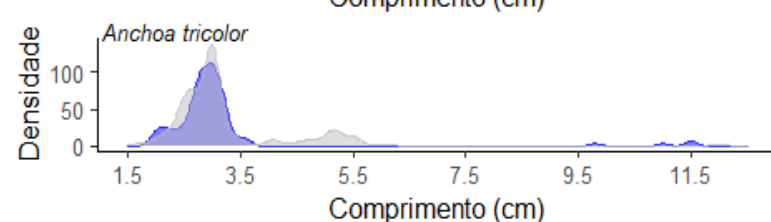
2017/2019



Periodo

2002/2003

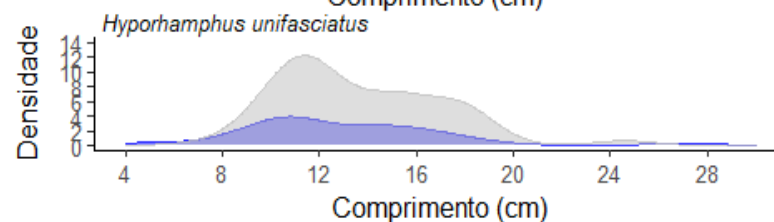
2017/2019



Periodo

2002/2003

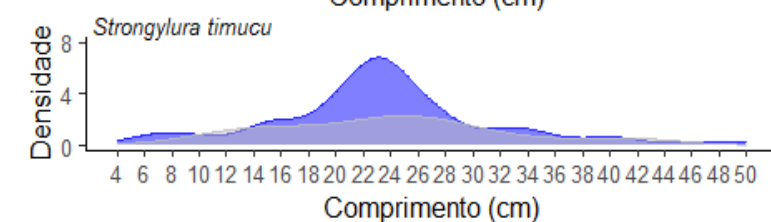
2017/2019



Periodo

2002/2003

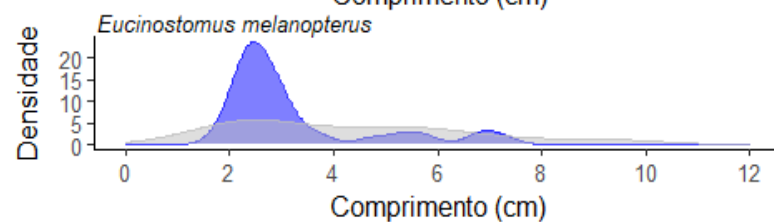
2017/2019



Periodo

2002/2003

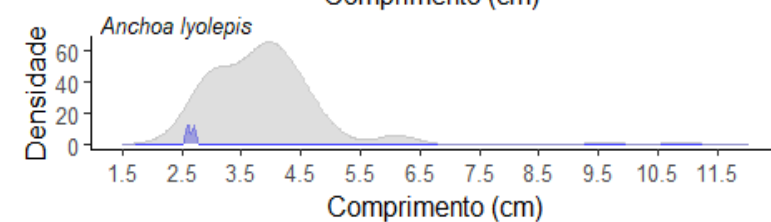
2017/2019



Periodo

2002/2003

2017/2019



Periodo

2002/2003

2017/2019

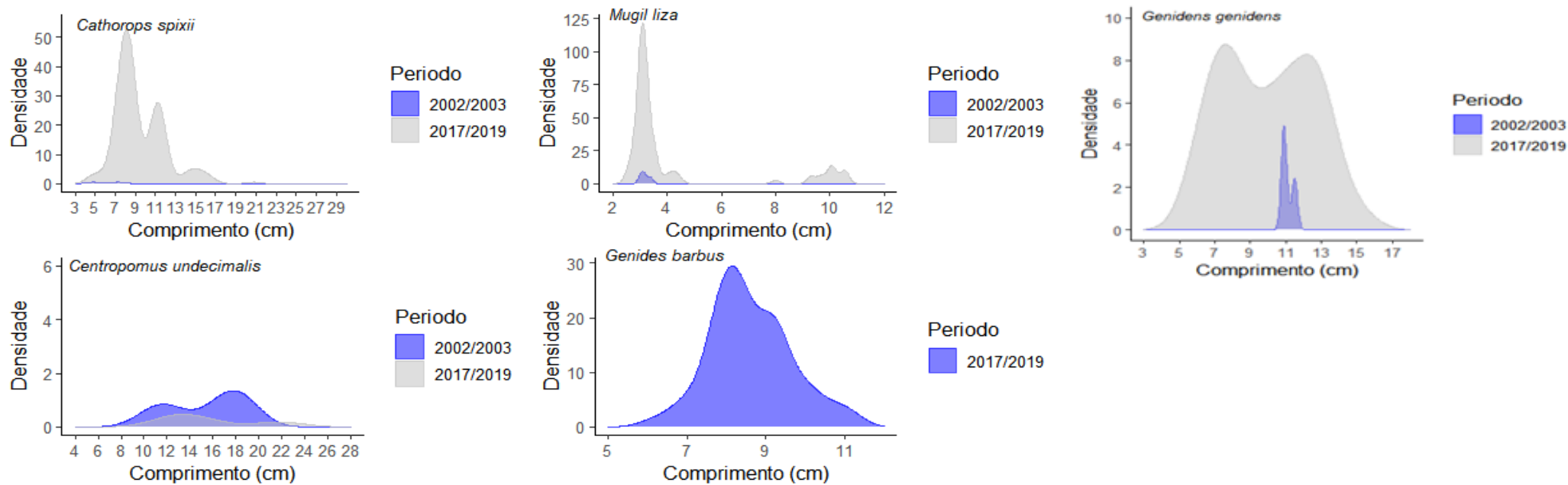


Figura 19. Gráficos de densidade (Densidade de Kernell) para comprimento (cm) das quinze /espécies mais abundantes entre os períodos 2002/2003 e 2017/2019.

5. DISCUSSÃO

Este estudo apresenta a avaliação das mudanças ocorridas após 15 anos (2002/2003 – 2017/2019) no entorno de praias arenosas da baía da Ilha Grande, nas variáveis ambientais da água e nas assembleias de peixes. As variáveis da paisagem medidas no entorno das praias (raio de 2,4km) pouco variaram entre os períodos nas seis praias estudadas, exceto para a praia do Frade, que teve um aumento da área antropizada. Embora tenha sido observado um crescimento demográfico na baía nos últimos dez anos (Chetry, 2018), esse crescimento parece ter sido mais concentrado em determinadas regiões da Baía da Ribeira e da região central de Angra dos Reis. As praias mais afastadas da região central das cidades de Angra dos Reis e Parati (praia Grande, Corumbê) não