

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

DISSERTAÇÃO

**Estrutura da assembleia de peixes recifais em costões
rochosos da Ilha Grande, RJ: influência da complexidade
topográfica, cobertura bêntica e atividade antrópica**

Carolina Corrêa

2014



UFRRJ

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

**ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES RECIFAIS EM
COSTÕES ROCHOSOS DA ILHA GRANDE, RJ: INFLUÊNCIA DA
COMPLEXIDADE TOPOGRÁFICA, COBERTURA BÊNITICA E
ATIVIDADE ANTRÓPICA**

CAROLINA CORRÊA

Sob a Orientação do Professor
Francisco Gerson Araújo

Co-orientação

Leonardo Mitrano Neves

Dissertação Submetida à
Coordenação do Curso de Pós-
Graduação em Biologia Animal da
Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro, como requisito parcial
para obtenção do grau de **Mestre
em Ciências**.

Seropédica, RJ
Junho de 2014

597.098153

C824e

T

Corrêa, Carolina, 1986-

Estrutura da assembleia de peixes recifais em costões rochosos da Ilha Grande, RJ: influência da complexidade topográfica, cobertura bêntica e atividade antrópica / Carolina Corrêa. - 2014.

49 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2014.

Bibliografia: f. 40-47.

1. Peixe - Grande, Ilha (RJ) - Teses. 2. Peixe - Grande, Ilha (RJ) - Habitat - Teses. 3. Peixe - Grande, Ilha (RJ) - Distribuição geográfica - Teses. 4. Ecologia costeira - Conservação - Grande, Ilha (RJ) - Teses. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso 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**

CAROLINA CORRÊA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.

Francisco Gerson Araújo Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Leonardo Mitrano Neves Prof. Dr. UFRRJ
(Co-orientador)

Roberta M. Bonaldo Dr. USP

Gustavo Muniz Dias Prof. Dr. UFABC

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao professor Dr. Francisco Gerson Araújo pela orientação, confiança e por todo apoio que recebi durante o processo.

Agradeço muito ao meu Co-orientador e amigo Leonardo Mitrano Neves pela ajuda na produção do texto e também a sua esposa Tatiana Neves. Sem eles este projeto não seria possível. Por cada minuto que passaram comigo, me ajudando com os censos, artigos, análises, fotos, congressos...Aprendi muito com vocês e agradeço pela oportunidade e dedicação, também pela nossa amizade.

A minha família. Agradeço pelo incentivo incansável dos meus pais Isvi e Nice que me deram todo apoio, amor, suporte para esta realização. Aos meus irmãos Caio e Jorge, pela nossa amizade e união. A minha sobrinha Marina que chegou na reta final deste trabalho para alegrar as nossas vidas.

Ao meu companheiro Daniel pela sua paciência e ajuda fundamental para que este sonho se realizasse, agradeço a sua dedicação e força desde a decisão de fazer o mestrado, ajuda nos campos até os momentos finais.

A Polyana Mendes que considero membro da família, pela ajuda com os mapas.

A todos amigos que fiz no Laboratório de Ecologia de Peixes - LEP. Bianca, Tailan, Wagner, Hamilton, Rafael, Alex, Marcus, Débora, Iracema, Márcia, Ruan, Paulinha a todos estagiários e a nova geração. Agradeço por ter sido muito bem acolhida por todos vocês e pela contribuição de cada um. Em especial a Taynara amiga querida.

Aos amigos de São Paulo que mesmo distante são muito importantes. Em especial a minha “best” Roberta pelo carinho e apoio sempre.

Aos amigos da Ilha Grande por entenderem a minha ausência.

Empresa Elite Dive Center por fornecer todo material e logística para a coleta de dados.

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES pela bolsa concedida.

CORRÊA, Carolina. **Estrutura da assembleia de peixes recifais em costões rochosos da Ilha Grande, RJ: influência da complexidade Topográfica, Cobertura Bêntica e Atividade Antrópica** 2014. p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

RESUMO

A compreensão dos processos que determinam a distribuição espacial das espécies é de fundamental importância para o planejamento de medidas efetivas de conservação para ecossistemas marinhos. Em sistemas recifais, fatores associados à estrutura do habitat, como complexidade topográfica e cobertura bêntica, e impactos antrópicos exercem uma influência conjunta sobre as assembleias de peixes, tornando importante determinar qual a contribuição relativa de cada componente para a distribuição de peixes recifais. Amostragens de peixes e medições de variáveis associadas à estrutura do habitat, bem como a influência de fatores antrópicos, foram realizadas em costões rochosos da região abrigada da Ilha Grande, sul do estado do Rio de Janeiro. A hipótese testada é de que existe uma hierarquização da influência dos diferentes grupos de variáveis, e que os impactos antrópicos são os maiores responsáveis pela estruturação da assembleia de peixes. Para caracterização da cobertura bêntica e complexidade topográfica foram feitas fotografias do substrato que serviram para quantificar a porcentagem dos grupos bentônicos, quantidade de refúgios e altura do substrato. Medidas de distância de cada local para um canal de navegação e para a principal vila da região (Vila do Abraão), bem como um índice associado ao uso de cada local pelo turismo e pesca, foram utilizados para avaliar as influências antrópicas na região de estudo. As relações entre os potenciais preditores e as variáveis respostas (assembleia de peixes, riqueza, abundância, biomassa, grupos tróficos e famílias selecionadas) foram investigadas através do modelo linear sobre matriz de distância (*DistLM*) a fim de detectar a explicação dos potenciais preditores sobre a variabilidade das variáveis respostas. Um total de 8294 indivíduos de 68 espécies, pertencentes a 30 famílias foram observados em 100 transectos. Os preditores mais importantes para a variação da estrutura da assembleia de peixes recifais foram a distância do canal (19,8%), distância da Vila do Abraão (7,1%) e cobertura de sedimento (4,4%). Um gradiente espacial de distribuição das amostras foi observado, com os costões mais próximos do canal apresentando as menores abundâncias de peixes com comprimento total > 21 cm e menores biomassas e riqueza de espécies, enquanto aqueles mais distantes tiveram o padrão oposto, sugerindo o efeito de turismo e pesca e dos fatores relacionados com a ressuspensão de sedimentos no canal de navegação. A distância da Vila do Abraão foi associada a estrutura da assembleia de peixes, com os locais mais próximos desta fonte de distúrbio apresentando assembleia dominada por espécies com grande capacidade de suportar distúrbios e comportamento gregário enquanto os locais mais distantes foram representados por grupos tróficos mais especializados como carnívoros e herbívoros. A complexidade topográfica também influenciou a estrutura da assembleia de peixes, principalmente a altura do substrato e presença de fendas pequenas (<30 cm). A cobertura bêntica, dominada pela Matriz de Algas Epilíticas - MAE e por zoantídeos, foi o fator com menor importância para a estrutura da assembleia, porém significativamente associado com o aumento da riqueza, biomassa e abundância de algumas classes de tamanho. A maior contribuição das variáveis antrópicas na estrutura da ictiofauna detectada neste estudo é de grande importância para o subsídio de medidas

de proteção dessa área, como por exemplo a fiscalização das embarcações que utilizam o canal de navegação e das atividades turísticas, além da proibição da pesca e a criação de áreas marinhas protegidas.

Palavras-chave: Ictiofauna, estrutura do habitat, canal de navegação, medidas de conservação.

CORRÊA, Carolina. **Reef fish assemblage structure on rocky reefs of the Ilha Grande, RJ: influence of topography complexity, benthic composition and anthropogenic impacts.** 2014. p Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do *Rio* de Janeiro, Seropédica, RJ, 2014.

ABSTRACT

Understanding processes that determine spatial species distribution is important to establish effective management procedures to conservation of marine ecosystems. In coastal reefs, factors associated to habitat structure, such as topographic complexity, benthic cover and anthropogenic activities influence fish assemblages and are important to detect the relative contribution of each one for distribution of reef fishes. Fish sampling and measurement of habitat structure (benthic cover and topographic complexity), and factors associated to anthropogenic influences were carried out in the sheltered coastline of Ilha Grande Bay, southern of Rio de Janeiro State. The tested hypothesis is that there is a hierarchy on the influence of these groups of variables, and that the anthropogenic influences are the main factors to determine fish assemblage structure. Photos of the substrate were taken to characterize benthic cover and topographic complexity and quantify the percent of benthic groups, refuges and substrate height. Measurements of distance from the navigation channel distance from the Abraão town, and an index associated to tourism and fisheries were used as a proxy of anthropogenic influences in the study area. Relationship between potential predictors and responses variables (fish assemblage, richness, abundance, biomass, trophic groups and selected families) were investigated using the distance matrix based linear model (DistLM) to detect predictors that explained variability on response variables. A total of 8294 individuals of 68 species, belonging to 30 families were observed in the 100 transects. The most important predictors to explain variability in the fish assemblage structure were the distance from the channel (19.8%), distance from Abraão town (7.1%) and sediment cover (4.4%). A spatial gradient of samples distribution was observed, with the costal reefs near to the channel having lower abundance of fishes with total length > 20 cm, and lower biomass and species richness, whereas those far from the channel had the opposite pattern, suggesting the effect of tourism and fisheries and from factors related to sediment re-suspension in the navigation channel. The distance from Abraão town was associated to fish assemblage structure, with the nearest sites having assemblages dominated by species of great plasticity to disturbance and gregarious behavior, whereas the farthest sites had more specialized trophic groups as carnivores and herbivores. Topographic complexity also influence structure of fish assemblage, mainly the substrate height and presence of small crevices (<30 cm). Benthic cover, dominated by Matrix of Epilithic Algae – MAE and by zooantids, was the factor with lesser influence on fish assemblage structure, but it was significantly related to increases in richness. The highest contribution of anthropogenic variables structuring ichthyofauna detected in this study is of great importance as subsidies to protection measures in this area, such as control of vessels that use the navigation channel and of tourism, fisheries ban and creation of marine protected areas.

Keywords: ichthyofauna, habitat structure, navigation channel, conservation measures

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. ÁREA DE ESTUDOS.....	4
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	7
3.1. Amostragem da ictiofauna.....	7
3.2. Estrutura do habitat (Complexidade Topográfica e Cobertura Bêntica).....	8
3.3. Fatores antrópicos.....	10
3.4. Análise dos dados.....	11
4. RESULTADOS	13
4.1. Caracterização geral do habitat.....	13
4.2. Composição de espécies	14
4.3. Influência das variáveis ambientais na assembleia de peixes.....	17
4.4. Relações entre as variáveis explanatória e descritores da assembleia de peixes.....	23
4.4.1. Riqueza de espécies, biomassa e abundância por classes de tamanho.....	23
4.4.2. Grupos tróficos e famílias selecionadas.....	27
4.4.3. Bentos (BPCO).....	31
5. DISCUSSÃO.....	33
7. CONCLUSÕES.....	39
8. REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40
ANEXO I.....	48

1. INTRODUÇÃO

A compreensão dos processos que determinam a distribuição espacial das assembleias de peixes recifais não apenas proporciona uma melhoria no conhecimento da biologia destes peixes, como também pode servir de base para o desenvolvimento de políticas públicas de conservação dos ambientes recifais (MUMBY et al., 2006; BEGER & POSSINGHAM, 2008; KRAJEWSKI & FLOETER, 2011). Muitas vezes, mudanças na abundância, distribuição e comportamento destes peixes, podem refletir um grande número de distúrbios (PATTENGILL et al., 1997). Fatores associados à estrutura do habitat, como complexidade topográfica e cobertura bêntica são importantes preditores da riqueza, abundância e diversidade de espécies (JENNINGS et al., 1996; CHABANET et al., 1997; CADORET et al., 1999), influenciando a distribuição de peixes recifais, e podem exercer graus variáveis de interferência sobre muitos processos ecológicos, como recrutamento, predação e territorialidade (CALEY, 1993; CHENEY & CÔTÉ, 2003; KAWAZAKI et al., 2003).

A complexidade topográfica determinada principalmente pela estrutura física do habitat, está relacionada à riqueza de espécies, abundância e biomassa (FRIEDLANDER & PARRISH, 1998; BEJARANO et al., 2011). Locais com maior complexidade topográfica fornecem maior diversidade e disponibilidade de abrigos e/ou substrato para forrageamento (LUCKHURST & LUCKHURST, 1978; HARBORNE et al., 2011). Variáveis biológicas, como a cobertura bêntica, também são consideradas importantes na estruturação do habitat (BOUCHON-NAVARRO & BOUCHON, 1989; MUNDAY, 2002; CHONG-SENG et al., 2012), pois as comunidades incrustantes associadas aos costões rochosos, servem como recurso para uma diversidade de peixes e fauna associada, constituindo importantes componentes nas cadeias tróficas de ambientes marinhos (CONNELL & ANDERSON, 1999).

No entanto, fatores físicos e biológicos podem ser direta ou indiretamente afetados por distúrbios antrópicos como desenvolvimento urbano, turismo e a pesca excessiva. Estas ameaças aos ecossistemas costeiros podem modificar fortemente a estrutura do habitat dos costões rochosos, promovendo a diminuição acentuada na riqueza de espécies e abundância da comunidade recifal, mediando diferenças locais na disponibilidade de alimento, abrigo e locais de acasalamento (GRIGG, 1994;

LEWIS, 1997, 1998; SANO 2000; TEIXEIRA et al., 2009; AZZURRO et al., 2010). Sistemas recifais costeiros são particularmente afetados pelo depósito de sedimentos proveniente de rios e por dragagens regulares associadas à atividades portuárias. O aumento da sedimentação pode reduzir o sucesso do assentamento ou a sobrevivência de peixes recifais (WENGER et al., 2011) e os depósitos de sedimentos sobre algas podem minimizar a predação por peixes herbívoros (BELLWOOD & FULTON, 2008).

A dragagem e descarte de sedimento se destacam como atividades que geram grandes distúrbios nos ambientes recifais, e, conseqüentemente tornam-se um desafio ao manejo e ordenamento costeiro (BORJA et al., 2010). Grande parte dos estudos que abordam este tipo de impacto é baseada em pesquisas com organismos sésseis e em ambientes temperados, existindo uma lacuna no entendimento destes efeitos sobre a ictiofauna, das regiões tropicais (SILVA JUNIOR, D. R. et al., 2012).

Medidas de distância têm sido utilizadas em uma série de estudos para explicar a variação nas assembleias de peixes (BEGER & POSSINGHAM 2008; MELLIN et al., 2010; PITTMAN & BROWN, 2011; KARNAUSKAS et al., 2012). Tais distâncias podem ser medidas a partir do recife de para a praia, para o estuário mais próximo, para a linha da costa, ou para as cidades mais próximas. Estas distâncias podem ser utilizadas para considerar a influência de distúrbios antrópicos na riqueza, densidade e biomassa da assembleia de peixes.

No sudeste da costa brasileira os costões rochosos representam o principal habitat para peixes recifais e biota associada. Os recifes rochosos subtropicais são normalmente influenciados pela sedimentação promovida por aportes fluviais ou escoamento terrestre. Os estudos sobre esses ambientes são de grande importância do ponto de vista geológico, biológico e conservacionista, devendo enfatizar a natureza variável desses recifes e a estrutura de comunidade dos mesmos. Além disso, os recifes rochosos têm relevância da perspectiva socioeconômica local como a pesca e o turismo (FLOETER et al., 2006).

A Ilha Grande, localizada no sul do estado do Rio de Janeiro apresenta extensos costões rochosos, e está inserida em uma área que sofre intensas pressões ambientais devido à atividades portuária e industrial, turismo e pesca predatória. Uma série de empreendimentos imobiliários pode estar relacionado com a perda de habitat e declínio na riqueza de espécies de peixes nestes costões (COSTA, 1998; ALHO et al.,

2002). Recentemente foi realizado um inventário da biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande (CREED et al., 2007), onde foi registrado uma elevada diversidade de espécies de peixes recifais. No entanto, o conhecimento sobre os padrões de distribuição dos peixes é ainda incipiente, apesar da importância econômica e ecológica desta baía. Por exemplo, para a Ilha Grande não existem dados sobre componentes básicos e indispensáveis para o manejo, tais como a estrutura e a dinâmica das comunidades de peixes e das comunidades bentônicas, nem tampouco sobre a influência de variáveis associadas à estrutura do habitat e de atividades antrópicas sobre os padrões espaciais das assembleias de peixes.

