



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA**

**DIVERSIDADE DE PEIXES E PADRÕES ESPACIAIS EM FUNDOS
ROCHOSOS DA BAÍA DA ILHA GRANDE (RJ)**

Beatriz da Costa e Castro

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Leonardo Mitrano Neves
CO-ORIENTADOR: MSc. Lécio de Carvalho Junior**

**TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2025**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA**

**DIVERSIDADE DE PEIXES E PADRÕES ESPACIAIS EM FUNDOS
ROCHOSOS DA BAÍA DA ILHA GRANDE (RJ)**

Beatriz da Costa e Castro

Monografia apresentada ao curso de Gestão Ambiental, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental da UFRRJ, Instituto Três Rios da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

**TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2025**

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

d334d da Costa e Castro, Beatriz, 2003-
Diversidade de peixes e padrões
espaciais em fundos rochosos / Beatriz da
Costa e Castro. - Maricá, 2025.
50 f.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves.
Coorientador: Lécio de Carvalho Junior.
Trabalho de conclusão de curso (Graduação).
--
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
Gestão Ambiental, 2025.

1. Diversidade animal. 2. Fundos rochosos. 3.
Meio ambiente. 4. Ecossistema marinho. I.
Mitrano Neves, Leonardo, 1981-, orient. II. de
Carvalho Junior, Lécio, 1995-, coorient. III
Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro. Gestão Ambiental. IV. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO TRÊS RIOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO MEIO AMBIENTE - DCMA

**DIVERSIDADE DE PEIXES E PADRÕES ESPACIAIS EM FUNDOS
ROCHOSOS DA BAÍA DA ILHA GRANDE (RJ)**

Beatriz da Costa e Castro

Monografia apresentada ao Curso de Gestão Ambiental como pré-requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Gestão Ambiental da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto Três Rios da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Aprovada em 04/12/2025

Banca examinadora:

Prof. Orientador Dr. Leonardo Mitrano Neves

Co-orientador MSc. Lécio de Carvalho Junior

MSc. Ana Clara Sá Athayde

Prof. Dr. Alexandre Ferreira Lopes

Documento assinado digitalmente
gov.br LEONARDO MITRANO NEVES
Data: 08/12/2025 11:57:52-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
gov.br LECIO DE CARVALHO JUNIOR
Data: 08/12/2025 13:11:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
gov.br ANA CLARA SA ATHAYDE
Data: 08/12/2025 12:04:23-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Documento assinado digitalmente
gov.br ALEXANDRE FERREIRA LOPES
Data: 08/12/2025 13:32:34-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

TRÊS RIOS - RJ
DEZEMBRO – 2025

Dedicatória

Dedico este trabalho à biazinha que sempre teve curiosidade em viver aventuras por esse mundo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por sempre abençoar meu caminho e me guiar durante todos os momentos.

Aos meus pais, Edna e Wagner, por me incentivarem a correr atrás dos meus sonhos e sempre me apoiarem desde os meus primeiros passos até aqui. Vocês acreditaram em mim de uma forma tão linda e eu sinceramente não sei se há uma forma de retribuir tanto amor, mas farei o possível para conseguir. Inúmeras vezes vocês foram o meu porto seguro, mesmo com a distância, a saudade e os momentos difíceis. Obrigada por cada memória que vocês criaram em mim.

Aos meus irmãos, não há nada nesse mundo que não faria por vocês. À minha irmã Aline, você foi uma inspiração de coragem e determinação durante toda minha vida. À minha irmã Thaís, que trouxe leveza e sorriso em diversos momentos, obrigada pelo alívio de um dia animado pelas praias do RJ, dentre tantos dias caóticos. Ao meu irmão Filipe, por ser amigo nos momentos em que precisei e por me ajudar, com toda a sua paciência, a memorizar os primeiros peixes que aprendi a identificar.

À minha amiga de coração, por sempre me apoiar e me dar forças mesmo de longe, você mudou minha vida desde que nos conhecemos, obrigada Vitória.

Aos que partiram desta vida, mas sei que me acompanham de alguma forma, Vera e Damião.

Àqueles que tornaram a graduação mais leve e estiveram ao meu lado nos mais diversos momentos, Harrison, Thaíssa, Izabelly, Caio, Eloá, Lécio, agradeço pela amizade, pelo apoio constante, pelas risadas que aliviaram a rotina e pela presença que fez diferença em cada etapa desse processo.

Aos amigos do LABEMAC, Izabelly e Lécio (de novo), Thaíssa, Eloá, Pietro, Carol, Caio, Icaro, Júlia, Dávila, Tatiana, obrigada por todos os momentos juntos pelos congressos da vida e nos cafezinhos do laboratório.

Ao meu orientador, Leonardo Mitrano Neves, que com toda a paciência do mundo me orientou e aconselhou até aqui. Você transformou minha vida com esse mundo incrível da ecologia de peixes desde o primeiro arrasto de rede na Marambaia. Desde então minha vida mudou completamente de rumo. Minha eterna gratidão.

Ao projeto "Tubarões da Baía da Ilha Grande" por fornecer os dados desse estudo através do financiamento da Shark Conservation Found e coordenado executivamente pelo Instituto Brasileiro de Conservação da Natureza (IBRACON), com apoio da Divers for Sharks.

Agradeço a todos por participarem da minha jornada até aqui!

E por último...REEEEF FISH!!!

“Preciso do mar porque ele me ensina”
(Pablo Neruda, 1954)

RESUMO

A estrutura e a diversidade das assembleias de peixes de habitats rochosos são moldadas por processos ecológicos (como a relação espécie-habitat) e por fatores ambientais (por exemplo, distância da foz de rios e visibilidade) que podem atuar em diferentes escalas espaciais. No presente estudo, investigamos a diversidade e padrões espaciais das assembleias de peixes em fundos rochosos, além de compreender qual a importância de diferentes variáveis ambientais e atributos do habitat para a distribuição das assembleias de peixes. As amostragens foram realizadas entre junho de 2023 e abril de 2025 em 21 lajes, parcéis, recifes continentais e insulares da Baía da Ilha Grande, RJ, em três blocos dispostos a diferentes distâncias da foz de rios: Búzios, Piraquara e Sandri. As amostragens foram realizadas através do método de filmagens remotas subaquáticas com isca (BRUV - *Baited Remote Underwater Video*). O tipo de habitat dominante, a complexidade topográfica e a visibilidade foram estimadas e categorizadas. Os padrões espaciais das variáveis ambientais e de estrutura do habitat foram avaliados através da Análise dos Componentes Principais (PCA). A análise de permutação multivariada foi utilizada para investigar as variações espaciais na estrutura da assembleia de peixes. A análise canônica das coordenadas principais (CAP) foi utilizada para identificar os eixos que melhor discriminam os blocos. O Modelo Linear Baseado em Distância foi utilizado para investigar os preditores do habitat que melhor explicaram a variação na assembleia de peixes. Os fundos rochosos do presente estudo foram cobertos principalmente por macroalgas, mas demonstraram diferenças na proporção de matrizes de algas epilíticas (turf), macroalgas de dossel e na complexidade topográfica. O total de 868 indivíduos representando 80 táxons e 31 famílias foram registrados. A estrutura da assembleia de peixes variou entre os blocos da Piraquara, sujeito a influência estuarina constante e Búzios, de maior influência marinha. A complexidade topográfica, a distância da foz de rios, a cobertura de macroalgas de dossel, temperatura, turbidez, profundidade e salinidade foram selecionados como os principais preditores da variação espacial da assembleia de peixes, explicando 35% da variação total. A complexidade topográfica explicou a maior porcentagem da variação da assembleia (12%), que foi associada a dois ambientes distintos: recifes submersos estruturalmente complexos e fundos rochosos planos. Tais ambientes estão distribuídos independentemente da distância da costa, resultando nas similaridades das assembleias entre os blocos. O presente estudo ressalta a importância ecológica de fundos rochosos, como lajes e parcéis, abrigando assembleias de peixes com características espaciais distintas dos recifes insulares rasos.

Palavras-chave: Peixes recifais, Lajes, Método de filmagem remota subaquática com isca.

ABSTRACT

The structure and diversity of fish assemblages in rocky habitats are shaped by ecological processes (such as species–habitat relationships) and environmental factors (e.g., distance from river mouths and water visibility) that operate across different spatial scales. In this study, we investigated the diversity and spatial patterns of fish assemblages on rocky bottoms, as well as the relative importance of different environmental variables and habitat attributes for their distribution. Sampling was conducted between June 2023 and April 2025 across 21 rocky reefs, ledges, and pinnacles (both continental and island sites) within Ilha Grande Bay, Rio de Janeiro, arranged in three blocks located at different distances from river mouths: Búzios, Piraquara, and Sandri. Fish assemblages were surveyed using baited remote underwater video systems (BRUVs). The dominant habitat type, topographic complexity, and water visibility were estimated and categorized. Spatial patterns in environmental and habitat-structure variables were assessed using Principal Component Analysis (PCA). Permutational multivariate analysis was used to investigate spatial variations in fish assemblage structure. Canonical Analysis of Principal Coordinates (CAP) was applied to identify the axes that best discriminated among blocks. A Distance-Based Linear Model (DistLM) was used to evaluate which habitat predictors best explained variation in fish assemblages. The rocky bottoms in our study were primarily covered by macroalgae but showed differences in the proportions of epilithic algal matrices (turf), canopy-forming macroalgae, and in topographic complexity. A total of 868 individuals, representing 80 taxa and 31 families, were recorded. Fish assemblage structure varied between Piraquara, a block under constant estuarine influence, and Búzios, which is more marine-influenced. Topographic complexity, distance from river mouths, canopy-forming macroalgae cover, temperature, turbidity, depth, and salinity were selected as the main predictors of spatial variation in fish assemblages, explaining 35% of the total variation. Topographic complexity accounted for the highest proportion of assemblage variation (12%) and was associated with two distinct environments: structurally complex submerged reefs and flat rocky bottoms. These environments were distributed independently of distance from shore, resulting in similarities in fish assemblages among blocks. This study highlights the ecological importance of rocky bottoms, such as ledges and pinnacles, which harbor fish assemblages with spatial characteristics that differ from those found on shallow island reefs.

Keywords: Reef fishes, Rocky pinnacles, Baited Remote Underwater Video method.

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

AMP's - Áreas Marinhas Protegidas

BIG - Baía da Ilha Grande

BRUV - Baited Remote Underwater Video

CAP - Análise Canônica de Coordenadas Principais

DistLM - Modelo Linear Baseado em Distância

ESEC-Tamoios - Estação Ecológica de Tamoios

FO - Frequência de ocorrência

ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

MaxN - Número máximo de indivíduos

PCA - Análise dos Componentes Principais

PCO - Análise de coordenadas principais

PERMANOVA - Análise de permutação multivariada

SIMPER - Análise de Percentagem de Similaridade

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa da área de estudo com destaque para os locais de amostragem: bloco da Piraquara (7 locais), bloco de Búzios (14 locais), bloco do Sandri (6 locais). Confeccionado através do Software QGIS.....18
- Figura 2.** Análise de componentes principais (PCA) da contribuição relativa de 11 preditores observados na área de estudo. As cores representam os três blocos estudados: Búzios - azul; Piraquara - bege e Sandri - verde.....22
- Figura 3.** Habitat dos locais amostrados – A e B: Bloco de Búzios; C e D: Bloco da Piraquara; E e F: Bloco do Sandri.....23
- Figura 4.** Ordenações da Análise de Coordenadas Principais (PCO) da assembleia de peixes dos três blocos.....28
- Figura 5.** Representação gráfica do CAP ilustrando as espécies responsáveis pelas diferenças entre os três blocos.....29
- Figura 6.** Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) demonstrando os padrões espaciais da assembleia de peixes recifais entre três diferentes categorias de complexidade34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Abundância relativa e frequência de ocorrência dos táxons observados nos blocos de Búzios, Piraquara e Sandri da Baía da Ilha Grande.....	25
Tabela 2. Análise multivariada permutacional da variância (PERMANOVA) baseada na matriz de dissimilaridade de Bray–Curtis para a assembleia de peixes recifais nos recifes rochosos estudados.....	27
Tabela 3. Resultados da comparação par a par (PERMANOVA) da estrutura da assembleia de peixes entre os diferentes blocos.....	27
Tabela 4. Espécies integrantes de cada local que contribuíram com similaridade entre os blocos amostrados (Búzios, Piraquara e Sandri), utilizando a análise de SIMPER.....	30
Tabela 5. Média e Erro padrão das variáveis de riqueza, abundância e grupos tróficos entre Búzios, Piraquara e Sandri.....	31
Tabela 6. Resultados da análise do Modelo Linear Baseado em Distância.....	32

Sumário

1. INTRODUÇÃO	14
1.1 OBJETIVO GERAL	15
1.1.1 Objetivos Específicos	16
2. MATERIAIS E MÉTODOS	16
2.1. ÁREA DE ESTUDO	17
2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGEM	18
2.3. ANÁLISE DOS VÍDEOS	19
2.4. TRATAMENTO E ANÁLISE DE DADOS	20
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
3.1. Variação do habitat	22
3.2. Composição da ictiofauna	24
3.3. Variação da assembleia de peixes entre os blocos estudados	27
3.4. Variação da riqueza, abundância e grupos tróficos entre os blocos	31
3.5. Relações entre preditores e a assembleia de peixes	32
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	36
5. REFERÊNCIAS	37
6. APÊNDICES	1

1. INTRODUÇÃO

A estrutura e a diversidade das assembleias de peixes são moldadas por características locais dos habitats, como a cobertura bentônica e complexidade topográfica (Chong-Seng et al. 2012; Harborne et al. 2012), e por fatores que atuam em maiores escalas espaciais, como influência de rios, exposição às ondas e fatores antropogênicos (Neves et al. 2016; Maia et al. 2018). Na costa brasileira, diversos estudos indicam a correlação entre as assembleias de peixes e as características do habitat (Gibran e Moura 2016; Pinheiro et al. 2013; Pereira et al. 2014; Derviche et al. 2025). Identificar como esses fatores influenciam a distribuição da ictiofauna recifal é fundamental para desenvolver ações de conservação mais efetivas que considerem as variáveis mais importantes para a distribuição dos organismos.