apresentaram grandes alterações na paisagem de entorno, o que pode estar relacionado a estabilidade na maioria dos parâmetros físico-químicos da água. As praias situadas na mesma região de baías podem ser semelhantes quanto às características ambientais (Gomes-Gonçalves *et al* 2016), enquanto mudanças são esperadas entre praias situadas sob influências marinhas ou continentais distintas.

A paisagem de entorno e as variáveis ambientais da água variaram entre os locais, especialmente entre as praias rasas (0,5-1m), de maior temperatura, com maiores coberturas de áreas edificadas e antropizadas (Bracuí, Frade e Parati) e praias de maior profundidade (1-1,5m), com maior concentração de clorofila e oxigênio dissolvido (Tarituba, Praia Grande e Corumbê). É importante ressaltar que as ferramentas geotecnológicas evoluíram entre os períodos de amostragem, o que pode ter influenciado a acurácia do registro de categorias da paisagem. A profundidade parece ter sido determinante para a variação da temperatura e do oxigênio dissolvido encontrada entre estes grupos de praias, uma vez que áreas mais rasas aquecem mais rapidamente que as zonas mais profundas próximas à praia (prof. <6m) (Sinnott *et al.* 2014). A temperatura de superfície da água e a clorofila são geralmente inversamente associadas e correlacionadas com o recrutamento da biota marinha (Mazzuco *et al.* 2015).