No presente estudo, foram exploradas as relações entre a assembleia de peixes recifais e características locais do habitat (incluindo cobertura benthica e complexidade topográfica), bem como a influência de fatores antrópicos visando quantificar e hierarquizar, utilizando Modelo linear sobre matriz de distância (DistLM), a importância relativa destes três grupos de variáveis. Especificamente foram estabelecidos os seguintes objetivos: (1) Analisar a composição e estrutura da assembleia de peixes de costões rochosos da região abrigada da Ilha Grande e suas relações com a cobertura benthica e complexidade topográfica e a influência da atividade antrópica; (2) examinar a influência destas variáveis (estrutura do habitat e atividades antrópicas) na riqueza, abundância, biomassa, diversidade dos grupos tróficos, e famílias selecionadas; (3) estabelecer que espécies responderam aos gradientes ambientais detectados; (4) tentar definir áreas prioritárias para conservação. A hipótese testada é de que existe uma hierarquização da influência dos diferentes grupos de variáveis (complexidade topográfica, cobertura benthica e influência antrópica), e que os impactos antrópicos são os maiores responsáveis pela estruturação da assembleia de peixes na região abrigada da Ilha Grande.

2. ÁREA DE ESTUDOS

A Ilha Grande (IG) possui 193 km² e localiza-se entre o extremo oeste da restinga da Marambaia (23°04'36S; 44°01'18W) e a ponta da Joatinga (23°17'36S; 44°30'06W), no sul do estado do Rio de Janeiro (Plano de Manejo PEIG, 2010). Apresenta um litoral de 161 km, extremamente recortado e sinuoso, com dezenas de pontas separando enseadas, sacos e pequenas reentrâncias, onde predominam costões rochosos e arcos de praia, com poucos e pequenos manguezais remanescentes, além de diminutas barras de córregos e riachos. Recifes marginais (PERRY & LARCOMBE, 2003) caracterizam a área, compostos por rochas graníticas que se estendem até a interface com o substrato arenoso. Os costões rochosos da IG são constituídos ora por rampas ora por amontoados de seixos, pedras, pedregulhos e matacões assentados sobre uma rampa rochosa relativamente lisa (Plano de Manejo PEIG, 2010) (Figura 1A).

A IG delimita a Baía da Ilha Grande - BIG, um ecossistema marinho de águas abrigadas, que possui 1.728 km² de superfície, contendo profundidades de 0 a 40 m e um litoral continental de 400 km, onde se alternam costões rochosos, praias, manguezais e 187 ilhas e ilhotas (SIGNORINI, 1980; ANJOS, 1993). O fundo marinho é formado, predominantemente, por bancos de areia fina, e menores proporções de areia grossa, lama e substratos rochosos. O clima da região é tropical, quente e úmido, sem estação seca, sendo resultado de uma combinação de fatores estáticos (localização geográfica e topografia) e dinâmicos (massas de ar), com chuvas durante o ano todo, com maior concentração no verão e menor no inverno. A temperatura da água varia de 20°C a 31°C, enquanto a salinidade varia de 29 a 36 (DIAS & BONECKER, 2008). As massas de água locais são influenciadas pelos ventos e marés com uma média de amplitude de 1,6 m (NOGUEIRA et al., 1991).

O crescimento da BIG como polo turístico resultou no desenvolvimento desordenado, que afetou tanto a parte continental quanto a IG, além de causar danos severos aos sistemas costeiros (COSTA, 1998; ALHO et al., 2002). Na região da BIG existem ainda empreendimentos de grande porte, como um porto comercial, um terminal de petróleo, um terminal de minérios, duas usinas nucleares e um estaleiro (IKEDA et al., 1989; COSTA, 1998). Artes de pesca consideradas predatórias, como arrastos de portas, são usadas na região, atuando nos fundos não consolidados adjacentes além da pesca subaquática e de anzol feita pelos próprios moradores e

turistas.

A BIG possui diversas feições marcantes em seu relevo submarino, entre eles um banco arenoso com forma circular e diversos canais naturais e artificiais ao longo de toda a região (DIAS et al., 1990). Entre o continente e a IG está localizado Canal Central de Navegação da BIG, formado por um estreitamento que apresenta as maiores profundidades (superiores a 25 metros) do interior da Baía. No Canal de navegação se encontram as maiores concentrações de lama (mais de 50% de argila e silte), que correspondem às áreas mais profundas e, teoricamente, de menor energia desta região (MAHIQUES, 1987). O Canal Central da IG foi dragado pela primeira vez no final da década de 70, e é continuamente dragado por ressuspensão de sedimento pelo movimento dos hélices dos grandes navios, para possibilitar o acesso ao terminal petrolífero da Petrobrás (TEBIG), ao estaleiro Verolme e aos Portos de Angra dos Reis e da Baía de Sepetiba. Este Canal de navegação apresenta profundidades entre 20m e 45m, funcionando como principal ponto de entrada/saída de navios petroleiros, rebocadores e plataformas na BIG.

A IG é de grande importância biológica, sendo considerada uma área prioritária para a conservação de peixes demersais e pelágicos, devido aos seus costões rochosos, formações de manguezais, diversidade de sedimento. Uma intensa atividade pesqueira é desenvolvida nesta região (ALHO et al., 2002). A BIG foi classificada como “Área de Extrema Importância Biológica” pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2002) e apresenta o maior número de Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro (11 no total), um Parque Nacional, uma Estação Ecológica (federal), uma Reserva Biológica (estadual), uma Reserva Ecológica e três Parques Estaduais, sendo um deles marinho, duas Áreas de Proteção Ambiental (uma federal e uma estadual) e duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural. Em relação às áreas marinhas protegidas (AMPs), destaca-se Estação Ecológica de Tamoios (ESEC Tamoios), criada em 1990 e abrangendo 29 ilhotas, ilhas, lajes e rochedos nos quais o acesso e o uso dos recursos naturais são vedados, à exceção de atividades de pesquisa científica e educação ambiental. Apesar de ter sido criada há mais de 20 anos, como contrapartida da implantação das Usinas Nucleares, sua implementação ocorreu somente a partir de 2008, e foi bastante conflituosa, uma vez que a unidade foi criada sem um embasamento sistemático de conhecimento científico e sem qualquer engajamento dos usuários locais (BEGOSSI et al., 2011).

No presente estudo, um total de 17 locais foram selecionados e amostrados entre 2011 e 2013 em condições climáticas e visibilidade semelhantes. Os locais estão situados em costões rochosos da margem costeira abrigada da IG mais próxima do continente, e que confere as mesmas condições de exposição às ondas. Destas 17 localidades, 11 foram em costões da IG e os outros seis locais distribuídos em três ilhas adjacentes à IG, sendo duas destas ilhas inseridas na ESEC Tamoios. Os locais amostrados variaram quanto um gradiente de impactos antrópicos, pelas medidas de distância da Vila do Abraão e distância do Canal Central. (Figura 1B).

Além disso os locais amostrados também apresentam complexidade física e profundidades semelhantes. Seguindo à direção leste-oeste foram escolhidas 3 amostras na Lagoa Azul, 2 amostras na Ilha de Itacuatiba, 3 amostras na Ponta do Bananal, 2 amostras na Ponta Grossa do Sítio Forte, 4 amostras nas Ihas da ESEC Tamoios, sendo 2 amostras na Queimada Pequena e 2 amostras na Queimada Grande, e 3 amostras na Ponta da Longa. (Figura 1B).

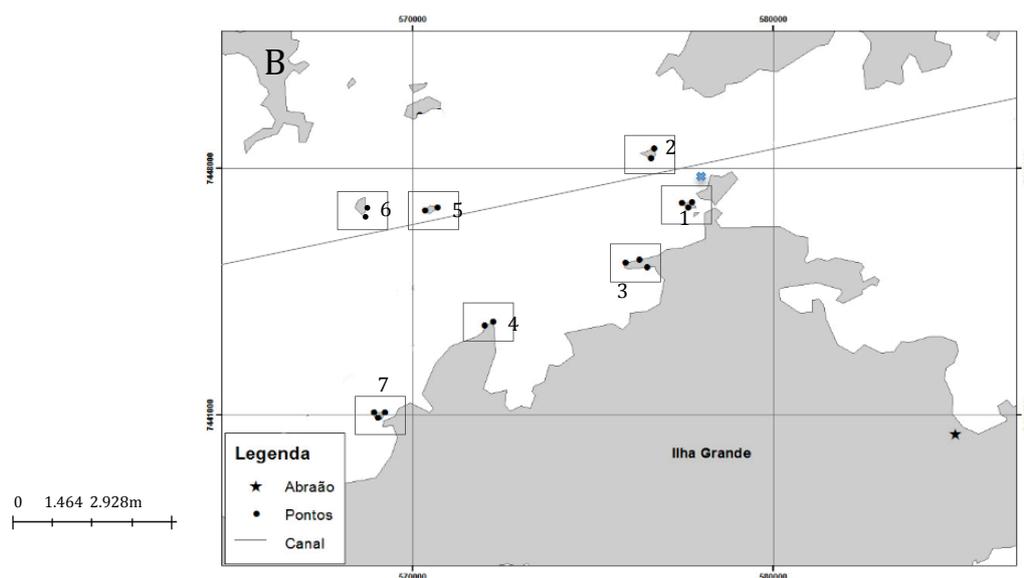
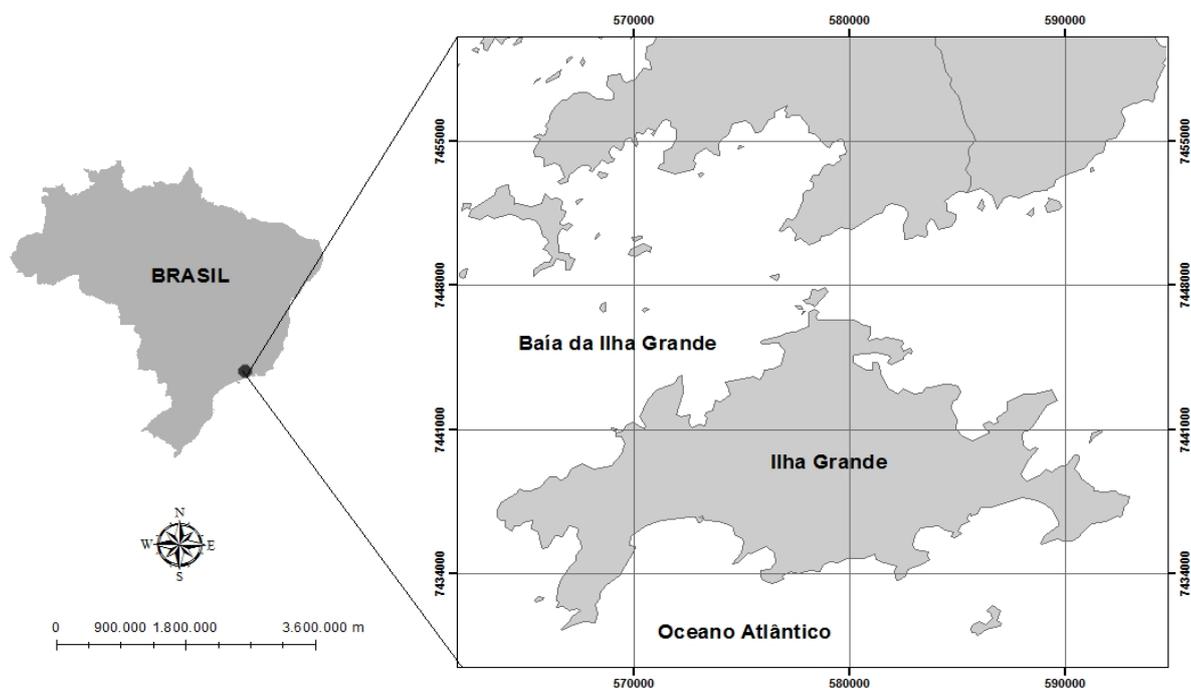


Figura 1. Área de estudo. A) IG, inserida na BIG. B) Detalhe dos pontos amostrados, Vila do Abraão e Canal de navegação na região abrigada da IG, onde cada retângulo representa os locais: 1) Lagoa Azul; 2) Itacuatiba; 3) Ponta do Bananal; 4) Ponta Grossa do Sítio Forte; 5 e 6) Ilhas da ESEC tamoios, Queimada Pequena e Queimada Grande; 7) Ponta da Longa. Em azul região onde foi coletada água para análises (Anexo I).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Amostragem da ictiofauna

Censos visuais subaquáticos foram realizados através do mergulho autônomo ao longo de transectos de 20 m de comprimento por 2 m de largura (40m²)

(FERREIRA et al., 2001; FLOETER et al., 2007) em dois estratos de profundidade, raso (2-3 m) e interface (4-7 m) caracterizada como a região onde termina o fundo rochoso e começa o fundo arenoso. Cada transecto foi amostrado duas vezes para a contagem dos peixes. Na primeira vez, o mergulhador registrou apenas os peixes da coluna d'água, e na segunda, registrou as espécies crípticas, associadas ao fundo rochoso, sob pedras e fendas. As espécies observadas foram contadas e o comprimento total dos indivíduos foi estimado. Em cada um dos 17 locais, 6 transectos foram amostrados (3 no raso e 3 na interface), com exceção de um local em que foram realizados 4 transectos, totalizando 100 transectos.

Os peixes foram classificados em quatro classes de tamanho (<5cm, 5-10cm, 11-20cm, >21 cm) e em sete grupos tróficos baseados na literatura (FERREIRA et al., 2001; FERREIRA et al., 2004; FLOETER et al., 2007) e no FishBase (www.fishbase.org): (1) predadores de invertebrados móveis, alimentam-se primariamente de invertebrados bentônicos móveis, como crustáceos e moluscos (2) predadores de invertebrados sésseis, alimentam-se de uma variedade de organismos bentônicos sésseis, como cnidários, hidrozoários, briozoários, ascídias e esponjas; (3) carnívoros, alimentam-se de uma variedade de organismos móveis, tanto bentônicos quanto peixes, (4) onívoros, alimentam-se de uma variedade de organismos, incluindo material animal e vegetal; (5) planctófagos, alimentam-se primariamente de macro e micro-zooplâncton; (6) herbívoros vagueadores, incluem na dieta detritos, matriz de algas epilíticas – MAE, e macroalgas e, (7) herbívoros territorialistas, alimentam-se da MAE cultivadas através da defesa do território.

A partir dos dados de densidade foi feito o cálculo das estimativas de biomassa corpórea. Essa medida é considerada um bom descritor, uma vez que além de levar em conta a abundância, agrega também informações do tamanho de cada indivíduo registrado no censo. O cálculo da biomassa para cada indivíduo foi baseado na equação alométrica: $B=a \times (CT)^b$, que relaciona o tamanho total estimado de cada peixe (CT = Comprimento total) com os parâmetros a e b, derivados de relações peso-comprimento já publicadas (FROESE & PAULY, 2010). Na ausência de informação para a espécie, foram utilizados os parâmetros descritos para uma outra espécie do mesmo gênero, que ocorre próximo da localidade.

3.2. Estrutura do habitat (Complexidade Topográfica e Cobertura Bêntica)

O desenho amostral foi elaborado para avaliar o efeito da cobertura bêntica e complexidade topográfica sobre a assembleia de peixes. Foram feitas 20 fotografias por transecto, totalizando 60 fotografias por local (30 no raso e 30 na interface) e 1020 em todo o estudo (60 × 17 locais), para avaliar tanto a complexidade topográfica quanto a cobertura bêntica. Para a obtenção das fotos foi utilizada a câmera digital PowerShot G12 (Cannon) com caixa estanque WP-DC21 presa a um quadrado de PVC, permitindo amostrar uma área de 0,36m² de substrato rochoso em cada foto.

A complexidade topográfica foi medida considerando, dentro de cada *quadrato* os seguintes descritores: (1) o número e tamanho de buracos (<30cm; 30-60cm ; >60cm); (2) fendas (<30cm; 30-60cm ; >60cm) e (3) pedras (<30cm; 30-60cm ; >60cm). Posteriormente todas as categorias de fendas e buracos foram agrupadas em uma única medida chamada de “número de refúgios”. A altura do substrato foi registrada no campo, estimando a altura da média das rochas localizadas na mesma posição em que cada foto foi tirada, utilizando a altura do *quadrato* como referência para a estimativa.

