

UFRRJ

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

TESE

**Assembleia de peixes recifais da Baía da Ilha Grande: Fatores
influenciadores e uso de Índices Multimétricos para avaliação
da condição ambiental**

Tatiana Pires Teixeira Neves

2013



UFRRJ

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

**ASSEMBLEIA DE PEIXES RECIFAIS DA BAÍA DA ILHA
GRANDE: FATORES INFLUENCIADORES E USO DE INDICES
MULTIMÉTRICOS PARA AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO
AMBIENTAL**

TATIANA PIRES TEIXEIRA NEVES

Sob a Orientação do Professor

Francisco Gerson Araújo

Tese 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 **Doutor em
Ciências**.

Seropédica, RJ
Abril de 2013

Ficha catalográfica

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

TATIANA PIRES TEIXEIRA NEVES

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

Francisco Gerson Araújo Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Carlos Eduardo Leite Ferreira Prof. Dr. UFF

Guilherme Henrique Pereira Filho Prof. Dr. UFRRJ

Jean-Christophe Joyeux Prof. Dr. UFES

Joel Christopher Creed Prof. Dr. UERJ

AGRADECIMENTOS

Ao professor Francisco Gerson Araújo por me apoiar e orientar na realização deste trabalho tão sonhado para mim. Por tudo que aprendi e continuo aprendendo com ele.

A minha família, meu pai Ronald, minha mãe Áurea e minha irmã Alessandra que sempre me apoiaram em minha decisão de ser bióloga, talvez só ela saibam o quanto esta profissão é importante para mim. Especialmente a minha mãe por ter nos dados todo o apoio do mundo nas saídas de campo e durante o processo de realização deste trabalho.

Ao meu marido Leonardo, que se tornou meu marido ao longo da realização deste trabalho, e que sempre esteve ao meu lado seja no transect seja no computador e no trabalho duro de campo me incentivando cada vez mais a “tentar entender a natureza”.

A minha outra família (por parte de marido) Pedro, Rosa e Patrícia que sempre torceram muito por nós e ao Erick pelo simples fato de existir nos alegrando a cada dia.

A família do Laboratório de Ecologia de Peixes - LEP onde todos sempre de alguma forma contribuíram para minha formação acadêmica durante estes 11 anos de LEP. André, Iracema, Joaquim, Márcia, Marcus, Márcio, Rodrigo, Ruan, Paulão.

Em especial aos amigos que me ajudaram nas coletas de campo Victor, Leozinho, Sergio, Hamilton, Rafael e a Alex pela confecção de alguns mapas. Ao Guilherme H. Pereira Filho pela orientação com as algas.

A grande amiga Bianca, minha antiga parceira de trabalho e atual parceira da vida, sempre tentando me animar nos momentos difíceis desse processo utilizando até ferramentas estatísticas rrsrsr

A querida amiga Paulinha, minha futura nova parceira nos novos projetos do LEP, sempre disposta a me ajudar no que for preciso. A querida amiga Taynara que passou por todo esse processo final junto conosco sem desanimar.

A Carol e Daniel (Elite Dive Center) com toda a infraestrutura de mergulho nas amostragens realizadas na Ilha Grande. Duas pessoas muito especiais e agora queridos amigos.

Aos novos amigos e inesquecíveis Renatinho, Mariana, Fabiana, Gabriela e Eliza que conhecemos na Austrália e que passando pelos mesmos problemas que nós (tese e distancia da família) vivemos momentos únicos juntos.

Ao professor Peter Mumby pela oportunidade de conhecer o trabalho do Marine Spatial Ecology Lab e ampliar meu conhecimento científico. A Rosanna Griffith Mumby por toda sua atenção, carinho e incentivo. A Juan Carlos Ortiz pelo tempo dedicado na elaboração do modelo do capítulo 1.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq pela bolsa concedida e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES pela bolsa doutorado sanduíche.

RESUMO

NEVES, Tatiana Pires Teixeira. **Assembleia de peixes recifais da Baía da Ilha Grande: Fatores influenciadores e uso de Índices Multimétrico para avaliação da condição ambiental**. 2013. 111p Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

Três diferentes abordagens foram empregadas para avaliar a condição ambiental e fatores estruturadores da assembleia de peixes de costões rochosos sob diferentes influências antrópicas na Baía da Ilha Grande. A primeira abordagem visou detectar possíveis preditores biológicos, físicos e antrópicos para a estrutura da assembleia de peixes, riqueza, abundância e biomassa. A segunda abordagem foi o desenvolvimento de um índice multimétrico para avaliar a condição ecológica em referência a dois tipos de distúrbios (efluente termal e influência urbana) entre locais controles e impactados. Características biológicas e ecológicas das espécies foram utilizadas na seleção das métricas. A terceira abordagem foi avaliar a eficiência de uma área marinha protegida - AMP na baía (Estação Ecológica de Tamoios) comparando locais dentro e fora da AMP. Para esta avaliação foi empregado o índice multimétrico desenvolvido, curvas de abundância-biomassa e grupos funcionais. Os preditores mais importantes para a estruturação da assembleia de peixes foram a profundidade e a distância da costa. A riqueza de espécies foi positivamente associada com um Índice de Estrutura Física (IEF) e com a profundidade, e apresentou relação negativa com ocorrência de zoantídeos. A densidade de peixes foi associada positivamente com o IEF e distância da costa enquanto a biomassa apresentou positiva associação apenas com a distância da costa. Áreas próximas à costa apresentaram comparativamente baixas riqueza, densidade e biomassa, enquanto os locais mais distantes apresentaram o padrão inverso para estes parâmetros da assembleia de peixes. Tanto o distúrbio de influência termal quanto o de influência urbana apresentaram diferenças nas métricas. De um total de 41 métricas, as seguintes métricas foram selecionadas como as mais adequadas para detectar alterações em assembleias de peixes para o distúrbio termal: “total de espécies”, “número de espécies crípticas”, “número de espécies de coluna d’água”, “número de espécies residentes”, “densidade de indivíduos com baixa resiliência”, “densidade de onívoros”, “densidade de herbívoros” e “densidade de carnívoros”. Para o distúrbio urbano foram selecionadas: “abundância”, “número de espécies raras/número total de espécies”, “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca”, “número de espécies crípticas”, “número de espécies dependentes” e “densidade de herbívoros”. A melhor condição ecológica foi detectada para os locais controles quando comparadas aos locais impactados. Em relação à avaliação da eficiência da MPA, nenhuma diferença significativa entre os locais dentro e fora da MPA foram encontradas usando as três ferramentas de análise da condição ambiental (índice multimétrico, curvas ABC e grupos funcionais). As áreas dentro e fora da AMP foram caracterizadas como apresentando distúrbio moderado através das curvas de ABC. Entretanto, quando as espécies dominantes foram retiradas das análises, a área fora da AMP foi classificada como não alterada. O índice multimétrico não apresentou diferenças entre as áreas tendo métricas importantes como a “densidade indivíduos com alto valor comercial”, “número total de espécies” e “densidade de herbívoros” com as menores pontuações para ambos os locais, dentro e fora da AMP. Para os grupos funcionais também não foram

encontradas diferenças entre os locais, sugerindo que a MPA não tem influenciado na proteção das espécies de peixes recifais na Baía da Ilha Grande.

Palavras-chave: Águas rasas costeiras, avaliação de qualidade ambiental, índices multimétricos, influência antrópica, area marinha protegida

ABSTRACT

NEVES, Tatiana Pires Teixeira. **Assembly of reef fishes of the Bay of Ilha Grande: Factors Influencing and use of multimetric indices for assessing the environmental condition.** 2013. 111p Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013.

Three different approaches were used to assess the ecological condition and factors structuring rocky coastal fish assemblage under different anthropogenic influences in the Ilha Grande Bay. The first approach aimed to detect biological, physical and anthropogenic predictors of fish assemblage structure, richness, abundance and biomass. The second approach was used to develop a multimetric index to assess ecological condition with reference to two types of disturbance (thermal effluent and urban influence) between control and impacted sites. Biological and ecological characteristics of species were used to metric selection. The third approach was to assess the efficiency of a Marine Protected Area - MPA inside the bay (Ecological Tamoios Station) by comparing sites inside and outside of MPA. To do so, the developed multimetric index, abundance-biomass curves and functional groups were used. We found that depth and the distance from the coastline were the main predictors for the fish assemblage structure. Species richness was positively associated with a Physical Structure Index (PEI) and depth, and negatively with occurrence of zoantids. Fish density was positively related to PEI and distance from the coastline, whereas the biomass was positively related to the distance of the coastline, only. Areas near to the coastline had comparatively lower richness, density and biomass, whereas the farthest sites had an inverse situation for these fish assemblage parameters. Both, the thermal disturbance and the urban influence had differences for the metrics. Eight metrics were selected for the thermal impact, of the whole of 41 candidate metrics: “total number of species”, “number of criptical species”, “number of water column species”, “number of residents species”, “density of individuals with low resilience”, “density of omnivores”, “density of herbivores” and “density of carnivores”. For the urban impact: “total abundance”, “the ratio number of rare species/total number of species”, “density of individuals with heavy fishing pressure”, “number of criptical species”, number of dependent species and “density of herbivores”. The best ecological condition was detected for the control sites compared with the impacted sites. Concerning the evaluation of the MPA efficiency, no significant differences were found between the sites inside and outside the MPA using the three tools to assess ecological condition (multimetric index, ABC curves and functional groups). Both areas (inside and outside the MPA) were characterized as moderately disturbed. However, when the species dominant were excluded from the analyses, the sites outside the MPA were classified as not impacted. The multimetric index did not show significant difference between the areas and important metrics such as “density of individual with high fisheries pressure”, “total number of species” and “density of herbivorous” had low scores for both sites, inside and outside de MPA. We also did not find significant difference between these areas using the functional groups, suggesting thea the MPA have no influence in protecting rocky coastal fish species in the Ilha Grande Bay.

Key words: Shallow waters, assessment of environmental quality, multimetric indices, anthropic influence, marine protected area

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. ÁREA DE ESTUDO	3
3. METODOLOGIA GERAL	4
3.1. Amostragem da ictiofauna	4
3.2. Estrutura do habitat (cobertura bêntica e estrutura física)	4
4. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	5
CAPÍTULO I	10
RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	12
1. INTRODUÇÃO.....	13
2. ÁREA DE ESTUDOS	14
3. MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1. Amostragem da ictiofauna	15
3.2. Estrutura do habitat (Estrutura física e Cobertura bêntica)	16
3.3. Fatores antrópicos	16
3.4. Análise dos dados.....	16
4. RESULTADOS.....	17
4.1. Estrutura do habitat.....	17
4.2. Influência dos preditores na assembleia de peixes	20
4.3. Riqueza de espécies, densidade e biomassa.....	23
5. DISCUSSÃO.....	25
6. CONCLUSÕES	28
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
CAPÍTULO II	35
RESUMO.....	36
ABSTRACT.....	37
1. INTRODUÇÃO.....	38
2. ÁREA DE ESTUDOS	40
3. MATERIAIS E MÉTODOS	41
3.1. Amostragem da ictiofauna	41
3.2. Estrutura do habitat (Estrutura física e Cobertura bêntica)	42
3.3. Fatores Potencialmente Impactantes (FPI)	42
3.4. Métricas candidatas.....	45

3.5.	Seleção das métricas candidatas.....	49
3.6.	Condição de referência, pontuação das métricas e condição ecológica	49
4.	RESULTADOS.....	50
4.1.	Estrutura do habitat.....	50
4.2.	Assembleia de peixes	51
4.3.	Métricas.....	55
4.4.	Métricas selecionadas.....	60
4.5.	Pontuações das métricas	62
4.6.	Condições ecológicas	62
5.	DISCUSSÃO.....	67
6.	CONCLUSÕES	70
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	71
	CAPÍTULO III	80
	RESUMO.....	81
	ABSTRACT.....	81
1.	INTRODUÇÃO.....	83
2.	ÁREA DE ESTUDOS	85
3.	MATERIAL E MÉTODOS.....	86
3.1.	Amostragem da ictiofauna	86
3.2.	Curvas ABC.....	86
3.3.	Índice multimétrico para distúrbio urbano.....	87
3.4.	Diversidade funcional.....	87
4.	RESULTADOS.....	88
4.1.	Curvas ABC.....	88
4.2.	Aplicação do Índice multimétrico para distúrbio urbano	91
4.3.	Diversidade funcional.....	93
5.	DISCUSSÃO.....	97
6.	CONCLUSÕES	99
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	99

1. INTRODUÇÃO GERAL

Costões rochosos são importantes habitats marinhos sendo detentores de uma elevada riqueza e diversidade de espécies além de sustentar uma complexidade de interações entre as espécies. Estes ambientes são considerados importantes por abrigarem uma grande diversidade de espécies de grande importância ecológica e econômica sendo considerados ambientes com elevado grau de complexidade promovendo áreas de crescimento, reprodução e alimentação de diversas espécies. Desta forma alterações ambientais podem modificar as interações do habitat com a ictiofauna prejudicando as relações deste ecossistema. O conhecimento das relações dos peixes entre si e com o meio é fundamental para o manejo dos recursos costeira sendo meta fundamental para a manutenção da integridade funcional deste ecossistema.