As características físico-químicas da água associadas aos mosaicos do habitat de entorno exercem influências na dinâmica da assembleia de peixes em sistemas de praias arenosas, influenciando no aporte de nutrientes e poluentes, na erosão costeira e na exploração dos recursos (Maciel *et al.* 2024; Souto Vieira *et al* 2023; Valinãs *et al* 2012; Barreiros *et al* 2003; Pessanha *et al.* 2003). As variáveis do mosaico do habitat podem complementar as explicações das mudanças espaciais e temporais das assembleias de peixes, assim como ocorre quando são

consideradas as variações entre o dia e a noite ou os meses dentro de uma mesma estação do ano (Barreiros *et al.* 2005; Vaconcellos *et al.* 2010; Félix-Hackradt *et al.* 2010; Vasconcellos *et al.* 2011; Dantas *et al.* 2016; Contente *et al.* 2023).

As praias da BIG estudadas neste estudo mostraram-se de grande importância para a ictiofauna da região, especialmente peixes jovens, abrigando um total de 79 táxons/espécies. Um inventário realizado na BIG (Creed *et al.* 2007) registrou 43 espécies durante o período de inverno no ano de 2008, enquanto ao longo de um ciclo anual, Neves *et al.* (2010) registrou 111 espécies no estuário do rio Mambucaba e Costa (2006) registrou 42 espécies. Ao comparar essa riqueza de espécies com outros sistemas, como a Baía de Sepetiba (68 espécies e 37 espécies) e a Baía da Guanabara (79 espécies) (Costa 2006; Pereira *et al.* 2015; Pinto *et al.* 2022), destaca-se a importância da BIG para peixes de praias arenosas.

O esforço de amostragem para o levantamento das espécies das praias selecionadas apresentou-se como adequado, uma vez que as curvas cumulativas de espécies apresentaram uma assíntota, indicando que a riqueza do segundo período foi maior do que a registrada no primeiro. Isso pode ser atribuído, em parte, ao maior número de amostras realizadas entre 2017 e 2019, que compreenderam dois ciclos anuais de estações secas e chuvosas. A riqueza de espécies de peixes é um indicador importante da qualidade dos habitats aquáticos (Camara *et al.* 2023; Camara *et al.* 2022; Sartor *et al.* 2024). O aumento do número de espécies pode indicar a melhoria na qualidade ambiental do habitat e sua integridade biótica, enquanto a diminuição pode ser um sinal de perturbações ambientais ou de degradação do habitat (Deegan *et al.* 1997). Portanto, a alta riqueza de espécies observada em algumas praias do presente estudo da BIG é um indicativo positivo da qualidade ambiental desse ecossistema, que precisa ser monitorado em compreendido amplamente.

A estrutura da assembleia de peixes mostrou-se relativamente estável ao longo do tempo, com diferenças detectadas entre os períodos (2002/2003 e 2017/2019) apenas para as praias de Corumbê e Praia Grande, quando contempladas as variações entre a estação seca e chuvosa (ver tabela 4). No primeiro período, a estrutura da assembleia de peixes foi semelhante entre as praias, enquanto no segundo período, Praia Grande e Corumbê se tornaram mais dissimilares das demais praias da BIG. As características exclusivas encontradas em cada praia entre períodos se apresentaram como importantes executores desta variação. Praias com maior heterogeneidade ambiental, apresentando-se com aspectos estuarinos, tais como áreas mais abrigadas à energia das ondas e de menor transparência apresentaram maiores riquezas de espécies, padrão

semelhante ao encontrado em outros estudos (Bordin *et al.* 2024; Xia *et al.* 2023; Spach *et al.* 2006; Souza-Conceição, 2008; Araújo *et al.* 2008; Vaconcellos *et al.* 2007).