As imagens também foram analisadas para estimar a porcentagem da cobertura bêntica utilizando o programa Coral Point with Excel Extensions—CPCE 3.4 (KOHLER & GILL, 2006) plotando 20 pontos aleatórios em cada imagem, e identificando o substrato sob cada um dos pontos. Os organismos bentônicos expressados como a porcentagem de cobertura bêntica foram agrupados em onze categorias: (1) coral escleractínio *Mussismilia hispida*; (2) zoantídeos, representado por *Palythoa caribaeorum* e *Zoanthus sociatus*; (3) talo Cenocítico, *Caulerpa racemosa* ; (4) MAE (matriz de algas epilíticas), compreende uma matriz de pequenas macroalgas pertencendo principalmente as ordens Corallinales, Ceramiales e outras algas filamentosas verdes e vermelhas; (5) Algas frondosas, principalmente *Sargassum* spp; (6) Alga calcária incrustante; (7) Esponja; (8) Ascídias; (9) Equinodermos; (10) o coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis*) e (11) sedimento . Outras categorias taxonômicas como Cirripédia, Crinóidea, Hydrozoa e Bryozoa, foram quantificadas, mas como apresentaram baixa porcentagem de cobertura (< 0,08 %) não foram utilizadas nas análises das relações espécie e ambiente.

3.3. Fatores antrópicos

Os fatores relacionados à influência antrópica incluídos no presente estudo foram: (1) distância da Vila mais populosa da IG (Vila do Abraão); (2) distância do canal, medida perpendicular ao canal de navegação e o local de amostragem, e (3) um índice de impactos antrópicos causados pela presença humana, elaborado considerando os principais usos dos ambientes recifais da IG, como o turismo, a pesca e construções no entorno dos locais amostrados.

A distância da Vila do Abraão (mensurada em quilômetros) foi incluída como uma variável antrópica por estar relacionada à acessibilidade aos locais, sendo o principal ponto de turismo, onde encontram-se centenas de pousadas, dezenas de agências de turismo e mais de 200 embarcações, além de uma população que varia de 5387 à 9226 habitantes (IBGE, 2011).

A distância de cada local amostrado para o canal de navegação utilizado como principal rota de acesso de grandes embarcações na região foi escolhida devido à sua grande importância como modificador do ambiente. O Canal é dragado diariamente pelo movimento dos grandes navios, configurando uma potencial ameaça à biota local, devido à diversas fontes de distúrbios que oferecem. As alterações na biota podem ser relacionadas ao tráfego e fundeio de grandes embarcações e plataformas, que promove uma constante ressuspensão do sedimento (observação pessoal), além de já ter acarretado importantes introduções de espécies marinhas exóticas na região, como ocorreu com o coral-sol (DE PAULA & CREED, 2004; FERREIRA et al., 2004; FALCÃO & SZÉCHY, 2005; GERHARDINGER et al., 2006). Operações de carga e descarga de óleo (*ship-to-ship*) que ocorrem com grande frequência na região de fundeio próximas ao canal de navegação, representam um constante risco de derramamento. Além disso, as assembleias de peixes dos locais próximos ao canal podem ser afetadas por compostos de tintas antiincrustantes (e.g. TBT - Tributyl tin) e pela liberação de esgoto destas embarcações (ver Anexo I), como registrado em região próxima dos locais deste estudo através da coleta da água (Figura1).

Seis descritores que refletem as principais alterações antropogênicas (turismo e lazer náutico) da região de estudo foram examinados em cada local para comporem um índice de impactos antrópicos: (1) estimativa do números de turistas por dia em cada local, utilizando dados de agências de turismo e observação pessoal; (2) número

de grandes embarcações como catamarãs e escunas; (3) número de embarcações pequenas, como lanchas e botes/dia; (4) número de mergulhadores; (5) uso pela pesca, tanto de anzol como pesca sub e (6) a preservação do habitat de entorno. Cada descritor recebeu uma pontuação de 1 a 4, representando menor e maior impacto respectivamente. A pontuação total foi calculada através da soma dos pontos de cada uma das 6 categorias (Tabela 1).

O objetivo desta pontuação foi hierarquizar à interferência humana na área de estudos, que varia desde atividades mais contemplativas como o mergulho autônomo até intervenções humanas mais severas. Dentre estas intervenções que promovem a modificação ou perda de habitat, citam-se a ancoragem de embarcações sobre os organismos bentônicos dos costões, a pesca subaquática com elevada seletividade sobre as espécies de topo da cadeia trófica, além da construção de marinas, cais e ancoradouros que funcionam como barreiras físicas à comunidade recifal (Anexo I).

Tabela 1. Pontuação do índice de impactos antrópicos (IIA), causados pelo turismo, pesca e modificação do habitat na região abrigada da IG.

Escores	1	2	3	4
Nº de visitantes/dia	0-15	16-100	101-600	>601
Nº Embarcações grandes (escunas)/dia	0-2	3-5	6-8	>9
Nº Embarcações pequenas (lanchas)/dia	0-4	5-9	10-14	>15
Pesca/dia	Ausente	Pouco frequente	Frequente	Muito frequente
Nº Mergulhadores/dia	0-14	15-29	30-59	>60
Habitat entorno	Mata Atlântica	Cais ou casa	Casas e cais	Vila no entorno

3.4. Análise dos dados

Os potenciais preditores analisados foram: biológicos (cobertura bêmica dominante), físicos (número, tamanho de tocas e pedras e altura do substrato) e antrópicos (distância do Canal, distância da Vila do Abraão e índice de impactos antrópicos). Foram modeladas as relações entre os preditores e as variáveis respostas (assembleia de peixes, riqueza de espécies, densidade por classe de tamanho, biomassa, grupos tróficos e famílias selecionadas) utilizando Modelo linear sobre

matriz de distância (DistLM) . A análise DistLM foi utilizada para identificar quais dos potenciais preditores explicaram a maior parte da variabilidade das variáveis respostas (ANDERSON, 2001). Os dados sofreram transformação \log_{10} e a matriz de dissimilaridade foi calculada através da distância de Bray-Curtis para a assembleia de peixes, e distância Euclidiana para as variáveis univariadas. Para todos os preditores a base de dados utilizada foi caracterizada por dados contínuos. Os preditores mais importantes no teste condicional foram selecionados usando o método Best e o Critério de Informação de Akaike (AIC). Como o objetivo desta pesquisa foi exploratória, AIC foi usado para selecionar as variáveis preditoras. Um Draftsman's plots foi gerado para examinar possíveis correlações entre os preditores contínuos, que não apresentaram colinearidade ($r < 0,7$; ZUUR et al., 2007).

A Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) foi empregada para visualizar os resultados do DistLM (LEGENDRE & ANDERSON, 1999; MCARDLE & ANDERSON, 2001). O dbRDA também foi usado para identificar a natureza específica da relação (positiva ou negativa) entre as variáveis respostas univariadas (riqueza, biomassa, classes de tamanho, grupos tróficos e famílias selecionadas) e os preditores selecionados pelo DistLM, utilizando os valores das Correlações Parciais Múltiplas com o primeiro eixo dbRDA . As espécies responsáveis pela resposta das assembleias de peixes às variáveis preditoras foram identificadas como aquelas com maiores correlações (Pearson $> 0,4$) com os dois primeiros eixos do dbRDA.

Os locais foram então qualitativamente agrupados de acordo com a relação da assembleia de peixes com o primeiro e segundo eixo do dbRDA. A análise Canônica das Coordenadas Principais (CAP; ANDERSON & WILLIS, 2003) foi utilizada para avaliar a porcentagem de classificações corretas dos grupos definidos de acordo com o dbRDA. Esta análise pode ser baseada em qualquer distância ou medida de dissimilaridade, a qual dispõe os pontos da nuvem de dados multivariados tendo como referência grupos definidos a priori (ANDERSON & WILLIS, 2003).

Quando a matriz da assembleia de peixes foi utilizada como variável resposta na análise DistLM e dbRDA, foram testadas as seguintes 16 variáveis preditoras: distância do canal, distância do Abraão, altura do substrato, número de refúgios, índice de impactos antrópicos, Ascídias, alga calcária incrustante, MAE, talo cenocítico, algas frondosas, esponjas, *Tubastrea* spp, *Mussismilia hispida*, zoantídeos, equinodermos e sedimento.

Quando os descritores da assembleia (riqueza de espécies, densidade por classe de tamanho, biomassa, grupos tróficos e famílias mais representativas) foram utilizados como variáveis respostas na análise DistLM as seguintes 15 variáveis preditoras foram testadas: distância do canal, distância do Abraão, índice de impactos antrópicos, buracos <30cm, fendas <30cm, buraco 30-60cm, fendas 30-60cm, buracos > 60cm, fendas >60cm, altura do substrato, pedras<30cm, pedras 30-60cm, pedras>60cm, sedimento e o primeiro eixo da Análise de Coordenadas Principais sobre as variáveis de porcentagem das onze categorias de cobertura bêntica (BPCO).

4. RESULTADOS

4.1. Caracterização geral do habitat

As amostragens da cobertura bêntica revelaram que os recifes rochosos foram dominados por matrizes de algas epilíticas - MAE e por, zoantídeos (principalmente *Palythoa caribeorum*) que representaram mais de 78,8% da cobertura total do substrato e frequência de ocorrência superior a 90% por transecto. A média da cobertura de MAE (\pm Erro Padrão) variou de 11,9% \pm 3,15 a 79,9 % \pm 6,18, a cobertura de zoantídeos variou de 0,3 % \pm 0,31 a 75,1% \pm 4,94 por transecto. Os demais organismos bentônicos somados representaram menos que 15,5%. Apesar da baixa porcentagem de cobertura, alguns grupos (e.g. alga calcária incrustante, esponjas, o coral-sol e o coral escleractíneo *Mussismilia hispida*) apresentaram elevada frequência de ocorrência por transecto(entre 80 e 95%).

A média (\pm EP) do número de refúgios por transecto variou de 0,4 \pm 0,13 a 11,5 \pm 1,21 enquanto a altura do substrato variou de 0,35 \pm 0,04 m a 3,62 \pm 0,22 m. Os buracos e fendas <30cm foram os refúgios predominantes, com maior abundância e frequência de ocorrência , enquanto as maiores classes de tamanho de buracos e fendas (>60cm) tiveram baixa frequência de ocorrência e baixa abundância. Concordando com este resultados, as pedras <30 foram mais abundantes, seguido das pedras entre 30-60 cm, e sendo as pedras >60 menos representativas com a menor abundância.

O índice de impactos causados pela presença humana, serviu para discriminar os sites mais impactados. Foram considerados como locais mais impactados aqueles com pontuação total entre 13 e 18, representados por locais onde existe uma grande

pressão principalmente pela presença de barcos e turistas, como medianamente impactada, aqueles com pontuação entre 8 e 12 e os menos impactados representados pelos locais que fazem parte da ESEC Tamoios, onde a pesca e o turismo são proibidos, com os menores valores igual a 8.

4.2. Composição de espécies

Um total de 8294 indivíduos de 67 espécies, pertencentes à 30 famílias foram observados em 100 transectos. As 10 espécies mais abundantes (abundância relativa > 1% do número total de peixes) representaram 88,8 % de todos os peixes registrados neste estudo e em ordem decrescente de abundância foram: *Abudefduf saxatilis*, *Haemulon aurolineatum*, *Coryphopterus* spp, *Elacatinus figaro*, *Haemulon staendachneri*, *Diplodus argenteus*, *Stegates fuscus*, *Eucinostomus argenteus*, *Pempheris schomburgk* e *Chaetodon striatus*. Dentre essas 10 espécies, 8 estiveram entre às 10 espécies com maior frequência de ocorrência (FO > 25%). As famílias com o maior número de espécies foram: Labridae (10), Serranidae (6) e Pomacentridae (5) (Tabela 2).

A média da riqueza de espécies (\pm EP) por transecto foi de $10,67 \pm 0,33$, com o mínimo de 4 e máximo de 21 espécies. A média do número de indivíduos por transecto (\pm EP) foi de $82,94 \pm 4,99$, com o mínimo de 18 e máximo de 273 indivíduos. A média da biomassa (\pm EP) por transecto foi de $5,09 \pm 0,036$ kg e variou de 0,27 kg à 26,46 kg. As dez espécies com maior biomassa foram *A. saxatilis*, *D. argenteus*, *H. aurolineatum*, *Pomacanthus paru*, *Sparisoma frondosus*, *Anisotremus virginicus*, *H. staendachneri*, *C. striatus*, *Sparisoma axillare* e *Achanturus bahianus*.

A maioria dos peixes observados foram predadores de invertebrados móveis (21 espécies), e onívoros (10 espécies) que apresentaram 47,2% e 42,1% do número total de indivíduos, respectivamente (Tabela 2). Os grupos tróficos restantes somaram 10,7% do número total de indivíduos (Tabela 2), dividido entre 3,3% de herbívoros territoriais (3 espécies), 2,3% de herbívoros vageadores (9 espécies), 1,8% de predadores de invertebrados sésseis (7 espécies), 1,7% de carnívoros (8 espécies) e piscívoros (7 espécies) e 1,6% de planctófagos (3 espécies).

Tabela 2. Composição de espécies, abundância (média \pm EP por 40m²), porcentagem do total observado e frequência de ocorrência (FO), biomassa em gramas(\pm EP) para as espécies de peixes observadas e grupo trófico: PINM - Predadores de invertebrados móveis; PINS - Predadores de invertebrados sésseis; CARN – Carnívoros e piscívoros; ONIV – Onívoros; PLAN - Planctófagos; HEVA – Herbívoros vagueadores; HETE – Herbívoros territorialistas; ne - não existem informações disponíveis.

Família/Espécie	Grupo trófico	Abundancia(\pmEP)	%	FO	Biomassa g(\pmEP)
Acanthuridae					
<i>Acanthurus bahianus</i>	HEVA	0,27 \pm 0,11	0,33	10	129,42 \pm 1,29
<i>Acanthurus chirurgus</i>	HEVA	0,21 \pm 0,06	0,25	15	914,05 \pm 5,67
Bleniidae					
<i>Parablennius marmoreus</i>	ONI	0,45 \pm 0,09	0,54	25	71,41 \pm 0,20
<i>Parablennius pilicornis</i>	ONI	0,46 \pm 0,13	0,55	18	224,96 \pm 1,02
<i>Scartella cristata</i>	ONI	0,02 \pm 0,02	0,02	1	1,05 \pm 80,01
Carangidae					
<i>Caranx latus</i>	CARN	0,32 \pm 0,30	0,39	2	4736,90 \pm 45,20
Chaenopsidae					
<i>Emblemariopsis signifer</i>	PINM	0,43 \pm 0,09	0,52	22	ne
Chaetodontidae					
<i>Chaetodon sedentarius</i>	PINS	0,03 \pm 0,02	0,04	2	189,70 \pm 1,34
<i>Chaetodon striatus</i>	PINS	1,2 \pm 0,11	1,45	66	10603,45 \pm 11,68
Dactylopteridae					
<i>Dactylopterus volitans</i>	PINM	13 \pm 0,04	0,16	12	1988,22 \pm 6,87
Fistularidae					
<i>Fistularia tabacaria</i>	CARN	0,01 \pm 0,01	0,01	1	609,45 \pm 6,09
Gerreidae					
<i>Eucinostomus argenteus</i>	PINM/PINS	1,55 \pm 0,80	1,87	4	51,39 \pm 0,28
Gobiidae					
<i>Coryphopterus</i> spp	PINM/ ONI	9,49 \pm 1,43	11,44	64	2996,40 \pm 4,33
<i>Elacatinus figaro</i>	PINM	7,73 \pm 1,12	9,32	62	202,15 \pm 0,37
<i>Microgobius aff. Carri</i>	ONI / PINM	0,47 \pm 0,29	0,57	4	7,98 \pm 0,05
Haemulidae					
<i>Anisotremus surinamensis</i>	PINM	0,18 \pm 0,06	0,22	9	7613,54 \pm 30,51
<i>Anisotremus virginicus</i>	PINM	0,65 \pm 0,19	0,78	33	15166,99 \pm 44,10
<i>Haemulon aurolineatum</i>	PINM	9,93 \pm 1,57	11,97	69	47466,80 \pm 87,18
<i>Haemulon steindachneri</i>	PINM	6,82 \pm 1,24	8,22	60	14443,67 \pm 22,18
Holocentridae					
<i>Holocentrus adscensionis</i>	CARN	0,24 \pm 0,06	0,29	18	4257,38 \pm 13,65
Kyphosidae					
<i>Kyphosus</i> sp.	HEVA	0,37 \pm 0,11	0,45	16	7526,24 \pm 28,65
Labridae					
<i>Bodianus pulchellus</i>	PINM	0,02 \pm 0,01	0,02	2	341,90 \pm 2,46
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	PINM	0,04 \pm 0,02	0,05	3	581,64 \pm 3,54
<i>Halichoeres poeyi</i>	PINM	0,33 \pm 0,07	0,40	22	1768,28 \pm 4,29
<i>Sparisoma amplum</i>	HEVA	0,02 \pm 0,01	0,02	2	660,49 \pm 4,68
<i>Sparisoma axillare</i>	HEVA	0,34 \pm 0,23	0,41	4	10275,14 \pm 82,88
<i>Sparisoma frondosum</i>	HEVA	0,49 \pm 0,19	0,59	17	26758,52 \pm 102,67
<i>Sparisoma radians</i>	HEVA	0,01 \pm 0,01	0,01	1	159,03 \pm 1,59
<i>Sparisoma</i> spp	HEVA	0,10 \pm 0,04	0,12	86	1757,80 \pm 11,48
<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	HEVA	0,09 \pm 0,04	0,11	6	538,67 \pm 2,27