Em sistemas costeiros, uma elevada diversidade de peixes é associada diferentes tipos de habitats rochosos, como recifes insulares rasos, lajes e parcéis, que variam quanto ao isolamento por extensões de areia, profundidade, distância da costa e exposição às ondas (Trenhaile 2016). Estes habitats são frequentemente distribuídos de forma descontínua ao redor de ilhas costeiras, podendo contribuir de maneira única para diversidade local ao sustentarem assembleias de peixes distintas. Embora exista um reconhecimento da importância da heterogeneidade de habitats para os peixes (Fulton et al., 2019; Sheaves, 2009; Sievers et al., 2020), ainda há uma lacuna de conhecimento acerca do papel desses diferentes fundos rochosos.

A distribuição de espécies de peixes é influenciada consideravelmente pela profundidade, com recifes rasos abrigando diferentes espécies em comparação com áreas mais profundas (Gragnolati et al. 2024). A comunidade bentônica também varia drasticamente, uma vez que os arquitetos desses ecossistemas, como as algas, são diretamente influenciados por mudanças na disponibilidade de luz relacionadas à profundidade (Adey 1998; Zintzen et al. 2012). Em consequência, peixes herbívoros e predadores de invertebrados associados à macroalgas podem apresentar padrões distintos de acordo com a profundidade (Krajewski e Floeter, 2011; Rodrigues et al. 2024). As assembleias de peixes em tipos de habitat diferentes provavelmente respondem de forma distinta às condições ambientais predominantes devido às tolerâncias específicas de cada espécie e características tróficas e funcionais dos táxons presentes em cada grupo (Moustaka et al. 2024).

Os sistemas de vídeo remoto subaquático com isca (BRUV) têm sido amplamente empregados para acessar diversos aspectos da assembleia de peixes (Schmid et al. 2020; Moura et al. 2021) em uma variedade de habitats e profundidades (Scott et al. 2022; Lima Júnior et al.

2025). O BRUV é um método remoto que permite a amostragem da abundância relativa e da estrutura de tamanho das assembleias de peixes, detectando animais grandes e móveis que frequentemente evitam mergulhadores (Rolim et al. 2019; Schramm et al. 2020). Como uma técnica não extrativa, o BRUV tem pouco impacto no ecossistema em estudo, tornando-se uma plataforma de amostragem ideal para uso em áreas marinhas protegidas (Tomasi et al. 2022). Os vídeos subaquáticos fornecem um registro permanente da composição de espécies, taxonomia e características do habitat simultaneamente (Murphy e Jenkins 2010; Bennett et al. 2016). Além disso, a contagem e identificação de peixes podem ser confirmadas ao analisar as filmagens, diminuindo a probabilidade de variabilidade entre observadores (Harvey et al. 2004; Murphy e Jenkins 2010). No entanto, possui vieses relacionados a presença da isca (Dorman et al. 2012), a sub-representação de espécies de peixes crípticos e limitações quanto à visibilidade (Rolim et al. 2019; Langlois et al. 2015; Goetze et al. 2015). Na costa brasileira, os estudos com BRUVs têm sido empregados em diferentes ambientes, como recifes rochosos (Rolim et al. 2022), biogênicos (Anderson et al. 2025), praias arenosas (Esmaceli et al. 2021) e na plataforma continental (Castro et al. 2023).

A Baía da Ilha Grande (BIG) é um complexo insular de mais de 170 ilhas, localizado no sudeste do Brasil, que possui habitats rochosos distribuídos ao longo de gradientes de distância da costa e da foz dos rios, fornecendo locais ideais para estudar as relações entre as assembleias de peixes e gradientes espaciais. Nessa região, os trabalhos sobre a ictiofauna recifal ainda são restritos às áreas rasas insulares (<15m) (Teixeira-Neves et al. 2015; Neves et al. 2016; Fonseca et al. 2021), enquanto fundos rochosos submersos, como lajes e parcéis, têm recebido pouca atenção. No presente estudo, investigamos a diversidade e padrões espaciais das assembleias de peixes recifais em fundos rochosos, além de compreender qual a importância de diferentes variáveis ambientais e atributos do habitat para assembleias de peixes.

1.1 OBJETIVO GERAL

Investigar a variação espacial das assembleias de peixes recifais associadas a fundos rochosos (lajes, parcéis, recifes costeiros e insulares) entre diferentes blocos de ilhas da baía da Ilha Grande (RJ).

1.1.1 Objetivos Específicos

- Descrever a estrutura e composição das assembleias de peixes associadas a fundos rochosos submersos da baía da Ilha Grande;
- Investigar a variação espacial de grupos tróficos/funcionais chave (e.g. carnívoros e herbívoros);
- Identificar as variáveis ambientais (e.g. profundidade, temperatura, visibilidade e distância da foz de rios) e atributos do habitat (e.g. complexidade topográfica e composição bentônica) mais associadas à variação espacial da assembleia de peixes recifais.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A Baía da Ilha Grande (BIG) está localizada na região sul do estado do Rio de Janeiro (23°06 S, 44°42 W), sudeste do Brasil (Figura 1). A baía apresenta uma área superficial de 470 km² e duas conexões com o mar aberto, uma em cada lado de uma ilha de 193km² (Kjerfve et al. 2021). A água local é influenciada por ventos e marés com uma amplitude média de 1,6 m (Dias et al. 1991). O clima da região é tropical úmido e a temperatura da superfície do mar varia de 24,4°C a 28,4°C no verão e de 24°C a 26°C no inverno, enquanto a salinidade varia de 29 a 36 (Ferreira et al. 2007). A BIG possui cerca de 170 ilhas (geralmente não mais que 8m de profundidade) com litoral predominantemente composto por rochas graníticas que se estendem até a interface com o substrato arenoso (Kjerfve et al. 2021).

A cobertura bêntica destes costões rochosos é composta principalmente por matrizes de algas epilíticas, algas frondosas do gênero *Sargassum* e zoantídeos, principalmente *Palythoa caribaeorum* (Mantelatto et al. 2020). Os levantamentos da ictiofauna recifal da baía geraram uma lista de 174 espécies pertencentes à 50 famílias, com destaque para Serranidae, Gobiidae, Labrisomidae, Labridae, Carangidae, Pomacentridae, Blenniidae, Scorpaenidae, Apogonidae e Haemulidae, mais representativas em número de espécies (Ferreira et al. 2007, Teixeira-Neves et al. 2015, 2012, Neves et al. 2016). A zona costeira é impactada pela presença de empreendimentos imobiliários que causam desmatamentos e poluem as águas, além de um porto comercial, um terminal de petróleo, um terminal de minérios, duas usinas nucleares e um

estaleiro (Ferreira 2007). Nesse contexto, insere-se a Estação Ecológica de Tamoios (ESEC-Tamoios), uma área marinha de proteção integral localizada na BIG, criada visando atender ao Decreto nº 84.973, de 29 de julho de 1980, que dispõe sobre a localização de Estações Ecológicas e usinas nucleares, visando a conservação da natureza e o monitoramento ambiental. Essa unidade é composta por 29 ilhotas, ilhas, lajes, rochedos e seus respectivos arredores marinhos em um raio de 1km, os quais formam um conjunto descontínuo de doze blocos espalhados pela BIG (ICMBio 2007).

Este estudo foi realizado nos blocos das ilhas do Pingo d'água/Tucum (doravante denominado Piraquara), ilha do Sandri e ilha de Búzios da ESEC - Tamoios. Os locais de amostragem foram selecionados visando compreender três diferentes habitats: 1. Recifes rochosos - zona infralitoral de costões rochosos rasos (profundidade < 15m) continentais e insulares; 2. Lajes - formações rochosas emersas ou submersas (sujeita a variação do nível do mar), cercadas por uma planície arenosa; e 3. Parcéis - formações rochosas submersas, cercadas por uma planície arenosa. O bloco de Búzios situa-se a aproximadamente 12km da foz de rios, recebendo menor contribuição de água doce e sedimentos e a maior influência marinha e de exposição às ondas. O bloco da Piraquara situa-se a 5km da foz dos rios Bracuí e Frade, os quais drenam para uma área abrigada, criando uma área sujeita a aportes de sedimentos terrestres e atividades desenvolvidas no continente (Neves et al. 2016). Este bloco situa-se na área de influência da descarga termal da usina nuclear de Angra dos Reis. O bloco do Sandri está a aproximadamente 3km da foz do Rio Mambucaba, que drena para uma área aberta sujeita a maior influência marinha pela entrada da BIG com o mar aberto. A profundidade variou entre 5 e 24m em Búzios, 5 e 19m na Piraquara, e 4,9 e 19,5m no Sandri.

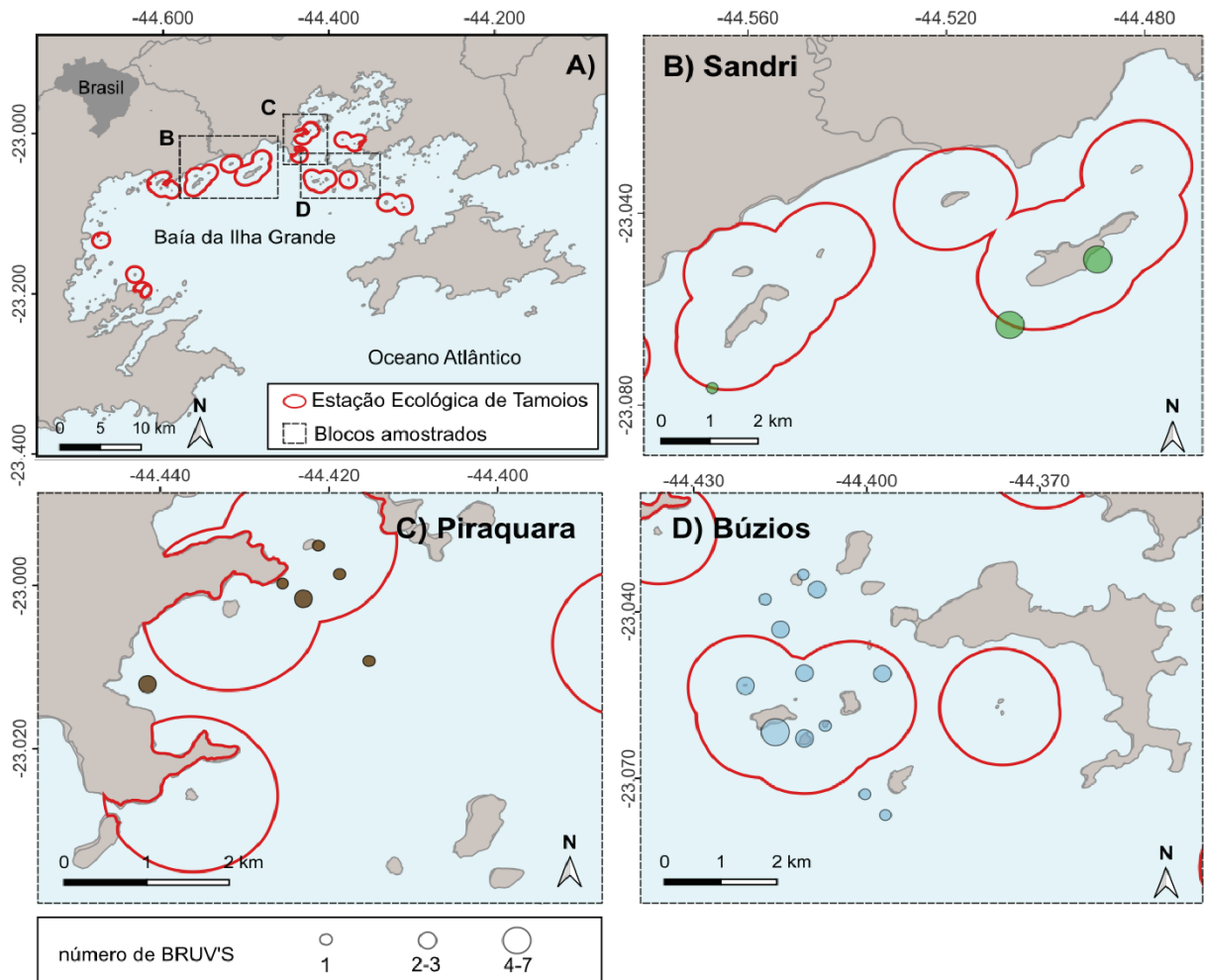


Figura 1. Mapa da área de estudo com destaque para os locais de amostragem: bloco da Piraquara (6 locais), bloco de Búzios (12 locais), bloco do Sandri (3 locais). Confeccionado através do Software QGIS.