Compreender que fatores podem influenciar a dinâmica da assembleia de peixes em costões rochosos torna-se importante como medidas de conservação destes ambientes. Fatores como a estrutura do habitat são classicamente conhecidos como importantes na riqueza, abundância e diversidade de espécies (JENNINGS et al., 1996; CHABANET et al., 1997; CADORET et al., 1999). A complexidade estrutural determinada principalmente pela estrutura física do habitat atua em escala individual, promovendo abrigo contra predadores (HIXON e BEETS, 1993) e modificando as interações competitivas e a sobrevivência (SYMS e JONES, 2000; GUST, 2002). Além da complexidade estrutural física do ambiente, a cobertura bêntica também é outro fator importante na estruturação do habitat, com as comunidades incrustantes associadas aos costões rochosos, servindo como recurso para uma diversidade de peixes e fauna associada, constituindo importantes componentes nas cadeias tróficas de ambientes marinhos (CONNELL e ANDERSON, 1999).

No entanto fatores físicos e biológicos podem ser direta ou indiretamente afetados por fatores antropogênicos. Descargas de esgoto e dragagens, por exemplo, pode alterar tanto os fatores biológicos e a estrutura física do hábitat. Alterações severas nos habitats rochosos tem sido relatados por induzir a uma diminuição acentuada na riqueza de espécies e abundância da comunidade recifal (GRIGG, 1994; LEWIS, 1997, 1998; SANO 2000; TEIXEIRA et al. 2009; AZZURRO et al. 2010).

O processo de desenvolvimento humano com o crescimento de centros urbanos e demanda por recursos naturais vem impactando cada vez mais os ambientes costeiros. Nesta região se encontram 26,6% da população brasileira o equivalente a 50,7 milhões de habitantes (IBGE, 2011). Parte dessa população está ocupada em atividades, direta ou indiretamente, ligadas ao turismo, produção de petróleo e gás natural, pesca e serviços que atendem à dinâmica econômica gerada por municípios costeiros (IBGE, 2011).

Conseqüentemente, avaliações da qualidade ambiental e o monitoramento de ecossistemas marinhos tornam-se importantes para garantir a sua sustentabilidade (Borja et al., 2012; Spatharis e Tsirtsis, 2010). O estudo das assembleias de peixes de um determinado habitat podem fornecer subsídios para o sucesso e a compreensão dos

efeitos de impactos antrópicos (García-Charton e Pérez-Ruzafa, 2001). Avaliar a condição de um determinado habitat através de fatores mensuráveis que representem aspectos biológicos da assembleia, estrutura, função, ou outro componente da comunidade é uma ferramenta importante do entendimento da resposta da assembleia diante a um distúrbio.

Como forma de avaliação, índices multimétricos tem sido desenvolvidos em diversas áreas utilizando um conjunto de métricas consideradas importantes que podem refletir a integridade do ecossistema e as alterações causadas por distúrbios (Henriques et al. 2008). Embora, o grupo dos peixes tenha sido o primeiro a ser utilizado na construção de índices multimétricos por Karr (1981), o emprego de diversos grupos tem sido observado: macroinvertebrados (Klemm et al., 2003; Couceiro et al., 2012); macrófitas aquáticas (Miller et al., 2006), fitoplâncton (Thomas et al., 2011) e aves (Bryce et al., 2002). Para países da Europa e os Estados Unidos índices multimétricos constituem ferramentas oficiais de monitoramento utilizadas pelas agências ambientais (Oliveira et al., 2008).

O desenvolvimento de um índice para habitats como costões rochosos é uma abordagem nova e só foi desenvolvida para este ambiente apenas por Henriques et al. 2013 em uma região temperada. A aplicação para áreas tropicais constitui uma nova linha e importante para avaliar o atual estado de regiões de importância econômica e ecológica como as áreas costeiras.

Neste contexto, áreas marinhas protegidas (AMPs) tem sido implementadas a fim de minimizar os efeitos causados por distúrbios antrópicos principalmente da pesca nas comunidades marinhas. Segundo Russ (2002) o termo “área marinha protegida” pode ser definido com um simples significado: áreas "sem pesca", ou seja, áreas permanentemente fechadas para a pesca. AMPs são importantes ferramentas de conservação para os organismos que têm estágios de vida relativamente sedentários na fase adulta e exibem dispersão larval, permitindo a exportação de biomassa para as áreas adjacentes (Chiappone e Sealey, 2000). Há muitos estudos onde as espécies alvos de pesca se beneficiaram do estabelecimento de AMPs através do aumento do tamanho médio e abundância das espécies (Roberts e Polunin, 1991; Dugan e Davis, 1993; Bohnsack, 1998; Halpern, 2003, Floeter 2006). Apesar de todos os benefícios gerados por uma AMP que, realmente desempenha o seu papel, muitas vezes a criação destas áreas existem apenas em forma documental, ou seja, o monitoramento e fiscalizações efetivas destas áreas não são constantes em várias reservas criadas ao longo da costa.

A baía da Ilha Grande (BIG) possui um complexo de mais de 300 ilhas, compreendendo ecossistemas estuarinos, oceânico e de costão rochoso. Apesar das atividades humanas desenvolvidas na baía esta não é considerada fortemente impactada (Creed et al. 2007). A BIG possui uma área marinha protegida, implementada no ano de 1990 a Estação Ecológica de Tamoios (ESEC de Tamoios) é composta de 29 ilhotes, ilhas, lajes e rochedos com a proposta principal de agir como um instrumento de preservação ambiental e de monitoramento das ações antrópicas na região. Nenhum estudo avaliando a assembleia de peixes de costões rochosos foi desenvolvido nesta área. Estudos com esta finalidade são importantes para detectar e avaliar o atual estado de conservação e a efetividade de AMPs.

Neste contexto, o presente estudo foi elaborado em três capítulos, em formato de artigo científico, sendo estes:

Capítulo I: Efeitos de fatores biológicos, físicos e antropogênicos na assembleia de peixes de costões rochosos.

Capítulo II: Desenvolvimento de um índice multimétrico para avaliação da condição ecológica da assembleia de peixes de costões rochosos.

Capítulo III: Avaliação de uma área marinha protegida sobre a assembleia de peixes recifais utilizando indicadores biológicos.

2. ÁREA DE ESTUDO

A Baía da Ilha Grande (Figura 1) possui 1124,4km² 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). Apresenta um complexo de ilhas e consiste de dois corpos d'água separados por uma constrição formada entre o continente e a Ilha Grande, sendo a maior do Estado do Rio de Janeiro, compreendendo ecossistemas estuarinos, oceânico e de costão rochoso (Signorini, 1980). Sua bacia hidrográfica com 1740 Km² é marcada pela biodiversidade natural devido à proximidade da Serra do Mar, onde a Mata Atlântica encontra-se bastante preservada. Localizam-se na região 10 Unidades de Conservação Federal e Estadual, 106 praias, muitos rios e duas lagunas na Ilha Grande, do Leste e do Sul.

A baía caracteriza-se por apresentar uma planície costeira pouco desenvolvida, uma linha de costa de traçado irregular onde alterna-se pontas rochosas e pequenas enseadas, baías e ilhas. Devido à grande proximidade da topografia acidentada da Serra do Mar com a linha da costa, a mesma intercepta as massas úmidas de ar provenientes do oceano, forçando a sua ascensão, favorecendo assim as precipitações orográficas. Esta característica torna o clima super úmido, ocasionando um intenso escoamento superficial, um regime torrencial dos rios, caracterizado por um aumento repentino das descargas fluviais.

Sob o aspecto da ocupação do solo, a região caracteriza-se por abrigar a maior área remanescente de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. Porém os principais centros urbanos estão localizados nas cidades de Angra dos Reis e Paraty, observando-se elevada expansão ao longo das rodovias e em quase todo o litoral. No processo de especulação imobiliária e implantação de grandes obras, cerca de 50% dos manguezais já foram removidos. Os esgotos domiciliares são conduzidos direta ou indiretamente ao mar sem tratamento prévio além destas fontes de poluição há outras potenciais como o Porto de Angra dos Reis, o Estaleiro BrasFELS, a Usina Nuclear e o terminal da baía da Ilha Grande (TEBIG), que pertence a PETROBRAS (Costa, 1998).

3. METODOLOGIA GERAL

3.1. Amostragem da ictiofauna

A composição das assembléias de peixes em costões rochosos na IGB foi avaliada através censos visuais subaquáticos com transectos de 20×2 m (Ferreira et al. 2001). Cada costão rochoso foi amostrado a duas profundidades: rasa (1-2 m) e interface (2,5-7 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, o mergulhador nadou ao longo do transecto e registrou apenas os peixes de coluna. Na volta do transecto o observador registrou apenas as espécies associadas ao fundo rochoso, sob pedras e fendas. As dimensões definidas do transecto foram determinadas porque é possível, mesmo em locais com baixa visibilidade, a observação das espécies de peixes.

3.2. Estrutura do habitat (cobertura bêntica e estrutura física)

A estrutura física dos sites foi avaliada com base no desenvolvimento de um Índice de Estrutura Física (IEF). Para a aplicação do Índice a coleta dos dados foi realizada através de uma câmera digital montada em um quadrado de 0,36 m². Vinte registros fotográficos foram tomados em cada transecto de 40 m² e foram utilizados para quantificar os descritores (tocas, fendas e rochas) da estrutura física. Os descritores foram adaptados segundo Aburto-Opereza e Balart (2001) e organizados da seguinte forma: (1) refúgios - (tocas e fendas) espaços entre as estruturas que podem fornecer abrigos para as espécies, estes foram organizados em três faixas de tamanho (<30 cm; 30 cm – 1m; > 1 m); (2) rochas - que representam a complexidade do substrato; (3) porcentagem de substrato duro - se refere a porcentagem de substrato que não é representada por areia, cascalho ou conchas; (4) altura - que é baseada na estimativa visual para rochas em relação ao ponto mais baixo no local. A estrutura física foi avaliada usando uma pontuação do índice adaptado de Gratwicke e Speight (2005) (Tabela 1). Locais em que foram observadas rochas em uma única faixa de tamanho receberam a pontuação igual a 1, enquanto o local que apresentou todas as faixas de tamanho recebeu a pontuação 5. A pontuação total foi calculada através da soma dos pontos de cada um dos descritores físicos a fim de avaliar o grau de complexidade global em cada local (Tabela 1). Locais que apresentaram um IEF alto obtiveram pontuação total igual ou superior a 12, os locais com IEF intermediário apresentaram uma pontuação entre 10 e 12 e os locais com baixo IEF obtiveram pontuação inferior a 10. O objetivo desta pontuação foi avaliar a diversidade de complexidade estrutural física através do potencial dos locais amostrados para oferecer áreas de assentamento e área rochosos disponível para organismos bentônicos e espécies de peixes.

Tabela 1. Pontuação da estrutura física para discriminar os costões rochosos através do Índice de Estrutura Física (IEF) na Baía da Ilha Garnde.

Descritores	Pontuação da estrutura física		
	1	3	5
1. Refúgios (tocas e fendas nas seguintes faixas de tamanho para cada tipo de refúgio: <30 cm; 30 cm-1m; > 1m)	0-1	2-4	4-6
2. Rochas em três faixas de tamanho (<30 cm; 30 cm-1 m;> 1 m)	0-1	2	3
3. Porcentagem de substrato duro	0-20	20-40	40-50
4. Altura (estimativa visual da altura em cm)	0-50	51-100	>100

A análise da cobertura bêntica, semelhante à análise da estrutura física, foi avaliada com base em fotografias para quantificar a percentagem de cada tipo de cobertura. Cada fotografia foi analisada utilizando o programa Count Point Coral with Excel Extensions-CPCe 4.1 (Kohler e Gill, 2006). Os descritores da cobertura bêntica compreenderam algas calcárias incrustantes, talos cenocíticos, algas frondosas (compostas principalmente por *Sargassum* spp.), *turf* (composto por uma matriz de pequenas macroalgas compreendendo principalmente as seguintes ordens Corallinales, Ceramiales e outras algas clorofitas e rodofitas (Thrush et al., 2011). Invertebrados sésseis, principalmente representados por tunicados, esponjas, hidrozoários, equinodermos, briozoários, corais duros (principalmente a ordem Scleractinia *Mussismilia hispida* e as espécies *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis*) e zoantídeos (composto principalmente pelas espécies da ordem Zoanthidea: *Palythoa caribaeorum* e *Zoanthus sociatus*). Para a análise dos dados apenas a cobertura bêntica dominante nos locais amostrados (que agrupadas contribuíram com mais de 40% do total da cobertura bentica em cada local) foram utilizadas para caracterização entre os locais, ou seja, *turf*, algas frondosas e zoantídeos.

4. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ABURTO-OPEREZA, O.; BALART, E. F. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. **Marine Ecology**, v. 22, p. 283–305, 2001.