Família/Espécie	Grupo trófico	Abundancia(±EP)	%	FO	Biomassa g(±EP)
Labrisomidae					
<i>Labrisomus cricota</i>	CARN	0,14±0,06	0,17	9	429,51±1,84
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	CARN	0,17±0,05	0,20	13	631,06±2,31
<i>Malacoctenus delalandii</i>	PINM	0,46±0,12	0,55	17	147,28±0,42
Monacanthidae					
<i>Cantherhines pullus</i>	PINS/ ONI	0,09±0,03	0,11	8	719,25±2,92
<i>Monacanthus ciliatus</i>	ONI	0,02±0,02	0,02	1	65,30±0,65
<i>Stephanolepis hispidus</i>	PINM	0,29±0,06	0,35	22	1993,64±5,48
Mugilidae					
<i>Mugil curema</i>	PLAN	0,12±0,08	0,14	3	2640,52±19,24
Mullidae					
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	PINM	0,05±0,02	0,06	5	2013,40±10,75
Muraenidae					
<i>Gymnothorax moringa</i>	CARN	0,02±0,01	0,02	2	3704,33±26,48
Ogcocephalidae					
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	CARN	0,01±0,01	0,01	1	49,14±0,49
Ostraciidae					
<i>Acanthostracion polygonius</i>	ONI	0,03±0,02	0,04	3	10171,63±43,49
<i>Acanthrostacion quadricornis</i>	ONI	0,01±0,01	0,01	1	7529,32±26,51
Pempheridae					
<i>Pempheris schomburgki</i>	PLAN	1,21±0,59	1,46	12	551,92±2,71
Pomacanthidae					
<i>Pomacanthus paru</i>	ONI	0,35±0,07	0,42	24	41131,47±110,72
Pomacentridae					
<i>Abudefduf saxatilis</i>	ONI	27,11±3,37	32,69	93	191022,33±283,84
<i>Chromis multilineata</i>	PLAN	0,04±0,03	0,05	2	213,76±1,51
<i>Stegastes fuscus</i>	HETE	2,64±0,47	3,18	60	10035,92±17,09
<i>Stegastes pictus</i>	HETE	0,06±0,02	0,07	6	188,07±0,86
<i>Stegastes variabilis</i>	HETE	0,02±0,01	0,02	2	34,00±0,25
Scianidae					
<i>Odontoscion dentex</i>	CARN	0,05±0,02	0,06	5	273,90±1,49
<i>Pareques acuminatus</i>	PINM	0,18±0,05	0,22	15	419,46±1,17
Scorpaenidae					
<i>Scorpaena plumieri</i>	CARN	0,3±0,02	0,04	3	367,64±2,22
Serranidae					
<i>Diplectrum formosum</i>	CARN	0,01±0,01	0,01	1	70,75±0,71
<i>Epinephelus marginatus</i>	CARN	0,27±0,06	0,33	22	5697,09±14,43
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	CARN	0,12±0,04	0,14	10	1789,35±8,21
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	CARN	0,01±0,01	0,01	1	3,43±0,03
<i>Serranus baldwini</i>	PINM	0,13±0,05	0,16	9	100,17±0,40
<i>Serranus flaviventris</i>	PINM	0,45±0,09	0,54	28	1029,48±2,89
Sparidae					
<i>Diplodus argenteus</i>	ONI	5,99±1,38	7,22	73	58453,32±94,48
Syngnathidae					
<i>Hippocampus reidi</i>	PINM/PINS	0,03±0,02	0,04	3	12,50±0,09
<i>Hippocampus sp.</i>	PINM/PINS	0,01±0,01	0,01	1	4,71±0,05

Família/Espécie	Grupo trófico	Abundancia(±EP)	%	FO	Biomassa g(±EP)
Synodontidae					
<i>Synodus intermedius</i>	CARN	0,02±0,01	0,02	2	89,10±0,80
<i>Synodus synodus</i>	CARN	0,01±0,01	0,01	1	162,84±1,63
Tetraodontidae					
<i>Canthigaster</i>					
<i>figueiredoi</i>	PINS	0,09±0,03	0,11	8	237,20±0,88
<i>Diodon histrix</i>	PINM	0,02±0,01	0,02	2	3915,32±
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	PINS	0,02±0,01	0,02	2	86,35±0,61
<i>Sphoeroides spengleri</i>	PINM	0,25±0,06	0,30	20	572,09±1,66

4.3. Influência das variáveis ambientais na assembleia de peixes

A análise DistLM (modelo linear sobre matriz de distância) indicou relações significativas entre a assembleia de peixes e as variáveis relacionadas a estrutura do habitat e às influências antropogênicas, sem colinearidade significativa entre essas variáveis. O modelo mais parcimonioso selecionou oito das 16 variáveis ambientais, que explicaram um total de 36,3% da variação na assembleia de peixes. A distância do canal contribuiu com a maior porcentagem da variância explicada (19,8%), seguida da distância da Vila do Abraão (7,1%), cobertura com sedimento (4,4%), algas frondosas (1,8%), talo cenocítico (1,6%), altura do substrato (0,8%), zoantídeos (0,4%) e *Mussismilia hispida* (0,1%) (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados do modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) para a assembleia de peixes recifais apresentando a porcentagem da variação explicada pelas variáveis ambientais significativas ($P < 0,001$).

Porcentagem da variação explicada pelos eixos individuais				
Eixos	% Variação explicada (<i>Fitted model</i>)		% Variação explicada (variação total)	
	Individual	Acumulado	Individual	Acumulado
Distância do canal	54,63	54,63	19,86	19,86
Distância do Abraão	19,71	74,34	7,17	27,02
Sedimento	12,25	86,59	4,45	31,48
Algas frondosas	5,01	91,6	1,82	33,3
Talo cenocítico	4,5	96,1	1,64	34,94
Altura do substrato	2,2	98,3	0,8	35,74
Zoantídeos	1,29	99,59	0,47	36,21
<i>Mussismilia hispida</i>	0,41	100	0,15	36,35

A análise de redundância baseada em distância (dbRDA) indicou à existência de três principais grupos de locais em resposta as relações entre a assembleia de peixes e às variáveis ambientais. O primeiro eixo do dbRDA representou 19,9% da variação total na assembleia de peixes e distinguiu os locais distantes do canal central, com maior cobertura de algas frondosas (grupo A) dos locais com maior altura do substrato e maior depósito de sedimentos inconsolidados sobre os recifes (grupo C). O segundo eixo do dbRDA representou 7,2% da variação na assembleia de peixes e discriminou os locais mais distantes da Vila do Abraão, com maior cobertura de *Mussismilia hispida* (amostras dos grupos A e C) dos locais com maior cobertura de zoantídeos e de macroalgas com talo cenocítico (grupo B) (Figura 2a).

As espécies *A. saxatilis* e *H. steindachneri* apresentaram correlação negativa com o segundo eixo do dbRDA, indicando associação positiva com locais mais próximos da Vila do Abraão com maior cobertura de algas frondosas, talo cenocítico e zoantídeos (Tabela 4; Figura 2b). As espécies *Acanthurus chirurgus*, *Epinephelus marginatus*, *S. frondosum*, *Halichoeres poeyi*, *S. fuscus* e *Kyphosus* sp. apresentaram correlação positiva com o primeiro eixo do dbRDA indicando que foram associadas

às áreas com menor influência do canal de dragagem. Por outro lado, *H. aurolineatum*, *Coryphopterus* spp, *Parablennius marmoratus*, *Serranus flaviventris* e *E. figaro* tiveram correlação negativa com o primeiro eixo do dbRDA indicando que elas estão associadas aos costões mais próximos ao canal, os quais tiveram maior altura de substrato e maior presença de sedimento (Figura 2b).

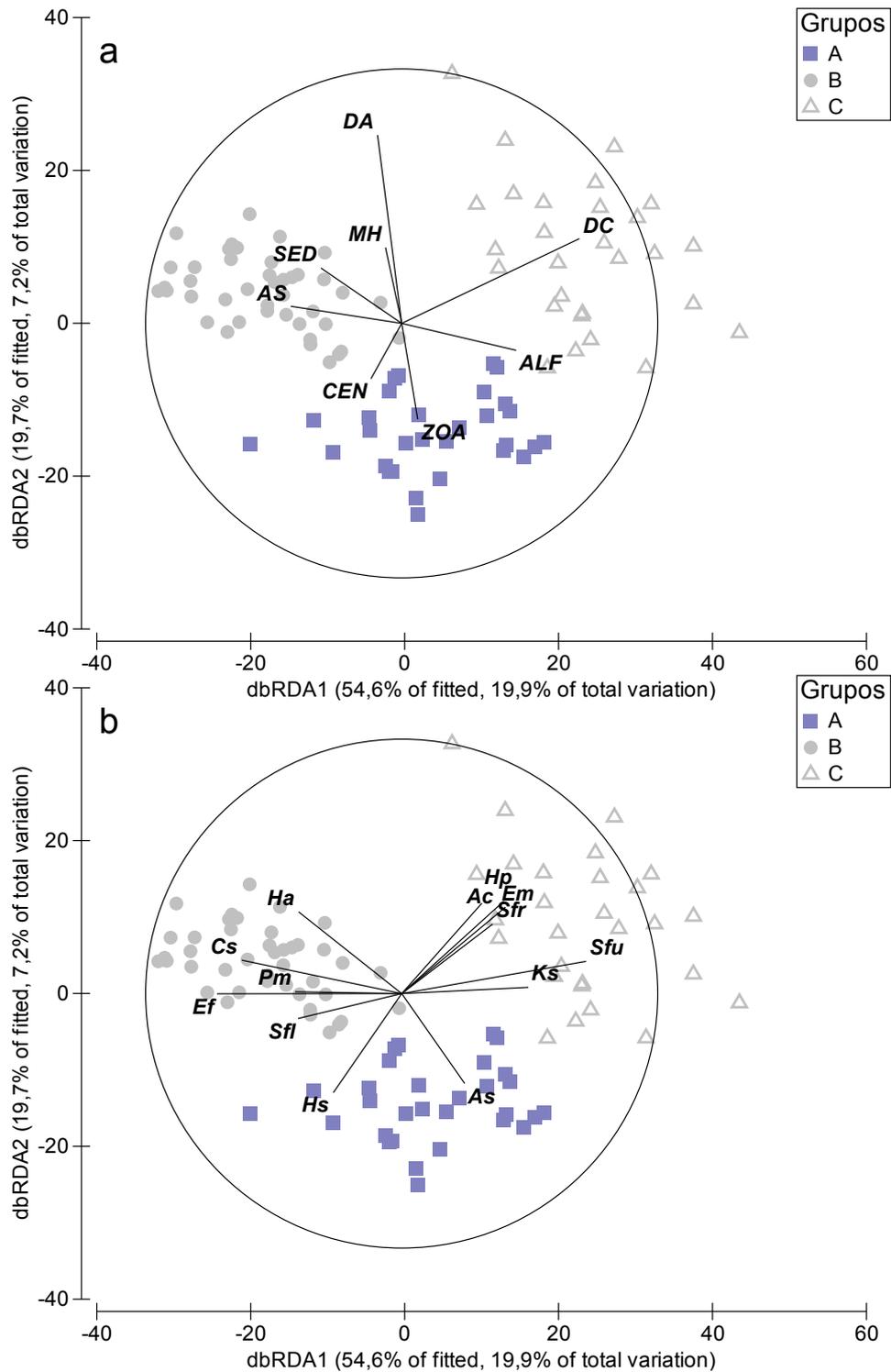


Figura 2. (a) Análise de redundância baseada em distância (dbRDA) demonstrando a distribuição das amostras em três grupos (A - C). Códigos das variáveis: DA = Distância do Abraão; DC= Distância do canal; ALF=Algas frondosas; ZOA = Zoantídeos; CEN = Talo cenocítico; AS= Altura do substrato; SED= Sedimento e MH= *Mussismilia hispida*. (b) dbRDA demonstrando a distribuição das espécies. Abreviação das espécies de acordo com a tabela 4.

Tabela 4. Espécies com correlação de Pearson $> 0,4$ com os dois primeiros eixos do *dbRDA*.

Espécies	Códigos	RDA1	RDA2
<i>Stegastes fuscus</i>	Sfu	0,722	-
<i>Kyphosus</i> sp.	Ks	0,518	-
<i>Parablennius marmoreus</i>	Pm	- 0,408	-
<i>Haemulon aurolineatum</i>	Ha	- 0,409	-
<i>Serranus flaviventris</i>	Sfl	- 0,421	-
<i>Coryphopterus</i> spp	Cs	- 0,632	-
<i>Elacatinus figaro</i>	Ef	- 0,737	-
<i>Epinephelus marginatus</i>	Em	-	0,401
<i>Haemulon steindachneri</i>	Hs	-	- 0,416
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Ac	-	0,402
<i>Sparisoma frondosum</i>	Sfr	0,412	-
<i>Halichoeres poeyi</i>	Hp	-	0,401
<i>Abudefduf saxatilis</i>	As	-	-0,404

A análise Canônica das Coordenadas Principais indicou que a classificação dos locais de acordo com os três grupos (A, B e C) formados pelo *dbRDA* apresentou uma porcentagem correta total de 80%, com um padrão semelhante ao encontrado pelo *dbRDA*, exceto pela maior sobreposição entre as amostras de A e B. O grupo C teve a maior porcentagem de classificações corretas (96,4%), seguido do grupo B (76,19%) e do grupo A (70%) (Figura 3).

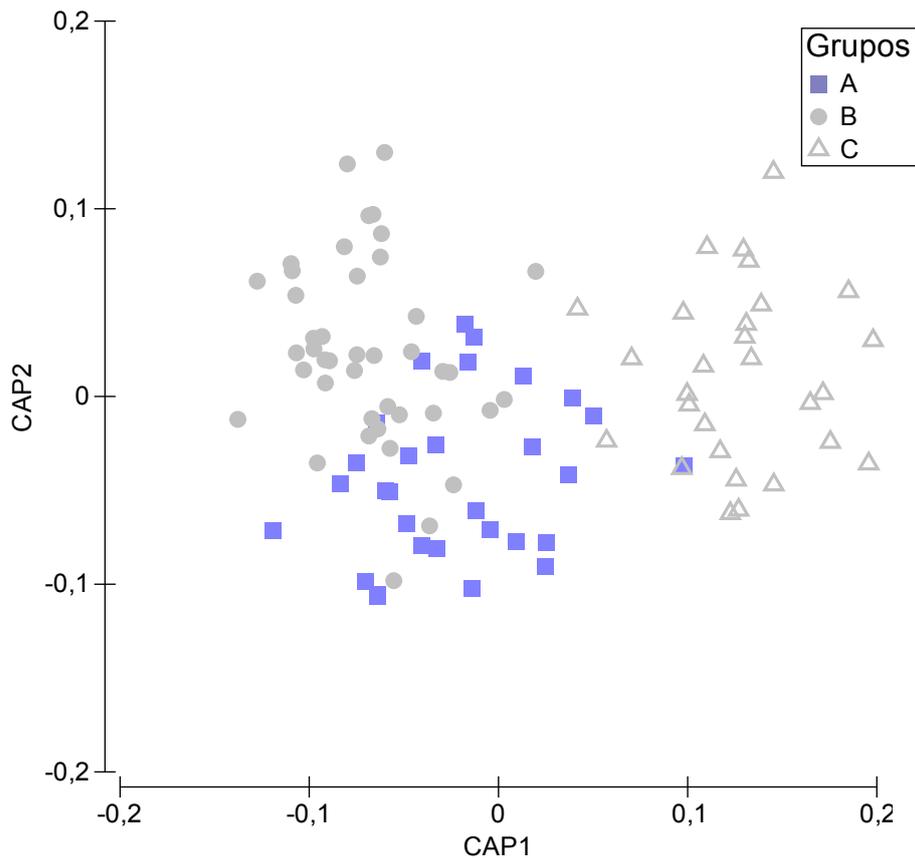


Figura 3. Diagrama de ordenação da Análise Canônica das Coordenadas Principais (CAP) baseado nos dados de abundância de peixes de acordo com os três grupos formados pelo dbRDA. *Trace* (soma dos autovalores canônicos) = 1,11/p = 0,001; *Delta* (primeiro autovalor) = 0,81/p = 0,001).