2.2. PROGRAMA DE AMOSTRAGEM

O total de 46 amostras foram coletadas nos blocos de Búzios (25), Piraquara (9) e Sandri (12) durante a primavera e verão, entre os anos de 2023 e 2025 (Búzios; primavera de 2023, primavera/verão de 2024 e verão de 2025; Piraquara, primavera de 2023 e verão de 2024; Sandri, primavera de 2023 e Verão de 2025).

As amostragens foram realizadas através do método de filmagem remota subaquáticas com isca (BRUV - Baited Remote Underwater Video). Os BRUV's foram constituídos por uma estrutura de cano pvc, com uma câmera digital de vídeo (GoPro) acoplada a uma base e uma

caixa com isca posicionada no final de uma haste de aproximadamente 1,5m de comprimento. Cada amostra consistiu em um vídeo de 60 minutos, próximos ao fundo arenoso e rochoso (BRUV's bentônicos), registrando os peixes que se aproximavam da caixa contendo cerca de 800g de sardinha (*Sardinella brasiliensis*). A isca oleosa é indicada para pesquisas com esse método devido à dispersão da pluma de odor (Langlois et al. 2020). O BRUV é uma metodologia não-destrutiva e possibilita o registro de espécies carnívoras atraídas pela isca e que frequentemente evitam mergulhadores (Rolim et al. 2019; Schramm et al. 2020) e espécies de outros grupos tróficos (e.g. herbívoros, onívoros) capturadas pelo campo de visão da câmera. Para garantir a independência da amostragem, cada BRUV foi lançado a uma distância de aproximadamente 250–350m entre um lançamento e outro (Hall et al. 2021).

A salinidade, turbidez e temperatura da água foram medidas na subsuperfície (2,5m) com o auxílio de um medidor multiparâmetro Hanna HI 98196. Essas variáveis ambientais foram registradas em cada local de lançamento dos BRUVs.

2.3. ANÁLISE DOS VÍDEOS

O software EventMeasure (www.seagis.com.au) foi utilizado para a identificação das espécies e para o cálculo do número máximo (MaxN) de indivíduos da mesma espécie presentes em um único quadro de vídeo (Langlois et al. 2020). O MaxN é amplamente utilizado para BRUVs (Whitmarsh et al. 2017) por ser uma abordagem conservadora e garantir que nenhum indivíduo seja contado mais de uma vez (Schobernd, Bacheler & Conn 2014).

O tipo de habitat dominante, a complexidade topográfica e a visibilidade foram estimadas analisando uma única imagem de alta definição de cada lançamento de BRUV (Langlois et al. 2020). Esse método foi eficaz para determinar a complexidade estrutural de recifes (Cappo et al. 2011; Wilson et al. 2012; Bennett et al. 2016; Rolim et al. 2019). A imagem foi dividida através da sobreposição de uma grade de 5x4 quadrantes e a proporção de quadrados de cada categoria foi usada para estimar a porcentagem de cobertura por amostra. O tipo de habitat dominante e a complexidade topográfica foram caracterizados através de uma adaptação do método de classificação de habitat CATAMI (Althaus et al. 2015). A complexidade topográfica foi definida como a altura e a estrutura de rugosidade (fendas, tocas e buracos) do substrato, a partir da observação da imagem inteira. A partir disso foi categorizada em 1 - Baixa: Relevo plano, sem nenhuma característica; 2 - Moderada: Características de altura <1m, podem ser degraus baixos ou afloramentos rochosos e 3 - Alta: Características de

altura entre 1m e 3m, podem ser afloramentos com tocas, fendas ou pequenas paredes rochosas.

O habitat foi classificado em diferentes grupos: água aberta (quando não havia substrato evidente); substrato inconsolidado (areia - substrato fino com poucos fragmentos de cascalho evidentes); substrato consolidado (rocha nua - sem cobertura por biota ou sedimento); turf (algas formadoras de tapetes; matrizes de pequenas algas epilíticas (<5cm), com morfologia filamentosa ou que formam tapetes densos); macroalgas de dossel (espécies com ramos robustos e lâminas largas, formadoras de habitat, e.g. *Sargassum* sp.), algas de sub-bosque (espécies com estrutura achatada e em forma de lâmina., de perfil baixo; e.g. *Padina gymnospora*) e ascidia. A visibilidade foi definida como a distância horizontal que podia ser vista no campo de visão de cada vídeo. Foi estimada durante a análise de vídeo, com base na distância em que era possível identificar os peixes: Classificada em baixa (<1,5m), baixa/moderada (<2,0m), moderada (2-3m) e alta (>3 m), usando a haste de isca como referência. As linhas horizontais dos quadrantes também contribuíram para uma estimativa da distância disponível de visibilidade.

2.4. TRATAMENTO E ANÁLISE DE DADOS

As seguintes variáveis da assembleia de peixes foram utilizadas: estrutura da assembleia de peixes, abundância, riqueza de espécies e abundância de grupos tróficos. O número total de indivíduos e de cada grupo trófico (abundância), e o número total de espécies (riqueza) foram calculados baseados nas observações de cada BRUV. Os grupos tróficos foram categorizados em Onívoros, Herbívoros Errantes, Herbívoros Territorialistas, Carnívoros, Predadores de Invertebrados Móveis, Predadores de Invertebrados Sésseis e Planctívoros, seguindo a literatura (Pinheiro et al. 2018; Floeter et al. 2023) e dados complementares do FishBase (Froese e Pauly 2025).

Os dados da estrutura da assembleia de peixes foram previamente transformados em raiz quadrada para reduzir a influência das espécies de peixes muito abundantes. A análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) foi utilizada para observar a contribuição das espécies para a similaridade em cada bloco. A análise de permutação multivariada (PERMANOVA, Anderson et al. 2008) foi utilizada para investigar as variações espaciais na estrutura da assembleia de peixes entre os blocos (fator fixo, 3 níveis - Piraquara, Sandri e Búzios), considerando o local (fator aleatório, 21 níveis) e o ano (fator aleatório, 3 níveis - 2023, 2024 e 2025) aninhados em bloco. O local e o ano da amostragem foram tratados como fatores

aleatórios, pois o objetivo principal não foi comparar níveis específicos desses fatores, mas considerar a variabilidade que estes acrescentam ao detectar diferenças na assembleia de peixes entre os blocos. Comparações par a par da PERMANOVA foram realizadas para investigar as diferenças na assembleia de peixes entre os blocos. O mesmo desing da PERMANOVA foi utilizado para a riqueza, abundância e para os diferentes grupos tróficos (e.g. Carnívoros, Predadores de Invertebrados Móveis, Predadores de Invertebrados Sésseis, Herbívoros Territorialistas, Herbívoros Errantes, Planctívoros e Omnívoros). A análise de coordenadas principais (PCO) foi utilizada para visualizar a estrutura geral da assembleia de peixes. A análise canônica das coordenadas principais (CAP) foi utilizada para identificar os eixos que melhor discriminam os blocos. As espécies com correlação de Pearson $> 0,4$ com os dois primeiros eixos do CAP foram plotadas para identificar as espécies que mais contribuem para os padrões espaciais da assembleia.

A caracterização ambiental dos fundos rochosos e a análise da relação entre a assembleia de peixes e o ambiente consideraram um conjunto de preditores físicos e biológicos associados às variações locais e espaciais: profundidade, temperatura, salinidade, turbidez, cobertura bentônica, complexidade topográfica, visibilidade, distância da foz de rios e distância da costa. A existência de preditores altamente correlacionados e qualquer necessidade de transformação dos dados foram investigadas através do *draftsman plot*. As distâncias da foz de rios e da costa foram colineares ($R > 0,7$), portanto, a distância dos rios foi selecionada para as análises.

Os padrões espaciais das variáveis ambientais e de estrutura do habitat foram avaliados através da Análise dos Componentes Principais (PCA). O Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM; Legendre e Anderson 1999; McArdle e Anderson 2001) foi utilizado para investigar os preditores do habitat que melhor explicaram a variação na assembleia de peixes. A relação entre a assembleia de peixes e os preditores selecionados pelo modelo mais parcimonioso do DistLM foi visualizada utilizando a análise de redundância baseada em distância (dbRDA). Matrizes de similaridade de Bray-Curtis foram calculadas para os dados multivariados (assembleia de peixes) enquanto matrizes de distância Euclidiana foram utilizadas para as medidas univariadas (riqueza de espécies, abundância, grupos tróficos). Todas as análises foram realizadas com o uso do pacote estatístico PRIMER versão 6 + PERMANOVA (Anderson et al. 2008).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Variação do habitat

Os fundos rochosos do presente estudo demonstraram diferenças na cobertura de matrizes de algas epilíticas (turf), macroalgas de dossel e na complexidade topográfica. O bloco de Búzios, mais distante da foz de rios (~10km) e de maior visibilidade (categoria 4), apresentou locais com substratos mais complexos (predomínio da categoria 3) e com maior cobertura de turf (até 50%), enquanto a menor complexidade topográfica e maior salinidade (~36) ocorreram em locais dos blocos do Sandri e Piraquara, variação observada ao longo do eixo 1 do PCA (Figura 2). O segundo eixo do PCA demonstrou a variação dentro dos blocos, distinguindo as amostras com maiores valores de turbidez daquelas com maiores temperaturas e porcentagem de substrato inconsolidado.

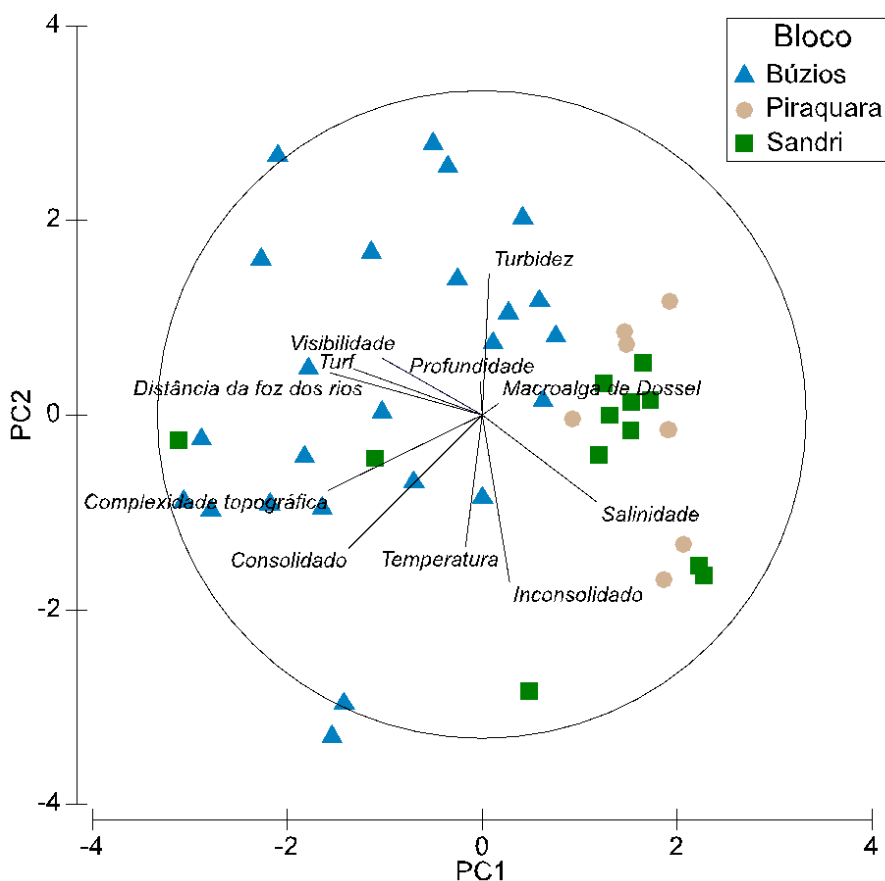


Figura 2. Análise de componentes principais (PCA) da contribuição relativa de 11 preditores observados na área de estudo. As cores representam os três blocos estudados: Búzios - azul; Piraquara - bege e Sandri - verde.

