

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA**  
**ANIMAL**

**DISSERTAÇÃO**

**Importância das escalas espaciais sobre a estrutura e  
beta diversidade das assembleias de peixes recifais da Baía  
da Ilha Grande, RJ**

**Milaine Silvano da Fonseca**

**2022**



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

**IMPORTÂNCIA DAS ESCALAS ESPACIAIS  
SOBRE A ESTRUTURA E BETA DIVERSIDADE DAS  
ASSEMBLEIAS DE PEIXES RECIFAIS DA BAÍA DA  
ILHA GRANDE, RJ**

**MILAINE SILVANO DA FONSECA**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Leonardo Mitrano Neves**

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

Seropédica

Março de 2022

Silvano da Fonseca, Milaine, 1992-  
S676i Importância das escalas espaciais sobre  
a estrutura e beta diversidade das assembleias de  
peixes recifais da Baía da Ilha Grande, RJ / Milaine  
Silvano da Fonseca. - Três Rios,  
2022. 55 f.: il.

Orientador: Leonardo Mitrano Neves.  
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal  
Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós  
Graduação em Biologia Animal, 2022.

1. Ecologia - Estrutura do habitat - Beta  
diversidade . 2. Assembleia de peixes, recifes  
rochosos. I. Mitrano Neves, Leonardo, 1981-,  
orient. II Universidade Federal Rural do Rio de  
Janeiro. Programa de Pós Graduação em Biologia  
Animal III. Título.

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

**MILAINE SILVANO DA FONSECA**

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.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 14/03/2022.

---

Prof. Leonardo Mitrano Neves. PhD. (UFRRJ)  
(Orientador)

---

Prof. Luis Felipe Skinner. PhD. (UERJ)

---

Prof. Rafael de Almeida Tubino. Dr. (UFRRJ)

*Dedicatória*

A Deus por ser o meu melhor amigo. As minhas mães, por trazerem luz para os meus dias com ensinamentos e sorrisos. Dedico também a todas as pessoas que nasceram em famílias pobres, mas que nutrem em seus corações sonhos grandiosos. Continuem sonhando, continuem tentando, pois “Maior é o espírito que está em nós do que o que está no mundo” – 1 João 4:4.

## AGRADECIMENTO

Agradeço ao professor Dr. Leonardo Mitrano Neves pela orientação, amizade e confiança que recebi durante esses 7 anos de laboratório. Não há dúvidas de que cresci como pessoa e pesquisadora durante esse tempo e uma boa parcela desse crescimento foi por incentivo dele. Os diversos conselhos que recebi e trocas de experiências durante as saídas de campo são pontos de uma formação extracurricular que sem dúvida levarei por toda a minha jornada.

A minha família. Agradeço pelo incentivo constante do meu pai Luiz Antônio e das minhas duas mães Zélia e Nilza, que sempre me deram apoio, amor e suporte de maneira altruísta. A minha irmã Miriane, pela nossa amizade e também pelas discordâncias de opinião que nos fizeram crescer juntas. Ao meu cunhado Elias, chegou em nossa família para somar e alegrar os nossos dias.

Ao meu noivo Marcelo Santos pela sua paciência e cuidado na reta final da escrita do meu artigo e dissertação. O incentivo e fé dele nos dias que pensei em desistir do mestrado, foram cruciais para que eu finalizasse essa etapa da minha jornada acadêmica.

A Dayana, Angélica e Nágilla que considero membros da minha família. Muito obrigada pelo apoio durante a graduação e pela amizade que saiu da República das Corujas para a vida. Ao meu afilhado David, que ao se casar com a Nágilla entrou para a família de corujas.

Aos meus amigos de Paraíba do Sul - Douglas, Dara, Zilda, Roberto, Filipe e Jacson que durante o início do mestrado me deram apoio e suporte, me acolhendo com muito carinho quando eu chegava de Seropédica.

Aos meus amigos de Cabo Frio – Tatiane, Claudinei, Thiago e Benilton pelas noites de jogos e estudo na minha casa. O amor e a irmandade de vocês me faziam querer voltar para a cidade em que cresci.

Aos irmãos das igrejas Batista Canaã, Comunidade Evangélica Batista do Alto da Posse (CEBAP), Assembleia de Deus Vila Ponto Chic (ADVPC), Assembleia de Deus Jardim Canaã (AD Canaã) e mais recentemente da Assembleia de Deus Ministério Alpha em Praia Linda (AD Alpha). A amizade e ajuda em intercessão de vocês foi fundamental durante o início, meio e fim desse mestrado.

A todos amigos que fiz no Laboratório de Educação Ambiental e Ecologia Aquática - LEA. Lécio, Larissa, Alan, Dávila, Maurício, Tamires e a todos os estagiários e a nova geração. Agradeço pela contribuição de cada um de vocês no meu trabalho e pelo compartilhamento de conhecimento a partir de conversas nas saídas de campo e almoço.

Aos amigos de São Paulo que mesmo distante são muito importantes. Em especial a minha “second best” Angélica que com muito carinho e apoio me apresentou a todos os meus outros amigos desse estado que aprendi a amar.

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

Agradeço a Deus. Ele foi colocado em último nessa lista porque eu precisava mostrar antes todas pessoas pelas quais sou grata a Ele por existirem na minha vida. Não basta apenas dizer

“Te agradeço por tudo”, quero Te dizer com detalhes que essa lista de nomes pelos quais sou grata, só existe por meio do Senhor e para a honra e glória do Seu Nome. Muito obrigada por ter me dado a vida e por ter me presenteado com todas essas pessoas, lugares e trocas. São presentes sim, pois os presentes nem sempre merecemos, mas por nos amar demais Ele nos dá. Obrigada por ser meu melhor amigo e pela sua perfeita forma de me amar.

## RESUMO

Fonseca, Milaine Silvano. **Importância das escalas espaciais sobre a estrutura e beta diversidade das assembleias de peixes recifais da Baía da Ilha Grande, RJ.** 2022. 55p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal, Biodiversidade Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

O entendimento da influência das escalas espaciais sobre a biodiversidade é fundamental para determinar quais medidas de conservação devem ser implementadas nos locais de uma região. Os peixes recifais são um componente fundamental para o funcionamento de ecossistemas recifais e têm sido ameaçados por impactos que ocorrem em escalas locais e regionais. Detectar quais escalas espaciais estão associadas a maior variação na composição das assembleias é crucial para identificar os processos no habitat que promovem esse padrão e propor medidas efetivas de conservação. Os objetivos deste estudo foram: (1) quantificar a variação espacial das assembleias de peixes recifais em escalas de dezenas de metros a dezenas de quilômetros, e (2) determinar se existem padrões de beta diversidade nessas escalas espaciais. Foram testadas as hipóteses de que (1) existe uma associação positiva entre a heterogeneidade do habitat e a beta diversidade, e (2) que a menor escala espacial comporta maior heterogeneidade e beta diversidade. Estes componentes da diversidade da assembleia de peixes (diversidade beta) e do habitat (heterogeneidade do habitat) foram avaliados em uma escala espacial local (entre transectos de locais) e uma maior escala espacial (entre locais de regiões). Cinco regiões foram estabelecidas na baía da Ilha Grande, com 2 abrangendo locais mais profundos e mais distantes da costa (Ilha Grande e Canal Central), e 3 com locais mais rasos, próximos da costa e sob influência estuarina (baía da Ribeira, Mambucaba e Paraty). Em cada local, 4-6 transectos foram amostrados, totalizando 289 transectos. A diferença na estrutura das assembleias de peixes entre as escalas espaciais foi testada usando a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) baseada no índice de Bray-Curtis. A variação na composição de espécies através das escalas espaciais (beta diversidade) foi testada com análise da Homogeneidade das Dispersões Multivariadas (PERMDISP) baseada no índice de Jaccard, enquanto os componentes aninhamento e rotatividade foram obtidos pelo pacote BetaPart. A maior variabilidade na estrutura da assembleia de peixes ocorreu entre os locais dentro de cada região (Pseudo-F = 3,9,  $p=0,0001$ , ECV = 26%). A distância da costa e a cobertura bentônica foram os melhores preditores da estrutura da assembleia. Uma assembleia de peixes predadores de invertebrados móveis e carnívoros caracterizou as amostras da baía da Ribeira e Paraty, enquanto uma assembleia mais rica com peixes de múltiplos grupos tróficos representou as amostras do Canal Central, Ilha Grande. A beta diversidade variou dentro dos locais ( $F=4,241$ ,  $P=0,0001$ ) e regiões ( $F=4,7173$ ,  $p=0,0163$ ). Entretanto, a escala local apresentou a maior dissimilaridade de Jaccard, com o componente de rotatividade (turnover) como principal contribuinte, enquanto nas regiões a dissimilaridade de Jaccard diminuiu e a contribuição da rotatividade e do aninhamento foi mais uniforme. A beta diversidade foi positivamente correlacionada a heterogeneidade do habitat ( $p<0,01$ ), com os locais da Ilha Grande mais heterogêneos em comparação aos locais da baía da Ribeira e Paraty. A variação da assembleia de peixes na escala dos locais foi associada a heterogeneidade do habitat, enquanto os impactos associados a influência de rios e proximidade da costa atuam diferenciando as assembleias na escala das regiões. As medidas de conservação devem considerar a heterogeneidade dos habitats e histórico de uso na escala dos locais, e ações que minimizem os efeitos de impactos mais abrangentes e difusos na escala das regiões.

**Palavras-chave:** ictiofauna, diversidade beta, estrutura do habitat.



## ABSTRACT

Fonseca, Milaine Silvano. **Importance of spatial scales on the structure and beta diversity of reef fish assemblages in Ilha Grande Bay, RJ.** 2022. 55p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal, Biodiversidade Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Understanding the influence of spatial scales on biodiversity is essential to determine which conservation measures should be implemented at the sites in a region. Reef fish are a fundamental component for the functioning of reef ecosystems and have been threatened by impacts that occur at local and regional scales. Detecting which spatial scales are associated with greater variation in assemblage composition is crucial to identify the processes in the habitat that promote this pattern and propose effective conservation measures. The objectives of this study were: (1) to quantify the spatial variation of reef fish assemblages at scales from tens of meters to tens of kilometers, and (2) to determine whether there are patterns of beta diversity at these spatial scales. The tested hypotheses were that (1) there is a positive association between habitat heterogeneity and beta diversity, and (2) that smaller spatial scale leads to greater heterogeneity and beta diversity. These components of fish assemblage diversity (beta diversity) and habitat (habitat heterogeneity) were evaluated at a local spatial scale (between transects of sites) and a larger spatial scale (between sites of regions). Five regions were established in Ilha Grande Bay, with 2 covering deeper locations and increased distances from the coast (Ilha Grande and Canal Central), and 3 with shallower locations, close to the coast and under estuarine influence (Ribeira Bay, Mambucaba and Paraty). At each site, 4-6 transects were sampled, totaling 289 transects. The difference in fish assemblage structure across spatial scales was tested using permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) based on the Bray-Curtis index. The variation in species composition across spatial scales (beta diversity) was tested with analysis of the Homogeneity of Multivariate Dispersions (PERMDISP) based on the Jaccard index, while the components of nestedness and turnover were obtained by the BetaPart package. The greatest variability in fish assemblage structure occurred between sites within each region (Pseudo-F = 3.9,  $p=0.0001$ , ECV = 26%). Distance from the coast and benthic cover were the best predictors of assemblage structure. An assemblage of predatory fishes of mobile and carnivorous invertebrates characterized the samples from the Ribeira and Paraty bays, while a richer assemblage with fish from multiple trophic groups represented the samples from the Central Channel, Ilha Grande. Beta diversity varied within sites ( $F=4.241$ ,  $P=0.0001$ ) and regions ( $F=4.7173$ ,  $p=0.0163$ ). However, the local scale presented the highest Jaccard dissimilarity, with the turnover component as the main contributor, while in the regions the Jaccard dissimilarity decreased, and the contribution of turnover and nestedness were more uniform. Beta diversity was positively correlated with habitat heterogeneity ( $p<0.01$ ), with the Ilha Grande sites being more heterogeneous compared to the Ribeira and Paraty bay sites. The variation of the fish assemblage at the scale of the sites was associated with the heterogeneity of the habitat, while the impacts associated with the influence of rivers and proximity to the coast were associated to assemblages' differences at the scale of the regions. Conservation measures should consider the heterogeneity of habitats and the usage history at the scale of sites, and actions that minimize the effects of broader and more diffuse impacts at the scale of regions.

**Keywords:** ichthyofauna, beta diversity, habitat structure.

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1.** Locais de amostragem na baía da Ilha Grande, sudoeste do Atlântico, Brasil. Áreas tracejadas indicam as regiões da baía.

**Figura 2.** Ordenação da análise de Coordenadas Principais (PCO) demonstrando a variação da assembleia de peixes entre as regiões e os locais da baía da Ilha Grande.

**Figura 3.** Mapa de calor representando as contribuições para a similaridade (SIMPER, corte de 90%) das espécies em cada região da baía da Ilha Grande.

**Figura 4.** Ordenação da análise de Coordenadas Principais (PCO) demonstrando a variação da cobertura bentônica entre as regiões da baía da Ilha Grande.

**Figura 5.** Diagrama da Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) demonstrando a influência dos preditores sobre a estrutura da assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande.

**Figura 6.** Diagrama de ordenação da análise das coordenadas principais (PCO) baseado em dados de presença/ausência da assembleia de peixes (similaridade de Jaccard) como medida de beta diversidade.

**Figura 7.** Total dissimilaridade de Jaccard e os componentes de aninhamento e rotatividade (turnover) da beta diversidade para cada escala espacial.

**Figura 8.** Análise dos componentes principais (PCA) dados da estrutura do habitat (distância Euclidiana) com as amostras codificadas por regiões (símbolos) e locais (códigos de acordo com a Figura 1).

**Figura 9.** Relações entre a diversidade beta (baseada na dissimilaridade de Jaccard sobre os dados de presença/ausência) e a heterogeneidade do habitat (baseada na distância euclidiana sobre os dados de estrutura do habitat) e medida como a média das distâncias dos transectos para o centróide do seu grupo (análise de PERMDISP).

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1.** Composição da assembleia de peixes da baía da Ilha Grande. AR, abundância relativa; FO, frequência de ocorrência por região da baía.

**Tabela 2.** Resultados da PERMANOVA testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre as Regiões (fator fixo) e os locais aninhados em regiões (fator aleatório).

**Tabela 3.** Correlações de Pearson entre as espécies que melhor discriminaram a estrutura da assembleia de peixes e os dois primeiros eixos dbRDA com indicação dos respectivos grupos tróficos.

**Tabela 4.** Modelo linear baseado em matriz de distância (DistLM) para a assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, com indicação do Marginal test (teste de cada preditor individualmente) e melhor solução geral (modelo mais parcimonioso).

**Tabela 5.** Teste da homogeneidade das dispersões (PermDisp) comparando as distâncias de cada fator para o centróide como um teste para a similaridade na Beta diversidade entre os fatores.

**Tabela 6.** Resultados da comparação par a par da composição da assembleia de peixes baseada em dados de presença/ausência (beta diversidade) entre as regiões da baía da Ilha Grande.

**Tabela 7.** Teste da homogeneidade das dispersões (PermDisp) comparando as distâncias de cada fator para o centróide como um teste para a heterogeneidade do habitat entre os fatores.