O grupo A foi representado pelos locais mais próximos da Vila do Abraão ($10,48 \pm 0,12$ km) e com distâncias intermediárias para o canal de navegação ($1,47 \pm 0,12$ km) (Tabela 5). Estes locais tiveram uma maior cobertura de zoantídeos ($39,41 \pm 3,83\%$) e de algas com talo cenocítico ($2,47 \pm 1,07\%$) e uma baixa cobertura de algas frondosas ($0,19 \pm 0,10\%$), enquanto a cobertura de *M. hispida* foi a menor dentre os três grupos ($0,49 \pm 0,07\%$). O grupo B foi formado pelos locais mais próximos do canal ($0,63 \pm 0,09$ km), porém com a segunda maior distância para o Abraão ($14,12 \pm 0,40$ km) (Tabela 5). Neste grupo destacou-se uma cobertura de sedimentos inconsolidados bem superior aos demais ($8,33 \pm 1,81\%$), a maior altura do substrato ($2,66 \pm 0,20$ m) e a segunda maior cobertura de *M. hispida* ($0,61 \pm 0,09\%$), enquanto algas com talo cenocítico ($0,01 \pm 0,01\%$) e frondosas ($0,09 \pm 0,04\%$) apresentaram as menores coberturas percentuais. O grupo C, que reuniu os locais mais distantes do

canal ($3,79 \pm 0,17$ km) e da Vila do Abraão ($15,07 \pm 0,27$ km), que se destacou pela maior cobertura de algas frondosas (Tabela 5).

Tabela 5. Porcentagem média \pm erro padrão das variáveis de complexidade estrutural do habitat, composição bêntica e atividade antrópica dos 3 grupos baseados na distribuição ao longo dos primeiros dois eixos do dbRDA. Valores em negrito, indicam as variáveis selecionadas pelo DistLM.

	Grupo A	Grupo B	Grupo C
Covariáveis	média \pm EP	média \pm EP	média \pm EP
Distância do Canal (km)	1,47 \pm 0,12	0,63 \pm 0,09	3,79\pm0,17
Distância do Abraão (km)	10,48 \pm 0,12	14,12 \pm 0,40	15,07 \pm 0,27
Altura do Substrato (m)	1,28 \pm 0,05	2,66\pm0,20	1,77 \pm 0,14
Refúgios (número/0,36m ²)	3,89 \pm 0,39	3,01 \pm 0,16	4,20 \pm 0,44
Índice	14,07 \pm 0,69	8,68 \pm 0,65	11,57 \pm 0,10
Ascídias (%)	0,34 \pm 0,08	0,35 \pm 0,07	0,29 \pm 0,08
Alga calcária incrustante (%)	3,17 \pm 0,45	7,02 \pm 0,53	1,49 \pm 0,24
MAE (%)	39,27 \pm 2,85	46,69 \pm 2,66	40,75 \pm 2,98
Talo Cenocítico (%)	2,47\pm1,07	0,01 \pm 0,01	0,80 \pm 0,46
Algas Frondosas (%)	0,19 \pm 0,10	0,09 \pm 0,04	2,35 \pm 0,47
Esponjas (%)	4,50 \pm 0,49	5,59 \pm 0,63	2,40 \pm 0,49
<i>Tubastrea</i> spp(%)	2,28 \pm 0,40	3,99 \pm 1,01	0,86 \pm 0,21
<i>Mussismilia hispida</i> (%)	0,49 \pm 0,07	0,61 \pm 0,09	0,64 \pm 0,11
Zoantídeos (%)	39,41\pm3,83	21,67 \pm 3,06	22,24 \pm 3,35
Equinodermos (%)	0,40 \pm 0,20	0,48 \pm 0,10	1,60 \pm 0,51
Sedimento (%)	0,87 \pm 0,40	8,33\pm1,81	1,82 \pm 0,67

4.4 Relações entre as variáveis explanatórias e descritores da assembleia de peixes

4.4.1. Riqueza de espécies, biomassa e abundância por classes de tamanho

O modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) explicou 30% da variação da riqueza de espécies. O modelo mais parcimonioso selecionou cinco das 15 variáveis de complexidade estrutural do habitat e fatores antropogênicos (Tabela 6). O sedimento e o BPCO foram positivamente correlacionados ao dbRDA1, indicando que tiveram uma associação negativa com a riqueza de espécies, enquanto a categoria de buracos 30-60 cm, as medidas de distância do Abraão e do canal foram

negativamente relacionados ao dbRDA1, indicando uma associação positiva com a riqueza de espécies (Tabela 9; Figura 4a).

O modelo do DistLM explicou 33% da variação da biomassa de peixes. O modelo mais parcimonioso selecionou sete variáveis: buracos <30cm, fendas <30cm, fendas >60cm, pedras <30cm, distância do canal, sedimento e BPCO1(Tabela 6). As categorias de fendas e de pedras, a distância do canal e o BPCO foram positivamente correlacionados ao dbRDA1, indicando que estas variáveis apresentaram uma associação positiva com a biomassa, enquanto os buracos <30cm e o sedimento foram negativamente relacionados ao dbRDA1, indicando uma associação negativa com a biomassa (Tabela 9; Figura 4b).

O DistLM explicou 65% da variação da abundância de peixes <5cm. As variáveis distância do canal, fendas <30cm, fendas 30-60cm, pedras > 60 cm, sedimento, altura do substrato e pedras < 30 cm foram selecionadas pelo modelo mais parcimonioso (Tabela 6). A distância do canal e as classes de tamanho de fendas foram positivamente correlacionadas ao dbRDA1, indicando que estas variáveis apresentaram uma associação negativa com a abundância de peixes <5 cm. Por outro lado, pedras >60 cm, sedimento, altura do substrato e pedras <30 cm foram negativamente relacionadas ao dbRDA1, indicando que tiveram uma associação positiva com a abundância de peixes <5cm (Tabela 9; Figura 4c).

O total de sete variáveis explicaram 38% da variação dos dados de abundância de peixes entre 5 e 10cm de acordo com o DistLM (Tabela 6). A distância do Abraão, BPCO1 e buracos <30cm foram negativamente correlacionados com o dbRDA1, indicando uma associação positiva com esta classe de tamanho, enquanto a correlação positiva entre sedimento, distância do canal, fendas >60 cm e pedras <30cm e o dbRDA1, indicou que estas variáveis foram negativamente associadas com ao número de peixes entre 5 e 10cm (Tabela 8; Figura 4d).

O DistLM explicou 24,6% da variação para classe de tamanho entre 11 e 20cm e selecionou seis das 15 variáveis (Tabela 6). A distância da Vila do Abraão foi negativamente correlacionada ao dbRDA1, indicando relação negativa com a abundância desses peixes, enquanto a distância do canal, fendas >60 cm, fendas <30 cm, altura do substrato e BPCO foram positivamente correlacionadas com o dbRDA1, indicando associação positiva com a abundância de peixes de 11-20cm (Tabela 8; Figura 4e).

O DistLM indicou relações significativas entre a abundância da classe de tamanho de peixes >21 cm e seis variáveis ambientais (Tabela 6), com 29,5% de explicação da variação desses peixes. A distância do canal, fendas < 30 cm, fendas > 60 cm, pedras < 30cm, foram positivamente associadas com o dbRDA1, indicando correlação positiva com a abundância dos peixes > 21cm, enquanto os buracos < 30cm e BPCO1 foram negativamente correlacionados com o dbRDA1, indicando uma associação negativa com esta classe de tamanho (Tabela 9; Figura 4f).

Tabela 6. Resultado do modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) para as variáveis univariadas de riqueza, biomassa e abundância por classes de tamanho. Grupos 1=buracos <30cm; 2=fendas <30cm; 3=buraco 30-60cm; 4=fendas 30-60cm; 5=buracos > 60cm; 6=fendas >60cm; 7=altura do substrato; 8=pedras<30cm; 9=pedras 30-60cm; 10=pedras>60cm; 11= distância do canal; 12=distância do Abraão; 13= Índice de impactos antrópicos; 14=sedimento; 15=BPCO.

	AIC	R ²	RSS	Nº Grupos	Seleção
Riqueza	-274	0,30227	5,7268	5	3;11;12;14;15
Biomassa	-68,351	0,33011	43,02	7	1;2;6;8;11;14;15
<5cm	-12,946	0,65581	74,867	7	2;4;7;8;10;11;14
5-10cm	14,82	0,38041	98,827	7	1;6;8;11;12;14;15
11-20cm	-65,455	0,24657	45,178	6	2;6;7;11;12;15
>21cm	-26,471	0,29561	66,717	6	1;2;6;8;11;15

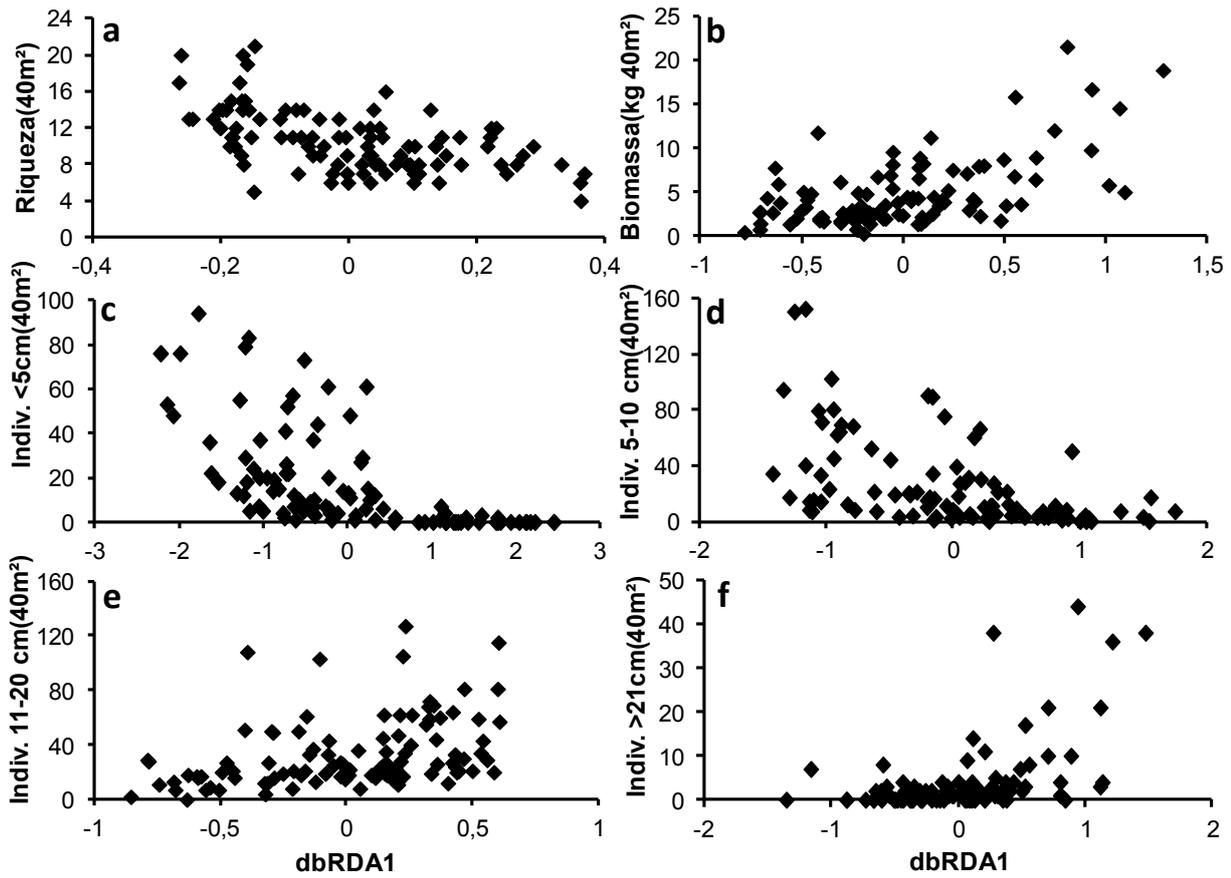


Figura 4. Diagrama de dispersão das variáveis respostas univariadas de riqueza das espécies, biomassa e abundância das classes de tamanho(eixo y) sobre o primeiro eixo do dbRDA(eixo x).

Tabela 8. Correlações parciais múltiplas entre as variáveis selecionadas pelo DistLM e as variáveis resposta univariadas de riqueza, biomassa e abundância para cada classe de tamanho e o primeiro eixo do dbRDA. Variáveis ambientais com $r > 0,4$ foram indicadas em negrito.

Variáveis	Riqueza dbRDA1	Biomassa dbRDA1	<5cm dbRDA1	5-10cm dbRDA1	11-20cm dbRDA1	>21cm dbRDA1
Buracos <30cm	-	-0,07	-	-0,16	-	-0,32
Fendas <30	-	0,58	0,39	-	0,35	0,51
Buracos 30-60cm	-0,22	-	-	-	-	-
Fendas 30-60cm	-	-	0,10	-	-	-
Buracos >60 cm	-	-	-	-	-	-
Fendas >60cm	-	0,27	-	0,32	0,33	0,30
Alt. do Substrato	-	-	-0,29	-	0,31	-
Pedras <30cm	-	0,32	-0,14	0,13	-	0,45
Pedras 30-60cm	-	-	-	-	-	-
Pedras >60cm	-	-	-0,31	-	-	-
Dist. do Canal	-0,29	0,48	0,78	0,45	0,34	0,57
Dist. do Abraão	-0,73	-	-	-0,59	-0,62	-
Índice (IIA)	-	-	-	-	-	-
Sedimento	0,10	-0,15	-0,14	0,55	-	-
BPCO	0,58	0,48	-	-0,10	0,42	-0,13

4.4.2. Grupos tróficos e famílias selecionadas

O modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) explicou 21,4% na variação da abundância dos onívoros. O modelo mais parcimonioso selecionou cinco das 15 variáveis do habitat (Tabela 8). As fendas < 30 cm e BPCO1 foram positivamente correlacionados com o dbRDA1, indicando associação positiva com a abundância deste grupo, enquanto o índice de impactos antrópicos, distância do Abraão e o sedimento foram negativamente correlacionados ao dbRDA1, indicando associação negativa com o número de onívoros. (Tabela 9; Figura 5a).

O DistLM explicou 36,6% na variação da abundância dos herbívoros vagueadores. O modelo mais parcimonioso selecionou cinco variáveis (Tabela 8). Os buracos menores que 30 cm foram negativamente correlacionados com o dbRDA, indicando associação negativa com este grupo, enquanto as fendas < 30 cm, altura do substrato, pedras < 30cm e distância do canal foram positivamente correlacionados ao dbRDA1, indicando associação positiva com a abundância dos herbívoros vagueadores (Tabela8; Figura 5b).

Para abundância de predadores de invertebrados móveis o DistLM explicou 54,4% da variação desses peixes. O modelo mais parcimonioso selecionou oito variáveis (Tabela 8). Os buracos > 60cm, altura do substrato, pedras < 30cm e a cobertura com sedimento foram negativamente correlacionadas ao dbRDA1, indicando relação positiva com este grupo, enquanto, a distância do canal, BPCO1, fendas 30-60cm, e fendas < 30cm foram positivamente correlacionadas com dbRDA1, indicando associação negativa com a abundância dos predadores de invertebrados móveis (Tabela 8; Figura 5c).

O modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) explicou 47,6% na variação da abundância dos carnívoros. O modelo mais parcimonioso selecionou as variáveis distância do canal, pedras > 60cm, distância do Abraão e índice de impactos antrópicos (Tabela 8). As pedras > 60 cm foram negativamente correlacionadas com o dbRDA1 e com a abundância dos carnívoros, enquanto a distância do canal, distância da Vila do Abraão e o IIA foram positivamente correlacionada ao dbRDA1, indicando relação positiva com este grupo (Tabela 9 ; Figura 5d).