A mudança na composição das espécies, com um aumento na riqueza total no segundo período em comparação ao primeiro na praia de Corumbê (2017/2019, 52 espécies; 2002/2003, 12 espécies) e Praia Grande (2017/2019, 45; 2002/2003, 19) também foi acompanhada de uma mudança na estrutura da assembleia nestes locais. Um maior número de espécies foi correlacionado às amostras do segundo período em comparação ao primeiro conforme demonstrado pela Análise de Coordenadas Principais (PCO). Da mesma maneira, mais espécies passaram a contribuir para a similaridade de Corumbê e Praia Grande em 2017/2019 que não contribuíram em 2002/03, tais como: *Trichurus lepturus*, *Stellifer rastrifer*, *Selene vomer*, *Sardinella brasiliensis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Genidens barbatus*, *Eugerres brasiliensis*, *Etropus crossotus*, *Dactyloscopus crossotus*, *Cosmocampus elucens*, *Harengula clupeola*, *Menticirrhus littoralis*, *Odontesthes bonariensis*, *Mugil curema*, *Chaetodipterus faber*, *Centropomus parallelus*, *Caranx latus*, *Umbrina coroides*, *Oligoplites palometa*, *Bathygobius soporator*, *Albula vulpes*, *Anchoa lyolepis*, *Hemiramphus brasiliensis*, Larva de *Leptocephalus*, *Cetengraulis edentulus*, *Ophioscion punctatissimus*. Sendo assim, as mudanças na riqueza entre os períodos não se restringem às espécies raras e não podem ser atribuídas exclusivamente a identificação de táxons até o nível de gênero. Os resultados apontam para uma possível melhora nas condições locais destas praias mais afastadas dos centros de Parati e Angra dos Reis.

A porcentagem discreta (15%) de explicação dos preditores selecionados pelo modelo do DistLM (temperatura, afloramento rochoso e distância para rios de médio/grande porte) para a variação da estrutura da assembleia de peixes pode ser associada a alguns fatores - a variação temporal da assembleia foi restrita principalmente a duas praias (Corumbê e Grande), com considerável estabilidade na estrutura para as demais localidades; os preditores selecionados parecem ter capturado melhor as variações espaciais na paisagem do que a variação temporal, a exemplo da influência do afloramento rochoso, temperatura e transparência, maiores em praias como Bracuí e Frade em comparação as praias de Corumbê e Grande; as praias selecionadas situam-se dentro de áreas abrigadas da baía, com área de maior influência marinha e exposição às ondas da BIG não representada neste estudo; por último, a falta de preditores bióticos no modelo relacionados à disponibilidade de alimento (e.g. invertebrados bentônicos). Dessa maneira, as alterações observadas na composição das espécies nas praias de Corumbê e Praia

Grande podem refletir processos ecológicos complexos e dinâmicos que ocorrem nas praias arenosas da BIG e que não foram possíveis de serem amplamente traduzidos no presente estudo.

A estrutura da assembleia de peixes pode ser influenciada por uma variedade de fatores, incluindo mudanças ambientais, disponibilidade de recursos e interações competitivas entre espécies. Os grupos funcionais que apresentaram-se dominantes em cada período fornecem um panorama das características ambientais prevalentes das praias arenosas em cada fotografia ambiental obtida, com as espécies Marinho Migrantes (MM) e Marinho Estuarino (MS) associadas às praias com menor influência de aporte continental, apresentando maiores transparências e cobertura de afloramento rochoso, enquanto que em praias de maiores influências de áreas antropizadas as espécies Marinho Estuarinas e Semi-Diádromas tornaram-se predominantes (Júnior *et al.* 2023). A transparência e a clorofila são importantes preditores da variação espacial de peixes de praias, e são associadas a influência da proximidade de rios e das marés (Camara *et al.* 2020; Pinto *et al.* 2022). Da mesma forma que para a estrutura baseada nas espécies, as variáveis ambientais tiveram uma discreta importância na variação espaço-temporal dos grupos de uso do habitat. No entanto, mesmo em sistemas distintos quanto exposição às ondas, o que não foi o caso dos locais selecionados na BIG, as variáveis ambientais podem ter uma explicação considerada baixa (Andrade-Tubino *et al.* 2020).