**Tabela 8.** Resultados da comparação par a par da heterogeneidade do habitat entre as regiões da baía da Ilha Grande.

## LISTA DE ABREVIACOES E SÍMBOLOS

- SNUC** – Sistema Nacional de Unidades de Conservação
- ESEC Tamoios** – Estação Ecológica de Tamoios
- BIG** – baía da Ilha Grande
- AMP** – Área Marinha Protegida
- PCA** – Análise dos Componentes Principais
- PCO** - Análise de Coordenadas Principais
- PERMANOVA** - Análise de Variância Multivariada Permutacional
- PERMDISP** – Teste de homogeneidade das dispersões multivariadas
- SIMPER** – Análise de Percentagem de Similaridade
- DistLM** - Modelo Linear Baseado na Matriz de Distância
- DbRDA** - Análise de Redundância Baseada em Distância

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. Objetivo geral .....	3
1.2. Objetivos específicos .....	3
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	4
2.1 Área de Estudos .....	4
2.2 Programa de Amostragem .....	6
2.3 Organização das Matrizes de Dados .....	8
2.4 Análise de Dados .....	8
3. RESULTADOS.....	10
3.1 Composição.....	10
3.2 Padrões na estrutura da assembleia.....	14
3.3 Padrões da Beta diversidade .....	21
3.4 Heterogeneidade do habitat .....	25
4. DISCUSSÃO.....	28
5. CONCLUSÃO .....	34
6. REFERÊNCIAS.....	35

## 1. INTRODUÇÃO

O entendimento da influência das escalas espaciais sobre a biodiversidade é fundamental para o planejamento de medidas efetivas de conservação, auxiliando a determinar como os recursos financeiros devem ser alocados entre os locais de uma região (Gering et al. 2003; Jost et al. 2010; Francisco-Ramos & Arias-González, 2013). Whittaker (1960) foi um dos primeiros a considerar a influência da escala espacial sobre os padrões da diversidade, propondo o conceito de diversidade alfa, beta e gama. A diversidade alfa corresponde à diversidade de um determinado “local” (dentro de um grupo), enquanto a variação da composição de espécies entre “locais” corresponde à diversidade beta (entre grupos). A diversidade total de uma região corresponde à diversidade gama. Os padrões destes componentes da diversidade mudam com a escala; o que é observado em uma comunidade local difere do que é observado em escalas regionais (Crist et al. 2003). Da mesma maneira, o que é observado em uma pequena escala espacial (poucos metros) pode diferir do que apresenta uma comunidade local (Rodríguez-Zaragoza et al. 2011).

A biodiversidade de comunidades recifais é frequentemente avaliada utilizando peixes como modelo de estudo, uma vez que estes são influenciados por diferentes variáveis, que atuam em escalas locais (Arias-González et al. 2008) e regionais (Bellwood & Hughes 2001). Diferentes fatores influenciam os peixes de acordo com a escala espacial. As relações intra e interespecíficas atuam fortemente em pequenas escalas (Almany 2004; Harborne et al. 2012); características do habitat e variáveis ambientais atuam em escalas locais (Arias-González et al. 2008; Rodríguez-Zaragoza et al. 2011); enquanto processos biogeográficos atuam em escalas regionais (Bouchon-Navaro et al. 2005; Floeter et al. 2008). Além disso, os peixes são os principais responsáveis pelo fluxo de matéria e energia, uma vez que possuem um grande número de guildas tróficas (Bellwood & Wainwright, 2002). Entretanto, são intensamente explorados pela pesca e afetados por alterações no habitat e pela poluição em ecossistemas recifais. Dessa maneira, constituem bons modelos para avaliar a influência de diferentes escalas espaciais e de variáveis do habitat sobre os padrões da diversidade.

A partição aditiva fornece uma maneira de explorar a distribuição da diversidade através de escalas espaciais definidas pelo observador (Lande, 1996; Francisco-Ramos & Arias-González, 2013). Em uma abordagem aditiva, a diversidade gama (diversidade regional) é fracionada como a soma da média da diversidade alfa (diversidade local) e da diversidade beta.

Baseia-se no princípio de que a diversidade dentro de uma comunidade em uma escala espacial mais elevada é resultado de um efeito combinado da heterogeneidade em vários níveis inferiores. A análise dos diferentes componentes da diversidade permite identificar sua dependência da escala e avaliar quais variáveis espaciais e ambientais melhor explicam esta variação, gerando dados úteis para a conservação e delineamento de estratégias de manejo (Veech et al. 2002; Gering et al. 2003).

Diferentes estudos ecológicos utilizam a beta diversidade para estimar e interpretar a variação nas assembleias nas diferentes escalas espaciais (Rodríguez-Zaragoza e Ariaz-Gonzales 2008; Francisco-Ramos e Ariaz-Gonzales 2013; Garcia et al. 2018; Miyazawa et al. 2020). Baselga 2010 propôs um método de análise da beta diversidade utilizando o componente variação (mudança na estrutura da composição da assembleia entre as escalas espaciais) e o aninhamento (composição de espécies de unidades amostrais com baixa riqueza representando um subconjunto das espécies encontradas nas unidades amostrais mais ricas).

A variação na composição de espécies (beta diversidade) em diferentes escalas (p.ex. transectos, locais, regiões) pode ser influenciada pelo grau de similaridade e heterogeneidade ambiental (Ellingsen & Gray, 2002; Harborne et al., 2006), devido a muitas espécies apresentarem requerimentos específicos de condições de habitat (Henry et al., 2010). Variações em escalas locais na cobertura de corais, complexidade topográfica e disponibilidade de refúgios são os principais fatores relacionados à variação na composição e diversidade de espécies de peixes recifais (Arias-González et al., 2006; Rodríguez-Zaragoza et al., 2011). A distribuição heterogênea destes componentes do habitat em escalas espaciais pequenas pode promover variações na composição das espécies de peixes (Harborne et al., 2012), permitir a coexistência de diferentes taxas e assim promover a diversidade alfa (local) de uma determinada área. Uma vez que a biodiversidade é fortemente relacionada à diversidade de habitats (Hewitt et al., 2009; Pérez-Matus & Shima, 2010), estudos sobre as relações entre a heterogeneidade do habitat e as assembleias de peixes podem aprimorar o entendimento da ameaça da homogeneização dos habitats à biodiversidade.

Recifes rochosos podem ser influenciados por condições oceanográficas e estão sujeitos a diferentes características locais do habitat. Este ecossistema fornece uma boa oportunidade para avaliar a influência de fatores atuando em pequena escala (poucos metros, relacionadas p. ex. cobertura bêntica, complexidade topográfica e heterogeneidade do habitat) e em maior escala (centenas de metros, relacionadas fatores como à distância da costa e da foz de rios) nos

padrões espaciais da estrutura e composição das assembleias de peixes recifais. Este estudo foi realizado nos costões rochosos da Baía da Ilha Grande, localizada na região sul do Estado do Rio de Janeiro, uma área com elevada riqueza de espécies de peixes recifais e de relevante interesse ecológico (Creed et al. 2007), que sofre intensas pressões ambientais devido a atividades como o turismo, pesca predatória, portuária e industrial.

### **1.1. Objetivo geral**

Estimar a variabilidade da estrutura e composição da assembleia de peixes recifais em diferentes escalas espaciais da baía da Ilha Grande visando determinar quais escalas explicam a maior variabilidade na beta diversidade.

### **1.2. Objetivos específicos**

- I. Investigar as mudanças na estrutura da assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande através de cinco regiões, e identificar os preditores espaciais e locais dos habitats mais importantes para os padrões espaciais.
- II. Quantificar a variação na composição de espécies de peixes em escalas espaciais locais (dezenas de metros) e na região da baía da Ilha Grande (entre centenas de metros a dezenas de quilômetros).
- III. Investigar a heterogeneidade dos habitats entre os transectos de cada local e entre os locais de cada região, e identificar os preditores associados.
- IV. Determinar os padrões da beta diversidade a partir das escalas espaciais, particionando a beta diversidade nos componentes aninhamento e rotatividade.
- V. Relacionar a heterogeneidade dos habitats na escala dos locais com a beta diversidade.



## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudos

Este estudo foi realizado em recifes rochosos da Baía da Ilha Grande (BIG), inserida na classificação global de eco regiões marinhas na província do sudeste do Brasil (Spalding et al. 2007) (23°04' 36 S; 44°01' 18 W) (Fig. 1). A baía cobre uma área de cerca de 1.000km<sup>2</sup> e possui aproximadamente 170 ilhas cercadas por águas rasas, normalmente não mais de 8 m de profundidade (Neves et al., 2016; Skinner et al. 2016; Johnsson e Ikemoto, 2015). A principal estrutura fisiográfica da área de estudo é caracterizada por estreitos costões rochosos cobertos por seixos graníticos, terminando em um fundo de areia (interface). A água local é influenciada por ventos e marés com amplitude média de 1,6 m (Nogueira et al., 1991) e recebe uma contribuição significativa de água doce dos rios em algumas localidades (Neves et al., 2016). A temperatura da água varia de 20 °C a 31 °C, a salinidade de 29 a 36 (Dias e Bonecker, 2008), e apresentando um acúmulo médio anual de chuvas de 1770mm, variando de 180mm durante a estação seca/inverno (junho-agosto) para 750mm durante a estação chuvosa/verão (janeiro-março).

A BIG possui uma Área Marinha Protegida (AMP) na Estação Ecológica de Tamoios (ESEC – Tamoios) que compreende vinte e nove ilhotas, ilhas, rochas e lajes e seus respectivos entornos marinhos em um raio de 1 km. A pesca é proibida nas Estações Ecológicas, que permitem apenas pesquisas científicas e ações de educação ambiental (SNUC, 2000). As ameaças progressivamente crescentes à baía incluem turismo, geração de energia (usinas termonucleares), estaleiros, marinas privadas, terminais petrolíferos, um porto comercial e pesca, incluindo arrasto de fundo e pesca recreativa visando peixes de recifes rochosos (pesca submarina e anzol com linha) (Freret-Meurer et al., 2010; Teixeira-Neves et al., 2016). Além dessas ameaças, a baía apresenta alta suscetibilidade a invasões biológicas, especialmente os corais invasores do gênero *Tubastraea* (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*) que são responsáveis por alterações na estrutura da comunidade de recifes rochosos da BIG (de Paula e Creed, 2004; de Paula et al., 2014; Lages et al., 2011; da Silva et al., 2014).

Este estudo foi realizado durante os invernos de 2010 e 2011. Quarenta e oito locais foram selecionados para abranger as condições ambientais na BIG, incluindo recifes com estrutura de habitat variável (cobertura bentônica e complexidade topográfica) e sujeitos a níveis distintos de perturbações, principalmente relacionadas à pressão da pesca e danos às

comunidades bentônicas por pisoteio, como o constante acesso de turistas e a proximidade de marinas e portos. Um total de quarenta e oito locais foram amostrados, vinte e quatro em ilhas desprotegidas, doze na AMP (ESEC – Tamoios) e doze ao redor da Ilha Grande (Fig. 1). No geral, esses locais foram distribuídos em 5 regiões estabelecidas por suas distintas características oceanográficas, sendo elas: (i) Paraty, que apresenta locais rasos (profundidade máxima do entorno <4m) com sedimentos fino (silte fino e muito fino, Creed et al. 2007; Mahiques & Furtado 1989), com 8km entre os locais mais distantes e sob influência estuarina (ex.: Paraty Mirim); (ii) Mambucaba, caracterizada sua posição central na baía e maior exposição a influência de correntes oceânicas, essa região conta com fundo de areia fina e muito fina (Creed et al. 2007; Mahiques & Furtado 1989) locais rasos (<4m) e com 13km entre os locais mais distantes; (iii) Baía da Ribeira que conta com recifes rasos (2 - 5m) com fundo de silte fino e muito fino (Creed et al. 2007; Mahiques & Furtado 1989), ocupando uma área pequena em relação às outras regiões (3km entre os locais mais extremos), se destacando por estar em uma zona de confluência de três rios da BIG (Bracuí, Frade e Grataú); (iv) Canal Central, região marcada presença do canal central de navegação da BIG, formado por um estreitamento que apresenta as maiores profundidades da baía (> 25m), com grande variação na composição do sedimentos (areia fina e muito fina, silte médio, grosso, fino e muito fino) (Creed et al. 2007; Mahiques & Furtado 1989), na profundidade (2 - 9m) e com a segunda maior área dentre as regiões desse estudo (16km entre os seus recifes mais distantes); (v) Ilha Grande, região com sedimentos variando entre silte grosso, médio, fino e muito fino (Creed et al. 2007; Mahiques & Furtado 1989), e caracterizada como um ambiente de baixa energia, por ser menos exposta à ação de ondas em relação a parte sul da Ilha Grande, que sofre ação direta das ondulações do quadrante sul (Creed et al. 2007). Essa região apresenta o segundo conjunto de recifes mais profundos (3 - 12m) selecionados, com 18km de distância máxima entre os locais mais distantes.

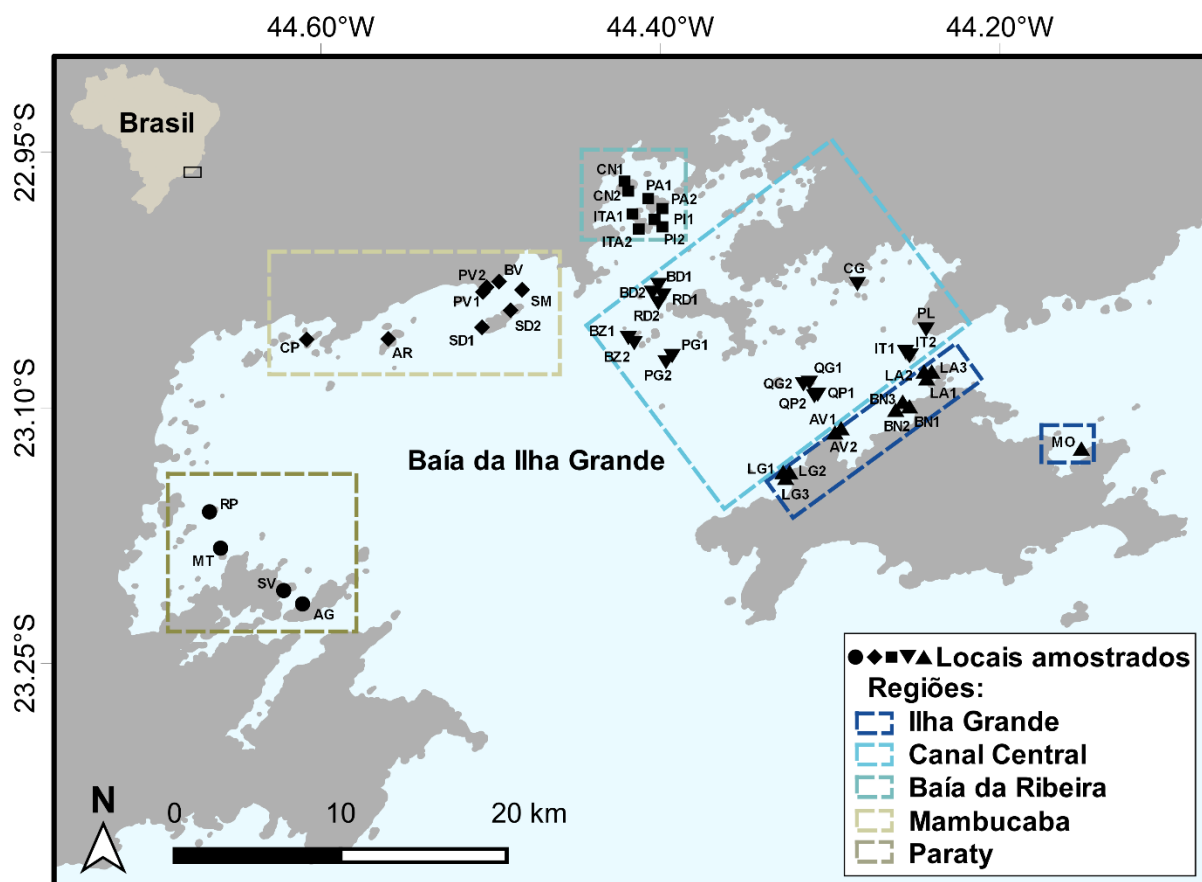


Figura 1. Locais de amostragem na baía da Ilha Grande, sudoeste do Atlântico, Brasil. Áreas tracejadas indicam as regiões da baía. Códigos dos locais de acordo com a Região da baía: Ilha Grande; MO, Morcego, LA1, Lagoa Azul (1); LA2, Lagoa Azul (2); LA3, Lagoa Azul (3); BN1, Bananal (1); BN2, Bananal (2); AV1, Alvo (1); AV2, Alvo (2); LG2, Pta da Longa (2); LG1, Pta da Longa (1); LG3, Pta da Longa (3); Canal Central; PG1, Papagaio (1); PG2, Papagaio (2); QG2, Queimada Grande (2); QG1, Queimada Grande (1); QP1, Queimada Pequena (1); QP2, Queimada Pequena (2); RD1, Redonda (1); RD2, Redonda (2); BD1, Brandão (1); BD2, Brandão (2); BZ1, Búzios (1); BZ2, Búzios (2); CG, Cataguazes; IT1, Itacuatiba (1); IT2, Itacuatiba (2); PL, Ponta Leste; Baía da Ribeira; CN1, Cunhambebe (1); CN2, Cunhambebe (2); PA1, Palmeiras (1); PA2, Palmeiras (2); ITA1, Itanhangá (1); ITA2, Itanhangá (2); PI1, Pinto (1); PI2, Pinto (2); Mambucaba; Praia Vermelha (1); Praia Vermelha (2); BV, Barlavento; PV2, SM, Samambaia; AR, Araraquara; SD1, Sandri (1); SD2, Sandri (2); CP, Comprida; Paraty; MT, Mantimento; SV, Saco da Velha; AG, Algodao; RP, Rapada.