- 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.
- BORJA, A.; DAUER, D.M.; GREMARE, A. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. **Ecological Indicators**, v.12, p. 1–7, 2012.
- BRYCE, S.A.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R. Development of a Bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. **Environmental Management**, v. 30, p. 294–310, 2002.
- 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.
- CHABANET, P.; RALAMBONDRAINNY, H.; AMANIEU, M.; FAURE, G.; GALZIN, R. Relationships between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs** v. 16, p. 93–102, 1997.
- CHIAPPONE, M.; SEALEY, K.M.S. Marine reserve design criteria and measures of success: lessons learned from the Exuma Cays Land and Sea Park, Bahamas. **Bulletin of Marine Science** v. 66, p. 691–705, 2000.
- 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. 261p.
- COUCEIRO, S.R.M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B.R.; PIMENTEL, T.P.; LUZ, S.L.B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 118–125, 2012.
- CREED, J.C.; OLIVEIRA, A.E.S.; PIRES, D.O.; FIGUEIREDO M.A.O.; FERREIRA, C.E.L.; et al. RAP Ilha Grande - um levantamento da biodiversidade: histórico e conhecimento da biota. In: CREED J.C.; PIRES D.O.; FIGUERIEDO M.A.O., eds. **Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande**. Brasília: MMA/SBF, v.1 p. 19–39, 2007.
- DUGAN, J.E.; DAVIS, G.E. Application of marine refugia to coastal fisheries management. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, p. 2029–2041, 1993.
- GARCÍA-CHARTON, J.A.; PÉREZ-RUZAFÁ, Á. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. **Marine Biology**, v.138, p. 917–934, 2001.

- 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.
- 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.
- GUST N. Scarid biomass on the northern Great Barrier Reef: the influence of exposure, depth and substrata. **Environmental Biology of Fishes**, v. 64, p. 353–366, 2002.
- HALPERN, B., The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? **Ecological Applications** v. 13, 117–137, 2003.
- HENRIQUES, S.; PAIS, M.P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H. Development of a fish-based multimetric index to assess the ecological quality of marine habitats: the Marine Fish Community Index. **Marine Pollution Bulletin**, v.56, p. 1913–1934, 2008.
- HENRIQUES, S.; PAIS, M. P.; BATISTA, M. I.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Response of fish-based metrics to anthropogenic pressures in temperate rocky reefs. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 65–76, 2013.
- HIXON, M.A.; BEETS, J.P. Predation, prey refuges, and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. **Bulletin of Marine Science**, v. 44, p. 666-680, 1993.
- IBGE (Em:
<http://ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=2036
>. Acesso em: 11 janeiro 2013.)
- 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.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, p. 55-68, 1981.
- KLEMM, D.J.; BLOCKSOM, K.A.; FULK, F.A.; HERLIHY, A.T.; HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; PECK, D.V.; STODDARD, J.L.; THOENY, W.T.; GRIFFITH, M.B.; DAVIS, W.S. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic highlands streams. **Environmental Management** v. 31, p. 656-669, 2003.
- 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.

- 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.
- 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.
- MILLER, S.J.; WARDROP, D.H.; MAHANEY, W.M.; BROOKS, R.P. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. **Ecological Indicators**, v. 6, p. 290-312, 2006.
- OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO, C.M.; BAPTISTA, D.F. Developing multimetric indices for aquatic ecosystems integrity bioassessment. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, p. 487-505, 2008.
- ROBERTS, C.M.; POLUNIN, N.V.C., Are marine reserves effective in management of reef fisheries? **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 1, p. 65-91, 1991.
- RUSS, G.R. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: SALE, P.F.(org.) **Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem**. San Diego, California. USA: Academic Press, 2002. p. 421-443.
- 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.
- SPATHARIS, S.; TSIRTSIS, G. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 840-847, 2010.
- 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.
- SYMS C.; JONES G.P. Disturbance, habitat structure and the dynamics of a coral-reef fish community. **Ecology**, v. 81, p. 2714-2729, 2000.
- 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.
- THRUSH, S. F.; CHIANTORE, M.; ASNAGHI, V.; HEWITT, J.; FIORENTINO, D.; CATTANEO-VIETTI, R. Habitat-diversity relationships in rocky shore algal *turf* infaunal communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 424, p. 119-132, 2011.

THOMAS, D.J.; CYNTHIA, L.S.; LEONIDAS, T. et al. Algal bioassessment metrics for wadeable streams and rivers of Maine, USA. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, p.1033–1048, 2011.

YEMANE, D.; FIELD, J. G.; LESLIE, R. W. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 374 – 379, 2005.

CAPÍTULO I

EFEITOS DE FATORES BIOLÓGICOS, FÍSICOS E ANTROPOGÊNICOS NA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE COSTÕES ROCHOSOS

RESUMO

Diversos fatores podem influenciar as assembleias de peixes em costões rochosos e devem, portanto, ser estudados em conjunto a fim de avaliar de forma mais completa seus efeitos na estrutura da assembleia de peixes recifais. Três tipos de fatores foram investigados na Baía da Ilha Grande em ilhas de uma área marinha protegida (Estação Ecológica de Tamoios – ESEC-Tamoios), em ilhas fora da ESEC-Tamoios e na Ilha Grande. Os fatores foram caracterizados como: (1) biológicos, representados pela cobertura bêmica, cuja composição é dominada por *turf*, algas frondosas e zoantídeos; (2) físicos, representados pela profundidade e por um índice de estrutura física (IEF); e (3) antrópicos, representados pela distância da costa, número de habitantes da cidade mais próxima do local amostrado e área marinha protegida. As relações entre os potenciais preditores e as variáveis respostas (assembleia de peixes, riqueza, densidade e biomassa) foram investigadas através do modelo linear sobre matriz de distância (*DistLM*) a fim de detectar quais dos potenciais preditores explicaram a maior parte da variabilidade das variáveis respostas. Os preditores mais importantes no modelo para a estruturação da assembleia de peixes recifais foram a profundidade, distância da costa, população, *turf*, algas frondosas e zoantídeos explicando 39,2% da variação. A profundidade e distância da costa foram os fatores mais importantes para a estrutura da assembleia de peixes, explicando a maior parte da variação no modelo (30,7%). Para a riqueza das espécies (com 50% da variação do modelo) foram encontradas relações positivas e significativas com o IEF e com as maiores profundidades, e uma relação negativa com zoantídeos. A densidade (com 24% da variação do modelo) foi associada positivamente com o IEF e com a distância da costa. A biomassa (com 27,2% da variação do modelo) apresentou relação apenas com os locais mais distantes da costa. As áreas próximas à costa apresentaram relação negativa com a riqueza, densidade e biomassa, enquanto os locais mais distantes apresentaram padrão inverso. Fatores biológicos e físicos são reconhecidamente importantes na estruturação de assembleias de peixes em ambientes costeiros marinhos, porém quando analisados em conjunto com outros fatores estes podem apresentar uma importância menor. A distância da costa foi o preditor que mais explicou as variáveis respostas e pode estar relacionado a influência antrópica crescente em áreas costeiras.

Palavras-chave: Estrutura do habitat; águas rasas costeiras, impactos antropogênicos, conservação

ABSTRACT

Several factors can influence coastal reef fish assemblages and should be studied together in order to assess more comprehensively their effects on rocky shore fish assemblage. Three types of factors were investigated in the Ilha Grande Bay in localities of a coastal area, marine protected area (Ecological Station of Tamoios - ESEC Tamoios), in small islands and in the Ilha Grande. The factors were characterized as: (1) biological, represented by benthic cover which composition is dominated by *turf*, fleshy algae and zoantids; (2) physical, represented by depth and a physical structure index (PEI) and (3) anthropogenic, represented by distance from the coastline, number of inhabitant of the nearest city and marine protected area. Relationships between potential predictors and response variables (fish assemblages, richness, density and biomass) were modeled to detect the main predictors that explain most variance of the response variables using the distance based linear model (*DistLM*). The most important predictors of reef coastal fish assemblage structure were depth, distance from the coastline, population of the nearest city, *turf*, fleshy algae and zoantids which explained 39.2% of the variance, with more importance for the two former factors (30.7% of the model variation). Species richness had significant positive relationship with PEI and depth and negative with zoantids (with 50% of the model variation). Density was positively associated to PEI, distance from the coastline, and inversely to depth (with 24% of the model variation). Biomass only had positive relationship with distance from the coastline (27.2%). Localities nearest to the coastline had lesser richness, density and biomass whereas locales farthest from coastline had an inverse pattern. Biological and physical factors are admittedly important in structuring fish assemblages in marine coastal systems, but when analyzed together other factors can have lesser importance. Distance from the coastline was the best predictor for the response variables, thus suggesting that anthropogenic influences in areas near to the coastline and the importance of preservation and monitoring marine coastal areas.

Key words: Habitat structure; shallow waters, anthropogenic influence, conservation

1. INTRODUÇÃO

As espécies ou a comunidade respondem a componentes do habitat que podem ser empregados para identificar atributos específicos que definem limites físicos e ecológicos na sua distribuição (Moore et al. 2010). O conhecimento das relações espécie-ambiente é importante e compreende um passo inicial para identificar áreas prioritárias à conservação (Ward et al. 1999). Alguns fatores, como os biológicos, são importantes na distribuição e abundância de peixes recifais, tais como a composição bêntica (Bouchon-Navarro e Bouchon 1989; Munday 2002, Floeter et al. 2007), considerada como um contribuinte importante para a complexidade (Hixon e Brostoff 1983, Jones 1986, acrescentando nichos para uma fauna diversificada de invertebrados móveis e sésseis. Organismos bentônicos também podem contribuir para a complexidade estrutural fornecida por diferentes morfologias (como invertebrados arborescentes, frondosos e incrustantes) as quais, em uma escala de centímetros, podem fornecer modificações do microhabitat para espécies de peixes crípticas (Stephen et al. 2006). Embora os costões rochosos apresentem uma menor complexidade, quando comparado aos recifes de corais, estes ambientes e áreas adjacentes podem suportar uma rica comunidade recifal (Ferreira et al. 1998; Guimarães e Coutinho, 1996; Ornellas e Coutinho 1998).

Muitos estudos têm abordado os fatores que afetam a estrutura da assembleia de peixes, investigando a influência de parâmetros físicos do habitat como a complexidade topográfica (Grigg, 1994; Chabanet et al. 1997; Adjeroud et al. 1998; Ohman e Rajasuriya, 1998 Gardiner e Jones 2005; Teixeira et al. 2012), que foi positivamente associada com a riqueza de espécies de peixes em diversos estudos (Letourneur, 1996; Friedlander e Parrish, 1998; Grober-Dunsmore et al. 2008). A complexidade física pode reduzir a predação e a competição entre as espécies fornecendo uma maior diversidade e abundância de refúgios, contribuindo para diminuir as taxas de encontro entre predadores e presas e aumentando a disponibilidade de recursos e áreas para reprodução (Almany 2004). A estrutura do habitat e as relações entre os parâmetros abióticos também são importantes nos processos que afetam a assembleia de peixes (Meekan et al., 1995; Friedlander e Parrish, 1998; Nanami e Nishihira, 2002) e são conhecidos por serem os principais fatores na estruturação das assembleias de peixes (McGehee, 1994; Lara e Gonzalez, 1998; Wantiez e Chauvet, 2003).

No entanto fatores físicos e biológicos podem ser direta ou indiretamente afetados por fatores antropogênicos. Descargas de esgoto e dragagens, por exemplo, pode alterar tanto os fatores biológicos quanto a estrutura física do habitat. Áreas costeiras geralmente sofrem fortes pressões antrópicas devido ao aumento do crescimento populacional. Alterações severas nos habitats rochosos têm sido relatadas por induzir a uma diminuição acentuada na riqueza de espécies e abundância da comunidade recifal (Grigg 1994; Lewis, 1997, 1998; Sano 2000; Teixeira et al. 2009;

Azzurro et al. 2010). Além disso, pesquisadores sugerem que tanto a pesca comercial como a artesanal estão diminuindo a abundância de um grande número de peixes recifais brasileiros, levando a mudanças significativas na estrutura da comunidade e na estrutura de tamanho das populações (Diegues, 1999; Costa et al. 2003; Ferreira e Gonçalves, 1999; Fredou et al. 2006) embora pouco ainda se saiba sobre o efeito dessas ameaças a peixes recifais (Floeter et al. 2006).

Na costa brasileira, diversos estudos avaliaram as relações das assembleias de peixes recifais com a estrutura do habitat (Ferreira et al. 2001; Krajewski e Floeter 2011; Floeter et al. 2007). Entretanto, além da estrutura do habitat, medidas simples de distância da costa ou a população da cidade mais próxima da área de estudo, podem ser utilizadas para considerar a influência de distúrbios antrópicos na riqueza, densidade e biomassa da assembleia de peixes recifais. A Baía da Ilha Grande (BIG) apresenta inúmeros costões rochosos ainda pouco conhecidos quanto a dinâmica das assembleias de peixes. Levantamentos anteriores na Baía registraram uma elevada diversidade de espécies de peixes recifais (Ferreira et al. 2007), entretanto estudos que avaliem as relações das assembleias com gradientes ambientais ainda são escassos para esta área. Esta região abriga uma rica fauna e flora e esta situada entre as duas maiores metrópoles da América do Sul, as cidades do Rio de Janeiro e São Paulo. Devido ao crescimento urbano crescente nesta área a BIG vem sofrendo progressivamente com as ameaças decorrentes do desenvolvimento costeiro (desmatamento, descarga de esgoto, usinas nucleares, estaleiro, terminal de petróleo), atividades pesqueiras (barcos de arrasto de fundo), pesca recreativa (linha e anzol) e da pesca seletiva (pesca arpão) que afeta diretamente os peixes recifais. A BIG possui uma Área Marinha Protegida (AMP), a Estação Ecológica de Tamoios, que poderia contribuir para a proteção de algumas áreas dentro da baía, porém a pouca fiscalização na área acaba tornado ineficiente a condição de área protegida. Dentre alguns dos fatores anteriormente citados, como importantes estruturadores da assembleia de peixes recifais o presente estudo tenta obter uma visão geral dos principais preditores que estruturam a assembleia de peixes. Apesar de sua importância econômica e ecológica, a BIG não tem sido objeto de sistemáticos estudos biológicos o que torna ainda mais importante o conhecimento dos fatores que estruturam este tipo de habitat.