O DistLM explicou 62% da variação da abundância de herbívoros territorialistas e o modelo selecionou sete variáveis (Tabela 8). Os buracos < 30 cm, buracos de 30-60cm, distância do canal e BPCO1 foram positivamente correlacionados com o dbRDA1, indicando associação positiva com a abundância de herbívoros territoriais, enquanto o sedimento, pedras < 30 cm e pedras > 60 cm foram negativamente correlacionadas com o dbRDA1, indicando associação negativa com o número de herbívoros territorialistas (Tabela 9; Figura 5e).

O modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) explicou 54% na variação na abundância da família Gobiidae e selecionou sete variáveis (Tabela 8). As fendas < 30cm, fendas de 30-60cm e a distância do canal, foram positivamente correlacionados ao dbRDA1, indicando associação negativa com o número de gobiídeos, por outro lado as pedras > 60cm, distância do Abraão, sedimento e pedras < 30cm foram negativamente correlacionados ao dbRDA1, indicando associação positiva com a abundância desta família (Tabela8; Figura 5f).

O DistLM explicou 39,4% na variação da família Labridae e selecionou sete variáveis (Tabela 8). Os buracos < 30 cm e o BPCO, foram negativamente correlacionados ao dbRDA1, indicando correlação negativa com esta família, enquanto a distância do canal, pedras > 30cm, distância do Abraão, fendas < 30cm e

altura do substrato foram positivamente correlacionadas ao dbRDA1, indicando uma associação positiva com a abundância dos Labrídeos (Tabela 9; Figura 8g).

Para a abundância da família Acanthuridae, o DistLM explicou 47,6% da variação e selecionou cinco variáveis (Tabela 8). Os buracos < 30 cm e o BPCO1 foram negativamente correlacionados ao dbRDA1, indicando associação negativa com a família Acanthuridae, enquanto a distância do canal, fendas < 30cm e distância da Vila do Abraão foram positivamente correlacionadas ao dbRDA1, mostrando uma associação positiva com a abundância dos acanthurideos (Tabela 9; Figura 5h).

Tabela 9. Resultado do modelo linear sobre matriz de distância (DistLM) para as variáveis univariadas dos grupos tróficos e famílias chave. Grupos 1=buracos <30cm; 2=fendas <30cm; 3=buraco 30-60cm; 4=fendas 30-60cm; 5=buracos > 60cm; 6=fendas >60cm; 7=altura do substrato; 8=pedras<30cm; 9=pedras 30-60cm; 10=pedras>60cm; 11= distância do canal; 12=distância do Abraão; 13= Índice de impactos antrópicos; 14=sedimento; 15=BPCO.

	AIC	R ²	RSS	Nº Grupos	Seleção
Onívoros	-16,63	0,21415	75,104	5	2;12-15
Herbív. vagueadores	-74,254	0,36644	42,209	5	1;2;7;8;11
Pred. de invert. móveis	-22,31	0,54482	66,825	8	2;4;5;7;8;11;14;15
Carnívoros	-157,98	0,4766	18,641	4	10-13
Herbívoros territoriais	-111,15	0,62106	28,042	7	1;3;8;10;11;14;15
Gobiidae	17,396	0,54092	101,41	7	2;4;8;10-12;14
Labridae	-105,03	0,39471	29,811	7	1;2;7;8;11;12;15
Acanthuridae	-185,3	0,39256	13,904	5	1;2;11;12;15

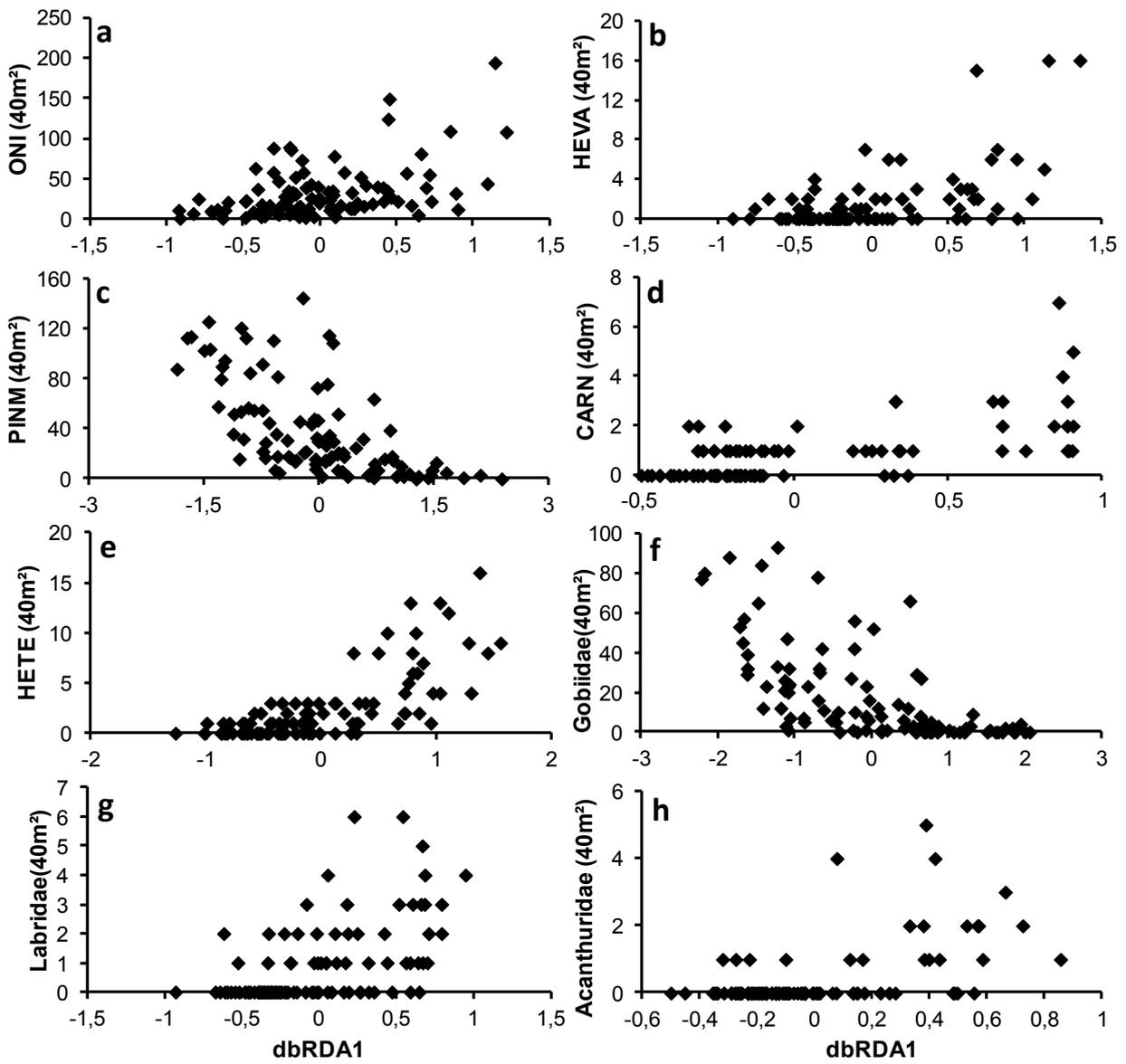


Figura 5. Diagrama de dispersão das variáveis univariadas dos grupos tróficos e famílias selecionadas (eixo y) sobre o primeiro eixo do dbRDA(eixo x).

Tabela 9. Correlações parciais múltiplas entre as variáveis selecionadas pelo DistLM para cada variável resposta univariadas dos grupos tróficos (PINM - Predadores de invertebrados móveis; CARN – Carnívoros e piscívoros; ONIV – Onívoros; HEVA – Herbívoros vagueadores; HETE – Herbívoros territorialistas) e famílias, e o primeiro eixo do dbRDA. Variáveis ambientais com $r > 0,4$ foram indicadas em negrito.

Variáveis	ONIV dbRDA1	HEVA dbRDA1	PINM dbRDA1	CARN dbRDA1	HETE dbRDA1	Gobiidae dbRDA1	Labridae dbRDA1	Acanthuridae dbRDA1
Buracos <30cm	-	-0,05	-	-	0,35	-	-0,12	-0,12
Fendas <30	0,52	0,46	0,41	-	-	0,39	0,30	0,29
Buracos 30-60cm	-	-	-	-	0,07	-	-	-
Fendas 30-60cm	-	-	0,22	-	-	0,13	-	-
Buracos >60 cm	-	-	-0,18	-	-	-	-	-
Fendas >60cm	-	-	-	-	-	-	-	-
Alt. do Substrato	-	0,38	-0,35	-	-	-	0,27	-
Pedras <30cm	-	0,13	-0,18	-	-0,17	-0,18	0,19	-
Pedras 30-60cm	-	-	-	-	-	-	-	-
Pedras >60cm	-	-	-	-0,34	-0,18	-0,33	-	-
Dist. do Canal	-	0,79	0,51	0,72	0,63	0,75	0,57	0,15
Dist. do Abraão	-0,48	-	-	0,56	-	-0,22	0,67	0,03
Índice (IIA)	-0,13	-	-	0,23	-	-	-	-
Sedimento	-0,67	-	-0,31	-	-0,51	-0,29	-	-
BPCO	0,19	-	0,49	-	0,41	-	-0,14	-0,01

4.4.3. Bentos (BPCO1)

A associação entre às variáveis respostas univariadas e o bentos foi feita através da relação destas variáveis com o primeiro eixo do PCO (BPCO1). Considerando toda cobertura bentônica, a MAE e os zoantídeos foram os grupos mais abundantes e os únicos que apresentaram uma relação positiva e negativa respectivamente com BPCO1 (Figura 6). A partir desta relação foi possível identificar que variáveis respostas que foram positivamente correlacionadas com o BPCO1, estiveram na verdade positivamente relacionadas à maior cobertura de MAE e negativamente relacionada à maior cobertura de zoantídeos.

As seguintes variáveis resposta foram positivamente correlacionadas com o BPCO1: Riqueza, biomassa, peixes de 11-20cm, onívoros, predadores de invertebrados móveis e herbívoros territorialistas, indicando que foram associadas aos maiores valores de MAE. Por outro lado, as variáveis resposta negativamente correlacionadas com o BPCO foram peixes de 5-10cm e peixes > 21cm, as famílias Labridae e Acanthuridae, indicando que foram associadas aos maiores valores de zoantídeos ou a locais com uma cobertura mais equitativa de zoantídeos e MAE.

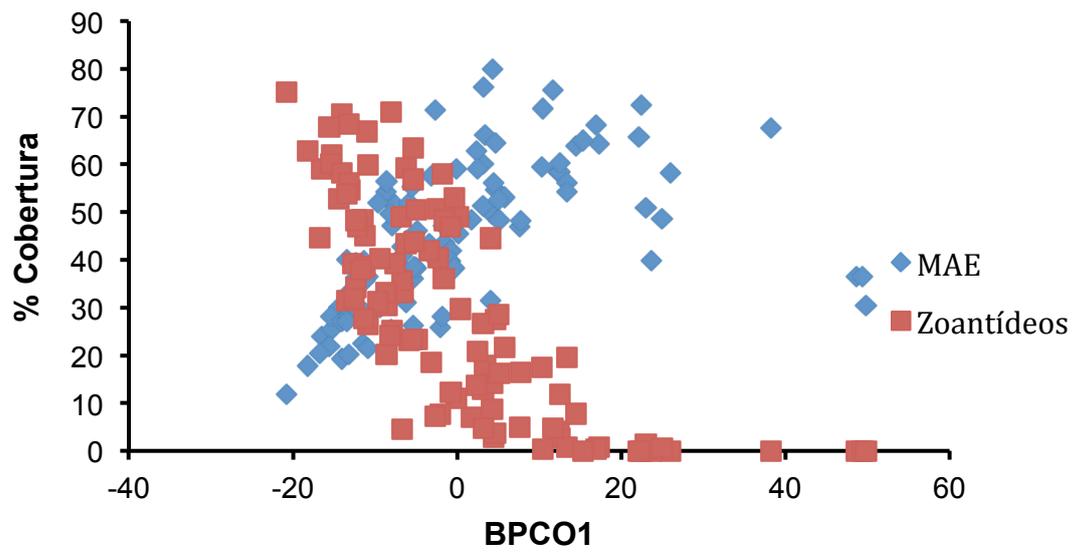


Figura 6. Diagrama de dispersão dos principais componentes do bentos (eixo y) sobre o primeiro eixo do BPCO (eixo x).

5. DISCUSSÃO

A estrutura da assembleia de peixes recifais da IG teve, como hipotetizado neste estudo, maior influência das variáveis associadas às atividades antrópicas, particularmente à distância do canal de navegação e à distância da Vila do Abraão, do que das variáveis relacionadas à estrutura do habitat. As medidas de distância somadas explicaram 26,9% da variação espacial na estrutura da assembleia, enquanto as variáveis relacionadas à estrutura do habitat somaram apenas 9%. Um padrão semelhante foi encontrado para os descritores da assembleia, que foram mais fortemente influenciados pela distância do canal, embora associações com a estrutura do habitat também tenham sido encontradas.

As relações entre a estrutura da assembleia de peixes com as variáveis da estrutura do habitat e com as variáveis relacionadas às atividades antropogênicas permitiram a identificação de três grupos de amostras, que variaram ao longo do eixo leste – oeste da IG, os quais foram determinados principalmente pela influência da distância do canal e da distância da Vila do Abraão. Costões mais próximos da Vila do Abraão, localizados à leste, apresentaram as maiores coberturas de zoantídeos, algas com talo cenocítico e algas frondosas (grupo A). Estes locais foram representados por espécies com grande plasticidade à distúrbios e comportamento gregário como *A. saxatilis* e *H. steindachneri* (FERREIRA et al. 2001). Afastando-se da Vila do Abraão, a assembleia de peixes foi influenciada pela proximidade com o canal de navegação, que apresentou maior cobertura de sedimentos e maior altura do substrato. Estes locais foram representados por espécies crípticas como *Coryphopterus* spp, *P. marmoreus*, *S. flaviventris* e *E. figaro*. Os locais a oeste da ilha, mais distantes do canal de navegação e da Vila do Abraão, foram representados por espécies que tanto dependem de fontes alimentares da base da cadeia alimentar como herbívoros (*A. chirurgus*, *S. Frondosum*, *Kyphosus* sp e *S.fuscus*), quanto carnívoros (*E. marginatus*). O principal fator associado aos três grupos formados é a acessibilidade, tanto por perturbações causadas pelo tráfego diário de navios e plataformas presentes no Canal, quanto por barcos e turistas vindo da Vila do Abraão, a principal fonte de turismo da região.

As fracas relações entre as variáveis relacionadas à estrutura do habitat (algas frondosas, talo cenocítico, altura do substrato, zoantídeos e *M. hispida*) e a assembleia de peixes podem estar associadas à ausência de gradientes marcantes na cobertura

bêntica, com MAE e zoantídeos dominando em todos os locais. Entretanto, a assembleia de peixes variou entre os costões rochosos da IG mesmo não tendo sido encontrados fortes indícios de mudanças na estrutura do habitat entre os locais. Isto reforça a expectativa de que a assembleia vem sofrendo modificações devido à influência de fatores antrópicos. Provavelmente no passado, o padrão dominante era de assembleias menos variáveis espacialmente, e que o aumento de impactos associados à ocupação da área (sobrepesca, turismo, poluição) tenha promovido à variação encontrada atualmente principalmente ao longo do eixo leste – oeste da Ilha. Além dos distúrbios humanos, possíveis mecanismos relacionados à fraca influência das variáveis do habitat sobre a estrutura da assembleia incluem o recrutamento larval estocástico, características da história de vida das espécies dominantes, fatores associados à dispersão (distância para áreas de desova e recrutamento) e fatores históricos (KUFFNER et al., 2010), que entretanto, podem ter uma influência minimizada considerando as condições oceanográficas semelhantes encontradas ao longo da área de estudo e a pequena distância entre os locais situados nos extremos deste estudo (aproximadamente 10 km).

A maioria dos descritores da assembleia de peixes foi influenciada pelas atividades antrópicas (medidas de distância para a fonte), e em menor grau, pela complexidade topográfica e cobertura bêntica. A riqueza, abundância das classes de tamanho entre 11 – 20 cm e >21 cm, herbívoros vagueadores, carnívoros, herbívoros territorialistas e biomassa aumentaram com a distância do Canal, enquanto a riqueza e abundância dos peixes 5 – 10 cm, de carnívoros, labrídeos e acanthurídeos aumentaram com a distância da Vila do Abraão, consideradas as maiores fontes de impactos antrópicos neste estudo.