## 2.2 Programa de Amostragem

Os peixes foram amostrados usando censo visual subaquático por mergulho ao longo de transectos de 20 m de comprimento e 2 m de largura (40 m<sup>2</sup>). Em cada local, 6–15 transectos

foram amostrados em dois estratos de profundidade diferentes; raso (áreas mais rasas próximas à costa) e interface (áreas mais profundas próximas à interface rocha e areia), totalizando 289 transectos. O número de indivíduos foi registrado para cada transecto. As coletas foram realizadas em condições oceanográficas estáveis, entre 9:00 e 15:00 h, durante a maré de quadratura, próximo ao quarto de lua.

As comunidades bentônicas e a complexidade topográfica de cada local foram quantificadas usando imagens digitais de alta resolução. Uma câmera digital foi montada em um quadro de fotoquadrados de 60 × 60 cm. Os fotoquadrados foram feitos aleatoriamente ao longo do mesmo transecto de peixes em uma única ocasião de amostragem, resultando em 20 fotos por transecto e 120 fotos por local. Em alguns locais, no entanto, menos de 20 fotos por transectos foram tiradas devido a restrições logísticas ou intempéries. As variáveis de complexidade topográfica medidas em recifes rochosos consistiram em duas escalas: i) complexidade de pequena escala, que foi considerada o número de buracos e fendas em cada quadra, e ii) complexidade de grande escala, que foi considerada o tamanho de pedregulhos rochosos. A complexidade em pequena escala foi medida contando o número total de buracos e fendas (lacunas entre estruturas que poderiam fornecer um caminho para um peixe escapar de um predador) de cada fotografia. Na mesma posição em que cada foto foi tirada, estimamos a altura em metros da pedra rochosa mais alta (altura do recife), seguindo Neves et al. (2016).

A porcentagem de cobertura bentônica foi analisada por meio do software Coral Point Count with Excel Extensions – CPCe 3.4 (Kohler e Gill, 2006) sobrepondo 20 pontos aleatórios em cada imagem e identificando o organismo sob cada ponto. Os organismos bentônicos sésseis e semi-sésseis, expressos em porcentagem de cobertura bentônica, foram agrupados da seguinte forma (adaptado de Steneck e Dethier, 1994): matriz algal epilítica (MAE, ou seja, agregado com menos de 3 cm de altura de algas filamentosas); os corais invasores do gênero *Tubastraea* (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*); algas carnudas, compostas principalmente por algas marrons como os gêneros *Sargassum* e *Dictyopteris*; algas calcárias crostosas (CCA); e zoantídeos, corais moles representados por *Palythoa caribaeorum* e *Zoanthus sociatus*. Outros invertebrados, como coral duro (escleractíneos como *Mussismilia hispida*), crinoídea, tunicado, hidrozoário, octocoral, poliquetas sésseis (por exemplo, o gênero *Phragmatopoma*) também foram medidos, mas não incluídos na análise devido à sua baixa porcentagem de cobertura.

### **2.3 Organização das Matrizes de Dados**

Foram utilizadas 3 matrizes principais: (1) abundância da assembleia de peixes da BIG, (2) preditores espaciais e dos habitats, (3) presença/ausência da assembleia de peixes. Essas 3 matrizes foram organizadas com 6 amostras (para investigar variações entre os transectos de cada local) e 1 amostra (entre os locais de cada região). A matriz de abundância de peixes foi utilizada para investigar as relações entre os preditores espaciais e dos habitats e a estrutura da assembleia de peixes, enquanto a matriz de presença/ausência foi utilizada para avaliar a beta diversidade. A matriz de variáveis resposta contemplou: (i) os dados de porcentagem de grupos bentônicos (23 variáveis); (ii) os dados de complexidade estrutural (altura do substrato, número de buracos e números de fendas, profundidade); (iii) medidas de distância (Distância da costa, distância da foz de rios e distância para o canal de navegação da baía) e (iv) dados de coordenadas geográficas (Latitude e Longitude).

Os peixes foram agrupados em 7 grupos tróficos baseados na literatura (Ferreira et al. 2001; Ferreira et al. 2004; Floeter et al. 2007) e no FishBase ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)): predadores de invertebrados vágues (alimentam-se primariamente de invertebrados bentônicos móveis, como crustáceos, moluscos e poliquetas); predadores de invertebrados sésseis (alimentam-se de uma variedade de organismos bentônicos sésseis, como cnidários, hidrozoários, briozoários, ascídias e esponjas); carnívoros (alimentam-se de uma variedade de organismos móveis, tanto bentônicos quanto peixes), onívoros (alimentam-se de uma variedade de organismos, incluindo material animal e vegetal); planctívoros (alimentam-se primariamente de macro e micro-zooplâncton); herbívoros raspadores (incluem na dieta detritos, matriz de algas epilíticas – MAE, e macroalgas) e herbívoros territorialistas (alimentam-se de MAE de algas cultivadas através da defesa do território).

### **2.4 Análise de Dados**

#### **Coefficientes utilizados para os dados biológicos e da estrutura do habitat**

Os coeficientes de Bray–Curtis (para dados de abundância) e Jaccard (para dados de presença/ausência) foram utilizados para calcular matrizes de similaridade dos dados das assembleias de peixes de cada área. A similaridade de Bray–Curtis é apontada como adequada para análises de dados quantitativos, porque evita o problema dos zeros duplos, varia de 0 para assembleias totalmente similares até 100 para assembleias totalmente dissimilares, e não é afetada por mudanças nas unidades de medidas (Clarke & Warwick, 2001).

A distância Euclidiana foi utilizada para os dados de estrutura do habitat (dados de porcentagem de cobertura, número de buracos e fendas e altura do substrato/m). Os dados de abundância foram log transformados, para diminuir o peso das espécies mais abundantes.

### **Diferenças na estrutura da assembleia entre as regiões**

A Análise Multivariada Permutacional da Variância (PERMANOVA; Anderson, 2001; MCardle e Anderson, 2001) foi utilizada para testar as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre as Regiões (fator fixo) e os locais aninhados em regiões (fator aleatório). Comparações par a par da PERMANOVA foram feitas para comparar a estrutura da assembleia de peixes entre as 5 regiões.

### **Varição na composição da assembleia de peixes e nos bentos entre as regiões**

Padrões espaciais foram visualizados por meio de uma Análise de Coordenadas Principais (PCO) com o objetivo de representar a posição dos centróides de cada local em um espaço de Bray-Curtis. Três PCO's foram feitas: (1) para avaliar a variação da cobertura bentônica entre as 5 regiões da baía, (2) para avaliar a variação na composição da assembleia de peixes nas regiões (dados de abundância) e (3) utilizando dados de presença/ausência para fazer uma ordenação espacial da similaridade de Jaccard. A Análise Percentual de Similaridade (SIMPER) foi realizada nas duas escalas espaciais para identificar e estimar as espécies de peixes recifais que mais contribuem para os padrões observados. Os resultados do SIMPER foram representados como mapa de calor para mostrar a contribuição relativa de cada espécie para a similaridade média de Bray-Curtis.

### **Relações entre a assembleia de peixes e as variáveis de habitat**

A existência de variáveis altamente correlacionadas e qualquer necessidade de transformação dos dados foram investigadas através do *draftsman plot*. Os preditores “Distância da foz de rios e Distância para o Canal de Navegação” e a “Latitude e Longitude” foram colineares ( $r < 0,7$ ; Zuur et al., 2007). Foi escolhido excluir das análises a Lat. e Long. bem como a Dist. para a foz de rios. Como nenhum grau elevado de assimetria foi observado, os dados brutos de todas as variáveis foram mantidos para as análises subsequentes (Anderson et al., 2008). As relações entre as variáveis da estrutura do habitat e a assembleia de peixes nas

regiões foram avaliadas através do modelo de regressão linear baseada na distância (DistLM) e visualizadas através da análise de redundância baseada em distância (dbRDA), onde a cobertura bentônica foi representada pelo primeiro e segundo eixo do PCO do bentos (PCOB1 e PCOB2). Os preditores mais importantes no teste condicional foram selecionados usando o método *Best* e o Critério de Informação de Akaike (*AIC*).

### **Beta diversidade e a heterogeneidade do habitat**

As diferenças na beta diversidade entre as duas escalas espaciais, foram testadas usando um teste de homogeneidade de dispersão (PERMDISP, Anderson, 2006), baseado no índice de presença/ausência de Jaccard. Para manter o design alinhado, transectos foram utilizados para testar a dispersão entre os locais, a composição dos locais para testar a dispersão das regiões. Utilizando o pacote BetaPart em R (Baselga & Orme, 2012, 2017), o índice dissimilaridade de Jaccard e os componentes de rotatividade (*turnover*) e aninhamento (*nestedness*) da beta diversidade foram calculados para a escala dos locais e regiões. O PERMDISP foi utilizado para testar a variação na heterogeneidade do habitat nas duas escalas espaciais, baseados em uma matriz de distância Euclidiana sobre dados de estrutura do habitat (cobertura bentônica e complexidade topográfica). Os valores médios da distância do centróide de cada local (calculado através da distância de cada transecto para o centróide de seu grupo) foi utilizado como medida de heterogeneidade do habitat. Uma regressão linear simples foi realizada para verificar a correlação entre beta diversidade e a heterogeneidade do habitat.

As análises PERMANOVA, PermDisp, DistLM, dbRDA, PCO e SIMPER, descritas nos tópicos acima, foram realizadas com o uso do pacote estatístico PRIMER versão 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson et al., 2008).

## **3. RESULTADOS**

### **3.1 Composição**

De assembleia de peixes foi composta por um total de 17.161 indivíduos, de 92 espécies, distribuídas em 34 famílias (Tabela 1). As 5 espécies mais abundantes reuniram 75% do total de número de indivíduos registrados, e tiveram frequência de ocorrência >40%. Tais espécies foram: o Pomacentridae *Abudefduf saxatilis* (32%), os Haemulidae *Haemulon aurolineatum*

(15%) e *Haemulon steindachneri* (14%), o Gobiidae *Coryphopterus glaucofraenum* (6%) e o Sparidae *Diplodus argenteus* (5%). As famílias com o maior número de espécies foram os budiões e peixe papagaio (Labridae, 12 espécies), os peixe-donzela (Pomacentridae, 6), as garoupas e badejos (Epinephelidae, 6 espécies), os baiacus (Tetraodontidae, 5) e maria-da-toca (Gobiidae, 4).

O maior número de espécies foi observado no Canal Central (75), seguido por Ilha Grande (65), Mambucaba (56), Baía da Ribeira (47) e Paraty (37). Três espécies (*Abudefduf saxatilis*, *Haemulon aurolineatum* e *Haemulon steindachneri*) apresentaram as maiores abundâncias em 3 regiões. Na Baía da Ribeira, elas apresentaram respectivamente 12, 16 e 51% de abundância relativa, em Mambucaba 38, 23 e 11% e em Paraty 27, 12 e 32%. A região do Canal Central apresentou *A. saxatilis* (32%), *H. aurolineatum* (18%) e uma elevada abundância relativa de *Elacatinus figaro* (9%) que não foi encontrada em nenhuma das outras regiões. Enquanto na Ilha Grande, *A. saxatilis* (37%), *Diplodus argenteus* (10%) e *Coryphopterus glaucofraenum* (9%), foram as mais abundantes.

**Tabela 1.** Composição da assembleia de peixes da baía da Ilha Grande. AR, abundância relativa; FO, frequência de ocorrência por região da baía.

REGIÕES		ILHA GRANDE		CANAL CENTRAL		BAÍA DA RIBEIRA		MAMBUCABA		PARATY	
Espécie	Família	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Abudefduf saxatilis</i>	Pomacentridae	37	94	32	92	12	95	38	83	27	96
<i>Diplodus argenteus</i>	Sparidae	0	13	0	5	0	0	0	0	0	3
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	Gobiidae	0	17	0	21	0	10	0	9	0	0
<i>Haemulon aurolineatum</i>	Haemulidae	0	4	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Haemulon steindachneri</i>	Haemulidae	0	10	0	13	0	29	1	19	0	16
<i>Stegastes fuscus</i>	Pomacentridae	0	19	1	56	0	37	1	38	0	30
<i>Elacatinus figaro</i>	Gobiidae	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Elopidae	0	0	0	0	0	12	0	0	0	3
<i>Chaetodon striatus</i>	Chaetodontidae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Pempheris schomburgki</i>	Pempheridae	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0
<i>Acanthurus bahianus</i>	Acanthuridae	0	9	0	6	0	0	0	0	0	0
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Acanthuridae	0	8	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Acanthostracion polygonius</i>	Ostraciidae	0	2	0	3	0	0	0	2	0	3
<i>Anisotremus surinamensis</i>	Haemulidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0



REGIÕES		ILHA GRANDE		CANAL CENTRAL		BAÍA DA RIBEIRA		MAMBUCABA		PARATY	
Espécie	Família	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Anisotremus virginicus</i>	Haemulidae	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Sparidae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bathygobius soporator</i>	Gobiidae	1	56	1	81	0	47	2	64	1	36
<i>Bodianus pulchellus</i>	Labridae	0	0	0	5	0	6	0	0	0	0
<i>Calamus penna</i>	Sparidae	0	1	0	10	0	0	0	2	0	0
<i>Canthigaster figueiredoi</i>	Tetraodontidae	9	57	8	47	1	41	2	26	0	13
<i>Cantherhines pullus</i>	Monacanthidae	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Caranx latus</i>	Carangidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Cantherhines macrocerus</i>	Monacanthidae	0	10	0	4	0	18	0	4	0	0
<i>Chaetodipterus faber</i>	Ephippidae	0	0	0	1	0	8	0	2	0	3
<i>Chaetodon sedentarius</i>	Chaetodontidae	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	Diodontidae	10	76	3	68	2	64	4	35	3	56
<i>Chromis multilineata</i>	Pomacentridae	2	45	9	52	0	14	0	0	0	0
<i>Cryptotomus roseus</i>	Labridae	0	16	0	20	0	8	0	2	0	0
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	Diodontidae	0	28	0	20	0	2	0	35	0	33
<i>Dactylopterus volitans</i>	Dactylopteridae	0	1	0	0	0	0	0	4	0	10
<i>Diapterus rhombeus</i>	Gerreidae	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diodon hystrix</i>	Diodontidae	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Emblemariopsis signifer</i>	Chaenopsidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Epinephelus marginatus</i>	Epinephelidae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Epinephelus morio</i>	Epinephelidae	8	61	18	86	16	77	23	35	12	56
<i>Fistularia tabacaria</i>	Fistulariidae	7	61	7	52	51	97	11	66	32	90
<i>Gymnothorax funebris</i>	Muraenidae	0	23	0	33	0	2	0	33	0	10
<i>Gymnothorax moringa</i>	Muraenidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halichoeres poeyi</i>	Labridae	0	4	0	1	0	0	0	2	0	3
<i>Hippocampus sp.</i>	Syngnathidae	0	1	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Hippocampus reidi</i>	Syngnathidae	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	Labridae	0	10	0	36	0	2	0	2	0	6
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Priacanthidae	0	21	0	4	0	0	0	7	0	0
<i>Holocentrus adscensionis</i>	Holocentridae	0	12	0	12	0	4	0	9	0	6