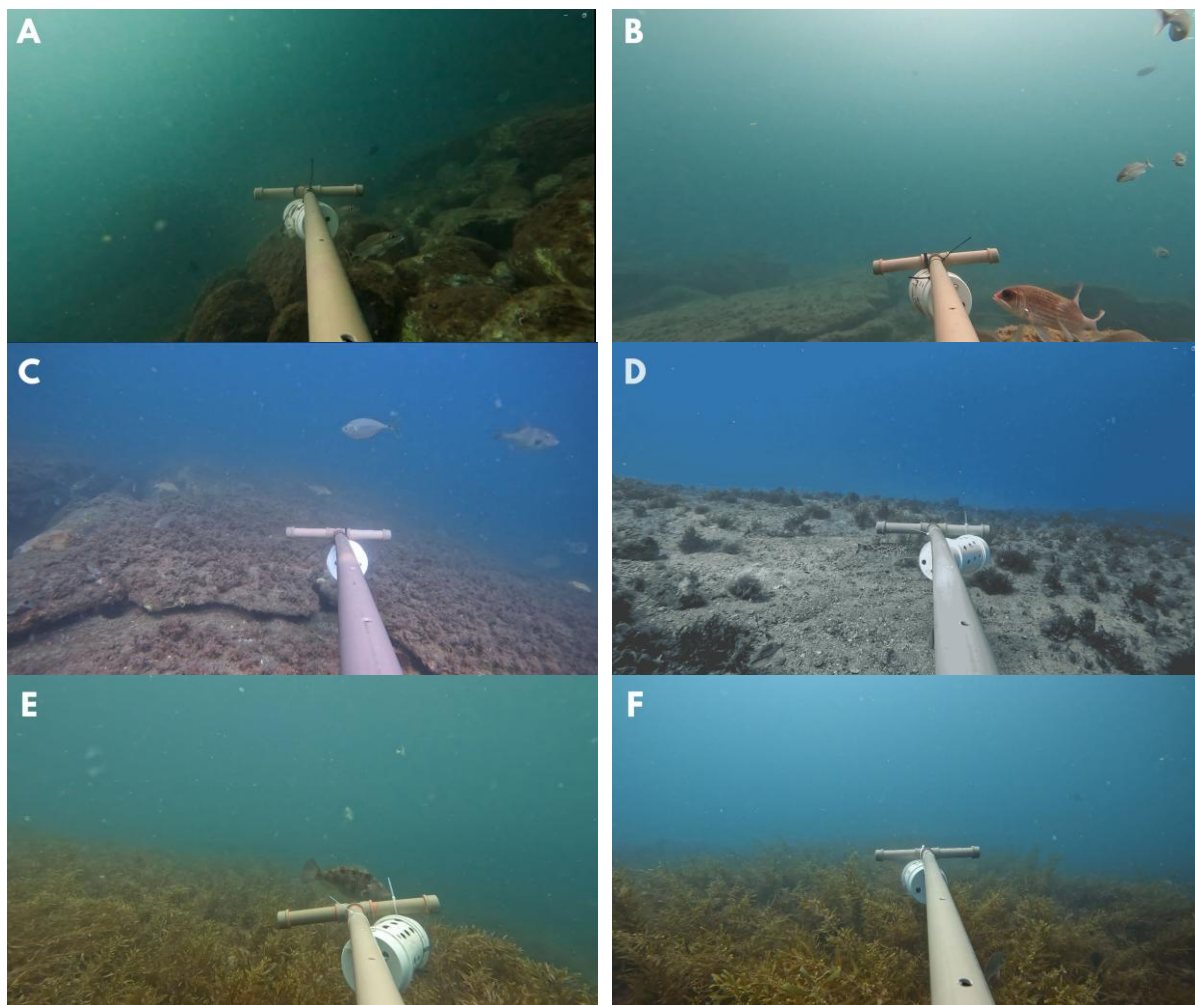


Figura 3. Habitat dos locais amostrados – A e B: Bloco de Búzios; C e D: Bloco da Piraquara; E e F: Bloco do Sandri.

A dominância do turf é uma característica marcante dos recifes marginais tropicais e subtropicais da costa brasileira. Os recifes rasos da BIG (~10m) são dominados pelo turf que representa até 80% da cobertura do substrato em alguns locais, seguido por algas frondosas (e.g. *Sargassum* sp.) e zoantídeos (*Palythoa caribaeorum*) (Teixeira et al. 2015; Fonseca et al. 2021; Carvalho-Junior et al. 2023). Os fundos rochosos do presente estudo foram dominados por macroalgas, mas em uma distribuição mais equilibrada entre turf, macroalgas de dossel e sub-bosque. Por exemplo, as maiores coberturas registradas foram de 60% de sub-bosque na Piraquara, 50% de turf em Búzios e 40% de macroalgas de dossel no Sandri. Os equinodermos (e.g. *Echinometra lucunter*), corais duros (e.g. *Mussismilia hispida*) e esponjas (*Desmapsamma*

anchorata, *Tedania ignis*), comuns nos registros em recifes rasos, não foram registrados nos fundos rochosos deste estudo.

Os fundos rochosos mais próximos às regiões de foz apresentam menor complexidade topográfica, provavelmente devido ao acúmulo de sedimentos carregados pelos rios ou devido à história de transgressão pós-glacial que preencheu vales costeiros com sedimento, e pela atenuação da energia das ondas dentro de enseadas protegidas (Zuchuat et al. 2023; Liu et al. 2022; Dugan et al. 2011). Em habitats rochosos sob exposição prolongada a altos níveis de soterramento e abrasão por sedimentos ocorre a prevalência de macroalgas (Airoidi et al. 1996). Nos recifes rasos da BIG, à medida que a distância para a foz dos rios aumenta, os ambientes se tornam mais heterogêneos e diversos, padrão que não foi observado nos fundos rochosos desse estudo.

3.2. Composição da ictiofauna

O total de 868 indivíduos, distribuídos em 80 táxons e 31 famílias foi registrado nos fundos rochosos deste estudo (Tabela 1). O bloco de Búzios apresentou a maior riqueza total de táxons e número de indivíduos (62 táxons, 536 indivíduos), seguido pelo Sandri (40 táxons e 177) e Piraquara (26 táxons, 155 indivíduos). Búzios apresentou o maior número de espécies exclusivas (30), seguido de Sandri (11) e Piraquara (6). Devido à baixa visibilidade da água, 10 táxons foram identificados somente a nível de família. As famílias que tiveram o maior número de espécies foram Carangidae (12), Labridae (7) e Serranidae (7), seguidas de Haemulidae (5), Epinephelidae (4) e Gerreidae (4) (Tabela 1).

As espécies mais abundantes deste estudo foram tipicamente recifais, como *Haemulon aurolineatum* (18,54%), *Diplodus argenteus* (9,33%) e *Kyphosus* sp. (9,21%). No bloco de Búzios, as mais abundantes foram *H. aurolineatum* (19,21%), *Kyphosus* sp. (12,5%) e *D. argenteus* (8,02%). No Sandri, as espécies mais abundantes foram *H. aurolineatum* (26,55%), *D. argenteus* (13,55%) e *Dules auriga* (6,77%). Já no bloco da Piraquara, *Chloroscombrus chrysurus* (26,45%), *Balistes capriscus* (14,83%) e *D. argenteus* (9,03%) foram as mais abundantes. Para a frequência de ocorrência, a composição de espécies de cada bloco apresentou um padrão similar. As espécies mais frequentes em Búzios foram *H. aurolineatum* (76%), *D. argenteus* (52%) e *Chaetodon striatus* (44%). Na Piraquara, foram *C. chrysurus* (88%), *B. capriscus* (66%) e *D. argenteus* (55,5%). No Sandri, *D. argenteus* (75%), *H.*

aurolineatum (58%) e *Pomacanthus paru* (33%). As médias das riquezas foram de 7,72; 6,5 e 6,5, nos blocos de Búzios, Piraquara e Sandri, respectivamente (Apêndice 1).

Tabela 1. Abundância relativa e frequência de ocorrência dos táxons observados nos blocos de Búzios, Piraquara e Sandri da Baía da Ilha Grande.

Bloco			Búzios		Piraquara		Sandri	
Famílias	Nome científico	Grupo trófico	Ab. Rel	FO	Ab. Rel	FO	Ab. Rel	FO
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i>	HERBE	1,49	8	-	-	-	-
Acanthuridae	<i>Acanthurus</i> sp.	HERBE	0,19	4	-	-	0,56	8,33
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	PIM	2,05	4	14,84	66,67	2,26	16,67
Belonidae	Belonidae sp1	-	0,37	4	-	-	-	-
Blenniidae	Blenniidae sp1	-	0,19	4	-	-	-	-
Blenniidae	<i>Parablennius</i> sp.	ONI	-	-	-	-	1,13	8,33
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	CAR	0,19	4	0,65	11,11	2,26	8,33
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	CAR	0,75	8	7,1	33,33	-	-
Carangidae	<i>Caranx</i> sp. <i>Chloroscombrus</i>	CAR	-	-	-	-	0,56	8,33
Carangidae	<i>chrysurus</i>	CAR	2,05	24	26,45	88,89	2,26	16,67
Carangidae	<i>Decapterus macarellus</i>	CAR	0,19	4	-	-	-	-
Carangidae	<i>Decapterus</i> sp.	CAR	-	-	-	-	1,69	8,33
Carangidae	<i>Oligoplites</i> sp.	CAR	-	-	2,58	22,22	-	-
Carangidae	<i>Selene</i> sp.	CAR	0,19	4	-	-	0,56	8,33
Carangidae	<i>Selene vomer</i>	CAR	0,19	4	-	-	-	-
Carangidae	<i>Seriola rivoliana</i>	CAR	0,75	4	-	-	-	-
Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>	PIM	0,19	4	-	-	-	-
Carangidae	<i>Trachinotus goodei</i>	PIM	-	-	-	-	0,56	8,33
Chaetodontidae	<i>Chaetodon sedentarius</i>	PIS	0,56	8	-	-	-	-
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i>	PIS	3,36	44	1,29	11,11	2,82	25
Dasyatidae	<i>Dasyatis hypostigma</i>	PIM	0,19	4	-	-	-	-
Dasyatidae	Dasyatidae sp1	-	0,19	4	-	-	-	-
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	PIM	2,24	28	1,29	22,22	1,13	16,67
Epinephelidae	Epinephelidae sp1	-	0,56	8	-	-	-	-
Epinephelidae	<i>Hyphortodus niveatus</i> <i>Mycteroperca</i>	CAR	-	-	-	-	1,13	16,67
Epinephelidae	<i>acutirostris</i>	CAR	0,37	8	-	-	1,69	25
Epinephelidae	<i>Mycteroperca</i> sp.	CAR	1,12	20	0,65	11,11	1,13	8,33
Gerreidae	<i>Diapterus</i> sp. <i>Eucinostomus</i>	PIM	-	-	1,29	11,11	-	-
Gerreidae	<i>argenteus</i>	PIM	-	-	-	-	3,39	16,67
Gerreidae	<i>Eucinostomus</i> sp.	PIM	-	-	0,65	11,11	1,13	8,33
Gerreidae	<i>Gerres</i> sp.	PIM	-	-	-	-	0,56	8,33
Gobiidae	Gobiidae sp1 <i>Anisotremus</i>	-	0,19	4	-	-	-	-
Haemulidae	<i>surinamensis</i>	PIM	1,12	12	-	-	1,13	8,33
Haemulidae	<i>Anisotremus virginicus</i>	PIM	1,68	28	-	-	1,69	25