O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos de fatores biológicos, físicos e antrópicos na assembleia de peixes recifais da BIG a fim de hierarquizar os fatores mais importantes. Além disso, identificar quais espécies respondem aos gradientes ambientais detectados.

2. ÁREA DE ESTUDOS

A BIG está localizada no extremo sul do Rio de Janeiro (23 ° 06 S, 44 ° 42 W), e ocupa uma área de aproximadamente 1.000 km² e contém cerca de 350 ilhas em áreas rasas (geralmente não mais de 8 m de profundidade) (Ignacio et al. 2010). A baía é considerada um sistema oligotrófico, conectada diretamente com o Oceano Atlântico, exceto pela região central onde se encontra a Ilha Grande (Figura I-1). A BIG, no geral, não recebe nenhuma entrada significativa de água doce dos rios. O litoral é altamente

irregular e montanhas costeiras chegam à costa, deixando pouco espaço para a formação de planícies costeiras (Guerra e Soares, 2009). Diversas atividades econômicas são realizadas na BIG como turismo, geração de energia (usinas nucleares), estaleiros, marinas particulares, terminal de petróleo e pesca amadora. A BIG possui uma AMP (Área Marinha Protegida) que foi criada em 1990, composta por 29 ilhotas, ilhas, pedras e lajes. As áreas protegidas são delimitadas pelo raio de 1 km ao redor das ilhas (Figura I-1). A fisiografia dos locais de estudo foi caracterizada por estreitas margens rochosas cobertas por pedras de granito que terminam em um fundo de areia.

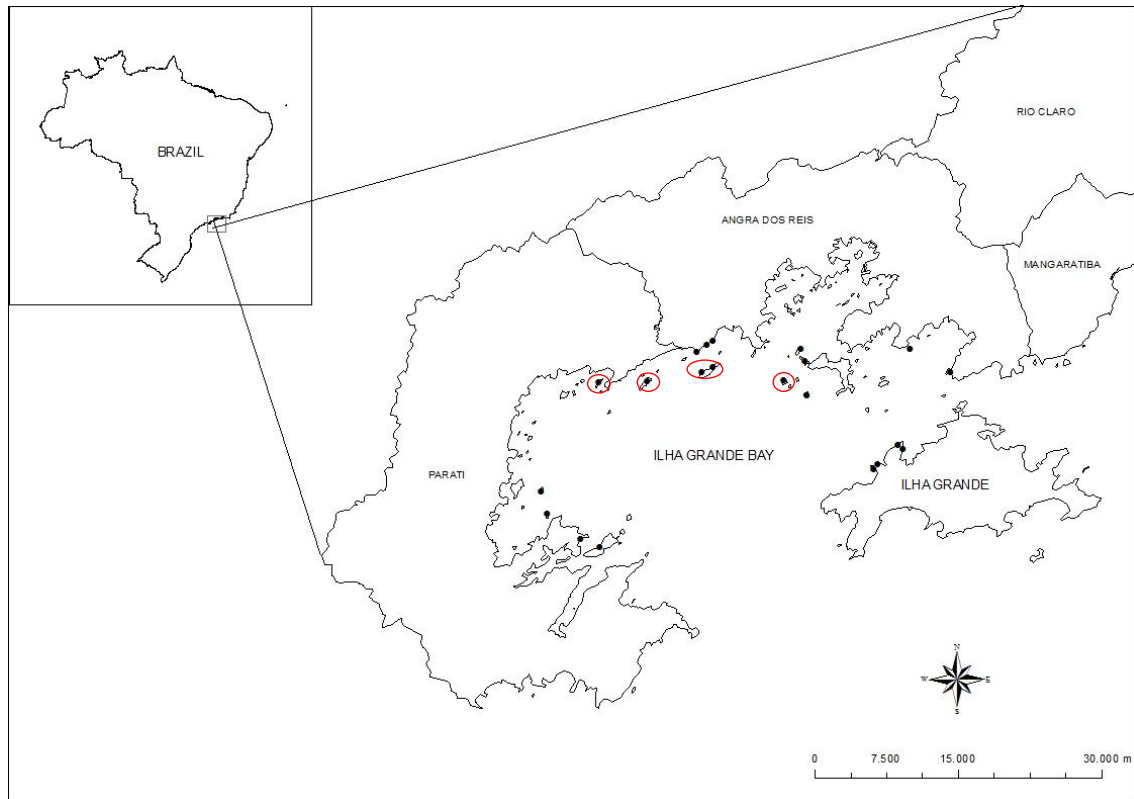


Figura I-1. Área de estudos com os pontos representando os locais amostrados na Baía da Ilha Grande. Os círculos (em vermelho) representam os locais amostrados que estão dentro da Área Marinha Protegida da Estação Ecológica de Tamoios.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Amostragem da ictiofauna

Foram estudados 22 costões rochosos em áreas abrigadas da ação das ondas, distribuídos em quatro localidades da baía: cinco costões rochosos no continente, seis da AMP, sete em ilhas e quatro na Ilha Grande. Em cada local a unidade amostral foi determinada por três transectos de 20 x 2 (40m²) para as amostragens de peixes em

cada uma das duas profundidades: áreas rasas (1 – 2 m de profundidade) e na interface entre o substrato rochoso e o arenoso (2,5 – 7m). Em cada transecto as espécies observadas foram contadas e estimado o comprimento dos indivíduos. Um total de 19 áreas rasas e 19 áreas na interface foram amostradas totalizando 114 transectos durante os invernos (estação seca) de 2010 e 2011. Esta estação foi escolhida a fim de evitar a estação chuvosa e os problemas relacionados à visibilidade e condições do mar devido as fortes chuvas que ocorrem durante este período. O tamanho do transecto foi escolhido para evitar problemas mesmo em situações com baixa visibilidade. Cada transecto foi percorrido duas vezes para a observação dos peixes. No primeiro momento, o mergulhador registrou as espécies da coluna d'água, e no segundo momento o mergulhador registrou as espécies crípticas, ou seja, observando por entre tocas e fendas espécies escondidas.

3.2. Estrutura do habitat (Estrutura física e Cobertura bêntica)

Descrito em metodologia geral.

3.3. Fatores antrópicos

Os fatores relacionados à influência antrópica incluídos no presente estudo foram: distância da costa, população e AMP. A distância da costa (mensurada em quilômetros) foi incluída como uma variável antrópica por estar relacionada, neste caso, dentro de uma baía fechada e abrigada, a acessibilidade aos locais. Quanto mais próximo da costa, onde se encontram rampas, marinas e praias o acesso às ilhas através de pequenas embarcações dentro da baía torna-se mais fácil. A variável população foi determinada através do número de habitantes da cidade mais próxima do local amostrado. Esta variável pode caracterizar a influência de distúrbios urbanos no ambiente marinho, relacionada à intensidade da exploração dos recursos costeiros no entorno. A AMP também foi caracterizada como um fator relacionado a influências antrópicas, pois mesmo que a fiscalização seja insuficiente, existem áreas determinadas legalmente, de acesso proibido, a não ser para fins científicos.

3.4. Análise dos dados

Os potenciais preditores foram agrupados em biológicos (cobertura bêntica dominante – *turf*, algas frondosas e zoantídeos), fatores físicos (profundidade e IEF), e antrópicos (distância da costa, população da cidade mais próxima e locais dentro e fora da AMP). Foram modeladas as relações entre os preditores e as variáveis respostas (assembleia de peixes, riqueza de espécies, densidade e biomassa) utilizando Modelo linear sobre matriz de distância (*DistLM*) através do programa Primer 6.0 (Anderson 2001). A análise *DistLM* foi utilizada para identificar quais dos potenciais preditores explicaram a maior parte da variabilidade das variáveis respostas. Os dados sofreram transformação de raiz quarta, e a matriz de dissimilaridade foi calculada através da distância de Bray-Curtis. Para todos os preditores a base de dados utilizada foi caracterizada por dados contínuos com exceção da AMP (categórico com dois níveis, dentro e fora da AMP). 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 predictoras. 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 e Anderson, 1999; McArdle e Anderson, 2001). A rotina do *dbRDA* foi utilizada para realizar uma ordenação dos dados da assembleia de peixes usando o modelo *DistLM*. O *general linearized model (GLM)* foi usado para identificar a natureza específica da relação (positiva ou negativa, informada pelo valor de β) entre as variáveis respostas univariadas (riqueza, abundância e biomassa) e os preditores que foram mais importantes no modelo. As espécies responsáveis pela resposta das assembleias de peixes às variáveis preditoras foram identificadas como aquelas com maiores correlações (Pearson > 0,3) com os dois primeiros eixos do *dbRDA*.

A biomassa foi investigada através da estimativa das transformações peso-comprimento e conversões alométricas: $W = a \cdot L^b$ onde a e b são constantes da equação de crescimento alométrico obtidas através do *Fishbase* (www.fishbase.org) para maioria das espécies. Para as espécies das famílias Gobiidae, Labrissomidae, Pomacentridae e Blenniidae os coeficientes foram obtidos através dos estudos de Macieira e Joyeux (2009) e Camilato et al. (2010). Quando os valores dos coeficientes não foram encontrados para as espécies, foram usados os coeficientes para as espécies mais próximas. Na presença de vários parâmetros, a faixa de tamanho e a região geográfica mais próxima foram os critérios para seleção dos coeficientes.

4. RESULTADOS

4.1. Estrutura do habitat (Cobertura bêntica e estrutura física)

Os fatores biológicos *turf*, algas frondosas e zoantídeos foram os componentes mais abundantes da cobertura bêntica em todos os locais contribuindo com mais de 40% do total da cobertura, ao passo que os outros organismos mostraram baixas contribuições (Tabela I-1).

Tabela I-1. Percentagem média \pm erro padrão de cobertura bêntica entre as localidades e as profundidades (raso / interface) amostradas na Baía da Ilha Grande. Em negrito, a cobertura bêntica dominante.

Variáveis	Costa		AMP		Ilhas		Ilha Grande	
	Raso	Interface	Raso	Interface	Raso	Interface	Raso	Interface
Cobertura bêntica								
<i>Turf</i>	20,63\pm1,56	26,81\pm1,45	50,48\pm2,19	27,72\pm1,60	34,51\pm1,62	34,70\pm1,61	61,63\pm1,79	45,05\pm1,81
Algas Frondosas	40,72\pm2,23	0,06\pm0,02	16,45\pm1,50	10,40\pm1,19	25,37\pm1,80	0,33\pm0,13	15,08\pm1,41	0,02\pm0,02
Zoantídeos	26,96\pm2,24	15,97\pm1,62	28,41\pm2,03	25,05\pm1,93	31,09\pm2,10	28,36\pm2,15	10,17\pm1,58	33,31\pm2,00
Tunicados	0,07 \pm 0,03	0,05 \pm 0,03	0,02 \pm 0,02	-	0,18 \pm 0,05	0,10 \pm 0,04	0,13 \pm 0,06	0,19 \pm 0,06
Alga calcária incrustante	2,77 \pm 0,51	0,33 \pm 0,12	0,39 \pm 0,09	0,57 \pm 0,16	1,17 \pm 0,25	0,67 \pm 0,15	1,46 \pm 0,23	1,08 \pm 0,20
Talos cenocíticos	0,77 \pm 0,27	29,66 \pm 1,63	0,18 \pm 0,10	19,43 \pm 1,49	1,53 \pm 0,35	21,70 \pm 1,44	1,85 \pm 0,50	6,76 \pm 0,92
Cirripedia	0,02 \pm 0,02	-	0,06 \pm 0,04	-	-	-	0,48 \pm 0,25	-
Esponjas	2,79 \pm 0,37	1,42 \pm 0,21	0,79 \pm 0,18	1,56 \pm 0,26	2,19 \pm 0,36	2,10 \pm 0,29	1,75 \pm 0,34	3,40 \pm 0,43
Hydrozoários	1,03 \pm 0,33	0,51 \pm 0,18	-	0,02 \pm 0,02	0,03 \pm 0,02	-	0,02 \pm 0,02	0,06 \pm 0,05
Coral duro	0,90 \pm 0,20	0,05 \pm 0,03	0,07 \pm 0,04	0,03 \pm 0,03	1,04 \pm 0,25	0,02 \pm 0,02	3,04 \pm 0,50	0,10 \pm 0,05
Equinodermos	0,32 \pm 0,10	0,29 \pm 0,08	0,19 \pm 0,06	0,20 \pm 0,09	0,06 \pm 0,03	0,15 \pm 0,05	3,10 \pm 0,44	0,35 \pm 0,12
Briozoários	0,17 \pm 0,07	0,37 \pm 0,13	-	-	0,05 \pm 0,03	0,12 \pm 0,06	0,02 \pm 0,02	0,10 \pm 0,05
Branqueamento na <i>Palythoa caribaeorum</i>	1,43 \pm 0,26	1,61 \pm 0,41	1,14 \pm 0,24	3,57 \pm 0,54	1,30 \pm 0,26	1,22 \pm 0,24	0,54 \pm 0,14	5,32 \pm 0,63
Branqueamento na <i>Mussismilia hispida</i>	-	0,80 \pm 0,24	-	0,85 \pm 0,29	-	1,33 \pm 0,27	-	1,66 \pm 0,24
Substrato								
Areia	0,48 \pm 0,25	15,06 \pm 1,18	0,33 \pm 0,20	7,04 \pm 0,66	0,58 \pm 0,21	7,16 \pm 0,76	0,10 \pm 0,06	0,75 \pm 0,19
Rocha nua	0,64 \pm 0,34	2,72 \pm 0,55	0,29 \pm 0,12	0,08 \pm 0,04	0,08 \pm 0,04	0,52 \pm 0,17	0,33 \pm 0,14	0,02 \pm 0,02

Continuação Variáveis	Costa		AMP		Ilhas		Ilha Grande	
	Raso	Interface	Raso	Interface	Raso	Interface	Raso	Interface
Sedimentos	-	0,45±0,13	0,03±0,03	0,22±0,10	0,67±0,26	1,53±0,32	-	-
Conchas com pedaços de areia	0,29±0,16	2,01±0,36	0,38±0,32	2,97±0,51	0,12±0,09	2,48±0,47	0,06±0,06	0,96±0,30

De acordo com o IEF os locais foram caracterizados como baixo, intermediário e alto quanto à estrutura física. Locais com altos valores do índice de estrutura física foram caracterizados por grandes pedregulhos, número elevado de buracos e maior altura do substrato, enquanto os locais com baixos valores de índice apresentaram baixa altura e um reduzido número de buracos (Figura I-2).