O aumento na abundância de manjubas (*Anchoa januaria*, *Anchoa tricolor* e *Anchoa lyolepis*) foi o principal responsável pela mudança na estrutura da assembleia de peixes entre os períodos. Em especial *A. Januaria*, com comprimentos totais entre 1 e 14 cm, e maior abundância de indivíduos de 3cm, demonstrando a importância das praias para o crescimento desta espécie. O aumento na abundância de pelágicos/plactófagos clupeóides de rápido crescimento populacional em praias foi registrado para praias estuarinas do sudeste do Brasil pode estar associado a mudanças climáticas, uma vez que estes grupos respondem mais diretamente ao aumento da temperatura das massas d'água (Genner *et al.*, 2004, Araújo *et al.* 2018). No entanto, no presente estudo, as temperaturas tem médias elevadas para todos os dois períodos ($27 \pm 2,8^{\circ}\text{C}$).

O presente estudo encontrou que as mudanças espaciais na estrutura da assembleia de peixes foram mais evidentes em comparação aos períodos, com as mudanças de longo prazo ocorrendo principalmente para duas praias (praia Grande e Corumbê), que registraram maiores riquezas no segundo período. As mudanças mais abrangentes entre os períodos, que ocorreram para maioria dos locais, estiveram relacionadas às maiores capturas de manjubas em 2017/2019. As variações observadas no presente estudo quanto à diferença de 15 anos entre cada fotografia

nota-se uma assembleia mais diversa que acompanha a expansão da heterogeneidade ambiental, com a ampliação dos mosaicos de cobertura de áreas edificadas e antropizadas adjacentes à esses ecossistemas.

6. CONCLUSÕES

No presente estudo foi fornecido o primeiro registro de mudanças interdecadais na assembleia de peixes jovens da baía da Ilha Grande. Foi possível encontrar variação nas assembleias de peixes na baía da Ilha Grande entre os períodos de 2002/2003 e 2017/2019, e especialmente entre as diferentes praias, destacando a influência das características ambientais locais. A presença de características exclusivas em cada praia, como aspectos estuarinos associados à heterogeneidade ambiental foi identificada como um importante condutor desta variação. Praias com maior heterogeneidade ambiental, incluindo áreas estuarinas apresentaram maior riqueza de espécies, corroborando padrões observados em estudos anteriores. Além disso, a análise dos grupos funcionais dominantes em cada período revelou padrões distintos associados às características ambientais prevalentes, com espécies migrantes marinhas e marinho estuarino associadas às áreas com condições de águas mais quentes e claras e semi-diádromo e marinho estuarino a condições de águas de maior turbidez e maior cobertura de áreas antropizadas. Embora as variações temporais tenham sido observadas ao longo dos 15 anos entre os períodos estudados, as mudanças espaciais na estrutura da assembleia de peixes foram mais proeminentes, com um aumento na riqueza de espécies em praias que não acompanharam a expansão da matriz urbanizada de entorno, que principalmente nas regiões mais centrais da baía da Ribeira (praias do Frade e Bracuí). Os resultados encontrados destacam a importância da conservação e gestão integrada dos ecossistemas costeiros, considerando as complexas interações entre os fatores ambientais locais e as comunidades biológicas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abràmoff, M. D., Magalhães, P. J., & Ram, S. J. (2004). Image processing with ImageJ. *Biophotonics international*, 11(7), 36-42.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) PERMANOVA+ for PRIMER. Guide to software and statistical methods. PRIMER-E Ltd, Plymouth, United Kingdom
- Araújo FG, Azevedo MCC, Silva MA, Pessanha ALM, Gomes ID, Cruz-Filho AG (2002) Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries* 25:441–450
- Araújo, c. V., rosa, d. M., Fernandes, j. M., Ripoli, l. V. & Krohling, W. Composição e estrutura da comunidade de peixes de uma praia arenosa da Ilha do Frade, Vitória, Espírito Santo. *Iheringia*, 98(1): 129- 135. 2008.
- Araújo, F. G., Teixeira, T. P., Guedes, A. P. P., de Azevedo, M. C. C., & Pessanha, A. L. M. (2018). Shifts in the abundance and distribution of shallow water fish fauna on the southeastern Brazilian coast: a response to climate change. *Hydrobiologia*, 814, 205-218.
- Azevedo, m. C. C., Araújo, f. G., Cruzfilho, a. G., Gomes, i. D. & Pessanha, A. L. M. Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3): 443-454. 1999.
- Barletta-Bergan, A., Barletta, M. & Saint-Paul, U. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River Estuary in north Brazil. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 54(2): 193-206. 2002.
- Barreiros, J. P., Figna, V., Hostim-Silva, M., & Santos, R. S. (2005). Diel seasonality of a shallow-water fish assemblage in a sandy beach at Canto Grande, Santa Catarina, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 343-347.
- Bordin, Daliana *et al.* Ocorrência de peixes em áreas entremarés na Baía Babitonga, região Sul do Brasil. *Revista CEPSUL-Biodiversidade e Conservação Marinha*, v. 13, p. e2024002-e2024002, 2024.
- Chetry, M. (2018). Crescimento demográfico e espacial de uma cidade média: Angra dos Reis. *Cadernos do Desenvolvimento Fluminense*, (14/15), 23-34.

- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth, Natural Environment Research Council.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos Trans R Soc Lond B Bio*.
- Colwell, R. K., & Elsensohn, J. E. (2014). EstimateS turns 20: statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non-parametric extrapolation. *Ecography*, 37(6), 609-613.
- Contente, Riguel Feltrin *et al.* Surf-zone fish assemblage structure and its diel variability in an ocean beach of Espírito Santo (Central Brazilian coast). *Latin american journal of aquatic research*, v. 51, n. 1, p. 133-144, 2023.
- Costa, M. R. D. (2006). O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens em duas baías do Sudeste do Rio de Janeiro.
- de Aguiar, F. S., de Sousa Gomes-Gonçalves, R., & Araújo, F. G. (2020). Fish and benthic invertebrate relationship and their association to environmental variables in tropical sandy beaches. *Environmental biology of fishes*, 103, 1309-1321.
- de Andrade-Tubino, M. F., Azevedo, M. C. C., Franco, T. P., & Araújo, F. G. (2020). How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 847(2), 403-419.
- de Andrade-Tubino, M. F., Azevedo, M. C. C., Franco, T. P., & Araújo, F. G. (2020). How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 847(2), 403-419
- de Sousa Gomes, R. (2016). Comparações da ictiofauna entre diferentes sistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro: relações com invertebrados bentônicos, diversidade beta e distinção taxonômica.
- de Sousa Gomes-Gonçalves, R., & Araújo, F. G. (2023). Interdecadal changes in ichthyofauna in a tropical bay with high anthropogenic influences: functional stability despite turnover predominance. *Journal of Fish Biology*.

Defeo, O. *et al.* Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 81, n. 1, p. 1–12, jan. 2009.

Elliott, M. *et al.* The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A

Félix-Hackradt, F. C., Spach, H. L., Moro, P. S., Pichler, H. A., Maggi, A. S., Hostim-Silva, M., & Hackradt, C. W. (2010). Diel and tidal variation in surf zone fish assemblages of a sheltered beach in southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 38(3), 447-460.

Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia USP. 113p.

Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 1980a. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia USP. 93p.

Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 1980b. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia USP. 105p.

Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia USP. 116p.

Gaelzer, L. R., & Zalmon, I. R. (2008). Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56, 23-39.

Genner, M. J., D. W. Sims, V. J. Wearmouth, E. J. Southall, A. J. Southward, P. A. Henderson & S. J. Hawkins, 2004. Regional climate warming drives long-term community changes of British marine fish. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*. 271: 655–661.

global review. *Fish and Fisheries*, v. 8, n. 3, p. 241–268, 2007.

Godoi, V. A., Calado, L., de Bortoli Watanabe, W., Yaginuma, L. E., & Bastos, M. (2011). Evento extremo de ondas na Baía da Ilha Grande: um estudo de caso. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 5(2), 27-44.

Gotelli, N. J. & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, 4: 379 - 391.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico de Uso da Terra. 3ª ed. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, nº. 7, 171 p., 2013.