REGIÕES		ILHA GRANDE		CANAL CENTRAL		BAÍA DA RIBEIRA		MAMBUCABA		PARATY	
Espécie	Família	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Kyphosus spp.</i>	Kyphosidae	0	9	0	9	0	2	0	2	0	0
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	Labrisomidae	0	0	0	0	0	8	0	2	0	0
<i>Labrisomus cricota</i>	Labrisomidae	0	5	0	39	1	60	0	21	1	43
<i>Lutjanus synagris</i>	Lutjanidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Malacoctenus delalandii</i>	Labrisomidae	0	1	0	5	0	0	0	2	0	10
<i>Micrognathus crinitus</i>	Syngnathinae	0	4	0	0	0	0	0	7	0	3
<i>Monacanthus ciliatus</i>	Monacanthidae	0	12	0	37	0	58	1	50	3	83
<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	Epinephelidae	0	0	0	4	0	2	0	11	0	20
<i>Mycteroperca microlepis</i>	Epinephelidae	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Mycteroperca bonaci</i>	Epinephelidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	Epinephelidae	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
<i>Narcine brasiliensis</i>	Narcinidae	0	6	0	9	0	4	0	4	0	0
<i>Ocyurus chrysurus</i>	Lutjanidae	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0
<i>Odontoscion dentex</i>	Sciaenidae	0	1	0	7	0	43	0	4	0	3
<i>Oligoplites sp</i>	Carangidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orthopristis ruber</i>	Haemulidae	0	10	0	20	0	12	0	14	0	0
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	Ogcocephalidae	1	10	2	19	0	2	0	9	1	3
<i>Pareques acuminatus</i>	Sciaenidae	0	12	0	33	0	2	0	4	0	0
<i>Parablennius marmoreus</i>	Blenniidae	0	2	0	16	0	0	0	2	0	0
<i>Parablennius pilicornis</i>	Blenniidae	0	4	0	9	0	2	0	7	0	20
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	Mullidae	0	26	0	32	0	2	0	9	0	13
<i>Pomacanthus paru</i>	Pomacanthidae	0	2	0	8	0	0	0	4	0	6
<i>Scartella cristata</i>	Blenniidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Scarus zelindae</i>	Labridae	0	4	0	8	0	8	0	4	0	0
<i>Scorpaena plumieri</i>	Scorpaenidae	0	13	0	31	4	91	0	30	0	33
<i>Serranus flaviventris</i>	Serranidae	0	21	0	28	0	0	0	7	0	3
<i>Sparisoma frondosum</i>	Labridae	0	2/	0	12	1	72	0	21	3	76
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	Tetraodontidae	0	23	0	15	0	18	0	11	0	3
<i>Paraclinus spectator</i>	Labrisomidae	0	0	0	1	0	20	0	2	0	0
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Tetraodontidae	5	73	2	68	0	47	3	69	6	93

REGIÕES		ILHA GRANDE		CANAL CENTRAL		BAÍA DA RIBEIRA		MAMBUCABA		PARATY	
Espécie	Família	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO	AR	FO
<i>Stegastes pictus</i>	Pomacentridae	0	5	0	4	0	0	0	2	0	3
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Monacanthidae	0	20	0	15	0	47	0	16	0	6
<i>Serranus baldwini</i>	Serranidae	0	4	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Sparisoma amplum</i>	Labridae	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Sparisoma atomarium</i>	Labridae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sparisoma axillare</i>	Labridae	0	4	0	18	0	4	0	4	0	0
<i>Sparisoma radians</i>	Labridae	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0
<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	Labridae	0	1	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Stegastes variabilis</i>	Pomacentridae	0	2	0	6	0	12	0	14	0	0
<i>Synodus synodus</i>	Synodontinae	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Synodus sp.</i>	Synodontinae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Budiao</i>	Labridae	0	0	0	3	0	0	0	14	0	16
<i>Strongylura sp.</i>	Belonidae	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0
<i>Acanthrostacion quadricornis</i>	Ostraciidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microgobius carri</i>	Gobiinae	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Diplectrum formosum</i>	Serraninae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Sparisoma sp</i>	Labridae	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0

### 3.2 Padrões na estrutura da assembleia

Os resultados demonstraram que a composição e abundância de espécies de peixes recifais na baía da Ilha Grande variou através de diferentes escalas espaciais. A maior variabilidade foi encontrada na escala dos locais dentro das regiões (Pseudo-F=3,9449,  $p=0,0001$ ) que representou 26,6% da variância total, enquanto a escala das regiões (Pseudo-F =5,8748,  $p=0,0001$ ) explicou 18,9% dos componentes de variação (Tabela 2). As comparações par a par revelaram que as regiões apresentam distintas estruturas da assembleia de peixes (PERMANOVA,  $p < 0,01$ ), exceto para o par mambucaba\*paraty ( $p=0,09$ ).

Tabela 2. Resultados da PERMANOVA testando as diferenças na estrutura da assembleia de peixes entre as Regiões (fator fixo) e os locais aninhados em regiões (fator aleatório).

Fonte de variação	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	ECV
Região	4	107960,00	26990	5,8748	0,0001	18,9484
Locais	43	198350,00	4612,8	3,9449	0,0001	26,63341
Resíduos	241	281800,00	1169,3			54,41819
Total	288	588690,00				

df = graus de liberdade; SS = soma dos quadrados, MS = média da soma dos quadrados, ECV = percentagem estimada dos componentes de variação.

O primeiro eixo do PCO explicou 31,9% da variação total da abundância e foi amplamente associado com a influência estuarina, com valores negativos associados às regiões Ribeira e Paraty (Figura 2). O segundo eixo do PCO correspondeu a 16,6% da variação, e foi associado ao gradiente de distância da costa. Uma assembleia de peixes predadores de invertebrados móveis e carnívoros caracterizou as amostras da baía da Ribeira e Paraty (*H. steidachneri*, *Serranus flaviventris*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides testudineus* e *Mycteroperca acutirostris*), enquanto uma assembleia mais rica com peixes de múltiplos grupos tróficos representou as amostras do Canal Central, Ilha Grande e parte das amostras de Mambucaba (ex. *Acanthurus chirurgus*, *Halichoeres poeyi*, *Sparisoma frondosum*, *Pomacanthus paru*, *Chaetodon striatus*, *Emblemariopsis signifer*, *Elacatinus figaro*) (Figura 2, Tabela 3).

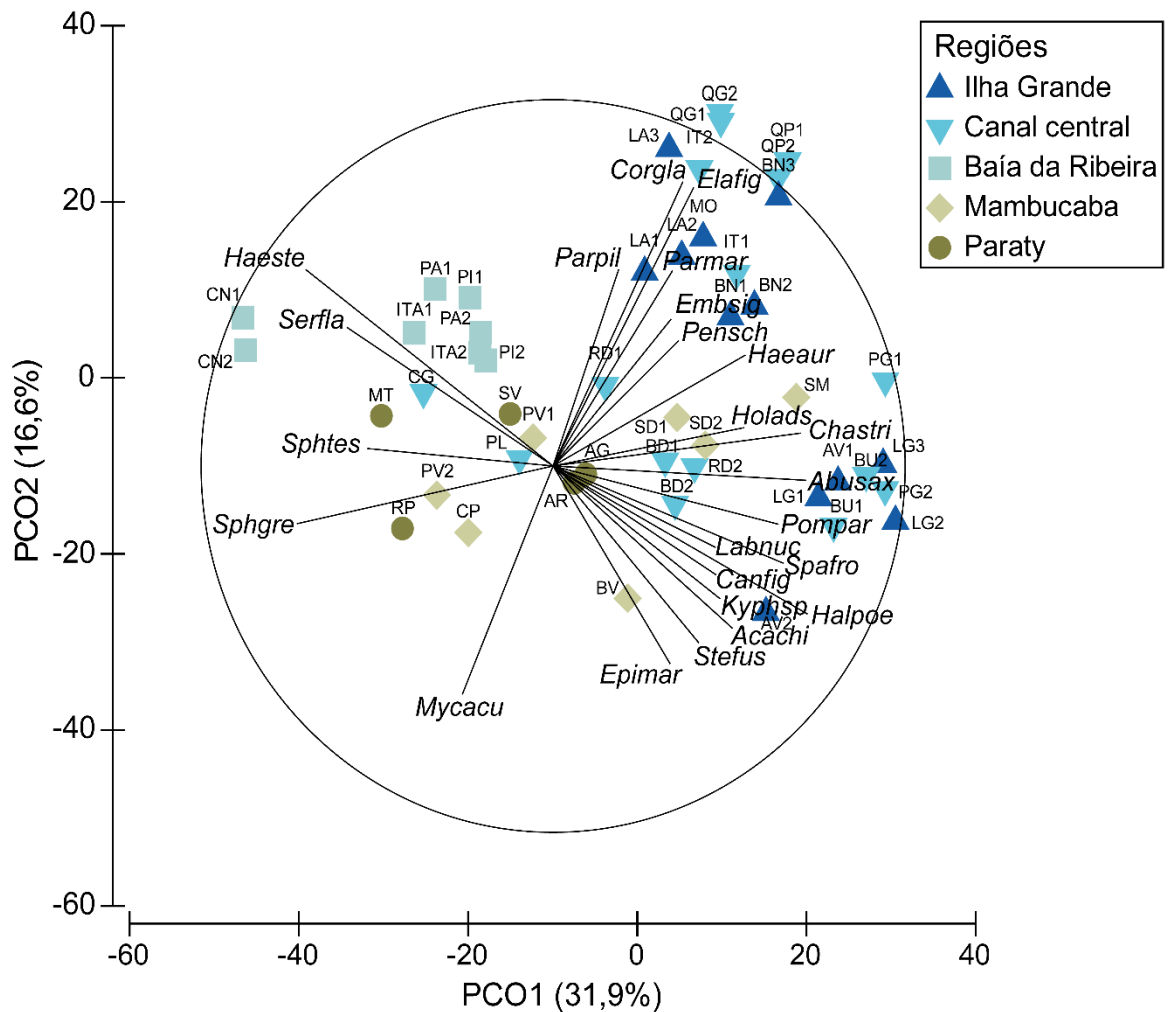


Figura 2. Ordenação da análise de Coordenadas Principais (PCO) demonstrando a variação da assembleia de peixes entre as regiões e os locais da baía da Ilha Grande. Para os códigos dos locais verificar a legenda da Figura 1.

Tabela 3. Correlações de Pearson entre as espécies que melhor discriminaram a estrutura da assembleia de peixes e os dois primeiros eixos dbRDA com indicação dos respectivos grupos tróficos.

Espécie	dbRDA1	dbRDA2	Grupo trófico
<i>Abudefduf saxatilis</i>	0.76	-0.02	Onívoro
<i>Diplodus argenteus</i>	0.38	0.01	Onívoro
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	0.37	0.78	Predador de invertebrados vágeis
<i>Haemulon aurolineatum</i>	0.56	0.34	Predador de invertebrados vágeis
<i>Haemulon steindachneri</i>	-0.70	0.54	Predador de invertebrados vágeis
<i>Stegastes fuscus</i>	0.46	-0.48	Herbívoro territorialista
<i>Elacatinus figaro</i>	0.40	0.76	Predador de invertebrados vágeis
<i>Chaetodon striatus</i>	0.70	0.09	Predador de invertebrados sésseis
<i>Pempheris schomburgki</i>	0.35	0.36	Planctívoros

<i>Acanthurus chirurgus</i>	0.51	-0.44	Herbívoro raspador
<i>Canthigaster figueiredoi</i>	0.49	-0.34	Predador de invertebrados sésseis
<i>Emblemariopsis signifer</i>	0.33	0.40	Predador de invertebrados vágeis
<i>Epinephelus marginatus</i>	0.41	-0.54	Carnívoro
<i>Halichoeres poeyi</i>	0.65	-0.40	Predador de invertebrados vágeis
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0.54	0.10	Predador de invertebrados vágeis
<i>Kyphosus spp.</i>	0.47	-0.36	Herbívoro raspador
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0.47	-0.27	Predador de invertebrados vágeis
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	-0.26	-0.62	Carnívoro
<i>Parablennius marmoratus</i>	0.34	0.53	Onívoro
<i>Parablennius pilicornis</i>	0.19	0.54	Onívoro
<i>Pomacanthus paru</i>	0.64	-0.16	Onívoro
<i>Serranus flaviventris</i>	-0.59	0.38	Predador de invertebrados vágeis
<i>Sparisoma frondosum</i>	0.63	-0.34	Herbívoro raspador
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	-0.73	-0.16	Predador de invertebrados vágeis
<i>Sphoeroides testudineus</i>	-0.53	0.05	Onívoro

A espécie *Abudefduf saxatilis* teve a maior contribuição para a similaridade de todas as regiões (~40%), com exceção da baía da Ribeira (15%) (Figura 3). *Haemulon steidachneri* teve elevada contribuição na baía da Ribeira (>40%) e Paraty (25%), enquanto *H. aurolineatum* contribuiu para a similaridade de várias regiões (Ilha Grande, Canal central, Ribeira e Paraty). *Diplodus argenteus* teve maior contribuição na Ilha Grande, enquanto *S. fuscus* contribuiu para a Ilha Grande, Mambucaba e Paraty. *Serranus flaviventris*, *S. greeleyi* e *M. acutirostris* tiveram uma contribuição menor (10%) para a similaridade da baía da Ribeira, Paraty e Mambucaba, respectivamente (Figura 3).

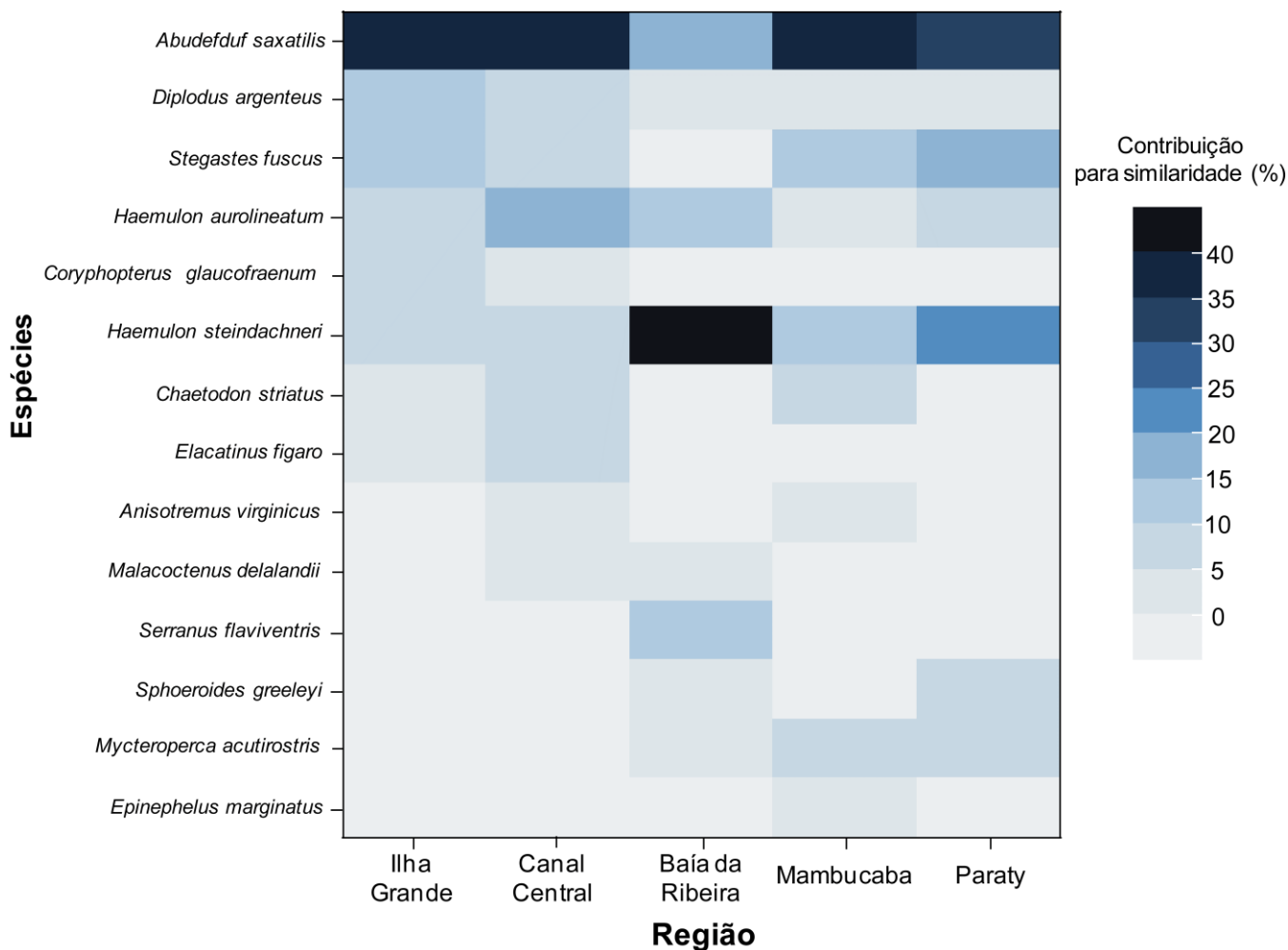


Figura 3. Mapa de calor representando as contribuições para a similaridade (SIMPER, corte de 90%) das espécies em cada região da baía da Ilha Grande.