Haemulidae	<i>Haemulon atlanticus</i>	PIM	-	-	0,65	11,11	-	-
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i>	PIM	19,22	76	7,1	33,33	26,55	58,33
Haemulidae	<i>Haemulon</i> sp.	PIM	4,85	16	-	-	-	-
	<i>Holocentrus</i>							
Holocentridae	<i>adscensionis</i>	PIM	1,12	20	-	-	-	-
Kyphosidae	<i>Kyphosus</i> sp.	HERBE	12,5	36	7,1	11,11	1,13	8,33
Labridae	<i>Halichoeres poeyi</i>	PIM	0,56	12	-	-	2,26	25
Labridae	<i>Halichoeres</i> sp.	PIM	0,56	8	-	-	-	-
Labridae	<i>Labridae</i> sp1	-	0,37	8	-	-	0,56	8,33
Labridae	<i>Nicholsina usta</i>	HERBE	-	-	-	-	0,56	8,33
Labridae	<i>Sparisoma axillare</i>	HERBE	0,37	8	-	-	1,13	16,67
Labridae	<i>Sparisoma frondosum</i>	HERBE	0,19	4	-	-	0,56	8,33
Labridae	<i>Sparisoma radians</i>	HERBE	0,19	4	-	-	-	-
Labrisomidae	<i>Labrisomidae</i> sp1	-	0,37	4	-	-	-	-
Labrisomidae	<i>Labrisomus</i> sp.	PIM	0,19	4	-	-	0,56	8,33
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	CAR	0,37	8	2,58	22,22	-	-
Mobulidae	<i>Mobula</i> sp.	PLA	2,99	8	-	-	-	-
Monacanthidae	<i>Cantherhines pullus</i>	ONI	0,56	12	-	-	-	-
Monacanthidae	<i>Monacanthidae</i> sp1	-	0,19	4	-	-	-	-
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispida</i>	PIM	0,19	4	0,65	11,11	2,82	25
Monacanthidae	<i>Stephanolepis</i> sp.	PIM	-	-	-	-	0,56	8,33
	<i>Pseudupeneus</i>							
Mullidae	<i>maculatus</i>	PIM	2,05	20	1,94	22,22	2,26	25
Muraenidae	<i>Gymnothorax</i> sp.	CAR	0,19	4	-	-	-	-
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus paru</i>	PIS	2,99	36	1,29	11,11	3,95	33,33
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus</i> sp.	PIS	0,19	4	-	-	-	-
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	ONI	6,16	40	2,58	22,22	1,69	8,33
Pomacentridae	<i>Stegastes fuscus</i>	HERBT	0,93	12	-	-	1,13	8,33
Pomacentridae	<i>Stegastes</i> sp.	HERBT	0,75	4	-	-	-	-
Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i>	PIM	-	-	0,65	11,11	-	-
Rhinopteridae	<i>Rhinoptera</i> sp.	PIM	0,37	8	-	-	-	-
Sciaenidae	<i>Odontostocion dentex</i>	CAR	0,56	8	-	-	-	-
Scombridae	<i>Scombridae</i> sp1	-	0,19	4	-	-	-	-
Scombridae	<i>Scomberomorus</i> sp.	CAR	-	-	1,29	22,22	-	-
Serranidae	<i>Diplectrum formosum</i>	PIM	0,37	4	-	-	-	-
Serranidae	<i>Diplectrum</i> sp.	PIM	4,29	40	5,81	22,22	1,13	8,33
Serranidae	<i>Dules auriga</i>	CAR	-	-	-	-	6,78	25
Serranidae	<i>Serranus atrobranchus</i>	PIM	-	-	-	-	1,13	8,33
Serranidae	<i>Serranus flaviventris</i>	PIM	0,19	4	-	-	-	-
Serranidae	<i>Serranidae</i> sp1	-	0,37	8	-	-	-	-
Serranidae	<i>Serranus</i> sp.	PIM	0,19	4	-	-	1,13	8,33
Sparidae	<i>Calamus penna</i>	PIM	0,56	8	-	-	1,13	16,67
Sparidae	<i>Calamus</i> sp.	PIM	0,37	8	-	-	-	-
Sparidae	<i>Diplodus argenteus</i>	PIM	8,02	52	9,03	55,56	13,56	75
Sphyraenidae	<i>Sphyraena</i> sp.	CAR	5,22	4	0,65	11,11	1,69	8,33
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	CAR	-	-	0,65	11,11	-	-
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	PIM	0,19	4	0,65	11,11	-	-
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	PIM	0,75	12	0,65	11,11	-	-

3.3. Variação da assembleia de peixes entre os blocos estudados

Os resultados demonstraram que as diferenças na estrutura da assembleia de peixes ocorreram devido a variação entre os blocos (PERMANOVA, $p < 0,05$), enquanto diferenças significativas entre os locais e os anos em cada bloco não foram detectadas (Tabela 2). O bloco de Búzios e o bloco da Piraquara apresentaram assembleias distintas (Teste par a par da PERMANOVA; $p < 0,01$; Tabela 3).

Tabela 2: Análise multivariada permutacional da variância (PERMANOVA) baseada na matriz de dissimilaridade de Bray–Curtis para a assembleia de peixes dos fundos rochosos estudados.

Fonte	df	SS	MS	Ps-F	P
Bloco	2	10700	5350	1,5293	0,0086
Local (Blo)	18	56238	3124,3	0,93949	0,6686
Ano (Blo)	4	11011	2752,8	0,82777	0,7197
Res	21	69837	3325,6		
Total	45	1,62E+05			

Tabela 3: Resultados da comparação par a par (PERMANOVA) da estrutura da assembleia de peixes entre os diferentes blocos.

Blocos	t	P (perm)
Búzios, Piraquara	1,4621	0,0166
Búzios, Sandri	1,0779	0,1043
Piraquara, Sandri	1,1153	0,0943

O primeiro eixo do PCO explicou 21,5% da variação total da assembleia de peixes, indicando uma similaridade maior entre amostras de Búzios e Sandri em comparação com a Piraquara. O segundo eixo do PCO explicou 11,4% e separou a assembleia de peixes de Piraquara e Sandri da assembleia de Búzios (Figura 4). Através da ordenação do CAP foi

possível observar uma separação clara entre as assembleias de peixes dos três diferentes blocos. O primeiro eixo do CAP dividiu o bloco da Piraquara, representada principalmente por espécies de hábito pelágico/estuarino como *C. chrysurus*, *Scomberomorus* sp. e *B. capriscus*, do bloco de Búzios e do Sandri, representadas de espécies associadas a ambientes recifais, como *S. axillare*, *D. auriga* e *Kyphosus* sp. O segundo eixo do CAP separou principalmente a locais do bloco do Sandri, representados por espécies que utilizam algas de dossel como habitat, como *S. axillare* e *D. auriga* (Figura 5).

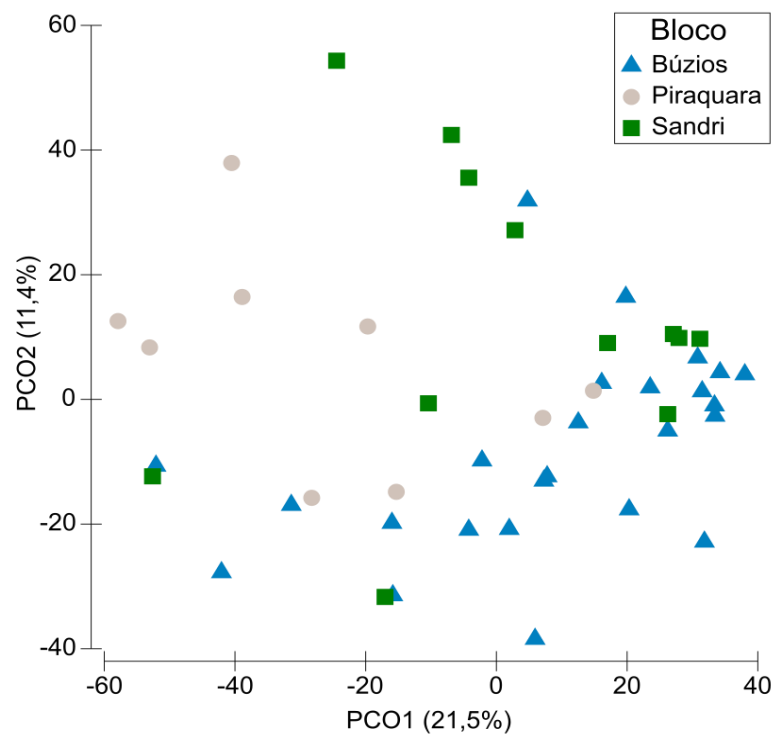


Figura 4. Ordenação da Análise de Coordenadas Principais (PCO) da assembleia de peixes dos três blocos.

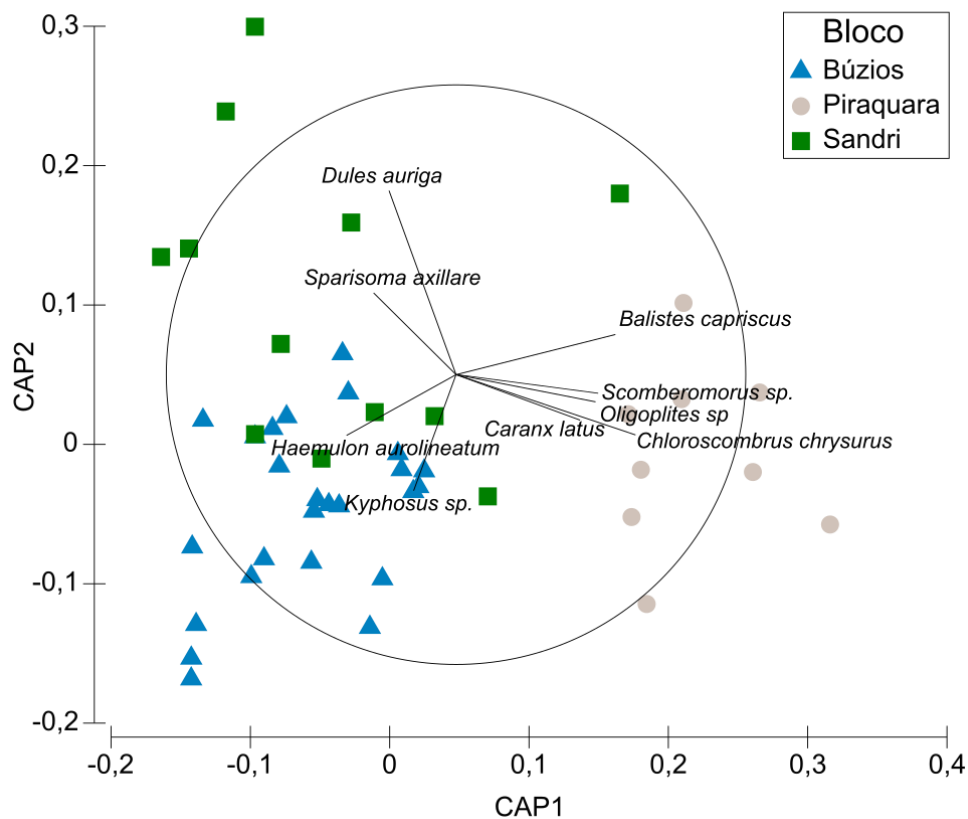


Figura 5. Representação gráfica do CAP ilustrando as espécies responsáveis pelas diferenças entre os três blocos.

As espécies *Haemulon aurolineatum* e *Diplodus argenteus* foram as mais representativas apresentando porcentagens de contribuição elevadas que variaram de 9,67% a 52,75% (SIMPER, Tabela 4). Em Búzios, *H. aurolineatum* (39,06%) foi a espécie que mais contribuiu para a similaridade do bloco, seguida por *D. argenteus* (11,04%) e outras espécies tipicamente recifais, como *Chaetodon striatus*, *Kyphosus sp.*, *Abudefduf saxatilis* e *Pomacanthus paru*. Na Piraquara, *Chloroscombrus chrysurus* (45,83%) e *Balistes capriscus* (31,97%) tiveram as maiores porcentagens de contribuição. No Sandri, espécies comumente recifais como *P. paru* e *C. striatus* contribuíram para a similaridade, mas em menores porcentagens.

Tabela 4. Espécies integrantes de cada local que contribuíram com similaridade entre os blocos amostrados (Búzios, Piraquara e Sandri), utilizando a análise de SIMPER.

Similaridade			
Média/contribuição (%)	Búzios (19,72)	Piraquara (27,18)	Sandri (15,78)
<i>Haemulon aurolineatum</i>	39,06	-	24,79
<i>Diplodus argenteus</i>	11,04	9,67	52,75
<i>Diplectrum sp.</i>	8,12	-	-
<i>Chaetodon striatus</i>	7,26	-	1,7
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	5,85	45,83	-
<i>Kyphosus sp.</i>	5,65	-	-
<i>Abudefduf saxatilis</i>	5,32	-	-
<i>Chaetodipterus faber</i>	4,7	-	-
<i>Pomacanthus paru</i>	4,05	-	3,42
<i>Balistes capriscus</i>	-	31,97	3,3
<i>Caranx latus</i>	-	3,35	-
<i>Dules auriga</i>	-	-	2,89
<i>Stephanolepis hispida</i>	-	-	1,74

Este é o primeiro estudo que analisa a diversidade de peixes e seus padrões espaciais em fundos rochosos submersos na Baía da Ilha Grande utilizando BRUVs, revelando padrões espacialmente distintos entre os blocos e com diferentes influências ambientais. O bloco da Piraquara, mais próximo da costa e da foz de rios, abrigou espécies com maior afinidade estuarina, como *C. chrysurus* e *B. capriscus*. Enquanto isso, os outros dois blocos, ainda que inseridos em diferentes distâncias da influência estuarina, abrigam principalmente espécies de hábito recifal (e.g. *Chaetodon striatus*, *S. axillare* e *Kyphosus sp.*). A variação espacial entre os blocos pode refletir o efeito da configuração da paisagem marinha em maior escala na estruturação das assembleias, como observado por outros estudos (Olds et al. 2012; Gilby et al.