Johnsson, R. M. F., & Ikemoto, S. (2015). Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: Subsídios à elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro. Rio de Janeiro: Instituto Estadual do Ambiente.

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

Júnior, Alexandre da Gama Fernandes Vieira *et al.* Do wave exposure and drifting algae drive the functional diversity of fishes in tropical ocean-exposed sandy beaches?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 287, p. 108334, 2023.

Lima, E. C. D. R., Oliveira, A. F., Bastos, J., & Napoleão, P. (2011). O estado do ambiente: indicadores ambientais do Rio de Janeiro 2010. In *O estado do ambiente: indicadores ambientais do Rio de Janeiro 2010* (pp. 156-156).

Costa, Marcus Rodrigues da *et al.* O uso de praias arenosas e áreas de mangue por peixes jovens em duas baías do Sudeste do Rio de Janeiro. 2006.

Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil S - MAPBIOMA. Mapa da mosaicos da paisagem. 2018. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/> Acesso em: 23 de Agosto. 2021.

Mazzuco, A. C. D. A., Christofolletti, R. A., Pineda, J., Starczak, V. R., & Ciotti, A. M. (2015). Temporal variation in intertidal community recruitment and its relationships to physical forcings, chlorophyll-a concentration and sea surface temperature. *Marine Biology*, 162, 1705-1725.

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.

Neves L., Teixeira T.P., Araújo F.G. (2010) Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32, 115-131.

Oksanen, Jari *et al.* Package ‘vegan’. Community ecology package, version, v. 2, n. 9, p. 1-295, 2013.

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

- Pereira, H. H., Neves, L. M., da Costa, M. R., & Araújo, F. G. (2015). Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology*, 36(1), 16-27.
- Pessanha, A. L. M., Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C. D., & Gomes, I. D. (2000). Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17, 251-261.
- 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, Andre Luiz Machado, *et al.* "Diel and seasonal changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach." *Marine Biology* 143 (2003): 1047-1055.
- Pinto, S. M., Monteiro-Neto, C., Barbarino, E., de Almeida Tubino, R., & da Costa, M. R. (2022). The structure of shallow water fish assemblages in sandy beaches of a tropical bay in the southwestern Atlantic. *Ichthyological Research*, 1-12.
- Rstudio Team. Rstudio: Integrated Development Environment for R. Version 1.1.456.2016. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>>. Acesso em: 10 set. 2020.
- Semads. Bacias Hidrográficas e Rios Fluminenses. Síntese Informativa por Macrorregião Ambiental Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, Projeto PLANÁGUA - SEMADS/GTZ
- Sinnett, G., & Feddersen, F. (2014). The surf zone heat budget: The effect of wave heating. *Geophysical Research Letters*, 41(20), 7217-7226.
- Souza-Conceição, J. M. 2008. Praias estuarinas como habitat de criação para estágios iniciais de peixes na ilha de São Francisco do Sul (Baía da Babilonga, Santa Catarina). Curitiba. 198p. (Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná).
- Spach, H. L., Félix, F. C.; Hackrad, C. W., Laufer, D. C., Moro, P. S. & Cattan, A. P. 2006. Utilização de ambientes rasos por peixes na Baía de Antonina, Paraná. *Biociências*, 14(2): 125 - 135.
- Vasconcellos, R. M. 2008. Variações espaciais e temporais (sazonais, diurnas e por horário) nas assembleias de peixes em duas praias arenosas com diferentes graus de exposição às ondas do

município do Rio de Janeiro, Brasil. Rio de Janeiro. 106p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro).

Vasconcellos, R. M., Araujo, F. G., de Sousa Santos, J. N., & de Araujo 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., Araújo, F. G., de Sousa Santos, J. N., & de Araújo Silva, M. (2011). Diel seasonality in fish biodiversity in a sandy beach in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(6), 1337-1344.

Xia, Wentong *et al.* Influence of tidal and diurnal rhythms on fish assemblages in the surf zone of sandy beaches. *Fisheries Oceanography*, v. 32, n. 5, p. 448-460, 2023.