### 3.4 Influência dos preditores sobre a estrutura da assembleia

A cobertura bentônica da baía da Ilha Grande foi dominada por Turf (39%), Zoantídeos (24%) e Algas Frondosas (8%). As porcentagens de cobertura por região (% turf, zoantídeos e algas frondosas, respectivamente) foram de 45, 26 e 19% na Ilha Grande, 39, 30 e 7% no Canal Central, 70, 3 e 20% na baía da Ribeira, 14, 27 e 8% na região de Mambucaba e 19, 22 e 8% em Paraty. Além da elevada porcentagem de cobertura destes 3 grupos do bentos, a Ilha Grande também apresentou as maiores médias de complexidade estrutural (número de buracos e fendas/0,36m<sup>2</sup> de 3,1 e 2,7, respectivamente). Os maiores valores de altura do substrato e profundidade foram registrados para os locais do Canal Central (2,4m e 9,3m, respectivamente). Os locais da Ilha Grande apresentaram a maior distância da costa (8.7 -12km), dos centros urbanos (11 - 21km) e da foz de rios (13 - 28km) em comparação às demais regiões da baía.

A variação da cobertura bentônica entre as regiões da BIG foi principalmente associada à maior abundância de algas frondosas em regiões próximas à costa em comparação às regiões da Ilha Grande e Canal Central, observada ao longo do eixo 2 do PCO (Figura 4). O primeiro eixo do PCO explicou 45,7% da variação total da cobertura bentônica na baía, com valores positivos associados a maiores abundâncias de turf e algas frondosas, em contraste com áreas dominadas por zoantídeos. O segundo eixo explicou 24,2% da variação, com valores positivos associados a maior cobertura do coral invasor *Tubastraea* spp., CCA, Porifera e turf (Figura 4).

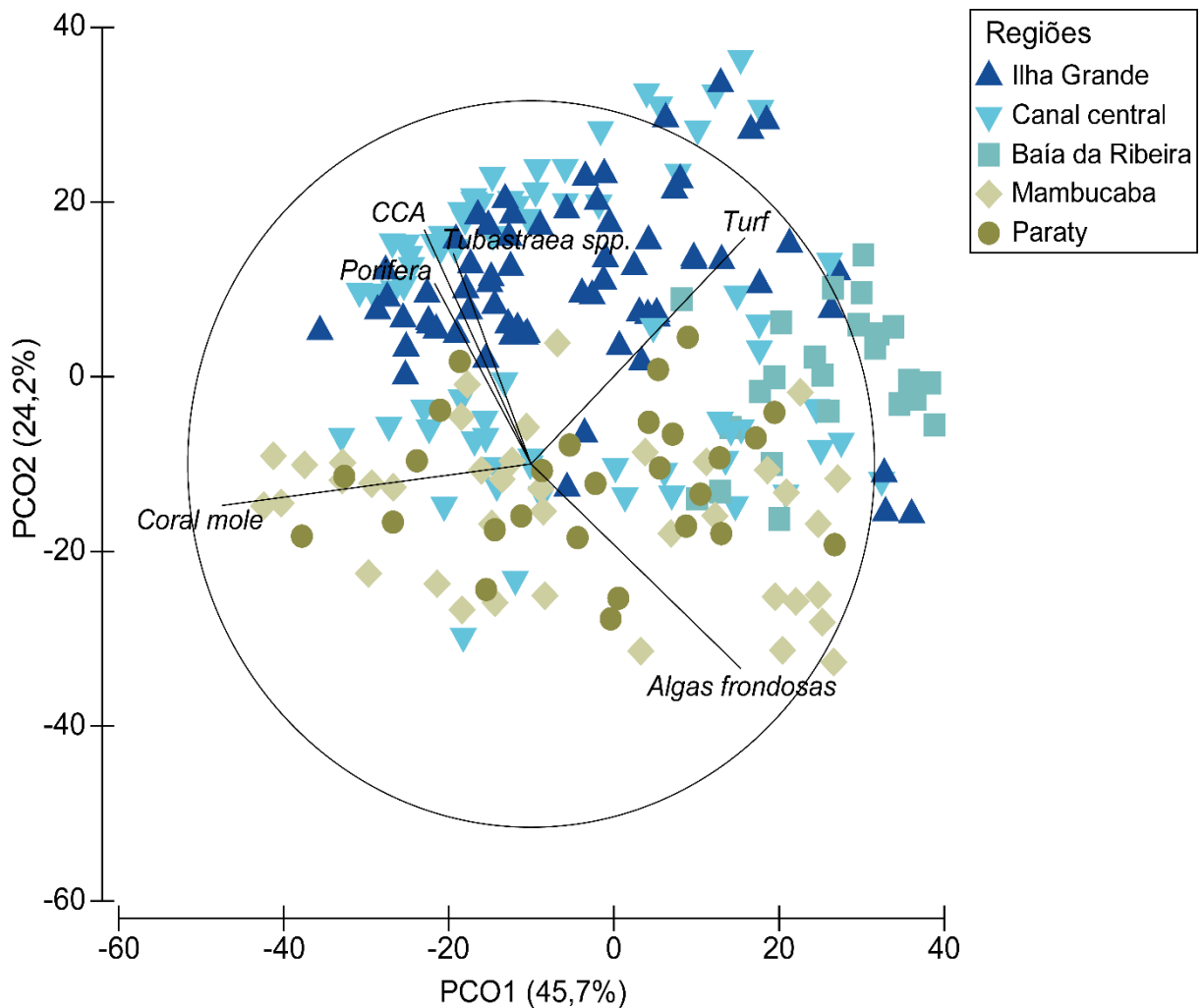


Figura 4. Ordenação da análise de Coordenadas Principais (PCO) demonstrando a variação da cobertura bentônica entre as regiões da baía da Ilha Grande.

A cobertura bentônica, altura do recife, número de buracos, número de fendas, profundidade, distância para o rio mais próximo e distância da costa foram preditores significativos da estrutura da assembleia de peixes, representando 24,2% da variação espacial (Tabela 4). O primeiro eixo do dbRDA explicou 12,6% da variação total e distinguiu a estrutura da assembleia da região da Ilha Grande e do Canal central, com maiores distâncias da costa e



do rio, recifes com maior altura do substrato e zoantídeos, da região da Ribeira, Mambucaba e Paraty, com maiores coberturas de turf e algas frondosas e próximas a desembocadura de rios (Figura 5). O segundo eixo representou 4,6% da variação e foi associado principalmente à ocorrência do coral invasor *Tubastraea* spp., mais abundante nas regiões da Ilha Grande e Canal Central (Figura 5).

Tabela 4. Modelo linear baseado em matriz de distância (*DistLM*) para a assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande, com indicação do *Marginal test* (teste de cada preditor individualmente) e melhor solução geral (modelo mais parcimonioso).

DistLM <i>Marginal test</i>					
Variável	Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.
1	DCoast	46968	23,962	0,0001	0,07706
2	DRio	62977	33,071	0,0001	0,10332
3	Alt. substrato	34037	16,975	0,0001	0,05584
4	Buracos	19984	9,729	0,0001	0,03279
5	Fendas	18976	9,2223	0,0001	0,03113
6	Profundidade	21918	10,706	0,0001	0,03596
7	Bentos (PBCO1)	32716	16,279	0,0001	0,05368
8	Bentos (PBCO2)	30751	15,249	0,0001	0,05045
Melhor solução geral					
AIC	R <sup>2</sup>	RSS	N° de variáveis	Seleções	
2150,6	0,24016	4,63E+05	8	Todas	

DCost, Distância da Costa; DRio, distância para a desembocadura de rio mais próxima; medidas de complexidade topográfica (altura do substrato, número de buracos e fendas), primeiro e segundo eixos do PCO sobre dados de cobertura bentônica (PBCO1 e PBCO2).

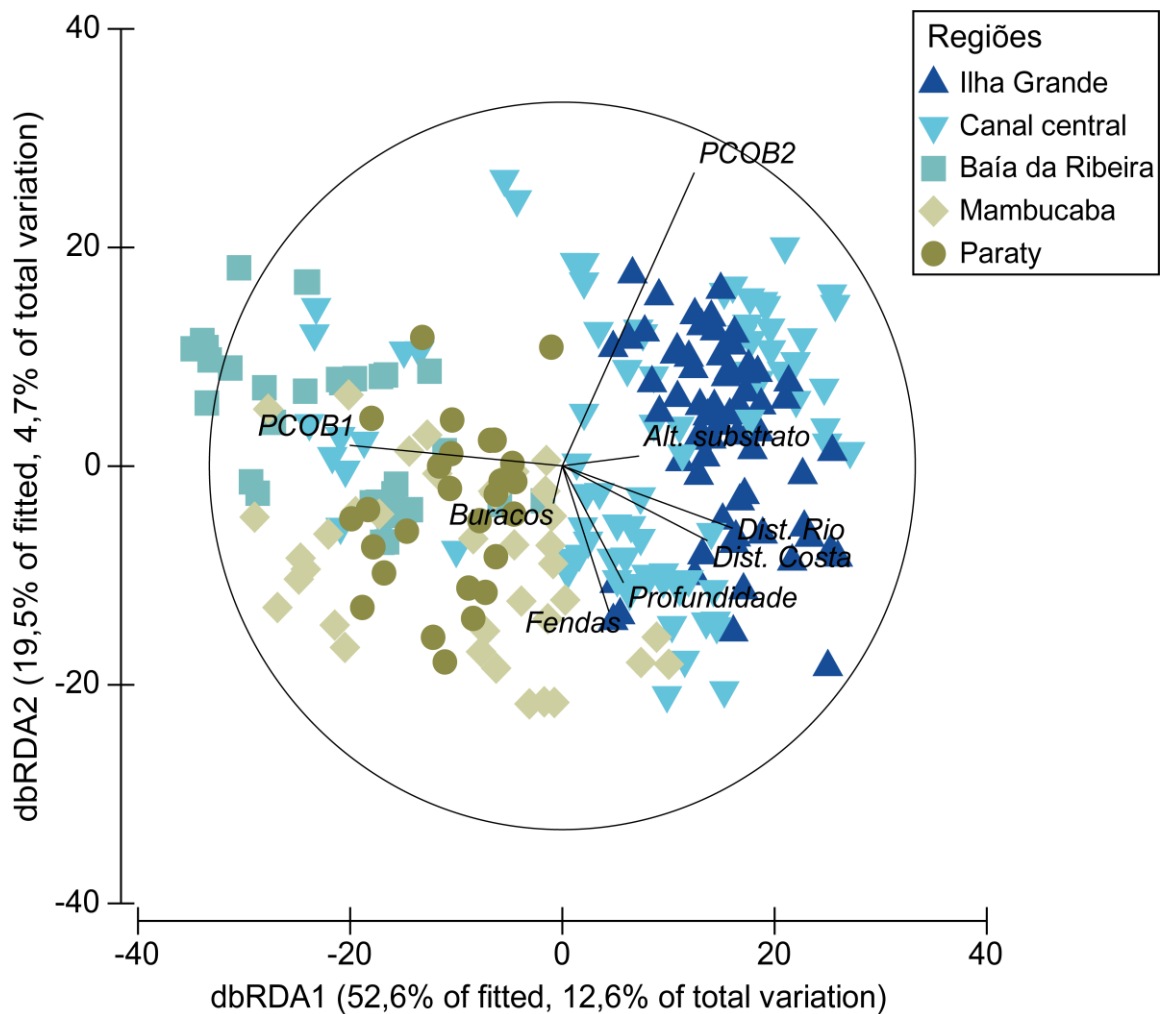


Figura 5. Diagrama da Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) demonstrando a influência dos preditores sobre a estrutura da assembleia de peixes recifais da baía da Ilha Grande. PBCO1 e PCOB2, primeiro e segundo eixo do PCO sobre dados de cobertura bentônica, cuja variação está representada na Figura 4.

### 3.3 Padrões da Beta diversidade

A composição da comunidade (dados de presença/ausência) variou entre os transectos do mesmo local ( $F=4,241$ ,  $P=0,0001$ ) e entre os locais da mesma região ( $F=4,7173$ ,  $p=0,0163$ ) (Tabela 5). Os locais da Ilha Grande, do Canal central e de Mambucaba apresentaram a maior variabilidade na composição da assembleia de peixes (média da distância para o centróide = 40%, PERMDISP), enquanto os locais da baía da Ribeira e de Paraty tiveram uma variação menor (média = 33 e 31%, respectivamente).

**Tabela 5.** Teste da homogeneidade das dispersões (PermDisp) comparando as distâncias de cada fator para o centróide como um teste para a similaridade na Beta diversidade entre os fatores.

Escala espacial	Df	F	N.Perm	P(perm)
Local	47	4,241	9999	0,0001
	241			
Região	4	4,7173	9999	0,0163
	43			

A Ilha Grande, Canal Central e Mambucaba apresentaram maior variabilidade na composição da assembleia de peixes (beta diversidade) em comparação a Paraty, enquanto o Canal Central também teve maior beta diversidade que a baía da Ribeira (Tabela 6).

**Tabela 6.** Resultados da comparação par a par da composição da assembleia de peixes baseada em dados de presença/ausência (beta diversidade) entre as regiões da baía da Ilha Grande.

Grupos de regiões	T	P(perm)
(Canal central,Ilha Grande)	0,23881	0,8212000
(Canal central,Baía da Ribeira)	2,6408	0,0339000
(Canal central,Mambucaba)	5,43E-02	0,9658000
(Canal central,Paraty)	3,3348	0,0167000
(Ilha Grande,Baía da Ribeira)	2,3057	0,0601000
(Ilha Grande,Mambucaba)	0,17032	0,8868000
(Ilha Grande,Paraty)	3,1464	0,0283000
(Baía da Ribeira,Mambucaba)	2,2791	0,0551000
(Baía da Ribeira,Paraty)	0,48325	0,6973000
(Mambucaba,Paraty)	4,2455	0,0011000

O primeiro eixo do PCO baseado em dados de presença/ausência (medida de beta diversidade) explicou 19,8% da variação total, com valores positivos associados aos locais do Canal Central e Ilha Grande, que tiveram maior beta diversidade. Os valores negativos do PCO1 foram associados aos locais da baía da Ribeira e Paraty com composição da assembleia mais homogênea (Figura 6). O segundo eixo do PCO explicou 11,6% da variação na composição da assembleia, com padrão de variação semelhante ao do eixo 1.