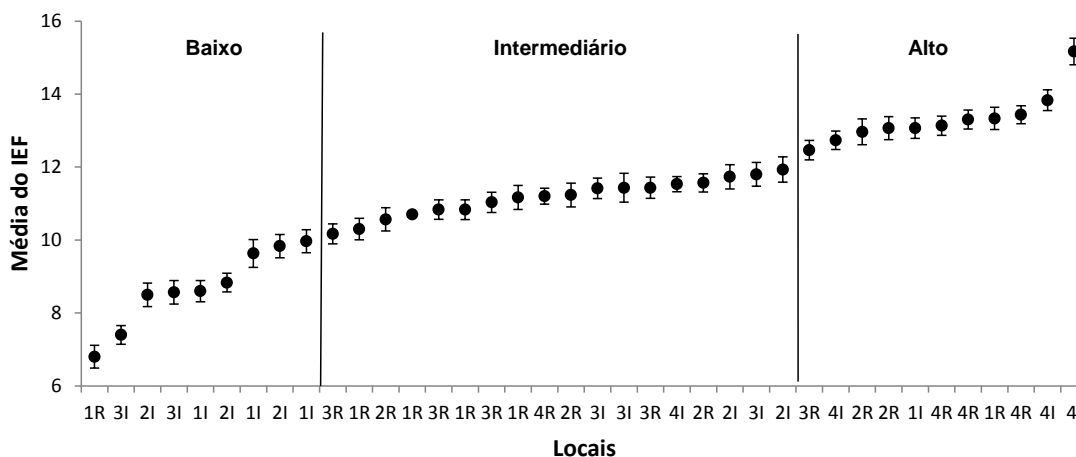


Figura I-2. Média e erro do índice de estrutura física (IEF) em todos os costões rochosos amostrados nas seguintes localidades (1= costa, 2=AMP, 3=Ilhas e 4=Ilha Grande) e profundidade (R=raso e I=Interface). Médias de IEF inferiores a 10= baixo, médias de IEF entre 10 e 12= intermediário e médias de IEF acima de 12=alto.

4.2. Influência dos preditores na assembleia de peixes

A análise *DistLM* indicou relações significativas entre a assembleia de peixes e os seis preditores biológicos, antrópicos e físicos. O modelo mais parcimonioso selecionou seis (profundidade, distância da costa, população, *turf*, algas frondosas e zoantídeos) dos oito preditores, que explicaram um total de 39,2% da variação na assembleia de peixes. A profundidade contribuiu com a maior percentagem da variância explicada (16,7%), seguida da distância da costa (14%) (Tabela I-2). As demais variáveis, apesar de serem significantes, contribuíram com baixos valores para a variância.

Tabela I-2. Resultados do modelo linear sobre matriz de distância (*DistLM*) para a assembleia de peixes recifais apresentando a porcentagem da variação explicada ($P < 0,001$).

Eixos	Porcentagem da variação explicada pelos eixos individuais			
	% Variação explicada (<i>fitted model</i>)		% Variação explicada (variação total)	
	Individual	Acumulativo	Individual	Acumulativo
Profundidade	42.62	42.62	16.73	16.73
Distancia da costa	35.79	78.41	14.05	30.78
População	9.46	87.87	3.71	34.49
<i>Turf</i>	7.38	95.25	2.9	37.39
Algas Frondosas	4	99.25	1.57	38.96
Zoantídeos	0.75	100	0.29	39.26

O primeiro eixo do *dbRDA* explicou 16,7% da variação total na assembleia de peixes e distinguiu os locais principalmente de acordo com o gradiente de profundidade, onde o lado direito foi caracterizado pelas áreas rasas e o lado esquerdo interface (Figura I-3a). Este eixo foi positivamente correlacionado com *turf*, zoantídeos, população, algas frondosas e negativamente correlacionado com a profundidade (Figura I-3a). O segundo eixo do *dbRDA* representou 14% da variação na assembleia de peixes e discriminou os locais com relação ao gradiente de distância da costa (Figura I-3b). Este eixo foi positivamente correlacionado com a profundidade e a distância da costa.

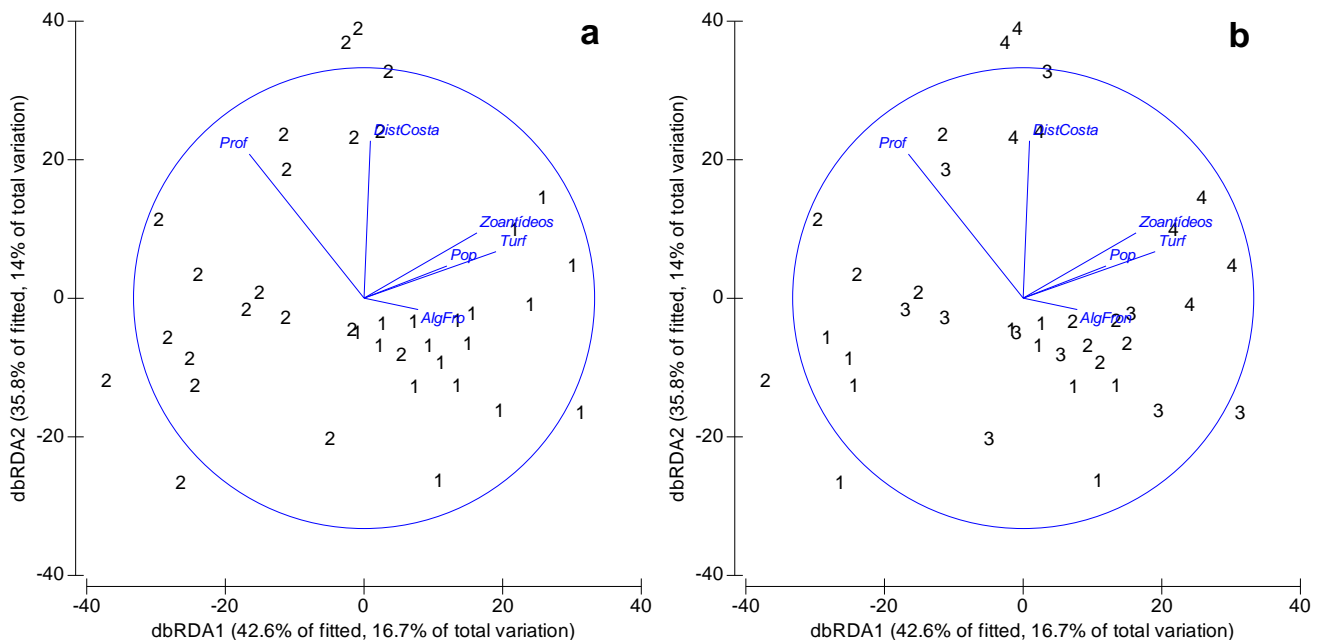


Figura I-3. Análise de redundância baseada em distância *dbRDA* das relações entre a assembleia de peixes e as variáveis preditoras selecionadas pelo *DistLM*. As amostras foram codificadas com relação a profundidade (a) Raso (1) e Interface (2) e com relação as localidades na baía (b) Continente (1), AMP (2), ilhas (3) e Ilha Grande (4). Os eixos descrevem a porcentagem de variação da seleção do modelo em termos de variação total da assembleia de peixes. Os vetores

representam os preditores que compõem o melhor modelo selecionado pelo critério *AIC*. Códigos das variáveis: DistCosta = Distancia da costa; Prof = profundidade; Pop = população; AlgFro = Alga frondosa.

As espécies *Diplodus argenteus*, *Abudefduf saxatilis* e *Stegastes fuscus* apresentaram correlação positiva com o primeiro eixo do *dbRDA* ($\rho = 0,51, 0,43$ e $0,39$ respectivamente) indicando sua associação com áreas rasas e com os fatores biológicos (*turf*, alga frondosa e zoantídeos), enquanto *Mycteroperca bonaci*, *Anisotremus virginicus*, *Mycteroperca acutirostris* e *Serranus flaviventris* ($\rho = -0,45, \rho = -0,52, \rho = -0,56, \rho = -0,59$, respectivamente) tiveram correlação negativa com o primeiro eixo do *dbRDA* indicando que elas estão associadas as áreas com maiores profundidades. O segundo eixo do *dbRDA*, positivamente correlacionado com a profundidade e a distância da costa foi representado por 17 espécies enquanto apenas *Sphoeroides greeleyi* ($\rho = -0,44$) foi negativamente correlacionado com o segundo eixo do *dbRDA* (Tabela I-3).

Tabela I-3. Espécies com correlação de Pearson $> 0,3$ com os dois primeiros eixos do *dbRDA*.

Espécies	RDA1	RDA2
<i>Diplodus argenteus</i>	0.512	-
<i>Abudefduf saxatilis</i>	0.433	-
<i>Stegastes fuscus</i>	0.390	-
<i>Mycteroperca bonaci</i>	-0.457	-
<i>Anisotremus virginicus</i>	-0.530	-
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	-0.561	-
<i>Serranus flaviventris</i>	-0.591	-
<i>Pomacanthus paru</i>	-	0.626
<i>Sparisoma frondosum</i>	-	0.619
<i>Canthigaster figueiredoi</i>	-	0.562
<i>Acanthurus chirurgus</i>	-	0.549
<i>Odontocion dentex</i>	-	0.539
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	0.514
<i>Elacatinus figaro</i>	-	0.512
<i>Serranus baldwini</i>	-	0.502
<i>Stegastes pictus</i>	-	0.475
<i>Sparisoma axillare</i>	-	0.474
<i>Haemulon aurolineatum</i>	-	0.448
<i>Epinephelus marginatus</i>	-	0.445
<i>Epinephelus morio</i>	-	0.407
<i>Cantherhines pullus</i>	-	0.394
<i>Chromis multilineata</i>	-	0.394
<i>Stegastes fuscus</i>	-	0.377
<i>Coryphopterus</i> sp.	-	0.370
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	-	-0.442

4.3. Riqueza de espécies, densidade e biomassa

Um total de 67 espécies distribuídas em 34 famílias foram registradas, e as famílias com o maior número de espécies foram: Serranidae (7), Scaridae (6), Haemulidae (5), Pomacentridae (5) e Tetraodontidae (4). Os locais amostrados na interface apresentaram o maior número de espécies (59) com 26 espécies exclusivas, enquanto os locais rasos apresentaram 42 espécies com 8 exclusivas.

A análise *DistLM* indicou relações significativas entre a riqueza de espécies e três variáveis preditoras, IEF, profundidade e zoantídeos, com este modelo explicando 50% da variância. A riqueza de espécies foi positivamente relacionada com o IEF (*GML*, $F= 5,06$, $P= 0,030$, $\beta= 0,284$) e com a profundidade (*GML*, $F= 30,86$, $P= 0,000$, $\beta= 0,669$) e negativamente associada com a cobertura de zoantídeos (*GML*, $F= 2,76$, $P= 0,105$, $\beta= - 0,211$) (Figura 4). Para a densidade, o modelo mais parcimonioso indicado pelo *DistLM* incluiu o IEF e a distância da costa. Este modelo explicou apenas 24% da variação. A densidade foi positivamente associada com o IEF (*GML*, $F=2,283$, $P=0,139$, $\beta=0,255$) e com as maiores distâncias da costa (*GML*, $F=4,696$, $P= 0,037$, $\beta=0,366$). O *DistLM* indicou apenas a distância da costa como um preditor com efeito significativo sobre a biomassa, com esse modelo explicando 27,2% da variação. Os locais com os maiores valores de biomassa foram os com maiores distância da costa (*GML*, $F=13,6$, $P=0,000$, $\beta=0,523$) (Figura I-4).