2016; Sievers et al. 2020). O bloco do Sandri, embora próximo ao principal rio da região (rio Mambucaba), fica em uma área desprotegida sujeita a maior influência marinha, o que acarreta uma influência intermitente da pluma estuarina, maior durante os meses chuvosos (Neves et al. 2010). Em contraste, os fundos rochosos da Piraquara localizam-se na Baía da Ribeira, em que condições estuarinas são predominantes (Neves et al. 2016). Por outro lado, em uma pequena escala, condições locais similares (e.g. complexidade e cobertura bentônica) favorecem a presença de espécies dos mesmos grupos chaves (e.g. herbívoros e predadores de invertebrados) em blocos distintos, mediadas pela influência do micro-habitat (van Lier et al. 2018; Moustaka et al. 2024).

3.4. Variação da riqueza, abundância e grupos tróficos entre os blocos

Não foram observadas diferenças significativas na riqueza e abundância de peixes entre os blocos (PERMANOVA, $p > 0,05$). Em relação aos grupos tróficos, diferenças par a par foram observadas entre o bloco de Búzios (média± erro padrão; $1,52 \pm 0,35$) e o bloco da Piraquara ($0,44 \pm 0,44$) para o grupo de predadores de invertebrados sésseis. Já para herbívoros territorialistas, diferenças significativas entre os blocos do Sandri ($1,66 \pm 1,66$) e da Piraquara (nenhum indivíduo) foram encontradas (Tabela 5).

Tabela 5. Média, Erro padrão e resultado da comparação par a par das variáveis de riqueza, abundância e grupos tróficos entre Búzios, Piraquara e Sandri.

Variáveis	Búzios	Piraquara	Sandri	Par a Par
Riqueza	$7,72 \pm 0,98$	$6,50 \pm 1,42$	$6,50 \pm 1,87$	ns
Abundância	$21,44 \pm 3,62$	$14,75 \pm 5,03$	$14,75 \pm 4,22$	ns
Carnívoro	$1,72 \pm 0,26$	$7,22 \pm 1,93$	$2,67 \pm 0,75$	ns
Onívoro	$1,48 \pm 0,56$	$0,44 \pm 0,29$	$0,42 \pm 0,29$	ns
Herbívoro errante	$3,20 \pm 1,54$	$1,22 \pm 1,22$	$0,58 \pm 0,31$	ns

Predador de inv. móveis	12,4±2,18	7,89±3,21	9,83±2,82	ns
Predador de inv. sésseis	1,52±0,35	0,44±0,44	1,00±0,44	Buz>Pir
Planctívoro	0,64±0,59	0,00±0,00	0,00±0,00	ns
Herbívoros territorialistas	1,15±0,23	0,00±0,00	1,66±1,66	San>Pir

*ns: não significativo

3.5. Relações entre preditores e a assembleia de peixes

A complexidade topográfica, a distância da foz de rios, a cobertura de macroalgas de dossel, temperatura, turbidez, profundidade e salinidade foram selecionados como os principais preditores da variação espacial da assembleia de peixes, explicando 35% da variação total (Tabela 6). A complexidade topográfica foi responsável pela maior porcentagem de explicação entre os preditores (12%), seguida pela distância da foz de rios, a cobertura de macroalgas de dossel e a temperatura (~4-5% de explicação cada).

Tabela 6. Resultados da análise do Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM).

Teste Marginal						
Grupo	SS	Ps-F	P	Prop.	res.df	regr.df
Profundidade	6064	1,7121	0,0519	3,75E-02	44	2
Temperatura	7620,9	2,1733	0,0138	4,71E-02	44	2
Salinidade	7491,2	2,1346	0,0167	4,63E-02	44	2
Turbidez	6216,6	1,7569	0,0467	3,84E-02	44	2
Consolidado	7238,9	2,0593	0,0177	4,47E-02	44	2
Inconsolidado	5466,9	1,5376	0,0889	3,38E-02	44	2

Macroalga de Dossel	6376,7	1,804	0,0361	3,94E-02	44	2
Sub-bosque	3073	0,85127	0,6427	1,90E-02	44	2
Turf	7880,6	2,2512	0,0089	4,87E-02	44	2
Ascidia	1929,7	0,53073	0,9781	1,19E-02	44	2
Visibilidade	10711	0,99176	0,4822	6,62E-02	42	4
Complexidade topográfica	19451	2,9356	0,0001	0,12014	43	3
Distância da foz de rios	11702	3,4279	0,0004	7,23E-02	44	2

	AIC	R ²	RSS	Seleção (% de explicação)
Melhor solução	373,32	35,71	104080,00	Complexidade topográfica (12%) Distância da foz de rios (4,8%) Macroalga de Dossel (4,7%) Temperatura (4,2%) Turbidez (3,8%) Profundidade (3,5%) Salinidade (3%)

O dbRDA identificou variações na assembleia de peixes relacionadas a locais com diferentes níveis de complexidade do habitat. O primeiro eixo do dbRDA foi responsável por 11,7% da variação total da assembleia e distinguiu os locais com complexidade topográfica alta e moderada, distantes da foz de rios, dos locais de fundos rochosos planos. O segundo eixo do dbRDA explicou 4,8% da variação da assembleia e diferenciou locais com maior cobertura de macroalgas de dossel e temperaturas dos locais com maior turbidez, profundidade e salinidade (Figura 6).

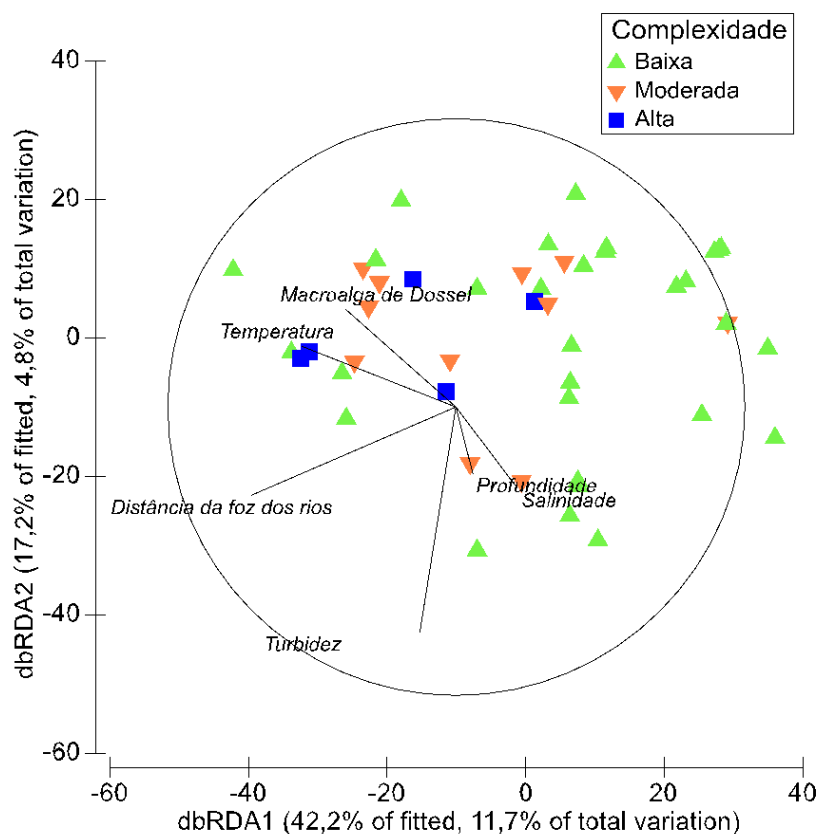


Figura 6. Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) demonstrando os padrões espaciais da assembleia de peixes recifais entre três diferentes categorias de complexidade.

A influência da complexidade estrutural e da cobertura de macroalgas enfatiza a importância tanto dos componentes vivos quanto dos não vivos do recife, que podem estruturar as comunidades de peixes recifais (Darling et al. 2017). Em todo o mundo, estudos têm demonstrado como ambientes recifais com maior complexidade estrutural são cruciais na estruturação das assembleias de peixes (Teixeira-Neves et al. 2015; Darling et al. 2017; Moustaka et al. 2024). Diferentemente de recifes de corais, onde a cobertura viva de corais forma a arquitetura fundamental dominante (Graham et al. 2013; Darling et al. 2017), em recifes rochosos a estrutura do habitat é proporcionada por rochas de diferentes tamanhos, assim como rachaduras, fendas e buracos que fornecem uma variedade de microhabitats e refúgios para invertebrados e peixes (García-Chariton et al. 2004; Pinheiro et al. 2013; Teixeira-Neves et al. 2015).

A heterogeneidade do habitat promove o aumento da biodiversidade em diferentes escalas (Canessa 2022; Escalera-Vázquez et al. 2024), e pode ser gerada por diferentes

elementos, tanto abióticos, como a complexidade topográfica, e/ou bióticos, como a comunidade bentônica, fatores que influenciam as interações entre as espécies e com seus microhabitats. A variabilidade observada nos efeitos e mecanismos da heterogeneidade em diferentes contextos ecológicos permanece em grande parte inexplorada (Sola & Griffin 2025).

A complexidade do habitat recifal pode ser estruturada não apenas pela rugosidade física de rochas e de corais duros formadores de recifes, mas também pela estrutura macia fornecida pelo dossel de macroalgas (Wilson et al. 2014; van Lier et al. 2017; Moustaka et al. 2024). Em recifes subtropicais, a cobertura percentual de macroalgas de dossel pode ser tão importante para espécies de peixes associadas quanto a rugosidade do substrato físico. Os habitats dominados por macroalgas possuem relações funcionais semelhantes com a biota associada, abrigando espécies de peixes especialistas (Rossier & Kulbicki 2000; Chen et al. 2022) e muitos táxons de peixes apoiados como transientes em habitats de macroalgas para recifes dominados por corais durante a ontogenia ou migrações de forrageamento (Fulton et al. 2019). Recifes e bancos dominados por macroalgas podem oferecer recursos alimentares de ordem primária, através da biomassa algal e secundária através da epifauna associada para peixes (Fulton et al. 2019). O bloco do Sandri foi associado à presença de grupos funcionais especialistas no uso de habitats dominados por macroalgas, como o invertívoro/carnívoro *D. auriga*, consumidor secundário que se alimenta de invertebrados associados à macroalgas como poliquetas, caranguejos braquiúros e anfípodas (Roman et al. 2024). Esta espécie habita substratos rochosos e arenosos entre 15 e 140m, sendo raramente observada nos recifes insulares rasos (<10m) predominantes da BIG (Fisher et al. 2011).

Em recifes costeiros, a riqueza e a abundância de peixes recifais tendem a aumentar conforme a distância da costa (Gibran e Moura 2012), associada a menor influência da descarga de rios (Neves et al. 2016). No entanto, este estudo não detectou diferenças significativas entre os blocos para essas métricas. Por outro lado, os dois blocos mais distantes da foz de rios (Búzios e Sandri) apresentaram diferenças significativas do bloco mais próximo (Piraquara), para grupos tróficos que utilizam organismos que crescem sobre o substrato como recurso alimentar, como herbívoros territorialistas e predadores de invertebrados sésseis. O maior acúmulo de areia e detritos em recifes próximos a fontes de sedimentação pode influenciar negativamente o recrutamento de organismos bentônicos sésseis (Moeller et al. 2017; Wakwella et al. 2020). Além disso, as macroalgas próximas a essas fontes de acúmulo de sedimento, podem apresentar menor abundância de peixes, sustentando menores taxas de

forrageamento por peixes herbívoros (Bellwood & Fulton 2008; Goatley & Bellwood 2012; Tebbett et al. 2018).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os fundos rochosos da baía da Ilha Grande foram dominados por matrizes de macroalgas epilíticas e algas frondosas (formadoras de dossel e sub-bosque) independentemente da distância da foz de rios. O domínio de macroalgas em áreas sujeitas a intensa sedimentação é um padrão comum em habitats rochosos, mas a ausência de uma cobertura mais diversa e heterogênea da comunidade bentônica contrasta com o observado em recifes rasos da região.