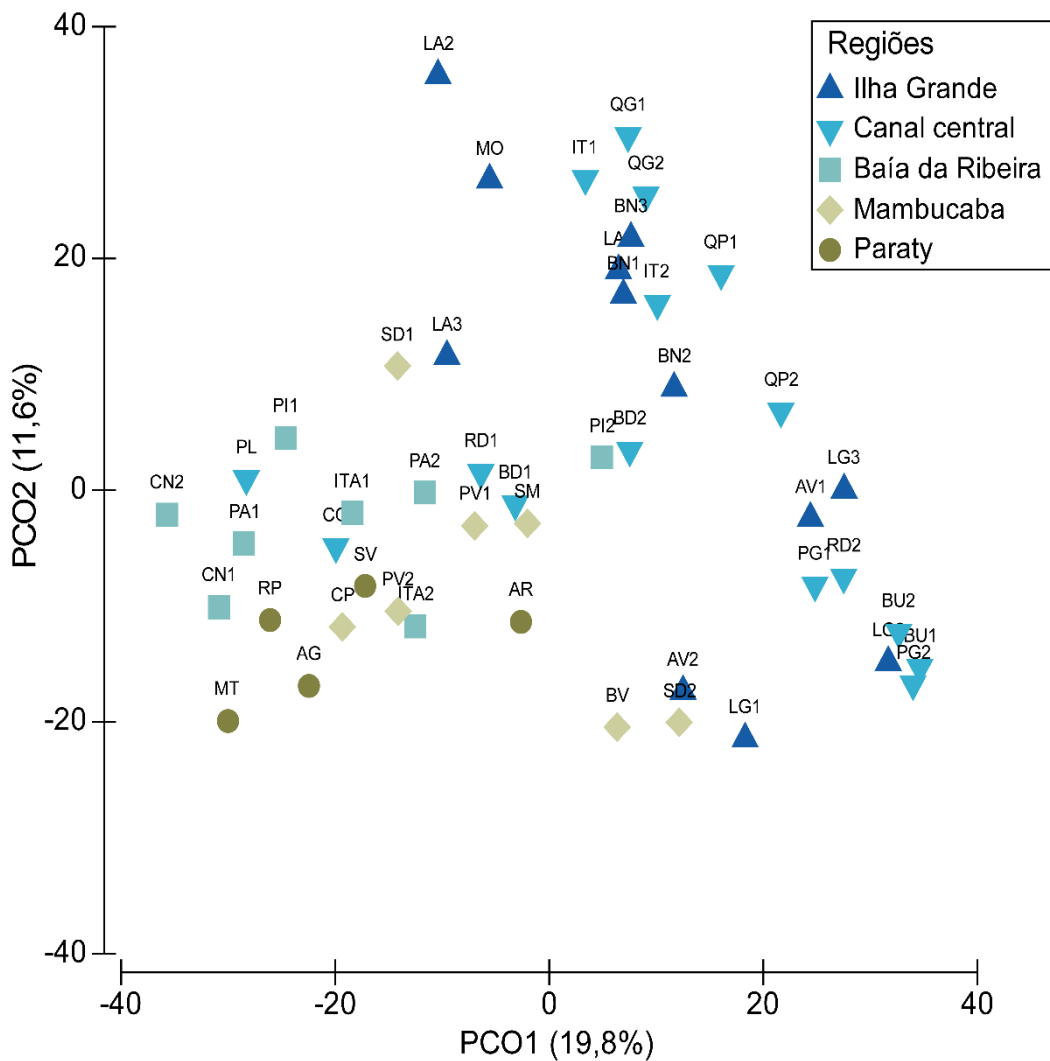


Figura 6. Diagrama de ordenação da análise das coordenadas principais (PCO) baseado em dados de presença/ausência da assembleia de peixes (similaridade de Jaccard) como medida de beta diversidade.

A escala dos locais apresentou a maior dissimilaridade de Jaccard, com o componente de rotatividade (turnover) como principal contribuinte. Em escalas maiores (entre locais), a dissimilaridade de Jaccard diminuiu e a contribuição da rotatividade e do aninhamento foi mais uniforme (Figura 7). O resultado demonstra que na baía da Ilha Grande é mais provável encontrar mudanças na composição de espécies de peixes em escalas menores (locais) do que em escalas maiores (regiões). Além disso, os resultados indicam que as espécies de peixes encontradas entre as regiões podem resultar tanto da substituição de espécies quanto da perda de espécies, o que é interpretado como um subconjunto de um conjunto total de espécies (Figura 7).

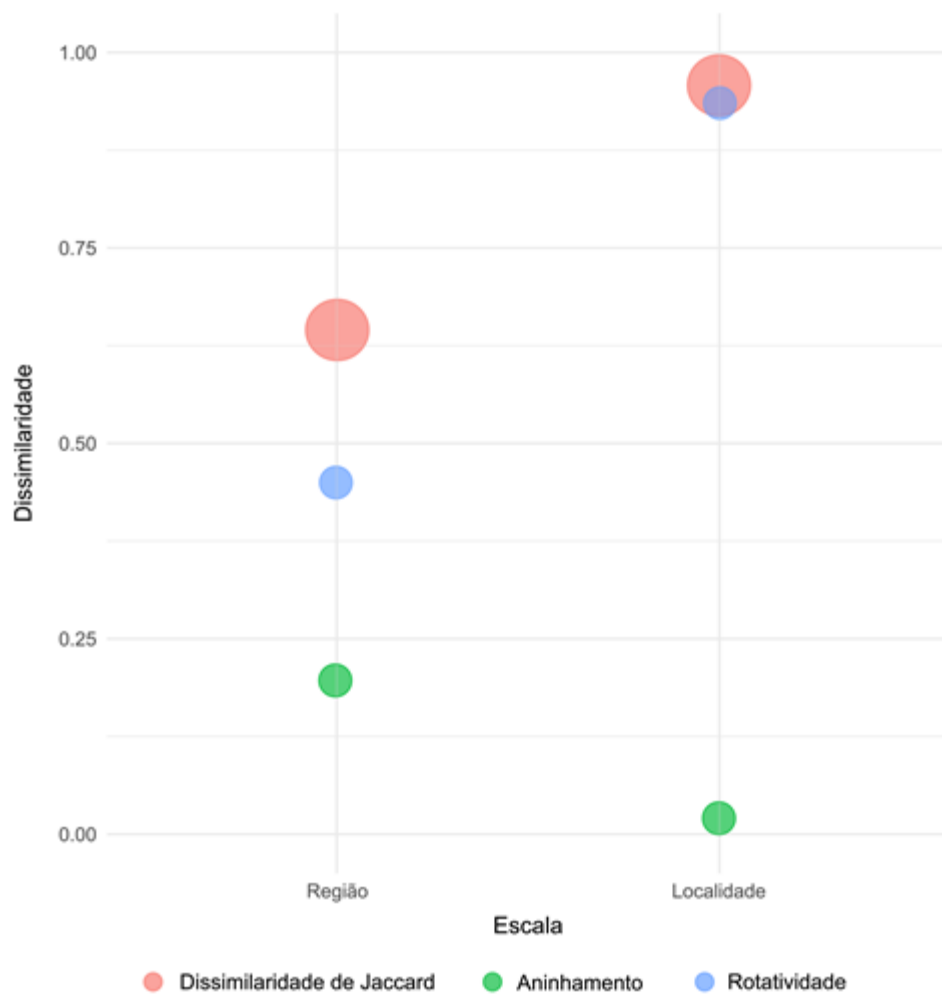


Figura 7. Total dissimilaridade de Jaccard e os componentes de aninhamento e rotatividade (turnover) da beta diversidade para cada escala espacial.

### 3.4 Heterogeneidade do habitat

A heterogeneidade do habitat, gerada a partir de dados de cobertura bentônica e complexidade topográfica, variou entre os transectos do mesmo local ( $F=12,048$ ,  $P=0,0001$ ) e entre os locais da mesma região ( $F=9,2402$ ,  $p=0,0002$ ) (Tabela 7). A heterogeneidade do habitat das regiões da Ilha Grande (medida como a média da distância de cada local para o centróide da sua respectiva região) demonstrou que os locais do Canal Central e Mambucaba tiveram maior heterogeneidade do habitat (média da distância para o centróide de  $3,8\pm 0,15$  e  $3,1\pm 0,2$ , respectivamente), enquanto os locais da baía da Ribeira e de Paraty tiveram o habitat mais homogêneo (média =  $2,47\pm 0,3$  e  $2,9\pm 0,47$ , respectivamente).

**Tabela 7.** Teste da homogeneidade das dispersões (PermDisp) comparando as distâncias de cada fator para o centróide como um teste para a heterogeneidade do habitat entre os fatores.

	Df	F	N.Perm	P(perm)
Site	47	12,048	9999	0,0001
	241			
Região	4	9,2402	9999	0,0002
	43			

A comparação par a par do PERMDISP revelou que os locais do Canal Central foram mais heterogêneos em comparação aos locais da Ilha Grande, Baía da Ribeira e Mambucaba (Tabela 7, Figura 8). Os locais da Ilha Grande foram mais heterogêneos do que os locais de Mambucaba, porém o valor de p foi marginalmente significativo (Tabela 8).

Tabela 8. Resultados da comparação par a par da heterogeneidade do habitat entre as regiões da baía da Ilha Grande.

Pairwise comparisons		
Groups	T	P(perm)
(Canal central,Ilha Grande)	6,1583	0,0001
(Canal central,Baía da Ribeira)	4,7417	0,0003
(Canal central,Mambucaba)	2,7294	0,0365
(Canal central,Paraty)	2,488	0,0862
(Ilha Grande,Baía da Ribeira)	0,24385	0,8307
(Ilha Grande,Mambucaba)	2,3659	0,045
(Ilha Grande,Paraty)	1,391	0,2733
(Baía da Ribeira,Mambucaba)	1,7011	0,1145
(Baía da Ribeira,Paraty)	0,95941	0,4024
(Mambucaba,Paraty)	0,3357	0,7421

A maior heterogeneidade do habitat do canal central foi associada a presença de locais com maior complexidade estrutural (maior altura do substrato, número de buracos) e cobertura bentônica com maior abundância de invertebrados como ascídias, equinodermos, poríferos e coral sol, enquanto outros locais do canal central foram dominados por algas frondosas. Os locais da baía da Ribeira e Paraty, com habitat menos heterogêneo, foram dominados por macroalgas (Figura 8).

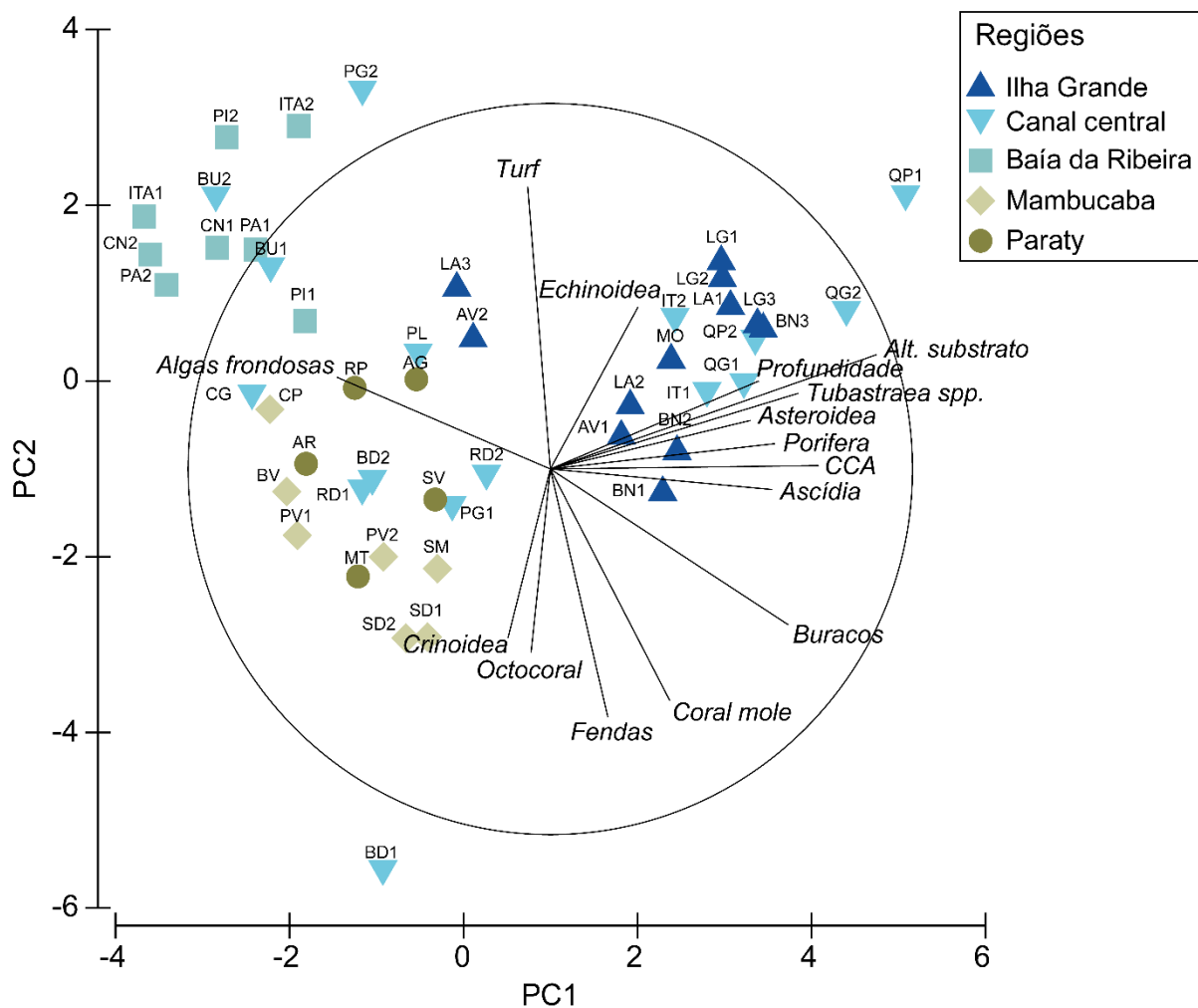


Figura 8. Análise dos componentes principais (PCA) dados da estrutura do habitat (distância Euclidiana) com as amostras codificadas por regiões (símbolos) e locais (códigos de acordo com a Figura 1).

A variação na estrutura do habitat foi mais marcante na menor escala espacial (entre os transectos de cada local) do que na maior escala (entre os locais de cada região), indicada pela maior amplitude de variação das médias da distância para o centróide do grupo (Figura 9). A maioria dos locais da Ilha Grande apresentaram maior heterogeneidade do habitat (média da distância para o centróide > 3,5) em comparação aos locais da baía da Ribeira (<2), enquanto os locais de Paraty (1,7-3,5) tiveram valores intermediários. A heterogeneidade do habitat dos locais do Canal central e Mambucaba foi mais variável (1-3,7) em comparação às demais regiões (Figura 9). A beta diversidade foi positivamente correlacionada com a heterogeneidade ( $p=0,004$ ,  $F=9,172$ ). Os locais da baía da Ribeira apresentam menor heterogeneidade do habitat e beta diversidade, em contraste com os locais da Ilha Grande (Figura 9).



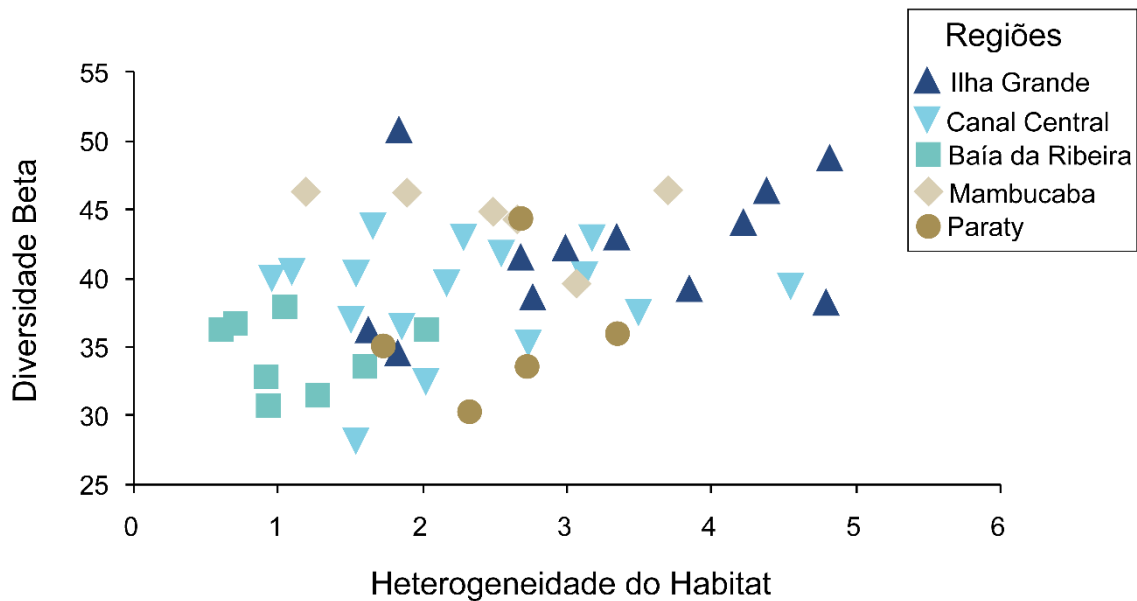


Figura 9. Relações entre a diversidade beta (baseada na dissimilaridade de Jaccard sobre os dados de presença/ausência) e a heterogeneidade do habitat (baseada na distância euclidiana sobre os dados de estrutura do habitat) e medida como a média das distâncias dos transectos para o centróide do seu grupo (análise de PERMDISP).