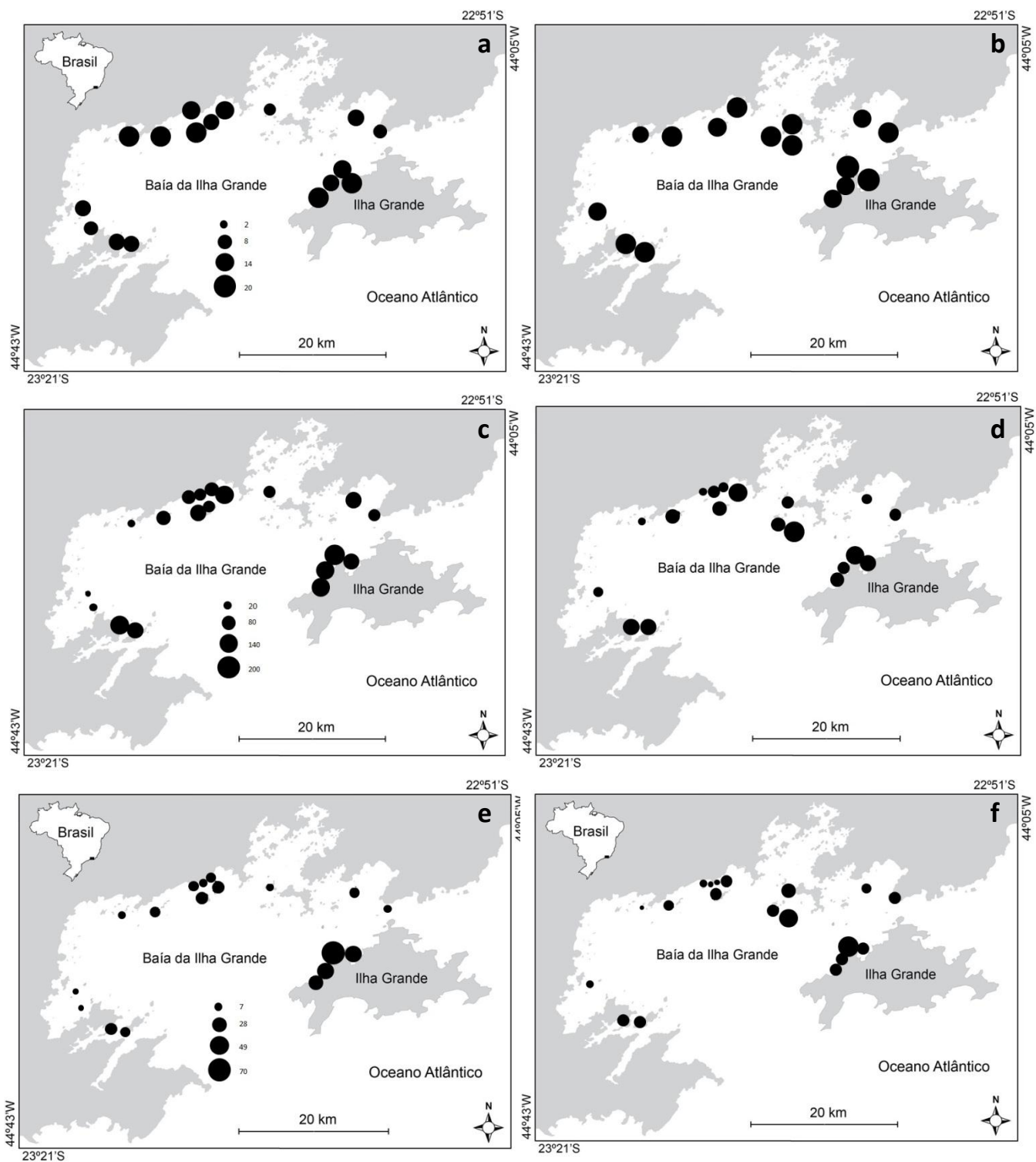


Figura I-4. Mapa da Baía da Ilha Grande, RJ, por locais estudados representando o Diagrama da Análise de redundância baseada em distância (*dbRDA*). Os círculos correspondem a cada local amostrado e seus tamanhos são proporcionais à média das variáveis respostas exceto para a biomassa que foi representada pelo peso total em cada local. Riqueza de espécies (a = raso e b = interface), densidade (c = raso e d = interface) e biomassa (e = raso e f = interface).

5. DISCUSSÃO

A profundidade, distância da costa, população e a cobertura bêntica dominante foram os preditores mais importantes na distribuição dos peixes recifes estudados. A profundidade e a distância da costa explicaram a maior percentagem (30,7%) da variação na assembleia de peixes. Esta forte correlação da estrutura das assembleias de peixes com a profundidade é consistente com estudos anteriores realizados com peixes de costões rochosos (Ferreira et al. 2001; Mendonça-Neto et al. 2008). A profundidade é considerada uma boa preditora para a riqueza das espécies (Garcia-Charton e Perez Rufaza, 1998). Entretanto, em costões rochosos rasos (1,5 – 8 m) como os deste estudo, a influência da profundidade sobre as assembleias de peixes pode ser mais relacionada aos seus efeitos indiretos sobre o aumento a disponibilidade de substrato (pelo aumento da área superficial do costão) (Gibran e Moura, 2012), do que com seus efeitos diretos associados à pressão e intensidade luminosa (Srinivasam, 2003). Como os locais amostrados na interface foram localizados em uma área entre o substrato consolidado e fundo de areia, este ecótono pode favorecer o aumento da diversidade de espécies que são características das duas áreas (consolidado e não consolidado). Na área de interface é comum observar espécies forrageando como serranídeos, mulídeos e dactilopterídeos que revolvem o fundo em busca de pequenas presas ou espécies que se camuflam no fundo arenoso contra predadores. Frequentemente a estrutura do microhabitat muda com a profundidade (Ferreira 2001) logo as distribuições de peixes ao longo neste gradiente podem estar relacionadas à disponibilidade de microhabitats preferenciais (Srinivasam, 2010). A distribuição vertical de peixes recifais é altamente correlacionada com os padrões de distribuição vertical de organismos bentônicos e parecem ser determinadas por fatores como hábitos alimentares, comportamentais, refúgio de predação e interações sociais (Ferreira et al., 2001). No entanto, no presente estudo, não foram identificadas diferenças quanto à cobertura bentônica entre as áreas rasas e a interface, já que muitos locais apresentaram os mesmos grupos dominando estas áreas (Tabela I-1).

Algumas espécies foram associadas com as áreas rasas, tanto espécies abundantes e frequentemente observadas formando cardumes, como *Diplodus argenteus* e *Abudefduf saxatilis*, quanto espécies territorialistas, como *Stegastes fuscus*. A espécie *Stegastes fuscus* é reconhecida como territorialista e por apresentar comportamento agressivo (Ferreira et al. 1998; Cleveland 1999). As donzelas (espécies da família Pomacentridae) são conhecidas por seus efeitos sobre organismos bentônicos, modificando e influenciando as comunidades de algas e corais, bem como a estrutura social de outros peixes herbívoros (Hixon, 1983). A disponibilidade de superfície rochosa é um fator crítico para os peixes recifais. Devido ao comportamento territorial e sua alta abundância também podem controlar a riqueza em áreas rasas. O intervalo de profundidade influencia a abundância, riqueza e composição de espécies de recife (Choat e Bellwood, 1985; Callum e Ormond, 1987; McGehee, 1994; Francini-Filho e Moura, 2008; Pereira-Filho et al, 2011). A única espécie significativamente associados com fundo de areia foi o gobiídeo *Coryphopterus* sp.

A distância da costa foi a segunda variável mais importante explicando 14% da variação na assembleia de peixes. A densidade foi positivamente relacionada com a distância da costa. Este padrão é consistente com a expectativa de que com a pressão de pesca e as diversas influências antrópicas (poluição, turismo, exploração dos recursos costeiros) são menores em áreas distantes da costa, devido às dificuldades de acesso (Floeter et al. 2007). As espécies positivamente associadas as maiores distâncias, como os serranídeos (*E. marginatus*, *E. morio*, *M. bonaci* e *M. acutirostri*), são conhecidas pelo elevado valor comercial em toda a costa brasileira, cujo interesse no seu consumo é reforçado em estudos que demonstram que a abundância dessas espécies aumenta em áreas marinhas protegidas (Floeter et al. 2006). A biomassa também foi correlacionada com a distância da costa (e apenas com este preditor). Esse resultado corrobora mais uma vez com a importância da distância dos centros urbanos e da influência humana sobre a assembleia de peixes. A biomassa é provavelmente um dos fatores mais importantes no acesso à qualidade do estoque pesqueiro (Sabater e Tofaeono 2007; Francini-Filho e Moura 2008) e, portanto, esta tem implicações diretas para a gestão. Estudos indicam que a sobrepesca parece estar afetando a estrutura de tamanho das populações de peixes em estudos sobre a costa do Brasil (Ferreira e Gonçalves, 1999; Frédou, 2004; Gasparini et al., 2005). Nesse sentido, o aumento da biomassa com distância da costa no presente estudo pode indicar a influência de pressões antrópicas, como a pesca excessiva e perda de habitat sobre as assembleias de peixes. As espécies correlacionadas positivamente com a distância da costa incluem os representantes das famílias Scaridae (*S. frondosum* e *S. axillare*) e Serranidae (*E. marginatus*, *E. morio*, *M. bonaci* e *M. acutirostris*) conhecidas por serem alvo da pesca seletiva, especialmente a caça submarina. Estas espécies estão claramente enfrentando grande pressão de pesca ao longo da costa brasileira (Floeter et al. 2006). A associação destas espécies com a distância da costa demonstra a importância da ação humana em populações de peixes recifais.

A variável população explicou 3,7% da variação, apesar de uma contribuição pequena, esta foi significativa para a distribuição da assembleia de peixes. O impacto ambiental de origem antrópica pode ser diretamente proporcional ao aumento da população demográfica. Os demais preditores biológicos (*turf*, algas frondosas e zoantídeos) apresentaram uma pequena contribuição (<5,0%), porém significativa. A cobertura bêntica em costões rochosos é um importante fator na determinação da estrutura do habitat, mas quando analisado em conjunto com outras variáveis parece desempenhar um papel menor na estruturação das assembleias de peixes. Sites com maior percentual de zoantídeos apresentaram uma menor riqueza de espécies. Costões rochosos dominados por *P. caribaeorum* pode reduzir a quantidade de abrigos disponíveis para os peixes, pois diminuem a complexidade do ambiente reduzindo a diversidade bêntica, conseqüentemente, limitando recursos. Zoantídeos proporcionam a diminuição da complexidade para os recifes rochosos, e podem ser a cobertura dominante em substratos rochosos (Mueller e Haywick 1995; Haywick e Mueller 1997). A ausência ou a baixa abundância de *P. caribaeorum*, disponibiliza uma maior área para o crescimento de algas e outros organismos que potencialmente podem beneficiar outros níveis tróficos de peixes.

A estrutura física parece ser mais importante do que a cobertura bêntica na estruturação das assembleias de peixes dos costões rochosos estudados. Locais com maiores pontuações do IEF apresentaram as maiores riquezas e densidades de peixes. Isto corrobora com a teoria que habitats mais complexos suportam uma maior riqueza de espécies e abundância do que áreas menos complexas (Chong-Seng et al. 2012;

Kovalenko et al. 2012). As características topográficas como o tamanho de rochas e a densidade de tocas e fendas proporcionam uma variedade de abrigos e áreas de reprodução para uma diversidade de espécies de peixes (Aburto-Opereza e Balart, 2001). Habitats mais complexos podem reduzir o risco de predação e a competição devido a maior disponibilidade de refúgios, através da redução das taxas de encontro entre predadores e presas, além do aumento da disponibilidade de recursos (Almany 2004). Apesar da importância da cobertura bêntica para a alimentação de muitas espécies de peixes nos costões rochosos, esta geralmente apresenta uma contribuição limitada para o aumento da complexidade e assim da diversidade de microhabitats (Gratwicke e Speight 2005). É amplamente reconhecido que áreas com elevada complexidade física e maior diversidade de organismos bentônicos podem suportar uma maior riqueza e diversidade de peixes. Organismos bentônicos também podem interferir no ambiente recifal, aumentando a complexidade estrutural fornecida por organismos folhosos e arborescentes, cujo em uma escala de centímetros pode fornecer modificação do habitat para pequenos peixes crípticos (Stephen et al. 2006). No entanto, a cobertura bentônica nos costões rochosos da BIG não constitui uma grande mudança para estrutura do habitat, pois é em sua grande maioria composta de organismos incrustantes, pequenos, incluindo algas, na sua maioria composta por *turf*. Apesar do *turf* não fornecer complexidade estrutural para peixes, esta cobertura é conhecida por exercer fortes efeitos sobre a distribuição da macrofauna de organismos que vivem na matriz das pequenas algas (Abbiati et al. 1987; Abbiati et al. 1991, Sarda 1991, Kelaher et al., 2001). Esta matriz de algas é muito importante para as espécies invertívoras bem como para as espécies herbívoras.

A maior densidade de peixes também foi encontrada em locais com os maiores valores do IEF. Possíveis explicações para o aumento da densidade em áreas com maior complexidade física incluem, além do aumento do número de refúgios (Gladfelter e Gladfelter 1978) contra predadores, o aumento da produtividade primária como consequência do aumento de área de superfície rochosa que pode suportar uma maior abundância de organismos (Gratwicke e Speight, 2005). A complexidade física tem sido amplamente utilizada em recifes de coral ao redor do mundo como um bom preditor da diversidade de peixes e em alguns locais da abundância (Chabanet et al. 1997). No presente estudo, o IEF foi um importante descritor para a assembleia de peixes e para a densidade, indicando a eficiência do índice adaptado de (Gratwicke e Speight, 2005) na avaliação da complexidade física.