A proximidade da Vila do Abraão foi o fator mais importante para explicação da variação da riqueza de espécies, com poucas espécies generalistas dominando os locais mais próximos à vila, enquanto o aumento da distância foi associado a grupos alvo da pesca, como carnívoros e herbívoros vagueadores. Este padrão é consistente com a expectativa de que com a pressão de pesca e as diversas influências antrópicas (turismo, exploração dos recursos costeiros) são menores em áreas que oferecem maior dificuldade de acesso (FLOETER et al., 2007). A acessibilidade é reportada como um dos principais fatores associados à formação de gradientes antrópicos, com os recifes próximos à cidades mais povoadas apresentando os menores valores de riqueza, biomassa e abundância de peixes (WILLIAMS et al., 2008).

A distância para à Vila do Abraão e o índice de impactos antrópicos foram associados as maiores abundâncias de onívoros, representados principalmente pelo *A. saxatilis* e *D. argenteus*, indicando que ocorrem em costões mais utilizados pelo turismo. Um dos efeitos marcantes da visitação está na alimentação suplementar sobre a assembleia de peixes, atividade que exerce forte influência sobre algumas espécies de comportamento gregário como *A. saxatilis* (ILARRI et al., 2008), promovendo o aumento da abundância dos onívoros em áreas mais visitadas. O aumento da distância da Vila do Abraão também foi associado às maiores abundâncias de carnívoros (representados principalmente por *Caranx latus*, *E. marginatus*, *Holocentrus adscensionis*, *Mycteroperca acutirostris*) e da família Labridae (representadas principalmente pelo *S. frondosus*, *S. Axillare*) um indicativo do efeito da pesca sobre às espécies alvo conforme reportado em diversos estudos (PAULY et al., 1998; FLOETER et al., 2007; GUIDETTI et al., 2008).

A proximidade com o canal de navegação também teve fortes influências sobre os descritores univariados da assembleia de peixes. A riqueza de espécies decresceu com a proximidade do canal e foi inversamente associada à cobertura de sedimento. Depósitos de sedimentos podem acarretar mudanças nas características dos bentos, como consequência do aterramento do substrato consolidado, resultando na perda de habitat disponível (SCHIEL et al., 2006; AIROLDI et al., 2008) que pode reduzir o sucesso do assentamento ou a sobrevivência de peixes recifais (WENGER et al., 2011). Os depósitos de sedimentos sobre algas podem minimizar o forrageamento por peixes herbívoros (BELLWOOD & FULTON, 2008), enquanto o aumento de sedimentos em suspensão prejudica alimentação de planctófagos pela diminuição da visibilidade (WENGER et al., 2012). O principal efeito dos canais dragados sobre a biota recifal é através do aumento da sedimentação (PÉREZ-RUZAFÁ et al. 2006). Considerando que a taxa de sedimentação é difícil de ser avaliada (STORLAZZI et al. 2011), a medida de distância pode funcionar como um substituto para esta influência.

PEREZ-RUZAFÁ et al. (2006) reportaram uma diminuição inicial na riqueza de espécies de peixes logo após as dragagens em uma lagoa costeira, porém, com uma recuperação da riqueza anterior ao distúrbio após vários meses. Essa resiliência (em termos apenas de riqueza) depende da frequência em que as dragagens são realizadas. As assembleias de peixes recifais possuem associações específicas ao habitat, sendo provavelmente mais afetadas em locais onde a ressuspensão de sedimentos é

constante, como ocorre nos costões da IG. Nestas condições, a maioria dos peixes tendem a se deslocar para longe da área alterada, resultando em uma assembleia formada por um pequeno número de espécies mais tolerantes à este tipo de distúrbio (PEREZ-RUZAFÁ et al., 2006). Entretanto, algumas espécies podem ser beneficiadas do maior depósito de sedimentos, como parece ocorrer neste estudo com os peixes da família Gobiidae, que foi associada às menores distâncias do canal e maiores coberturas de sedimento inconsolidado (areia e cascalho). Esta família foi principalmente representada *Coryphopterus* spp, uma espécie que realiza tocas e forrageia na areia (ELGUEZABAL et al., 2003).

As menores biomassas e abundâncias de peixes > 21 cm foram associadas à proximidade do canal, também indicando à importância dessa medida para discriminar locais de acordo com à influência antrópica. O decréscimo destes descritores tem sido associado com os efeitos diretos e indiretos da pesca (FERREIRA & GONÇALVES, 1999; FRÉDOU, 2004; GASPARINI et al., 2005), perda de habitat e recursos associados (SALA et al., 2012), que agem sobre determinadas características das assembleias de peixes tendendo à homogeneização do habitat, grande impacto sobre à resiliência do ecossistema (HENRIQUES et al., 2014). Os locais mais próximos do Canal foram dominados por espécies de pequeno porte e sem valor comercial (e.g. *Coryphopterus* spp, *P. marmoratus*, *S. flaviventris*), enquanto nos costões mais distantes ocorreram espécies maiores, como os herbívoros vagueadores (*A. chirurgus*, *S. frondosum* e *Kyphosus* sp) e carnívoros (*E. marginatus*) conhecidas por serem alvo da pesca seletiva, especialmente à caça submarina. A biomassa é provavelmente um dos fatores mais importantes no acesso à qualidade do estoque pesqueiro (SABATER & TOFAEONO, 2007; FRANCINI-FILHO & MOURA, 2008) e, portanto, esta tem implicações diretas para a gestão.

De maneira geral as características topográficas como o tamanho de rochas e a densidade de tocas e fendas foram associados à riqueza, biomassa, abundância, grupos tróficos e famílias selecionadas, mesmo considerando o forte efeito das medidas de distância. Estas associações na maioria das vezes foram positivas, sendo a abundância de fendas a variável mais importante dentre os componentes físicos. O maior número de buracos entre 30 – 60 cm foi associado positivamente à riqueza de espécies, uma vez que essa classe funciona como refúgio para espécies de peixes com tamanhos variados. O número de fendas < 30 cm, categoria mais abundante nos costões estudados, foi positivamente associada com o número de peixes das classes de

tamanho mais representativas (<5 cm, 11 – 20cm), além da classe de peixes > 21 cm. Estes resultados estão de acordo com estudos prévios que encontraram associações positivas entre a complexidade topográfica, riqueza de espécies (FABI & FIORENTINI, 1994; CHARBONNEL et al., 2002; GRATWICKE & SPEIGHT, 2005; HARBORNE et al., 2011) e abundância (GRATWICKE & SPEIGHT, 2005; HUNTER & SAYER, 2009). Os mecanismos envolvidos no efeito da complexidade do habitat para a riqueza e abundância incluem um maior número de nichos devido ao aumento da disponibilidade de microhabitats, assim como uma maior produtividade e diversificação dos recursos para os peixes, tais como alimento, refúgio contra predação ou contra luz, e locais de descanso ou acasalamento (GARCÍA- CHARTON & PÉREZ RUZAFÁ, 2001).

A importância da complexidade estrutural como agente estruturador das assembleias de peixes de recifes de coral já é bastante conhecida, com diversos estudos confirmando a capacidade de recifes mais complexos abrigarem maior riqueza de peixes (BELL e GALZIN, 1984; JONES e SYMS, 1998; BERGMAN et al., 2000; MUNDAY, 2000; GARPE e ÖHMAN, 2003). Nos costões rochosos, esse assunto ainda está em debate, predominando a opinião de que a complexidade, avaliada com as mesmas variáveis utilizadas em recifes de coral (e.g. rugosidade), não é um bom preditor da comunidade (FERREIRA et al., 2001; CHAVES, 2006; SILVEIRA, 2010), enquanto outros estudos confirmam a importância da complexidade, principalmente em função da cobertura bêntica, na estruturação das comunidades locais (LUIZ JR., 2009; PINHEIRO, 2010; KRAJEWSKI & FLOETER, 2011). Nos costões rochosos estudados a cobertura bêntica é composta principalmente por organismos incrustantes, não construtores de recifes, que fornecem uma menor disponibilidade de microhabitats se comparados aos organismos folhosos e arborescentes com grande complexidade estrutural que formam os recifes coralíneos.

Associações positivas entre a cobertura de MAE (valores positivos de PCO1) e os diversos descritores da assembleia (riqueza, biomassa, abundância da classe de tamanho entre 11 – 20 cm, onívoros, predadores de invertebrados móveis e herbívoros territorialistas) foram encontradas, as quais, em alguns casos, tiveram correlações equivalentes às apresentadas com as medidas de distância para influências antropogênicas (e.g. riqueza, biomassa e pred. invert. móv.). Por outro lado, as maiores coberturas de zoantídeos (valores negativos de PCO1), representados principalmente *P. caribaeorum*, foram associadas aos menores valores destes

descritores da assembleia. A MAE exerce efeitos diretos sobre a distribuição da macrofauna de organismos que vivem na matriz dessas pequenas algas (ABBIATI et al. 1987; ABBIATI et al. 1991; SARDA 1991; KELAHER et al., 2001), e por isso é importante para as espécies invertívoras, sendo considerada o item alimentar preferencial de muitas espécies de herbívoros vagueadores na costa brasileira (BONALDO et al., 2006; FRANCINI-FILHO et al., 2009). Os zoantídeos podem reduzir a quantidade de abrigos disponíveis para os peixes, e quando cobrem grandes porções do substrato impedem mais vigorosamente que outros organismos se estabeleçam (MUELLER e HAYWICK 1995; HAYWICK e MUELLER 1997), reduzindo assim a disponibilidade de recursos.

Este estudo fornece uma base de como a interação de múltiplas variáveis podem afetar os padrões espaciais na distribuição das assembleias de peixes. Foi constatada a grande influência de atividades antrópicas na variação da assembleia de peixes, bem como de outras variáveis associadas à complexidade topográfica relacionadas à alguns dos descritores da assembleia. Neste ecossistema onde existe uma predominância na homogeneidade da cobertura bêntica, este componente biológico parece ter menor influência na estrutura da assembleia de peixes comparado com a influência antrópica e a complexidade topográfica. A determinação e quantificação destas relações são necessárias para fornecer subsídios para que sejam tomadas medidas eficientes em manejo e conservação que evitem uma homogeneização mais ampla da assembleia ao longo do eixo leste – oeste, com a predominância das condições mais pobres da parte leste sobre toda a área estudada. Esta homogeneização causaria mudanças significativas nas assembleias como a diminuição da riqueza, abundância e perda de grupos tróficos importantes, com o domínio de poucas espécies generalistas como *A. saxatilis*, *H. aurolineatum*, *H. staendachneri* e *D. argenteus*.

Portanto, para avaliar as possíveis modificações nos padrões encontrados, é fundamental estabelecer um programa de monitoramento à longo prazo, bem como adotar medidas mais efetivas de fiscalização de atividades ilegais, ordenamento do turismo, e ampliação de áreas marinhas protegidas. Cabe ressaltar que, o grupo com a assembleia de maior riqueza, biomassa e abundância de grupos tróficos chave (herbívoros e carnívoros), é formado exclusivamente por locais não protegidos por lei, apesar de estarem inseridos em uma região que apresenta o maior número de unidades de conservação do país. Desta forma, é importante que medidas sejam tomadas

visando ampliar o número de Unidades de Conservação nestas áreas costeiras rochosas e estabelecer protocolos de gerenciamento e manejo destes ambientes visando a conservação da biodiversidade, como o controle das atividades antrópicas.

7. CONCLUSÕES

1. Atividades antrópicas decorrentes da presença das plataformas e embarcações que utilizam o Canal de Navegação e da concentração urbana e de turismo da Vila do Abraão, indicadas através de distâncias destas fontes de impacto para os recifes foram fatores fortemente associados à estrutura da assembleia de peixes de costões rochosos da parte abrigada da IG.

2. Um padrão espacial na estrutura e em descritores da assembleia de peixes foi detectado. Áreas mais alteradas foram dominadas por espécies mais resistentes a alterações no ambiente, com menor riqueza, de menor tamanho e comportamento gregário, enquanto os locais mais distantes das fontes de impacto apresentaram maior riqueza de espécies, peixes de maior tamanho e de hábito alimentar mais especializados como os herbívoros e carnívoros.

3. A complexidade topográfica também influenciou a estrutura da ictiofauna, sendo mais importante para alguns dos descritores como riqueza, biomassa, abundância, grupos tróficos e abundâncias de famílias selecionadas, que foram alteradas pelo tamanho das rochas e número de refúgios.

4. A cobertura bentônica, dominada pela matriz de algas epilíticas foi o fator com menor importância para a estrutura da assembleia, porém associado com o aumento da riqueza, biomassa e abundância da classe de tamanho mais representativa, (peixes entre 11-20 cm de comprimento total). Em geral, os padrões de cobertura benthica não variaram entre os diferentes locais amostrados.

5. O presente estudo detectou as influências antrópicas como o principal preditor da estrutura da assembleia de peixes, da riqueza, abundância e biomassa. Medidas de conservação da biodiversidade precisam ser tomadas para que não aconteça uma degradação generalizada desta importante área de costões rochosos do Sudeste do Brasil.

8. REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBIATI M.; BIANCHI C.N.; CASTELLI A. Polychaete vertical zonation along a littoral cliff in the Western Mediter- ranean. *PSZNI: Marine Ecology*, v. 8, p. 33–48, 1987.

ABBIATI M.; BIANCHI C.N.; CASTELLI A.; GIANGRANDE A.; LARDICCI C.. Distribution of polychaetes on hard substrates of the midlittoral–infralittoral transition zone, western Mediterranean. *Ophelia*, v. 5, p. 421–432. 1991

AIROLDI, L.; BALATA, D.; BECK, M.W. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 366, n. 1-2, p. 8–15. 2008.

ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v. 26, p. 32– 46. 2001.

ANDERSON, M.J.; WILLIS, T.J. Canonical Analysis of Principal Coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, v. 84, p. 511–525, 2003.

ANJOS, S.C. Composição, distribuição e abundância da ictiofauna da Baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro - Brasil). Rio de Janeiro. **Dissertação (Mestrado)** – Museu Nacional do Rio de Janeiro/UFRJ. 1993.

ALHO, C.J.R.; SCHNEIDER, M.; VASCONCELLOS, L.A. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, p. 375-385. 2002

AZZURRO, E.; MATIDDI, M.; FANELLI, E.; GUIDETTI, P.; LA MESA, G.; SCARPATO, A; AXIAK, V. Sewage pollution impact on mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Marine Environmental Research*, v. 69, p. 390–7, 2010.

BEGER, M.; POSSINGHAM, H.P. Environmental factors that influence the distribution of coral reef fishes : modeling occurrence data for broad-scale conservation and management. *Marine Ecology Progress Series*, v. 361, p. 1–13. 2008.

BEGOSSI, A.; MAY, P. H.; LOPES, P. F.; OLIVEIRA, L.E.C.; VINHA, V.; SILVANO, R.A.M. Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. *Ecological Economics*, v. 71, p. 25–32, 2011.

BEJARANO, S.; MUMBY, P.J.; SOTHERAN, I. Predicting structural complexity of reefs and fish abundance using acoustic remote sensing (RoxAnn). *Marine Biology*, v. 158, p. 489–504. 2011.

BELLWOOD, D.R.; FULTON, C.J. Sediment-mediated suppression of herbivory on coral reefs: Decreasing resilience to rising sea-levels and climate change? *Limnology and Oceanography*, v. 53, n. 6, p. 2695–2701. 2008.

BERGMAN, C.K., ÖHMAN, C.M., SVENSSON S. Influence of habitat structure on *Pomacentrus sulfureus*, a western Indian Ocean reef fish. **Environ Biol Fish** 59:243–252. 2000.

BONALDO, R., KRAJEWSKI, J. P., SAZIMA, C. & SAZIMA, I. Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. **Marine Biology** 149, 423–433. 2006.

BOUCHON-NAVARRO, Y.; BOUCHON, C. Correlations between chaetodontid fishes and coral communities of the Gulf of Aqaba (Red Sea). **Environmental Biology of Fishes**, v. 25, p. 47–60, 1989.

BORJA, Á., DAUER, D., ELLIOTT, M., SIMENSTAD, C., Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. **Estuaries and Coasts** 33, 1249–1260. 2010.

CADORET, L.; ADJEROUD, M.; TSUCHIYA, M. Spatial distribution of chaetodontid fish in coral reefs of the Ryukyu Islands, Southern Japan. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.79, p.725–735, 1999.