#### 4. DISCUSSÃO

A baía da Ilha Grande (BIG) abriga elevada diversidade de peixes recifais associados a substratos rochosos situados na costa e em centenas de ilhas, parcéis e lajes (Creed et al. 2007). O presente estudo registrou 92 espécies de peixes recifais em locais protegidos da ação das ondas situados nas regiões Ilha Grande, Canal Central, Baía da Ribeira, Mambucaba e Paraty. A maior riqueza observada no Canal Central e Ilha Grande estiveram associadas a maior beta diversidade e maior heterogeneidade do habitat, enquanto as regiões Ribeira e Paraty foram mais pobres em número total de espécies e com composição entre os locais mais homogênea. Um amplo levantamento da ictiofauna recifal da BIG registrou o total de 174 espécies de peixes associados a substratos rochosos, riqueza superior a do presente estudo, pois envolveu amostragens em áreas expostas à ação das ondas e na região externa da Ilha Grande (Ferreira et al. 2007). A profundidade e exposição às ondas explicam a maior parcela da variabilidade da

riqueza na baía (Teixeira et al. 2015). A BIG está inserida na subprovíncia que abrange os recifes rochosos de Arraial do Cabo e do estado de São Paulo, caracterizada pelo elevado endemismo e riqueza de espécies de peixes recifais, sendo superior à subprovíncia do nordeste brasileiro (Pinheiro et al. 2018). Esta província está em uma área de transição entre recifes tropicais (província Nordeste e Norte do Brasil) e a subtropicais (província da Argentina) (Pinheiro et al. 2018). Uma parcela dos ambientes recifais da BIG encontra-se protegida pela Estação Ecológica de Tamoios (Brasil, 1990), uma unidade de proteção integral fundamental para a proteção de espécies de peixes recifais ameaçados (Pereira, 2017; Fonseca et al. 2021).

A principal fonte de variação na estrutura da assembleia de peixes da BIG foi associada à escala dos locais, o que chama atenção para a importância de se criar medidas de gestão e conservação que sejam menos genéricas e considerem as distintas características dos locais de determinada região. A elevada variação do habitat que ocorre nas menores escalas espaciais (Cordeiro et al. 2021) aponta para a mudança na estrutura da assembleia de peixes que ocorre de um recife para o outro (Hewitt et al. 2005; Ramos e Gonzalez, 2013; Loiseau et al. 2016). A distância entre locais de uma mesma região da BIG variou entre centenas de metros (p.ex, distância de 300m entre os locais da Ilha Redonda e Ilha do Brandão, no Canal Central) e dezenas de quilômetros (p. ex. distância de 16km entre os locais Ilha do Brandão e Itaicuatiba 1), e a variação na estrutura da assembleia entre os locais foi diferente para cada região. O Canal Central e a Ilha Grande tiveram a estrutura mais variável em comparação aos locais de Paraty e baía da Ribeira (ver dispersão dos locais na Figura 2). Em parte, a variabilidade do Canal Central pode ser relacionada à maior dispersão dos seus locais ao longo da região, localizados próximos (ex. Ilha de Cataguases) e distantes (Ilha de Búzios e Papagaio) da costa. No entanto, Mambucaba, Ilha Grande e Paraty possuem amplitude espacial dos locais semelhantes, o que indica que a variabilidade entre os locais é condicionada por fatores intrínsecos de suas regiões.

As regiões explicaram uma parcela menor da variabilidade na estrutura da assembleia, o que está associado principalmente à influência estuarina, com espécies associadas a áreas mais costeiras ocorrendo na baía da Ribeira e Paraty, enquanto uma assembleia mais diversa associada ao Canal Central e Ilha Grande. A região de Mambucaba, de posição intermediária na baía, foi representada por espécies presentes a estes dois grupos (ex. *M. acutirostris*, na Ribeira e Paraty) e (*C. striatus*, no Canal Central e Ilha Grande). A proximidade da desembocadura de rios que pode promover oscilações na turbidez e no depósito de sedimento terrestre sobre o bentos (Moura et al. 2016; Neves et al. 2016), parece ser a principal influência na estruturação da assembleia, indicada pela dissimilaridade da composição da baía da Ribeira,

onde espécies típicas de ambientes recifais como o onívoro *A. saxatilis* e o herbívoro territorialista *S. fuscus* tiveram as menores porcentagens de contribuição.

A distância da costa e distância da foz de rios foram os preditores que melhor explicaram as variações na estrutura da assembleia de peixes ao longo da BIG. Estes preditores descrevem mudanças na intensidade dos impactos antrópicos (ex.: pesca, poluição, pisoteio do bentos) e nas influências físico-químicas como variações de salinidade, profundidade e sedimentação (Floeter et al. 2006; Teixeira-Neves et al. 2015; Neves et al. 2016, Cardoso 2019; Fonseca et al. 2021). As assembleias de peixes mais ricas e compostas por espécies de diferentes grupos tróficos (herbívoros raspadores e territorialistas, carnívoros, predadores de invertebrados móveis) foram encontradas nos locais da Ilha Grande e no Canal Central, mais distantes da costa e dos rios, com maior complexidade topográfica e maior cobertura de Zoantídeos (principalmente *Palythoa caribaeorum*). Em contraste, as regiões mais influenciadas por impactos terrestres, que têm predominância de Turf e Algas Frondosas, tiveram assembleia mais pobre, dominada por predadores de invertebrados móveis. Mantellato et al. 2022 também registrou na Ilha Grande uma elevada porcentagem de cobertura de *Palythoa caribaeorum*, sendo o importante táxon registrado. Parece contraditório que *Palythoa* sp., que pode atuar como um homogeneizador do habitat (Cruz et al. 2015), seja mais abundante em uma das regiões com maior diversidade na assembleia de peixes. Mas apesar de seu potencial homogeneizador o *Palythoa* sp ele também preserva a complexidade estrutural do recife ao colonizar o substrato rochoso como um tapete (Acosta, 2001; Durante et al. 2018), mantendo relevo do recife intacto, com buracos e fendas ainda disponíveis para abrigo de peixes de diferentes espécies e tamanhos. Recifes topograficamente mais complexos, tais como os da Ilha Grande e Canal Central, oferecem maior disponibilidade de substrato para o forrageamento e abrigo para um maior número de espécies (Ferreira et al. 2001, Zawada et al. 2010). Por outro lado, a ocorrência de herbívoros raspadores se reduz drasticamente nas regiões semi-fechadas próximas à desembocadura de diversos rios (como baía da Ribeira e em menor grau Paraty). A deposição de sedimentos sobre o bentos, que é maior na baía da Ribeira (Neves et al. 2016), suprime a atividade de forrageamento dos peixe-papagaio (Goatley & Bellwood, 2012; Gordon et al., 2016). Apesar da proximidade com a costa e com a foz de rios, a região de Mambucaba é mais aberta, o que evita a permanência de condições estuarinas durante períodos de chuvas intensas.

O segundo eixo representou 4,6% da variação e foi associado principalmente à ocorrência do coral invasor *Tubastraea* spp., mais abundante nas regiões da Ilha Grande e Canal

Central (Figura 5). O coral sol tem sido observado por sua agressiva competição com organismos nativos, como esponjas, ascídias, algas calcárias e corais nativos, incluindo a endêmica *Mussismilia hispida* (Creed, 2006), o que pode reduzir drasticamente a variação na composição da assembleia de peixes recifais. Miranda et al. 2018 sugeriu que as maiores porcentagens de cobertura do coral sol aumentam a atividade de forrageamento de peixes herbívoros, promovendo maior gasto energético para eles. Em um estudo feito na Baía da Ilha Grande, Fonseca et al. 2021 revelou que a maior porcentagem de cobertura de *Tubastraea* spp. da BIG encontrada nos recifes de duas ilhas da AMP que fazem parte da região canal central (Queimada Grande e Queimada Pequena), foi negativamente correlacionada com a abundância da espécie *Sparisoma frondosum*. As espécies de corais-sol são amplamente distribuídas ao longo de mais de 3.500 km da costa do Atlântico sudoeste brasileiro (Soares et al., 2016). Ações de manejo têm sido tomadas para controlar sua expansão nos recifes brasileiros (Creed et al., 2017), mas sua eficácia ainda precisa ser verificada por meio de monitoramento de longo prazo. Ainda assim, o controle correto dos vetores é a abordagem mais eficaz para o manejo e prevenção de novas invasões (Davidson et al., 2008; Capel et al., 2019) com a implementação de protocolos de erradicação imediata (Creed et al., 2017).

A importância das escalas espaciais sobre a variação da composição das assembleias de peixes vem sendo destacada ao longo dos últimos anos através de medidas de beta diversidade (Harborne et al. 2006, Arias-González et al. 2008, Garcia et al. 2018, Miyazawa et al. 2020). A possibilidade de testar estatisticamente as variações na beta diversidade [ex. PERMDISP, Anderson et al. (2006)] entre diferentes localidades permitiu identificar os fatores ambientais associados a comunidades mais homogêneas (menor beta diversidade) em contraste com aqueles de comunidades mais heterogêneas (maior beta diversidade). Neste estudo, a heterogeneidade da comunidade de peixes variou nas duas escalas espaciais utilizadas, indicando que existem fatores geradores de variação que atuam na pequena escala e na maior escala. No entanto, a dissimilaridade de Jaccard e o componente rotatividade foram expressivamente altos na menor escala espacial (entre dezenas de metros), indicando que o número de espécies de peixes compartilhadas entre os transectos de cada local foi baixo em relação ao número total de espécies amostradas. Essas medidas de beta diversidade e rotatividade tendem a ser maiores nas menores escalas espaciais e estão associadas a heterogeneidade ambiental, relacionadas à variações na complexidade dos habitats, exposição às ondas e profundidade (Baselga, 2010; Moura et al. 2021). As mudanças na complexidade topográfica, luminosidade, cobertura bentônica entre as áreas rasas e a interface rocha/areia

(Ferreira et al. 2001; Teixeira et al. 2015) amostradas em cada local favorecem a heterogeneidade na composição dentro de um mesmo recife.

Na maior escala espacial, a dissimilaridade de Jaccard e a rotatividade decresceram, indicando que um maior número de espécies foi compartilhado entre os locais de cada região (ver Figura 7). Já o aninhamento foi maior na escala das regiões em comparação a escala dos locais, o que é explicado pelo fato de que esse componente classifica locais mais pobres (menor número de espécies) como subconjuntos da escala espacial mais rica (região), refletindo processos não aleatórios de perda de espécies como consequência de qualquer fator que promova a desagregação das assembleias (Baselga, 2010). As comunidades de peixes recifais podem ser relativamente semelhantes através de escalas espaciais maiores (menores valores para componente de rotatividade) indicando associações não aleatórias entre as espécies e semelhantes mecanismos de funcionamento dos ecossistemas sob condições abióticas e bióticas semelhantes (Moura et al. 2021). Em regiões costeiras, fortemente sujeitas a influências antrópicas, o histórico de impactos em cada recife (p. ex, pela pesca, poluição) também promove variações importantes nas assembleias de peixes recifais na escala das regiões (entre centenas de metros a dezenas de quilômetros) (Neves et al. 2016, Fonseca et al. 2021). Dessa maneira, considerando que locais muito próximos podem ter assembleias marcadamente distintas tanto quanto a composição (presente estudo), mas também quanto a riqueza e abundância de grupos chave (Teixeira-Neves et al. 2015, Neves et al. 2016), as medidas de gestão devem considerar a heterogeneidade dos habitats e histórico de uso dentro de cada recife, e não apenas medidas de conservação na escala das regiões.

As regiões adotadas neste estudo estão sujeitas a condições abióticas diferentes, condicionadas pela influência dos rios, geomorfologia da costa e proximidade da costa, fatores associados a variações na dinâmica da assembleia de peixes (Fabricius, 2005). Os impactos como a alteração do fluxo dos rios, a redução da capacidade dos habitats marginais e costeiros em reterem sedimentos, a poluição por efluentes domésticos e industriais parecem ser mais fortes na baía da Ribeira do que nas demais regiões da BIG. Na Ribeira, a ictiofauna recifal é menos diversa, com composição mais homogênea entre os locais (ver Tabela 1 e Fig. 2 e 6), em comparação a Ilha Grande e Canal Central, mais rica e heterogênea. Os diversos atores em conservação marinha da BIG devem propor medidas de melhor uso do solo que minimizem os efeitos de impactos difusos sobre os ambientes recifais.

A heterogeneidade do habitat está atrelada a escala espacial e a fatores biofísicos (Thrush et al. 2010). Os recifes mais heterogêneos apresentam maior riqueza de espécies

bentônicas (Carneiro et al. 2021), complexidade estrutural (Harbone et al. 2012) e distância de impactos antrópicos (Neves et al. 2016), proporcionando condições favoráveis para a variação na composição das assembleias de peixes. Os resultados obtidos indicaram correlação positiva entre heterogeneidade do habitat e a beta diversidade. A maioria dos locais da Ilha Grande apresentaram elevada heterogeneidade do habitat em pequenas escalas (entre dezenas de metros, entre transectos de um mesmo local), que foi associada à maior beta diversidade. Não é possível apontar para uma variável isolada que seja responsável por essa condição de heterogeneidade dentro dos recifes, mas sim para um conjunto de variáveis (comunidade bentônica mais diversa, elevada complexidade topográfica, distância da costa e da foz de rios), que possibilitam a coexistência de predadores e presas permitindo maior variação de nichos ecológicos dentro do recife. Em contraste, os locais da baía da Ribeira tiveram habitat menos heterogêneo, associado a influência de rios sobre todos os locais, enquanto locais do Canal Central e Mambucaba estão sob condições ambientais mais variáveis e tiveram recifes com heterogeneidade mais variável (ver Figura 9). Apesar da baía da Ribeira e Paraty apresentarem menor heterogeneidade do habitat e beta diversidade, a conservação dessas regiões não deve ser desprezada, já que estão próximos a áreas estuarinas que são berçários naturais (Beck et al. 2003) utilizados por algumas espécies de peixes recifais (ex.: *Sphoeroides greeleyi*; Paiva 2009).

Esse estudo permitiu identificar as escalas espaciais mais importantes para a variação na estrutura da assembleia de peixes, beta diversidade e estrutura dos habitats. A escala dos locais responde pela maior parte da variação, indicando que uma adequada seleção de locais para a conservação ou para priorizar medidas de fiscalização são necessárias. Medidas mais abrangentes são necessárias para permitir que efeitos em maior escala (mudanças na influência dos rios sobre os recifes por impactos antrópicos) sejam controlados. A Ilha Grande representou a região mais relevante para a conservação, cuja beta diversidade está associada a uma assembleia mais diversa, representada por diferentes grupos tróficos que ocupa habitats mais heterogêneos e distantes da costa. No entanto, existem dados que apontam que locais com ictiofauna diversa e com espécies ameaçadas em elevada abundância têm sofrido drásticas mudanças nos últimos anos, especialmente no Canal Central (Fonseca et al. 2021; Peixoto, 2021).