AMPs constituem uma importante ferramenta para conservação de ecossistemas costeiros, especialmente com relação à gestão dos recursos pesqueiros. No entanto, os modelos utilizados não indicaram uma contribuição da AMP para o aumento da riqueza, densidade ou biomassa de peixes BIG. Apesar da Estação Ecológica de Tamoios ter sido criada em 1990, sua implementação começou efetivamente apenas em 2008 (Begossi et al. 2011), mas ainda com poucos esforços envolvidos na fiscalização da pesca ilegal. Por outro lado, as análises indicaram áreas não protegidas da baía podem apresentar uma maior importância para estes parâmetros da assembleia do que as áreas da ESEC-Tamoios. Este estudo indica que as medidas de distância da costa ou da população da cidade mais próxima são importantes descritores dos padrões das assembleias de peixes em escalas espaciais de curtas (0 – 14 km), e por isso podem ser utilizados como ferramentas na avaliação de áreas prioritárias à conservação, e na definição de AMPs futuras.

Este estudo amplia a nossa compreensão sobre a assembleia de peixes de costões rochosos em uma baía tropical e identifica os possíveis preditores responsáveis pela diversidade local. A distância da costa foi o preditor que mais explicou as variáveis respostas mostrando sua importância da preservação de áreas costeiras que estão perdendo uma grande diversidade de espécies. As áreas próximas à costa apresentaram relação negativa com a riqueza, densidade e biomassa, enquanto os locais mais distantes apresentaram padrão inverso. Essa abordagem identificou alguns fatores e suas contribuições para a estruturação de assembleias de peixes e como eles influenciam a distribuição espacial dessas espécies. Há uma necessidade de aumentar o monitoramento ambiental na baía a fim de tratar as causas de perda de biodiversidade. Políticas que considerem a proteção integral e a conscientização da população e comunidades de pescadores artesanais podem ser necessárias para proteger de forma adequada as comunidades de ambientes recifais.

6. CONCLUSÕES

Diferentemente da maioria dos trabalhos que exploram a relação entre a comunidade de peixes recifais e os fatores estruturadores, este trabalho não detectou apenas a estrutura do habitat como o principal preditor da estrutura da assembleia de peixes, da riqueza, abundância e biomassa. No presente estudo, fatores associados a atividades antropogênicas, como a distância da costa e fatores da estruturação física (profundidade e IEF), foram os melhores preditores para as variáveis respostas examinadas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBIATI M.; BIANCHI C.N.; CASTELLI A. Polychaete vertical zonation along a littoral cliff in the Western Mediterranean. *PSZNI: Marine Ecology*, v. 8, p. 33–48, 1987.
- ABBIATI M.; BIANCHI C.N.; CASTELLI A.; GIANGRANDE A.; LARDICCI C. 1991. Distribution of polychaetes on hard substrates of the midlittoral–infralittoral transition zone, western Mediterranean. *Ophelia*, v. 5, p. 421–432.
- ABURTO-OPEREZA, O.; E. F. BALART, Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*, v. 22, p. 283–305, 2001.
- ALMANY, G.R. Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, v. 141, p. 105–113, 2004.

- ADJEROUD, M.; LETOURNEUR, Y.; PORCHER, M.; SALVAT, B. Factors influencing spatial distribution of fish communities on a fringing reef at Mauritius, SW Indian Ocean. **Environ. Biol. Fish.**, v. 53, p. 169–182, 1998.
- 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.
- 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.
- CALLUMM, M. R.; R. F. ORMOND. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on red sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 41, p. 1-8, 1987.
- CAMILATO, V.; SIMON, T.; PINHEIRO, H. T.; PIMENTEL, C. R.; JOYEUX, J.C. Length-weight relationships for some cryptobenthic reef fishes of Guarapari, southeastern Brazil. **Journal Applied Ichthyology**, v. 26, p. 463–464, 2010.
- CARPENTER, K. E.; MIDAT, R. I.; ALBALADEJO, V. D.; CORPUZ, V. T. The influence of substratum structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. **4th International Coral Reef Symposium**, v. 2, p. 495-502, 1981.
- CHABANET, P.; RALAMBONDRAINNY, H.; AMANIEU, M.; FAURE, G.; GALZIN, R. Relationships between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs**, v. 16, p. 93–102, 1997.
- 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.
- CLEVELAND, A. Energetic costs of agonistic behavior in two herbivorous damselfishes (*Stegastes*). **Copeia**, p. 857–867, 1999.
- COSTA, P.A.S.; BRAGA, A.C.; FROTA, L.O.R. Reef fisheries in Porto Seguro, eastern Brazilian coast. **Fisheries Research**, v. 60, p. 577–586, 2003.
- CREED, J.C.; PIRES, D.O.; FIGUEIREDO, M.A.O. **Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (Série Biodiversidade 23), 2007. 416p.
- FERREIRA C.E.L.; GONÇALVES J.E.A.; COUTINHO R.; PERET A.C. Herbivory by the dusky damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. **Journal Experimental Marine Biology Ecology**, v.229, p. 241–264, 1998.
- FERREIRA, C.E.L.; GONÇALVES, J.E.A. The unique Abrolhos reef formation (Brazil): need for specific management strategies. **Coral Reefs**, v. 18, p. 352, 1999.

- FERREIRA C.E.L.; GONÇALVES J.E.A.; COUTINHO R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. **Environmental Biology of Fishes**, v. 61, p. 353–369.
- 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), 2007. p. 293-332.
- 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.
- 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.
- 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.
- FRÉDOU, T. The fishing activity on coral reefs and adjacent ecosystems: a case study of the Northeast of Brazil. **Cybium**, v. 28, p. 274, 2004.
- FREDOU, T.; FERREIRA, B.; LETOURNEUR, Y. A univariate and multivariate study of reef fisheries of Northeastern Brazil. **ICES Journal of Marine Science**, v. 63, p. 883–896, 2006.
- 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.
- GARDINER N.M.; JONES G.P. Habitat specialisation and overlap of cardinalfishes. *Marine Ecology Progressive Series* 305:163–175, 2005.
- GARCÍA CHARTON, J.A.; PÉREZ RUZAFÁ, A. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwestern Mediterranean. **PSZN I: Marine Ecology**, v. 19, p. 111–28, 1998.
- GASPARINI, J.L.; FLOETER, S.R.; FERREIRA, C.E.L.; SAZIMA, I. Marine ornamental trade in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 2883–2899, 2005.
- GIBRAN, F. Z.; MOURA, R. L. D. The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands ' gradient in Southeastern Brazil. **Neotropical ichthyology**, v. 10, p. 369–382, 2012.

- GLADFELTER, W. B.; E. H. GLADFELTER. Fish community structure as a function of habitat structure on West Indian patch reefs. **Revista de Biologia Tropical**, v. 26, p. 65–84, 1978.
- 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.
- 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.
- GROBER-DUNSMORE, R.; FRAZER, T. K.; BEETS, J. P.; LINDBERG, W. J.; ZWICK, P.; FUNICELLI, N. A. Influence of landscape structure on reef fish assemblages. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 37–53, 2008.
- Guerra, J. V.; Soares, F. L. M. Circulation and Flux of Suspended Particulate Matter in Ilha Grande Bay , SE Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 56, p. 1350–1354, 2009.
- GUIMARÃENS, M. A.; R. COUTINHO. Spatial and temporal variation of benthic marine algae at the Cabo Frio upwelling region, Rio de Janeiro. **Brazilian Aquatic Botanic**, v. 52, p. 283-299, 1996.
- 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.
- HIXON, M.A.; BROSTOFF, W.N. Damselfish as keystone species in reverse: Intermediate disturbance and diversity of reef algae. **Science**, v. 220, p. 511–513, 1983.
- IGNACIO, B. L.; JULIO, L.M.; JUNQUEIRA, A. O. R.; FERREIRA-SILVA, M. A. G. Bioinvasion in a Brazilian Bay: Filling Gaps in the Knowledge of Southwestern Atlantic Biota. **Plos One**, v. 5, p. 1 – 9, 2010.
- JONES G.P. Food availability affects growth in a coral reef fish. **Oecologia**, v. 70, p. 136–139, 1986.
- 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.
- 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
- KOVALENKO, K. E.; S. M. THOMAZ; WARFE, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, v. 685, p. 1–17, 2012.

- LARA, E.N.; GONZALEZ, E.A. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. **Journal Fish Biology**, v. 53, p. 209–221, 1998.
- LEATHWICK J.R.; ELITH J.; HASTIE T. Comparative performance of generalised additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. **Ecological Modelling**, v. 199, p. 188–196, 2006.
- LUCKHURST B.E.; LUCKHURST K. Analysis of the influence of the substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, p. 317–323, 1978.
- 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.
- MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J. C. Length–weight relationships for rockpool fishes in Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 358–359, 2009.
- McGehee, M.A. Correspondence between assemblages of coral-reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto-Rico. **Marine Ecology Progress Series**, v. 105, p. 243–255, 1994.
- MEEKAN, M.G.; STEVEN, D.L.; FORTIN, M.J. Spatial patterns in the distribution of damselfishes on a fringing coral reef. **Coral Reefs**, v. 14, p. 151–161, 1995.
- MENDONÇA-NETO, J. P.; FERREIRA, C. E. L.; CHAVES, L. C. T.; PEREIRA, R. C. Influence of *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) zonation on site-attached reef fishes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, p. 495–513, 2008.
- MOORE, C. H.; HARVEY, E. S.; VAN NIEL, K. The application of predicted habitat models to investigate the spatial ecology of demersal fish assemblages. **Marine Biology**, v. 157, p. 2717–2729, 2010.
- 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.
- NANAMI, A.; NISHIHARA, M. The structures and dynamics of fish communities in an Okinawan coral reef: effects of coral-based habitat structures at sites with rocky and sandy sea bottoms. **Environmental Biology of Fish**, v. 63, p. 353–372, 2002.

- ÖHMAN, M.C.; RAJASURIYA, A. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. **Environmental Biology of Fishes**, v. 53, p. 19-31, 1998.
- ORNELLAS, A.B.; COUTINHO, R. Spatial and temporal patterns of distribution and abundance of a tropical fish assemblage in a seasonal Sargassum bed, Cabo Frio Island, Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 53, p. 198–208, 1998.
- PEREIRA-FILHO, G. H.; AMADO-FILHO, G. M.; GUIMARÃES, S. M. P. B.; MOURA, R. L.; SUMIDA, P. Y. G.; ABRANTES, D. P.; BAHIA, R. G.; GÜTH, A. Z.; JORGE, R. R.; FRANCINI-FILHO, R. B. Reef fish and benthic assemblages of the Trindade and Martin Vaz Island Group, southwestern Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, p. 201-212, 2011.
- ROBERTS C.M.; ORMOND R.F.G. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 41, p. 1–8, 1987.
- RUSS, G.R. Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem. Academic Press, San Diego, California. USA p. 421-443, 2002.
- 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.
- 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.
- SLEEMAN J.C.; KENDRICK G.A.; BOGGS G.S.; HEGGE B.J. Measuring fragmentation of seagrass landscapes: which indices are most appropriate for detecting change? **Marine and Freshwater Research**, v. 56, p. 851–864, 2005.
- SRINIVASAN, M. Depth distributions of coral reef fishes: the influence of microhabitat structure, settlement, and post-settlement processes. **Oecologia**, v. 137, p. 76–84, 2003.
- STEPHEN J.D.; LARSON R.J.; PONDELLA D.J. Rocky reefs and kelp beds, p. 227–252. In: ALLEN L.G.; PONDELLA D.J.; HORN M.H. (Eds), The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters. University of California Press, Berkeley, p. 227–252, 2006.

- TEIXEIRA, T.P.; L.M. NEVES; 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.
- TEIXEIRA, T.P.; NEVES, L.M.; ARAÚJO, F.G. Thermal impact of a Nuclear Power Plant in a coastal area in Southeastern Brazil: Effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. **Hydrobiologia**, 84, p. 161–175, 2012.
- WILLIAMS D.M.C.B. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. In: SALE, P.F. (eds) The ecology of fishes on coral reefs. Academic Press, San Diego, pp 437–474, 1991.
- WANTIEZ, L.; CHAUVET, C. First data on community structure and trophic networks of uvea coral reef fish assemblages (Wallis and Futuna, South Pacific Ocean). **Cybium**, v. 27, p. 83–100, 2003.
- Ward, T.J.; Vanderklift, M.A.; Nicholls A.O.; Kenchington R.A. Selecting marine reserves using habitats and species assemblages as surrogates for biological diversity. **Ecological Applications**, v. 9, p. 691–698, 1999.
- ZUUR, A. F.; ELENA, N. I.; SMITH, G. M. **Analysing Ecological Data. Statistics for Biology and Health**. New York: Springer, 2007. 672 p.