As assembleias de peixes foram caracterizadas por espécies com ciclo de vida mais associado aos estuários, no bloco sujeito à influência estuarina permanente (Piraquara), e por espécies tipicamente recifais, no bloco mais distante da foz de rios (Búzios). O bloco do Sandri possui uma assembleia com espécies características dos outros dois blocos. A variação espacial da assembleia de peixes foi mais bem explicada pela complexidade topográfica (12%), sendo associada a dois ambientes distintos: recifes submersos estruturalmente complexos e fundos rochosos planos. Tais ambientes estão distribuídos independentemente da distância da costa, resultando nas similaridades das assembleias entre os blocos. Os outros componentes ambientais e do habitat explicaram uma parcela menor da variação (3-5%), relacionados a características pontuais de determinadas lajes ou parcéis.

O baixo número de amostras, especialmente nos blocos da Piraquara e Sandri não permitiu uma ampla compreensão sobre a variação na riqueza e abundância de grupos tróficos. Os BRUVs tem sido amplamente empregados em ambientes rochosos submersos e fornecem um registro permanente da composição de espécies, permitindo a coleta de dados das assembleias simultaneamente com características dos habitats. No entanto, as condições de baixa visibilidade (<2m) limitaram o conhecimento sobre a composição das assembleias. O presente estudo ressalta a importância ecológica de fundos rochosos, como lajes e parcéis, abrigando assembleias de peixes com características espaciais distintas dos recifes insulares rasos. Tais ambientes carecem de um mapeamento mais completo na região e possuem o potencial de ampliar a área recifal conhecida da BIG.

5. REFERÊNCIAS

Airoldi, L., Fabiano, M., & Cinelli, F. (1996). Sediment deposition and movement over a turf assemblage in a shallow rocky coastal area of the Ligurian Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 133, 241-251.

Althaus, F., Hill, N., Ferrari, R., Edwards, L., Przeslawski, R., Schönberg, C. H., ... & Gowlett-Holmes, K. (2015). A standardised vocabulary for identifying benthic biota and substrata from underwater imagery: the CATAMI classification scheme. *PloS one*, 10(10), e0141039.

Adey, W. H. (1998). Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *Journal of Phycology*, 34(3), 393-406.

Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E Ltd.

Anderson, A. B., Delfino, S. D. T., Vilar, C. C., Pimentel, C. R., Bernardino, A. F., & Joyeux, J. C. (2025). Fish Assemblage Patterns in Rhodolith Beds of a Southwestern Atlantic Marine Protected Area: The Role of Habitat Complexity. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 41(2), 96.

Bellwood, D., & Wainwright, P. (2001). Locomotion in labrid fishes: implications for habitat use and cross-shelf biogeography on the Great Barrier Reef. *Coral reefs*, 20(2), 139-150.

Bellwood D. R., & Fulton, C. J., (2008). Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change?. *Limnology and Oceanography*, 53(6), 2695-2701.

Bennett, K., Wilson, S. K., Shedrawi, G., McLean, D. L., & Langlois, T. J. (2016). Can diver operated stereo-video surveys for fish be used to collect meaningful data on benthic coral reef communities?. *Limnology and Oceanography: Methods*, 14(12), 874-885.

Brown, K., Monk, J., Williams, J., Carroll, A., Harasti, D., & Barrett, N. (2022). Depth and benthic habitat influence shallow and mesophotic predatory fishes on a remote, high-latitude

coral reef. *Plos one*, 17(3), e0265067.

Canessa, M., Bavestrello, G., Guidetti, P., Navone, A., & Trainito, E. (2022). Conjuntos de recifes rochosos marinhos e propriedades litológicas dos substratos estão conectados em diferentes níveis ecológicos. *The European Zoological Journal*, 89 (1), 813–826. <https://doi.org/10.1080/24750263.2022.2095045>

Castro, G. M., Vargens, R. P., Carlos-Júnior, L. A., Cardoso, F. C., Salomon, P. S., Tenório, M. M., ... & Moura, R. L. (2023). Incised valleys drive distinctive oceanographic processes and biological assemblages within rhodolith beds. *Plos one*, 18(11), e0293259.

Cappo, M., Stowar, M., Syms, C., Johansson, C., & Cooper, T. (2011). Fish-habitat associations in the region offshore from James Price Point—a rapid assessment using Baited Remote Underwater Video Stations (BRUVS). *Journal of the Royal Society of Western Australia*, 94, 303-321.

Chong-Seng, K. M., Mannering, T. D., Pratchett, M. S., Bellwood, D. R., & Graham, N. A. (2012). The influence of coral reef benthic condition on associated fish assemblages.

Chen, Y. Y., Jennions, M., & Fox, R. J. (2022). Foraging microhabitat preferences of invertivorous fishes within tropical macroalgal meadows: identification of canopy specialists. *Coral Reefs*, 41(5), 1511-1522.

Claudet, J., Osenberg, C. W., Domenici, P., Badalamenti, F., Milazzo, M., Falcón, J. M., ... & Planes, S. (2010). Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological applications*, 20(3), 830-839.

Darling, E. S., Graham, N. A., Januchowski-Hartley, F. A., Nash, K. L., Pratchett, M. S., & Wilson, S. K. (2017). Relationships between structural complexity, coral traits, and reef fish assemblages. *Coral Reefs*, 36(2), 561-575.

de Carvalho-Junior, L., Neves, L. M., Teixeira-Neves, T. P., & Cardoso, S. J. (2023). Long-term changes in benthic communities following the invasion by an alien octocoral in the

Southwest Atlantic, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114386.

Derviche, P., Bastos, R. F., Aschenbrenner, A., Furlani, F. U., Soeth, M., Oliveira-Filho, R. R., ... & Gasparini, J. L. (2025). Two decades after the first assessment of fish and benthos in a rocky reef: baseline and inter-island diversity comparisons. *Biodiversity and Conservation*, 34(11), 3759-3784.

Dias, C. D. O., Bonecker, S. L., & Nogueira, C. R. (1999). Variações na estrutura da comunidade zooplancônica próxima a usina I da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto (CNAAA)-(Angra Dos Reis-RJ-Brasil)-Ciclo 1980/81 E 1991/93. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42.

Dorman, SR, Harvey, ES, & Newman, SJ (2012). Efeitos da isca na amostragem de assembleias de peixes de recifes de coral com BRUVs estéreo.

Dugan, J. E., Airoidi, L., Chapman, M. G., Walker, S. J., Schlacher, T., Wolanski, E., & McLusky, D. (2011). 8.02-Estuarine and coastal structures: environmental effects, a focus on shore and nearshore structures. *Treatise on estuarine and coastal science*, 8, 17-41.

Escalera-Vázquez, L. H., Martínez-Servín, F., & Arceo-Carranza, D. (2024). Fish assemblage structure related to habitat heterogeneity in rocky reefs in the Mexican Pacific coast. *Neotropical Ichthyology*, 22, e230040.

Esmaili, YS, Corte, GN, Checon, HH, Gomes, TRC, Lefcheck, JS, Amaral, ACZ, & Turra, A. (2021). A avaliação abrangente da biodiversidade de peixes na zona de arrebentação rasa requer uma combinação de métodos de amostragem. *Marine Ecology Progress Series*, 667, 131-144.

Ferreira, C.E.L.; Ferreira, C.G.W.; Rangel, C. A.; Mendonça, J. P.; Gerhardinger, L. C.; Filho, A. C.; Godoy, E. A.; Luiz Junior, O.; Gasparini, J. L. (2007). Peixes Recifais. In: Creed, J.C.; PIRES, D.O.; FIGUEIREDO, M.A.O. (Orgs). Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (Série Biodiversidade 23), p. 293-332.

Fischer, L.G., Vieira, J.P., Pereira, L.E.D., (2011). Peixes Estuarinos e Costeiros, second ed.

Grafica ' Palloti, R rio Grande, 67 pp.

Floeter SR (2023) Brazilian reef fishes: Editora CRV 320p.

Floeter, SR, Krohling, W., Gasparini, JL, Ferreira, CE, & Zalmon, IR (2007). Estrutura da comunidade de peixes recifais em ilhas costeiras do sudeste do Brasil: a influência da exposi o e da cobertura bentônica. *Biologia Ambiental de Peixes* , 78 (2), 147-160.

Fonseca, M. S., Araújo, F. G., Teixeira-Neves, T. P., Corrêa, C., Pereira-Filho, G. H., & Neves, L. M. (2021). Drivers of distribution of the parrotfish *Sparisoma frondosum* (agassiz, 1831) in Southwest Atlantic rocky reefs: Insights for management and conservation. *Ocean & Coastal Management*, 209, 105642.

Froese, R. e D. Pauly. Editores. (2025). FishBase. Publica o eletr nica na World Wide Web. Disponível em: www.fishbase.org, versão (04/2025). Acessado em: 21 de novembro de 2025.

Fulton, C. J., Abesamis, R. A., Berkstr m, C., Depczynski, M., Graham, N. A., Holmes, T. H., ... & Wilson, S. K. (2019). Form and function of tropical macroalgal reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 989-999.

García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J. T., Re ones, O., & Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144(1), 161-182.

Gragnotati, M., Rolim, F. A., Pereira-Filho, G. H., Athayde, A. C. S., Ciotti,  . M., & Motta, F. S. (2024). Vertical structure of reef fish assemblages and light penetration reveal new boundaries of mesophotic ecosystems in the subtropical Southwestern Atlantic. *Marine Environmental Research*, 198, 106527.

Graham, N. A., & Nash, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral reefs*, 32(2), 315-326.

Goatley C. H., & Bellwood D. R., (2012). Sediment suppresses herbivory across a coral reef depth gradient. *Biology letters*, 8(6), 1016-1018.

Gilby, B. L., Tibbetts, I. R., Olds, A. D., Maxwell, P. S., & Stevens, T. (2016). Seascape context and predators override water quality effects on inshore coral reef fish communities. *Coral Reefs*, 35(3), 979–990. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1449-5>.

Gibran, F. Z., & Moura, R. L. D. (2012). The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10, 369-382.

Goetze, JS, Jupiter, SD, Langlois, TJ, Wilson, SK, Harvey, ES, Bond, T., & Naisilisili, W. (2015). Vídeo operado por mergulhador detecta com maior precisão os impactos da pesca em áreas de pesca periodicamente desativadas. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 462, 74-82.

Hall, A. E., & Kingsford, M. J. (2021). Habitat type and complexity drive fish assemblages in a tropical seascape. *Journal of Fish Biology*, 99(4), 1364-1379.

Haupt, P. W., Lombard, A. T., Goodman, P. S., & Harris, J. M. (2017). Accounting for spatiotemporal dynamics in conservation planning for coastal fish in KwaZulu-Natal, South Africa. *Biological Conservation*, 209, 289-303.

Harvey, E., Fletcher, D., Shortis, M. R., & Kendrick, G. A. (2004). A comparison of underwater visual distance estimates made by scuba divers and a stereo-video system: implications for underwater visual census of reef fish abundance. *Marine and Freshwater Research*, 55(6), 573-580.

Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. (2007). Áreas protegidas brasileiras 2004-2007. Brasília: ICMBio. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/marinho/unidades-de-conservacao-marinho/2254-esec-de-tamoios>

Jarrett, AD, Mosman, JD, Gilby, BL, Olds, AD, & Henderson, CJ (2025). Efeitos da conectividade e complexidade do habitat na distribuição de comunidades de peixes de recife costeiros. *Estuaries and Coasts* , 48 (2), 38.

Kjerfve, B., Dias, G. T., Filippo, A., & Geraldles, M. C. (2021). Oceanographic and environmental characteristics of a coupled coastal bay system: Baía de Ilha Grande-Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 41, 101594.

Krajewski, J. P., & Floeter, S. R. (2011). Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. *Environmental Biology of Fishes*, 92(1), 25-40.

Langlois, T. J., Radford, B. T., Van Niel, K. P., Meeuwig, J. J., Pearce, A. F., Rousseaux, C. S., ... & Harvey, E. S. (2012). Consistent abundance distributions of marine fishes in an old, climatically buffered, infertile seascape. *Global Ecology and Biogeography*, 21(9), 886-897.

Langlois, TJ, Newman, SJ, Cappo, M., Harvey, ES, Rome, BM, Skepper, CL, & Wakefield, CB (2015). Seletividade de comprimento de armadilhas comerciais para peixes avaliada a partir de comparações in situ com vídeo estéreo: há evidências de viés de amostragem? *Fisheries Research* , 161 , 145-155.

Langlois, T., Goetze, J., Bond, T., Monk, J., Abesamis, R. A., Asher, J., ... & Harvey, E. S. (2020). A field and video annotation guide for baited remote underwater stereo-video surveys of demersal fish assemblages. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(11), 1401-1409.

Legendre, P., & Anderson, M. J. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*, 69(1), 1-24.