## 5. CONCLUSÃO

1. As assembleias de peixes da baía da Ilha Grande são muito variáveis em diferentes escalas espaciais, com regiões sob influência estuarina mais homogêneas em comparação às regiões mais distantes da costa, especialmente o Canal Central e a Ilha Grande, com assembleia mais ricas com peixes de múltiplos grupos tróficos.
2. O componente de rotatividade da beta diversidade foi maior na pequena escala espacial (dezenas de metros) em comparação a maior escala (dezenas de quilômetros), indicando que é mais provável ter diferentes composições de espécies entre os transectos de um mesmo local do que entre locais de diferentes regiões.
3. A substituição de espécies é um fenômeno relevante para explicar os padrões de diversidade das regiões, no entanto, os processos não aleatórios de perdas de espécies precisam ser mais bem compreendidos, especialmente em relação às interações bióticas.
4. A heterogeneidade do habitat na escala dos locais foi positivamente associada à diversidade beta, com habitats mais heterogêneos (maior profundidade, elevada complexidade topográfica, comunidade bentônica mais diversa) ocorrendo na Ilha Grande, em contraste com áreas próximas a foz de rios dominadas por algas frondosas.
5. Os locais do canal central apresentam estrutura e composição da assembleia de peixes mais variável, o que indica que o entendimento de características ambientais locais (histórico de pesca/uso da ilha, poluição, estrutura dos habitats, influência de rios) devem nortear as ações de conservação dessa região.

## 6. REFERÊNCIAS

- Anderson, Marti J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.
- Anderson, M.J.; Gorley, R.N.; Clarke, K.R. *Permanova+ for primer: guide to software and statistical methods*. primer-e, plymouth, uk. p. 214, 2008
- Acosta, A. Disease in Zoanthids: dynamics in space and time. In: *The ecology and etiology of newly emerging marine diseases*. Springer, Dordrecht. p. 113-130, 2001
- Almany, Glenn R. Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *Oikos*, v. 106, n. 2, p. 275-284, 2004.
- Arias-González, J. E.; Done, T.J.; Page, C.A.; Cheal, A.; Kininmonth, S.; Garza-Pérez, J.R. Towards a reefscape ecology: relating biomass and trophic structure of fish assemblages to habitat at Davies Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, v. 320, p. 29-41, 2006.
- Arias-González, J. E.; Legendre, P.; Rodríguez-Zaragoza, F. A. Scaling up beta diversity on Caribbean coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 366, n. 1-2, p. 28-36. 2008
- Baselga, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, v. 19, n. 1, p. 134-143. 2010
- Baselga, A.; Orme, C. David L. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in ecology and evolution*, v. 3, n. 5, p. 808-812, 2012.
- Baselga, A.; Orme, D.; Villéger, S.; De Bortoli, J.; Leprieur, F.; Logez, M.; Henriques-Silva, R. Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. *Package betapart, Version*, p. 1-4. 2017
- Beck, M. W.; Heck, K. L.; Able, K. W.; Childers, D. L.; Eggleston, D. B.; Gillanders, B. M.; ... & Weinstein, M. P. The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Issues in Ecology*, 2003.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P. Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, v. 292, n. 5521, p. 1532-1535, 2001.



Bellwood, D.R.; Wainwright, P.C. The history and biogeography of fishes on coral reefs. In: Sale PF (ed) Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, San Diego, CA, USA. v. 5, p. 32, 2002.

Bouchon-Navaro, Y.; Bouchon, C.; Luis, M.; Legendre, P. Biogeographic patterns of coastal fish assemblages in the West Indies. *J Exp Mar Biol Ecol.* v. 315, n. 1, p. 31-47, 2005.

Brasil. Decreto Nº 98.864, de 23 de janeiro de 1990. Cria a Estação Ecológica de Tamoios, e dá outras providências. Edição Federal. Brasília, 1990.

Capel, K.C.C.; Creed, J.; Kitahara, M.V.; Chen, C.A.; Zilberberg, C. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the southwestern atlantic. *Sci. Rep.* v. 9, n. 1, p. 1-11, 2019.

Cardoso, C.D.P. Analysis of the Human Activities in the Tamoios Ecological Station to Subsidize the Strategic Management. PhD thesis (Environmental sciences). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 152. 2019

Clarke, K.R.; Warwick, R.M. Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK. 2001.

Clarke, R.T.; Gorley, R.N. Primer v6. PrimerE, Plymouth. 2006.

Creed, J. C. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs*, v. 25, n. 3, p. 350-350, 2006.

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

Creed, J.C.; Junqueira, A.D.O.R.; Fleury, B.G.; Mantelatto, M.C.; Oigman-Pszczol, S.S. The Sun-Coral Project: the first social-environmental initiative to manage the biological invasion of *Tubastraea* spp. in Brazil. *Management of Biological Invasions.* v. 8, n. 2, p. 181, 2017.

Crist, T.O.; Veech, J.A.; Gering, J.C.; Summerville, K.S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *Am Nat.* v. 162, n. 6, p. 734-743, 2003

Cruz, I. C.; Loiola, M.; Albuquerque, T.; Reis, R.; de Anchieta CC Nunes, J.; Reimer, J. D.; ... Creed, J. C. Effect of phase shift from corals to *Zoantharia* on reef fish assemblages. *PloS one*, v. 10, n. 1, p. e0116944, 2015.

Davidson, I.C.; McCann, L.D.; Sytsma, M.D.; Ruiz, G.M. Interrupting a multi-species bioinvasion vector: the efficacy of in-water cleaning for removing biofouling on obsolete vessels. *Mar. Pollut. Bull.* v. 56, n. 9, p. 1538-1544, 2008.

da Silva, I.M.; Hill, N.; Shimadzu, H.; Soares, A.M.; Dornelas, M. Spillover effects of a community-managed marine reserve. *PloS One*. v. 10, n. 4, p. e0111774, 2015.

de Paula, A.F.; Creed, J.C., 2004. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. *Bull. Mar. Sci.* v. 74, n. 1, p. 175-183, 2004.

de Paula, A.F.; de Oliveira Pires, D.; Creed, J.C. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* v. 94, n. 3, p. 481-492, 2014.

Dias, C.; Bonecker, S.L.C. Long-term study of zooplankton in the estuarine system of Ribeira Bay, near a power plant (Rio de Janeiro, Brazil). *Hydrobiologia.* v. 94, n. 3, p. 481-492, 2014.

Durante, L. M.; Cruz, I. C., Lotufo, T. M. The effect of climate change on the distribution of a tropical zoanthid (*Palythoa caribaeorum*) and its ecological implications. *PeerJ*, v. 6, p. e4777, 2018.

Ellingsen, K.E.; Gray, J.S. Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *Journal of Animal Ecology*, v. 71, n. 3, p. 373-389, 2002.

Fabricius, K.; De'ath, G.; McCook, L.; Turak, E.; Williams, D. M. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine pollution bulletin*, v. 51, n. 1-4, p. 384-398, 2005.

Ferreira, C.EL.; Goncalves, J.E.A; Coutinho, R. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes*, v. 61, p. 353–369. 2001.

- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P. Joyeux, J.C. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, v. 31, n. 7, p. 1093–1106. 2004.
- 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. 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. 2007.
- Floeter, S. R.; Krohling, W.; Gasparini, J. L.; Ferreira, C. E.; Zalmon, I. R. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2), 147-160.
- Fonseca, M. S., Araújo, F. G., Teixeira-Neves, T. P., Corrêa, C., Pereira-Filho, G. H., Neves, L. M. Drivers of distribution of the parrotfish *Sparisoma frondosum* (agassiz, 1831) in Southwest Atlantic rocky reefs: Insights for management and conservation. *Ocean & Coastal Management*. v. 78, n. 2, p. 147-160, 2007.
- Francisco-Ramos, V., Arias-González, J.E. Additive Partitioning of Coral Reef Fish Diversity across Hierarchical Spatial Scales throughout the Caribbean. *PloS one*, v. 8, n. 10, p. e78761, 2013.
- Freret-Meurer, N.V., Andreato, J.V., Meurer, B.C., Manzano, F.V., Baptista, M.G.S., Teixeira, D.E., Longo, M.M. Spatial distribution of metals in sediments of the ribeira bay, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* v. 60, n. 4, p. 627-629, 2010.
- Garcia, J., Pelletier, D., Carpentier, L., Roman, W., & Bockel, T. Scale-dependency of the environmental influence on fish  $\beta$ -diversity: Implications for ecoregionalization and conservation. *Journal of Biogeography*, v. 45, n. 8, p. 1818-1832, 2018.
- Gering, J.C., Crist, T.O., Veech, J.A. Additive partitioning of species diversity across multiple spatial scales: Implications for regional conservation of biodiversity. v. 17, n. 2, p. 488-499, 2003.
- Goatley, C.H.; Bellwood, D.R. Sediment suppresses herbivory across a coral reef depth gradient. *Biol. Lett.* v. 8, n. 6, p. 1016-1018, 2012.

- Gordon, S.E.; Goatley, C.H.; Bellwood, D.R. Low-quality sediments deter grazing by the parrotfish *Scarus rivulatus* on inner-shelf reefs. *Coral Reefs*, v. 35, n. 1, p. 285-291, 2016.
- Harborne, A.R.; Mumby, P.J.; Zychaluk, K.; Hedley, J.D.; Blackwell, P.G. 2006. Modeling the beta diversity of coral reefs. *Ecology*, v. 87, n. 11, p. 2871–81.
- Harborne, A. R.; Mumby, P. J.; Ferrari, R. The effectiveness of different meso-scale rugosity metrics for predicting intra-habitat variation in coral-reef fish assemblages. *Environmental biology of fishes*, v. 94, n. 2, p. 431-442, 2012.
- Henry, L.A.; Davies, A.J.; Roberts, M.J. Beta diversity of cold-water coral reef communities off western Scotland. *Coral Reefs*, v. 29, n. 2, p. 427-436, 2010.
- Hewitt, J.E.; Thrush, S.E.; Halliday, J.; Duffy, C. The importance of small-scale habitat structure for maintaining beta diversity. *Ecology*, v. 86, n. 6, p. 1619-1626, 2005.
- Jost, L.; DeVries, P.; Walla, T.; Greeney, H.; Chao, A. & Ricotta, C. Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions*, v. 16, n. 1, p. 65-76, 2010.
- Johnsson, R.M.F.; Ikemoto, S.M. Diagnóstico do setor costeiro da Baía da Ilha Grande: Subsídios a elaboração do zoneamento ecológico-econômico costeiro. Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro, p. 242. 2015
- Lande R. Statistics and partitioning of species diversity and similarity among multiple communities. *Oikos*, p. 5-13. 1996.
- Lages, B.G.; Fleury, B.G.; Menegola, C.; Creed, J.C. Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* v. 438, p. 85-96, 2011.
- Loiseau, N.; Legras, G.; Kulbicki, M.; Mérigot, B.; Harmelin-Vivien, M.; Mazouni, N., ... Gaertner, J. C. Multi-component  $\beta$ -diversity approach reveals conservation dilemma between species and functions of coral reef fishes. *Journal of Biogeography*, v. 44, n. 3, p. 537-547, 2017.
- Kohler, K.E.; Gill, S.M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, v. 32, p. 1259–1269. 2006.

- Mahiques, M.M.; Furtado, V.V. Utilização da análise dos componentes principais na caracterização dos sedimentos de superfície de fundo da Baía da Ilha Grande. *Bolm. Inst. Oceanogr.*, S Paulo, v. 37, p. 1-19, 1989.
- Mantelatto, M. C.; Carlos-Júnior, L. A.; Côrrea, C.; de Lima Cardoso, C. F.; Creed, J. C. Depth-related drivers of benthic community structure on shallow subtidal rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107743.
- MCardle, B.H.; Anderson, M.J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, v. 82, p. 290–297. 2001.
- Moura, R. L.; Amado-Filho, G. M.; Moraes, F. C.; Brasileiro, P. S.; Salomon, P. S.; Mahiques, M. M., ... Thompson, F. L. An extensive reef system at the Amazon River mouth. *Science advances*. v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.
- Moura, R. L.; Abieri, M. L.; Castro, G. M.; Carlos-Júnior, L. A.; Chiroque-Solano, P. M.; Fernandes, N. C., ... & Bastos, A. C. Tropical rhodolith beds are a major and belittled reef fish habitat. *Scientific reports*, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2021.
- Miranda, R.J.; José de Anchieta, C.C.; Mariano-Neto, E.; Sippo, J.Z.; Barros, F. Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. *Mar. Environ. Res.* v. 138, p. 19-27, 2018.
- Miyazawa, E.; Montilla, L. M.; Agudo-Adriani, E. A.; Ascanio, A.; Mariño-Briceño, G.; Croquer, A. On the importance of spatial scales on beta diversity of coral assemblages: a study from Venezuelan coral reefs. *PeerJ*, v. 8, p. e9082, 2020.
- Neves, L. M.; Teixeira-Neves, T. P.; Pereira-Filho, G. H.; Araujo, F. G. The farther the better: effects of multiple environmental variables on reef fish assemblages along a distance gradient from river influences. *PloS one*, v. 11, n. 12, p. e0166679, 2016.
- Nogueira, C.R.; Bonecker, A.C.; Bonecker, S.L.; Santos, C.C. Studies of zooplankton near the nuclear power plant—angra I. Preoperational conditions (rio de Janeiro, brasil) (ASCE). In: *Coastal Zone*, vol. 91, pp. 3221–3233
- Pereira, I. A. D. Influência da estrutura do habitat na distribuição do peixe limpador *Elacatinus figaro* na Baía da Ilha Grande, RJ. Trabalho de conclusão de curso, bacharelado em Gestão Ambiental, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. p. 38. 2017.

Peixoto, M. J. S. Mudanças a longo prazo (2010-2019) na comunidade de peixes recifais da ilha de Búzios, baía da ilha Grande, RJ. Trabalho de conclusão de curso, bacharelado em Gestão Ambiental, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 45p. 2021.

Pérez-Matus, A.; Shima, J.S. Disentangling the effects of macroalgae on the abundance of temperate reef fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 388, n. 1-2, p. 1–10. 2010.

Pikitch, E.K., Santora, C.; Babcock, E.A. et al. Ecosystem-based fishery management. *Science* 305:346–347. 2004.

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

Rodríguez-Zaragoza, F.A.; Arias-González, J.E. Additive diversity partitioning of reef fish across multiple spatial scales. *Caribb J Sci*. v. 44, n. 1, p. 90-101, 2008.

de Oliveira Soares, M.; Davis, M.; de Macedo Carneiro, P.B. Northward range expansion of the invasive coral (*Tubastraea tagusensis*) in the southwestern. Atlantic. *Mar. Biodivers*. v. 48, n. 3, p. 1651-1654, 2018.

Spalding, M. D.; Fox, H. E.; Allen, G. R.; Davidson, N.; Ferdaña, Z. A.; Finlayson, M. A. X.; ... Robertson, J. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*. v. 57, n. 7, p. 573-583, 2007.

Steneck, R.S.; Graham, M.H.; Bourque, B.J.; Corbett, D.; Erlandson, J.M.; Estes, J.A.; Tegner, M.J. Kelp Forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environmental Conservation*, v. 29, p. 436–459. 2002.

Skinner, L. F.; Barboza, D. F.; Rocha, R. M. Rapid Assessment Survey of introduced ascidians in a region with many marinas in the southwest Atlantic Ocean, Brazil. *Management of Biological Invasions*, v. 7, n. 1, p. 13-20, 2016.

Teixeira-Neves, T.P.; Neves, L.M.; Araújo, F.G. The development of a preliminary rock reef fish multimetric index for assessing thermal and urban impacts in a tropical bay. *Mar. Pollut. Bull.* v. 109, n. 1, p. 290-300, 2016.

Teixeira-Neves, T. P.; Neves, L. M.; Araújo, F. G. Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structure of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, v. 98, n. 6, p. 1645-1657, 2015.

Thrush, S. F.; Hewitt, J. E.; Cummings, V. J.; Norkko, A.; Chiantore, M.  $\beta$ -diversity and species accumulation in Antarctic coastal benthos: influence of habitat, distance and productivity on ecological connectivity. *PLoS One*, v. 5, n. 7, p. e11899, 2010.

Veech, J.A.; Crist, T.O. PARTITION 3.0 Software for the partitioning of species diversity. 2009

Whittaker, R.H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, v. 30, p. 279–338. 1960.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Smith, G.M. *Analysing ecological data*. Berlin: Springer Verlag, 2007, 672 p.

Zawada, D. G.; Piniak, G. A.; Hearn, C. J. Topographic complexity and roughness of a tropical benthic seascape. *Geophysical research letters*, v. 37, n. 14, 2010.