CALEY, M. J. Predation, recruitment and the dynamics of communities of coral-reef fishes. **Mar. Biol.** 117, 33-43. 1993.

CAMILATO, V.; SIMON, T.; PINHEIRO, H.T.; PIMENTEL, C.R.; JOYEUX, J.-C. Length-weight relationships for some cryptobenthic reef fishes off Guarapari. **Journal of Applied Ichthyology**, 26: 463–464. 2010.

CHABANET, P.; RALAMBONDRAINY, H.; AMANIEU, M.; FAURE, G.; GALZIN, R. Relationships between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs** v. 16, p. 93–102, 1997.

CHARBONNEL, E.; SERRE, C.; RUITTON, S.; HARMELIN, J-G.; JENSEN, A. Effects of increased habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). **ICES Journal of Marine Science**, v. 59, p. 208–213. 2002.

CHENEY, K.L. AND CÔTÉ, I.M. Habitat choice in adult longfin damselfish: territory characteristics and relocation times. **J Exp Mar Biol Ecol** 287: 1–12. 2003.

CHONG-SENG, K. M.; MANNERING, T. D.; PRATCHETT, M. S.; BELLWOOD, D. R.; GRAHAM, N. A J. The influence of coral reef benthic condition on associated fish assemblages. **Plos one**, v. 7, p. 1-10, 2012.

CONNELL, S.D.; ANDERSON, M.J. Predation by fish on assemblages of intertidal epibiota: effects of predation size and patch size. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 241, p. 15-29, 1999.

COSTA, H. Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: **GTZ/SEMADS**, 1998.

DE PAULA, A.F.; CREED, J.C. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. **Bulletin of Marine Science**, v. 74, p. 175-183, 2004.

DIAS, G.T.M., PEREIRA, M.A. A & DIAS, I.M. Mapa geológico- geomorfológico da Baía da Ilha Grande e Zona Costeira adjacente, escala: 1:80000. Laboratório de Geologia Marinha (LAGEMAR). **Publicação LAGEMAR / UFF**. 1990.

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. 614, n. 1, p. 65–81. 2008.

FABI, G.; FIORENTINI, L. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. **Bulletin of Marine Science**, v. 55, p. 538–558. 1994.

FALCÃO, C, SZÉCHY, M.T.M. de. Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* f. *denticulata* (Chlorophyta). **Botanica Marina**. 2005.

FERREIRA C.E.L.; GONÇALVES 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.; HALPERN, B.S.; FERREIRA, C.E.L. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. **Biological Conservation**, v. 128, p. 391–402, 2006.

FLOETER S.R.; KROHLING, W.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, C. E. L.; ZALMON, I. R. Reef fish community structure on coastal islands of southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. **Environmental Biology of Fishes**, v. 78, p. 147–160, 2007.

FRANCINI-FILHO, R.B.; DE MOURA, R.L. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Aquatic Conservation**, v. 18, p. 1166- 1179.2008.

FRANCINI-FILHO, R.B.; FERREIRA, C.M.; CONI, E.O.C.; DE MOURA, R.L.; KAUFMAN, L. Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n 3, p. 481. 2009.

FRIEDLANDER, A.M.; PARRISH, J.D. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 224, p. 1–30, 1998.

GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ RUZAFÁ, A. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. **Marine Biology**, v. 138, p. 917–934. 2001.

GARPE, K.C., OHMAN, M.C. Coral and fish distribution patterns in Mafia Island National Park, Tanzania: fish-habitat interactions. **Hydrobiologia** 498: 191–211. 2003.

GRATWICKE, B.; SPEIGHT, M.R. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. **Journal of Fish Biology**, v. 66, p. 650–667. 2005.

GERHARDINGER, L. C., M. HOSTIM-SILVA, R. SAMAGAIA, & J. P. BARREIROS. A following association between juvenile *Epinephelus marginatus* (Serranidae) and *Myrichthys ocellatus* (Ophichthidae). **Cybium**, 30(1): 82-84. 2006.

GRIGG, R. W. Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii. **Marine Ecology Progressive Series** v. 103, p. 25-34, 1994.

GUIDETTI, P., et al. Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? **Biological Conservation**, v. 141, p. 699–709, 2008.

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. 2011.

HAYWICK, D. W.; MUELLER, E. M. Sediment retention in encrusting *Palythoa* spp. – a biological twist to a geological process. **Coral Reefs** 16: 39-46, 1997.

HERNAMEN, V., MUNDAY, P. L., AND SCHLAPPY, M. L. Validation of otolith growth increment periodicity in tropical gobies. **Mar. Biol.** 137, 715-726. 2000.

HUNTER, W.R., SAYER, M.D.J. The comparative effects of habitat complexity on faunal assemblages of northern temperate artificial and natural reefs. **ICES Journal of Marine Science**, v. 66, n. 4, p. 691–698. 2009.

IKEDA, Y.; FURTADO, V.V; TESSLER, M.G; CACCIARI, P.L.; GODOI, S.S.; PAVIGLIONE, A.M.; MAHIQUES, M.M. & SOUZA, C.R.G. Cruzeiro

oceanográfico realizado na Baía da Ilha Grande (RJ), região oceânica adjacente e plataforma continental dos estados de São Paulo e Paraná (setembro-outubro 1984). *Relat. Cruzeiros, ser. N/Oc. "Prof. W. Besnard"* **Inst. Oceanogr. Univ. S. Paulo**, (7):1-27.1989.

IKEDA, Y; GODOI, S.S. & CACCIARI, P.L. Um estudo de séries temporais de corrente na Baía da Ilha Grande, RJ. **Relat. Int. Inst. Oceanogr. Univ. S. Paulo**, (28):1-24. 1989.

ILARRI, M. D. I., SOUZA, A. T. D., MEDEIROS, P. R. D., GREMPPEL, R. G., & ROSA, I. M. D. L. Effects of tourist visitation and supplementary feeding on fish assemblage composition on a tropical reef in the Southwestern Atlantic. **Neotropical Ichthyology**, 6(4), 651-656. 2008.

IBGE <http://ibge.gov.br>

JENNINGS, S.; BOULLÉ, D.P.; POLUNIN, N.V.C. Habitat correlates of the distribution and biomass of Seychelles' reef fishes. **Environ Biology of Fishes**, v. 46, p. 15–25, 1996.

JONES, G.P. Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: a review. **New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 22, p. 445–462. 1988.

KARNAUSKAS, M.; CHÉRUBIN, L.M.; HUNTINGTON, B.E.; BABCOCK, E.A.; THONEY, D.A. Physical forces influence the trophic structure of reef fish communities on a remote atoll. **Limnology Oceanography**, v. 57, p. 1403–1414. 2012.

KELAHER, B.P.; CHAPMAN, M.G.; UNDERWOOD, A.J. Spatial patterns of diverse macrofaunal assemblages in coralline *turf* and their associations with environmental variables. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 81, p. 917-930, 2001.

KOHLER, K.E.; GILL, S.M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers and Geosciences**, v. 32, p. 1259-1269, 2006.

KRAJEWSKI, J.P.; FLOETER, S. R. Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. **Environmental Biology of Fish**, v. 92, p. 25–40, 2011.

KUFFNER, I.B.; GROBER-DUNSMORE, R.; BROCK, J.C.; HICKEY, T.D. Biological community structure on patch reefs in Biscayne National Park, FL, USA. **Environmental monitoring and assessment**, v. 164, p. 513–31. 2010.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M.J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, v. 69, p. 1–24. 1999.

LEWIS, A.R. Effects of experimental coral disturbance on the structure of fish communities on large patch reefs. **Marine Ecology Progressive Series**, v. 161, p. 37–50, 1997.

LEWIS A.R. Effects of experimental coral disturbance on the population dynamics of fishes on large patch reefs. **Journal Experimental Marine Biological Ecology**, v. 230, p. 91–110, 1998.

LUCKHURST, B.E.; LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, p. 317–323. 1978.

LUIZ JR, O. J.; CARVALHO-FILHO, A.; FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; SAZIMA, I. The reef fish assemblage of the Laje de Santos Marine State Park, Southwestern Atlantic: annotated checklist with comments on abundance, distribution, trophic structure, symbiotic associations, and conservation. **Zootaxa (Online)**, v. 1807, p. 1-25, 2008.

MAHIQUES, M.M.. Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da Baía da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro. **Dissertação de mestrado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico 2v. 139pp. 1987.

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.

ELGUEZABAL, E.M. Hábitos alimentarios de *Coryphopterus glaucofraenum* (Pisces: Gobiidae) en la Bahía de Mochima, Estado Sucre, Venezuela. **Scientific Journal from the Experimental Faculty of Sciences**. 2003.

MELLIN C, BRADSHAW CJA, MEEKAN MG, CALEY MJ. Environmental and spatial predictors species richness and abundance in coral reef fishes. **Global Ecology Biogeography**. 19:212–222. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00513.x>. 2010.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade Brasileira. Fundação Bio-RIO, SECTAM, IDEMA, SNE, Brasília. 2002.

MUMBY, P.J., DAHLGREN, C.P., HARBORNE, A.R., KAPPEL, C.V., MICHELI, F., BRUMBAUGH, D.R., HOLMES, K.E., MENDES, J.M., BROAD, K., SANCHIRICO, J.N., BUCH, K., BOX, S., STOFFLE, R.W. & GILL, A.B. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. **Science** 311(5757): 98–101. 2006.

MUNDAY P.L. Does variability determine geographical- scale abundances of coral-dwelling fishes? **Coral Reefs**, v. 21, p. 105–116, 2002.

MUELLER, E.; D. W. HAYWICK, Sediment Assimilation and calcification by the Western Atlantic reef zoanthid, *Palythoa caribaeorum*. **Bulletin de l'Institut Oceanographique**, v. 14, p. 89-100, 1995.

NOGUEIRA, C.R.; BONECKER, A.C.T.; BONECKER, S.L.C.; SANTOS, C.C. Studies of zooplankton near the Nuclear Power Plant—Angra I. Preoperational conditions (RJ-Brazil), p. 3221–3233. In MAGOON, O. (ed.), **Coastal Zone '91—Beach**, v. 4. New York: American Society of Civil Engineering, 1991.

PAULY, D., CHRISTENSEN, V., DALSGAARD, J., FROESE, R., AND TORRES, F. Fishing down marine food webs. **Science**, 279: 860e863. 1998.

PLANO DE MANEJO PARQUE ESTADUAL DA ILHA GRANDE (PEIG). 2010.

PERRY, C.T.; LARCOMBE, P. Marginal and non-reef-building coral environments. **Coral Reefs**, v. 22, n. 4, p. 427–432. 2003.

PÉREZ-RUZAFÁ, A.; GARCÍA-CHARTON, J. A.; BARCALA, E.; MARCOS, C. Changes in benthic assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). **Mar. Pollut. Bull.**, v. 53, p. 107-120, 2006.

PITTMAN, S. J., AND K. A. BROWN. Multi-scale approach for predicting fish species distributions across coral reef seascapes. **PLoS ONE** 6: e20583, doi:10.1371/journal.pone.0020583. 2011.

ROOKER, J. R., DOKKEN, Q. R., PATTENGILL, C. V., & HOLT, G. J. Fish assemblages on artificial and natural reefs in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, USA. **Coral Reefs**, 16(2), 83–92. doi:10.1007/s003380050062. 1997.

SABATER M.G.; TOFAEONO S.P. Scale and benthic composition effects on biomass and trophic group distribution of reef fishes in American Samoa. **Pacific Science**, v. 61, p. 503–520, 2007.

SALA, E., et al. The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. **PloS one**, v. 7, n. 2, p. e32742, 2012.

SANO, M. Stability of reef fish assemblages: responses to coral recovery after catastrophic predation by *Acanthaster planci*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 198, p. 121–130, 2000.

SARDA, R. Polychaete communities related to plant covering in the mediolittoral and infralittoral zones of the Balearic Islands (western Mediterranean). **PSZNI: Marine Ecology**, v. 12, p. 341–360, 1991.

SCHIEL, D.R.; WOOD, S.A.; DUNMORE, R.A.; TAYLOR, D.I. Sediment on rocky intertidal reefs: Effects on early post-settlement stages of habitat-forming seaweeds. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 331, p. 158–172. 2006.

SIGNORINI, S.R. A study of the circulation in Bay of ilha Grande and bay of Sepetiba. Parte I. A survey of the circulation based on experimental field data. **Boletim do instituto oceanográfico**, v. 29, p.41:55, 1980.

SILVA JUNIOR, D. R. Impact on a fish assemblage of the maintenance dredging of a navigation channel in a tropical coastal ecosystem. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 60, n. 1, p. 25-32, 2012.

SILVEIRA, M. Relações entre complexidade de habitat e comunidade de peixes de costão rochoso. **Dissertação** (Mestrado em Programa de Pós Graduação em Ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina. 2010.

STORLAZZI, CURT D.; FIELD, MICHAEL E.; BOTHNER, MICHAEL H. The use (and misuse) of sediment traps in coral reef environments: theory, observations, and suggested protocols. **Coral Reefs**, v. 30, n. 1, p. 23-38, 2010.

TEIXEIRA, T.P; NEVES, L.M.; ARAÚJO, F.G. Effects of a Nuclear Power Plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay , Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 68, p. 188–195, 2009.

WENGER, A.S.; JOHANSEN, J.L.; JONES, G.P. Suspended sediment impairs habitat choice and chemosensory discrimination in two coral reef fishes. **Coral Reefs**, 30: 879–887. 2011.

WENGER, A.S., JOHANSEN, J.L.; JONES, G.P. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology Increasing suspended sediment reduces foraging , growth and condition of a planktivorous damselfish. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 428, p. 43–48. 2012.

WILLIAMS, I. D., WALSH, W. J., SCHROEDER, R. E., FRIEDLANDER, A. M., RICHARDS, B. L., & STAMOULIS, K. A. Assessing the importance of fishing impacts on Hawaiian coral reef fish assemblages along regional-scale human population gradients. **Environmental Conservation**, 35(03), 261-272. 2008.

ZUUR, A. F.; ELENA, N. I.; SMITH, G. M. Analysing Ecological Data. Statistics for Biology and Health. New York: **Springer**. 672 p. 2007.

ANEXO I



Imagem 1. Fotos da área de fundeio próximas ao canal de navegação entre o continente e a Ilha Grande. A e B plataformas e rebocadores. C e D “ship-to-ship” entre navios petroleiros. E e F raspagem e pintura de petroleiro.



Imagem 2. Impactos do turismo nos costões rochosos. Fonte: Resa Mundi.

INEA Nº FE012014

BOLETIM DE MEDIÇÃO PARA BALNEABILIDADE Nº 057 / MARÇO

RESERVATÓRIO (PONTOS DE COLETA)	COLIFORMES TOTAIS (N.M.P/100ml)	COLIFORMES FECAIS (N.M.P/100ml)	pH
Amostra 1- Praia da Ilha Grande	<u>> 2.400</u>	<u>1.100</u>	7,1

HORA DA COLETA: 11:50h	HORA DA ENTRADA NO LABORATÓRIO: 15:30h
DATA DA COLETA: 25/03/2011	DATA DA ENTRADA NO LABORATÓRIO: 25/03/2011

MÉTODOS DE ANÁLISES ADOTADOS	
Para coliformes totais: Tubos Múltiplos	Standard Methods
Para coliformes fecais: Tubos Múltiplos	

VALORES DE REFERÊNCIA	
Coliformes totais (N.M.P/100 ml): até 250 (EXCELENTE) Coliformes fecais ou termotolerantes: (N.M.P/100 ml): até 250 (EXCELENTE)	Coliformes fecais ou termotolerantes: (N.M.P/100 ml): acima de 1.000 (IMPRÓPIA)

LAUDO DA BALNEABILIDADE
<p>Amostra 1 - Coletada a 50 metros da praia, a 1 metro de profundidade. Na Praia da Ilha Grande entre a Lagoa Azule a Ponta do Bananal, perto da Plataforma SS Pantanal(Mar) = BALNEABILIDADE IMPRÓPIA. Obs: Não Choveu nas últimas 24 horas.</p>

Luiz Henrique da Glória Reis NOME DO RESPONSÁVEL PELA COLETA	Denise de Lima Gueiros NOME DO RESPONSÁVEL PELA ANÁLISE
	 ASSINATURA DO RESPONSÁVEL PELA ANÁLISE - RG CONSELHO

Laudo das amostras de água coletadas próximo de locais de estudo e ao Canal de navegação (Figural) feito pela empresa Selo verde consultoria ambiental e análises ltda.