Liu, W. C., Liu, H. M., & Young, C. C. (2022). Effects of environmental factors on suspended sediment plumes in the continental shelf out of Danshuei River Estuary. *Water*, 14(17), 2755.

Lima Júnior, MJ, Nunes, JA, & Sampaio, CL (2025). Influência dos habitats nas assembleias de peixes nas áreas costeiras marinhas tropicais do Atlântico Sudoeste. *Ictiologia Neotropical* , 23 , e240038.

Machado, A. A., Moraes, F. C. D., Aguiar, A. A., Hostim-Silva, M., Santos, L. N., & Bertocini, Á. A. (2022). Rocky reef fish biodiversity and conservation in a Brazilian Hope Spot region. *Neotropical Ichthyology*, 20(03), e220032.

Maia, HA, Morais, RA, Quimbayo, JP, Dias, MS, Sampaio, CL, Horta, PA, ... & Floeter, SR (2018). Padrões espaciais e drivers de comunidades de peixes e recifes bentônicos na Ilha de São Tomé, Atlântico Tropical Oriental. *Ecologia Marinha* , 39 (6), e12520.

Mantelatto, M. C., Oliveira, A. E. S. D., Menegola, C., Casares, F. A., & Creed, J. C. (2020). Depth and grazing intensity are the main drivers of subtidal hardground benthic community structure on tropical south Atlantic reefs. *Marine Ecology*, 41(3), 1-13.

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

Moura, R. L., Abieri, M. L., Castro, G. M., Carlos-Junior, L. A., Chiroque-Solano, P. M., Fernandes, N. C., ... & Bastos, A. C. (2021). Tropical rhodolith beds are a major and belittled reef fish habitat. *Scientific reports*, 11(1), 794.

Moeller, M., Nietzer, S., Schils, T., & Schupp, P. J. (2017). Low sediment loads affect survival of coral recruits: the first weeks are crucial. *Coral Reefs*, 36(1), 39-49.

Moustaka, M., Evans, R. D., Kendrick, G. A., Hyndes, G. A., Cuttler, M. V., Bassett, T. J., ... & Wilson, S. K. (2024). Local habitat composition and complexity outweigh seascape effects on fish distributions across a tropical seascape. *Landscape Ecology*, 39(2), 28.

Murphy, H. M., & Jenkins, G. P. (2010). Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 236-252.

Neves, L. M., Teixeira, T. P., & Araujo, F. G. (2011). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32(1), 115-131.

Neves, L. M., Teixeira-Neves, T. P., Pereira-Filho, G. H., & Araujo, F. G. (2016). The farther the better: effects of multiple environmental variables on reef fish assemblages along a distance gradient from river influences. *PloS one*, 11(12), e0166679.

Olds, A., Connolly, R., Pitt, K., & Maxwell, P. S. (2012). Primacy of seascape connectivity effects in structuring coral reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 462, 191–203.

Pereira, P. H. C., Moraes, R. L., dos Santos, M. V. B., Lippi, D. L., Feitosa, J. L. L., & Pedrosa, M. (2014). The influence of multiple factors upon reef fish abundance and species richness in a tropical coral complex. *Ichthyological Research*, 61(4), 375-384.

Pinheiro, H. T., Martins, A. S., & Joyeux, J. C. (2013). The importance of small-scale environment factors to community structure patterns of tropical rocky reef fish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(5), 1175-1185.

Pinheiro, H. T., Rocha, L. A., Macieira, R. M., Carvalho-Filho, A., Anderson, A. B., Bender, M. G., ... & Floeter, S. R. (2018). South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 24(7), 951-965.

Plazas-Gómez, RA, Bejarano, S., Magneville, C., & Fujitani, M. (2025). Além da taxonomia: uma abordagem funcional revela padrões de resposta de peixes de recife à poluição de águas residuais. *Marine Pollution Bulletin*, 216, 118024.

Roman, J. M., Cazorla, A. C. L., & Barbini, S. A. (2024). Feeding habits of a small demersal fish: Longfinned dwarf sea bass, *Dules auriga* (Teleostei: Serranidae), from the Southwest Atlantic. *Regional Studies in Marine Science*, 77, 103717.

Rodrigues, TE, Giglio, VJ, Gibran, FZ, Rolim, FA, Neves, LM, Pereira-Filho, GH, ... & Motta, FS (2024). Profundidade, corais duros e cobertura de tapetes como preditores da distribuição espacial em microescala de peixes em um recife rochoso subtropical. *Biologia Ambiental de Peixes* , 107 (8), 909-925.

Rossier, O., & Kulbicki, M. (2000). A comparison of fish assemblages from two types of algal beds and coral reefs in the south-west lagoon of New Caledonia. *Cybium*, 24, 3–26

Rolim, F. A., Langlois, T., Motta, F. D. S., Castro, G. M. D., Lester, E., Abieri, M. L., ... & Moura, R. L. D. (2022). Habitat and marine reserve status drive reef fish biomass and functional diversity in the largest south Atlantic coral reef system (Abrolhos, Brazil). *Frontiers in Marine Science*, 9, 701244.

Rolim, F. A., Langlois, T., Rodrigues, P. F., Bond, T., Motta, F. S., Neves, L. M., & Gadig, O. B. (2019). Network of small no-take marine reserves reveals greater abundance and body size of fisheries target species. *PLoS One*, 14(1), e0204970.

Rolim, FA, Rodrigues, PF, Langlois, T., Neves, LM, & Gadig, OB (2022). Uma comparação de vídeos estéreo e métodos de censo visual para avaliar a assembleia de peixes de recifes rochosos subtropicais. *Biologia Ambiental de Peixes* , 105 (3), 413-429.

Schramm, K. D., Harvey, E. S., Goetze, J. S., Travers, M. J., Warnock, B., & Saunders, B. J. (2020). A comparison of stereo-BRUV, diver operated and remote stereo-video transects for assessing reef fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 524, 151273.

Stuart-Smith, R. D., Barrett, N. S., Crawford, C. M., Frusher, S. D., Stevenson, D. G., & Edgar, G. J. (2008). Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 365(2), 116-125.

Sievers, K. T., McClure, E. C., Abesamis, R. A., & Russ, G. R. (2020). Nonreef habitats in a

tropical seascape affect density and biomass of fishes on coral reefs. *Ecology and Evolution*, 10(24), 13673–13686. <https://doi.org/10.1002/ece3.6940>

Sheaves, M. (2009). Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series*, 391, 107-115.

Sola, J., & Griffin, J. N. (2025). Resolving the context-dependency of local heterogeneity–diversity relationships across rocky reefs worldwide. *Proceedings B*, 292(2046), 20242723.

Schobernd, Z. H., Bacheler, N. M., & Conn, P. B. (2013). Examining the utility of alternative video monitoring metrics for indexing reef fish abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71, 464–471. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0086>

Scott, M. E., Tebbett, S. B., Whitman, K. L., Thompson, C. A., Mancini, F. B., Heupel, M. R., & Pratchett, M. S. (2022). Variation in abundance, diversity and composition of coral reef fishes with increasing depth at a submerged shoal in the northern Great Barrier Reef. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 32(3), 941-962.

Schobernd, Z. H., Bacheler, N. M., & Conn, P. B. (2014). Examining the utility of alternative video monitoring metrics for indexing reef fish abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(3), 464-471.

Schmid, K., Silva, FRMD, Santos, BJVD, Bezerra, NPA, Garla, RC, & Giarrizzo, T. (2020). Primeira avaliação da ictiofauna no Arquipélago de Fernando de Noronha com BRUVS: Catálogo de espécies com imagens subaquáticas. *Biota Neotropica*, 20 (4), e20201014.

Tebbett S.B., Bellwood D.R., Purcell S.W., (2018). Sediment addition drives declines in algal turf yield to herbivorous coral reef fishes: implications for reefs and reef fisheries. *Coral Reefs* 37, 929–937.

Tetreault, I., & Ambrose, R. F. (2007). Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAs. *Ecological Applications*, 17(8), 2251-2267.

Teixeira-Neves, T. P., Neves, L. M., & Araújo, F. G. (2015). Hierarchizing biological, physical

and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 98(6), 1645-1657.

van Lier JR, Harasti D, Laird R, Noble MM, Fulton CJ (2017) Importance of soft canopy structure for labrid fish communities in estuarine mesohabitats. *Mar Biol.* <https://doi.org/10.1007/s00227-017-3068-2>

van Lier JR, Wilson SK, Depczynski M, Wenger LN, Fulton CJ (2018) Habitat connectivity and complexity underpin fish community structure across a seascape of tropical macroalgae meadows. *Landsc Ecol* 33:1287–1300

Wakwella, A., Mumby, P. J., & Roff, G. (2020). Sedimentation and overfishing drive changes in early succession and coral recruitment. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1941), 20202575.

Weber, W. (2001). Ambiente das Águas no Estado do RJ. Projeto PLANÁGUA SEMADS/GTZ, Capítulo: Baías: Grande Diversidade. Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. 230p.

Wilson SK, Fulton CJ, Depczynski M, Holmes TH, Noble MM, Radford B, Tinkler P (2014) Seasonal changes in habitat structure underpin shifts in macroalgae-associated tropical fish communities. *Mar Biol* 161:2597–2607

Wilson, S. K., Babcock, R. C., Fisher, R., Holmes, T. H., Moore, J. A., & Thomson, D. P. (2012). Relative and combined effects of habitat and fishing on reef fish communities across a limited fishing gradient at Ningaloo. *Marine environmental research*, 81, 1-11.

Whitmarsh, S. K., Fairweather, P. G., & Huveneers, C. (2017). What is Big BRUVver up to? Methods and uses of baited underwater video. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27, 53–73. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9450-1>

Zuchuat, V., Gugliotta, M., Poyatos-Moré, M., van Der Veegt, H., Collins, D. S., & Vaucher, R. (2023). Mixed depositional processes in coastal to shelf environments: Towards acknowledging

their complexity. *The Depositional Record*, 9, 206-212.

6. APÊNDICES

Tabela 1 - APÊNDICE 1: Tabela com resultados da PERMANOVA para grupos tróficos.

	a. Carnívoros					b. Onívoros					c. Herbívoros errantes				
Fonte	df	SS	MS	Ps-F	P	df	SS	MS	Ps-F	P	df	SS	MS	Ps-F	P
Bloco	2	5,4	2,7	1,8	*	2	0,1	0,1	1,2	ns	2	0,2	0,1	0,7	ns
Local (Blo)	19	13,4	0,7	0,9	ns	19	13,3	0,7	0,9	ns	19	37,9	2,0	1,6	ns
Ano (Blo)	4	4,9	1,2	1,5	ns	4	0,3	0,1	0,1	ns	4	1,1	0,3	0,2	ns
Res	20	16,0	0,8			20	14,7	0,7			20	24,7	1,2		
Total	45	47,7				45	33,2				45	75,3			
	d. Predadores de inv. móveis					e. Predadores de inv. sésseis					f. Planctívoros				
Fonte	df	SS	MS	Ps-F	P	df	SS	MS	Ps-F	P	df	SS	MS	Ps-F	P
Bloco	2	0,2	0,1	0,8	ns	2	2,3	1,2	1,8	*	2	0,0	0,0	4,4	**
Local (Blo)	19	52,3	2,8	1,0	ns	19	14,4	0,8	1,3	ns	19	2,6	0,1	0,2	ns
Ano (Blo)	4	4,2	1,0	0,4	ns	4	1,4	0,3	0,6	ns	4	0,1	0,0	0,0	ns
Res	20	57,4	2,9			20	12,0	0,6			20	11,8	0,6		
Total	45	130,0				45	32,2				45	15,5			
	g. Herbívoros territorialistas														
Fonte	df	SS	MS	Ps-F	P										
Bloco	2	1,1	0,5	0,9	ns										
Local (Blo)	19	8,4	0,4	8,9	*										
Ano (Blo)	4	1,0	0,3	5,0	ns										
Res	20	1,0	0,1												
Total	45	10,1													

Tabela 2 - APÊNDICE 2: Tabela com resultados da PERMANOVA para riqueza e abundância da comunidade de peixes.

Abundância					
PERMANOVA table of results					
Fonte	df	SS	MS	Ps-F	P
Bloco	2	0,30324	0,15162	0,85677	0,2058
Local (Blo)	19	57,533	3,0281	0,80727	0,6897
Ano (Blo)	4	6,7242	1,681	0,44816	0,7848
Res	20	75,02	3,751		
Total	45	169,56			

Riqueza					
PERMANOVA table of results					
Fonte	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Bloco	2	0,17247	8,62E-02	0,68731	0,2919
Local (Blo)	19	21,754	1,1449	1,4674	0,1931
Ano (Blo)	4	1,1261	0,28153	0,36082	0,8245
Res	20	15,605	0,78024		
Total	45	43,335			