CAPÍTULO II

DESENVOLVIMENTO DE UM ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA AVALIAÇÃO DA CONDIÇÃO ECOLÓGICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE COSTÕES ROCHOSOS

RESUMO

A crescente degradação dos ecossistemas costeiros marinhos como resultado do grande desenvolvimento urbano necessita de um conhecimento bem fundamentado e do desenvolvimento de ferramentas eficientes para avaliar a condição ecológica da assembleia de peixes em costões rochosos. Este estudo analisou a resposta estrutural e funcional das assembleias de peixes em locais impactados por dois tipos de distúrbios antrópicos na baía da Ilha Grande: (1) o efluente termal proveniente da descarga da água de arrefecimento da Usina Nuclear de Angra dos Reis e, (2) um conjunto de atividades humanas (como pesca, turismo e poluição) relacionadas ao crescimento urbano. Métricas baseadas em características biológicas e ecológicas das espécies foram selecionadas e aplicadas a locais impactados e controles visando à avaliação dos distúrbios. Tanto o distúrbio de influência termal quanto o de influência urbana apresentaram diferenças entre as métricas para cada par de locais (Impacto x Controle). As métricas foram incluídas em quatro categorias: Diversidade/composição, Associação ao Habitat, Mobilidade/Comportamental e Estrutura trófica. De um total de 41 métricas candidatas, oito foram selecionadas para o distúrbio termal: “total de espécies”, “número de espécies crípticas”, “número de espécies de coluna d’água”, “número de espécies residentes”, “densidade de indivíduos com baixa resiliência”, “densidade de onívoros”, “densidade de herbívoros” e “densidade de carnívoros”. Para o distúrbio urbano seis métricas foram selecionadas: “abundância”, “número de espécies raras/número total de espécies”, “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca”, “número de espécies crípticas”, “número de espécies dependentes” e “densidade de herbívoros”. As piores pontuações foram observadas para ambos os locais impactados (distúrbio termal e urbano) e as melhores para os locais controles. A melhor condição ecológica foi detectada para os locais controles quando comparadas aos locais impactados pelos distúrbios. Estudos como este são necessários para a compreensão de alterações conduzidas pelo crescimento urbano, contribuindo para o futuro uso de peixes marinhos recifais como indicadores biológicos.

Palavras-chave: Métricas, avaliação de qualidade ambiental, efluente termal, influência urbana

ABSTRACT

Increasing degradation of marine coastal systems as result of urban development needs a thorough knowledge on the status of alteration and the development of efficient tools for assess ecological quality of coastal reef fish assemblage. This study assessed structural and functional response of fish assemblage in sites impacted by two types of anthropogenic disturbance in Ilha Grande Bay: (1) thermal effluent from cooling water discharges of Angra dos Reis Nuclear Power Plant and, (2) a set of human activities (e.g. fisheries, tourism and pollution) related to urban growth. Metrics based on biological and ecological characters of species were selected and applied to impacted and control sites to assess disturbance. Metrics were assigned into four categories: diversity/composition, associated habitat, mobility/behavior and trophic structure. Eight selected metrics, from a total of 41 candidates metric, were selected to assess thermal disturbance: “total number of species”, “number of cryptical species”, “number of water column species”, “number of residents species”, “density of individuals with low resilience”, “density of omnivores”, “density of herbivores” and “density of carnivores”. For assessing urban disturbance, six metrics were selected: “total abundance”, “the ratio number of rare species/total number of species”, “density of individuals with heavy fishing pressure”, “number of cryptical species”, number of dependent species and “density of herbivores”. The lowest punctuation was recorded for both impacts (thermal and urban disturbances) and the best for control sites. The best ecological quality was detected for control sites when compared to sites impacted by the disturbance. Such studies are necessary to the understanding of the degree of alteration because of the urban development, and to the use of rocky reef fishes as biological indicators.

Keywords: Metrics, assessment of environmental quality, thermal effluent, urban influence

1. INTRODUÇÃO

Ecossistemas marinhos são influenciados por diversas atividades humanas que têm contribuído para a degradação destes sistemas. Tais atividades vêm se intensificando com o crescimento da população humana, especialmente nas regiões costeiras (Crain et al., 2009; Halpern et al., 2008). Consequentemente, avaliações da qualidade ambiental e o monitoramento de ecossistemas marinhos tornaram-se cada vez mais importantes e necessários para garantir a sua sustentabilidade dos recursos bióticos destes ambientes (Borja et al., 2012; Spatharis e Tsirtsis, 2010). O impacto humano sobre os recursos vivos tem aumentado no último século e ameaça o equilíbrio de ecossistemas costeiros. Neste sentido, a conscientização das condições ecológicas em ambientes costeiros promoveu a necessidade de avaliar as consequências e sugerir medidas para evitar mudanças causadas pelo impacto antrópico. Nas áreas marinhas costeiras cercadas por áreas urbanas, em particular, estão sujeitas a negativas alterações ecológicas como contaminantes e sobrepesca (Rosenberg et al. 2004). Neste contexto, localizar os efeitos da degradação ambiental sobre as comunidades marinhas é fundamental para uma gestão de sucesso e programas de conservação (Ban et al, 2010; Korpinen et al, 2012).

Muitos estudos têm tentado explicar os fatores que afetam a estrutura da comunidade de peixes, investigando a relação entre os parâmetros físicos e biológicos do habitat (Carpenter et al., 1981; Mcmanus et al., 1981; Grigg, 1994; Chabanet et al., 1997; Lewis, 1997; Adjeroud et al., 1998; Ohman e Rajasuriya, 1998 Gratwicke e Speight, 2005). Estes parâmetros também são considerados importantes na avaliação da qualidade de recifes de coral e da qualidade ambiental. No entanto, medidas da condição do ecossistema e avaliação de distúrbios devem envolver não apenas características do habitat, mas também das espécies estudadas. Estas características podem se empregadas para testar hipóteses de respostas de métricas a mudanças na qualidade física do hábitat (Deegan et al., 1997), qualidade da água (Hughes et al., 1998) ou degradação antrópica (Breine et al., 2007). Neste contexto, métricas podem ser definidas como fatores mensuráveis que representam algum aspecto biológico da assembleia, estrutura, função, ou outro componente da comunidade (USEPA, 2000). Métricas que são sensíveis a um determinado tipo de degradação ambiental são úteis na adaptação de índices multimétrico uma vez que melhor refletem o nível de integridade do ecossistema (Henriques et al. 2008).

O desenvolvimento de índices multimétricos foi inicialmente proposto na década de 80 por Karr (1981a 1981b,1986,) que desenvolveu o Índice de Integridade Biótica (IIB) para avaliar a qualidade da água e condições de rios, com base na comunidade de peixes. As métricas que compõem o IIB refletem a condição ecológica do sistema aquático, refletido na estrutura do habitat, teias tróficas e interações bióticas. As métricas individuais recebem uma pontuação individual, e quando somadas produzem o índice multimétrico que recebe uma classificação da condição ecológica como pobre, boa ou excelente em comparação a uma assembleia de peixes em localidades utilizadas como referencia. (Karr e Dudley 1981; Karr 1991). O princípio básico ecológico do IIB é que os níveis tróficos superiores (em sistemas aquáticos, geralmente peixes) requerem

uma diversidade de funções e processos dos ecossistemas para garantir a suas sobrevivência, crescimento e reprodução. A maioria dos índices que utilizam exclusivamente peixes como indicadores biológicos foram desenvolvidos em rios e riachos (Roth et al, 1998; Mercado-Silva et al, 2002 Araújo et al., 2003; Pont et al. 2006; Pinto e Araújo, 2007 ; Magalhães et al. 2008; Esteves e Alexandre 2011). Ao longo dos anos vem crescendo os estudos sobre adaptações dos índices multimétrico para diversos tipos de habitats como lagos, grandes rios, pântanos e estuários (Trebitz et al. 2003). Nenhum deles foi inicialmente desenvolvido para avaliar a condição ecológica de ambientes (Diaz et al., 2004) e quando aplicado a esse ambiente eles mostram a ineficácia da avaliação da qualidade ecológica, uma vez que não são representativos por não apresentarem as especificidades de comunidades de peixes marinhos (Henriques et al., 2008). O mais próximo de estudos relacionados a ambientes marinhos foram os índices desenvolvidos para os sistemas estuarinos. As aplicações de índices multimétricos começaram a ser desenvolvidos em estuários na década de noventa e nos dias atuais apresentam uma extensa bibliografia (Cooper et al., 1994; Deegan et al., 1997; Quinn et al., 1999; Harrison e Whitfield, 2004; Henriques et al., 2008; Delpech et al. 2010; Cabral et al. 2012). Poucos estudos foram realizados para os habitats de recifes rochosos. Henriques et al. (2008) estudou fundo rochoso em uma área estuarina em ambiente temperado em Portugal e em Henrique et al. (2013), selecionou métricas para assembleia de peixes relacionadas a diferentes distúrbios antrópicos pela primeira vez em costões rochosos temperados.

No Brasil, o uso de índices multimétricos para a avaliação da qualidade ambiental baseado em métricas biológicas através da assembleia de peixes, tem sido amplamente empregados apenas para rios e riachos (Araújo et al., 2003; Pinto et al., 2006; Pinto e Araújo, 2007; Bozzetti e Schulz, 2004; Marciano et al., 2004; Ferreira e Casatti, 2006; Baptista et al., 2007; Baptista et al., 2011; Esteves e Alexandre, 2011) e até mesmo em reservatórios (Terra e Araújo, 2011). Atualmente, não há índices multimétricos aplicados a ambientes marinhos no Brasil.

A Baía da Ilha Grande (BIG) é um sistema costeiro localizada entre as duas maiores metrópoles do país, sendo assim, progressivamente crescentes ameaças à integridade desta baía vêm aumentando devido ao rápido desenvolvimento costeiro. Como potenciais problemas antrópicos na baía, podemos destacar o desmatamento da área de mata nativa, descarga de esgotos em rios e praias, construção de usinas nucleares, estaleiro e terminal de petróleo. Além destes impactos principalmente relacionados a proximidades de áreas urbanas as atividades de pesca como as realizadas com barcos de arrasto (que destroem o fundo) a pesca recreativa (linha) e a seletiva, direcionada a peixes de costões rochosos (pesca arpão), são extremamente danosas à baía. A BIG tem uma Área Marinha Protegida (AMP) - Estação Ecológica de Tamoios que pode contribuir para a proteção de algumas áreas no interior da baía.

Baseadas em pressões antrópicas observadas na BIG, dois tipos de distúrbios foram selecionados a fim de entender como estes distúrbios podem alterar a dinâmica de peixes de costões rochosos: o distúrbio termal e o distúrbio pelo desenvolvimento urbano. O distúrbio termal é representado pelo efluente aquecido proveniente da descarga da água de arrefecimento da Usina Nuclear de Angra dos Reis, enquanto o distúrbio causado pelo conjunto de atividades humanas alteram de maneira difusa o ambiente, e são representados principalmente pela poluição, destruição de habitats e pesca. Os dois tipos de distúrbios e seus respectivos locais controles foram selecionados na Baía da Ilha Grande. As assembleias de peixes associadas a cada tipo de distúrbio

serviram para fornecer as diversas métricas sensíveis às alterações ambientais, representando suas características funcionais e estruturais.

Os principais objetivos deste trabalho foram: (1) selecionar métricas que discriminam locais impactados de locais controles (2) caracterizar padrões de resposta dos distúrbios nas métricas (3) desenvolver um índice multimétrico preliminar para dois tipos de distúrbios (efluente termal e influência urbana) através da assembleia de peixes de costões rochosos (4) e avaliar a condição ecológica dos costões rochosos.

2. ÁREA DE ESTUDOS

Os locais foram caracterizados de acordo com dois tipos de distúrbios: o impacto causado pelo efluente termal e a influência urbana. Para cada tipo de distúrbio locais controles foram amostrados (Figura II-1). O distúrbio gerado pelo efluente termal foi realizado próximo à área de descarga da água de arrefecimento da Central Nuclear Almirante Álvaro Alberto que é composta de duas usinas. As amostragens foram realizadas entre 2007 e 2008, durante a estação seca (inverno). O efluente termal é uma anomalia local que pode chegar a alguns quilômetros quadrados (2 Km²) do local de descarga (Lucca et al., 2005). Os locais considerados impactados foram amostrados próximos da descarga do efluente termal (<200m) e os pontos considerados controle foram localizados a quatro e nove quilômetros (respectivamente) da influência da descarga fora da baía onde ocorre a descarga. A média da temperatura de superfície nos locais amostrados variou entre 30,5 e 31 °C (Teixeira et al. 2012).

Os locais sob influência urbana foram amostrados entre 2010 e 2011, durante a estação seca (inverno). Estes locais estão localizados ao longo da costa ou em ilhas mais próximas com acesso constante de turistas, perto de marinas, portos e áreas urbanas. Nestas áreas também são observadas atividades de pesca (incluindo a pesca de arrasto de fundo), pesca recreativa (linha) e a seletiva dirigida a peixes de costões rochosos (caça submarina). Em resumo, os sites considerados afetados pelo distúrbio urbano foram caracterizados por diversas atividades humanas (Tabela II-1). Por outro lado, as áreas consideradas controles foram caracterizadas ou por estarem dentro da área marinha protegida (Estação Ecológica de Tamoios) ou por estarem em ilhas distantes da costa ou de difícil acesso. A escolha dos sites impactados pela influência urbana foi avaliada por meio de entrevistas informais com pescadores, mergulhadores e observações diretas da pesca artesanal, caça submarina e outras atividades semelhantes nos locais impactados. Outras informações adicionais também foram utilizadas para alguns sites na caracterização de áreas com influência urbana como: a quantidade de fotos registradas do Google Earth e "pacotes" turísticos.

Os locais considerados controles, para ambos os distúrbios, não representam condições pristinas, porém devem apresentar diferenças entre as assembleias de peixes comparados com os locais onde a presença de distúrbios é generalizada.

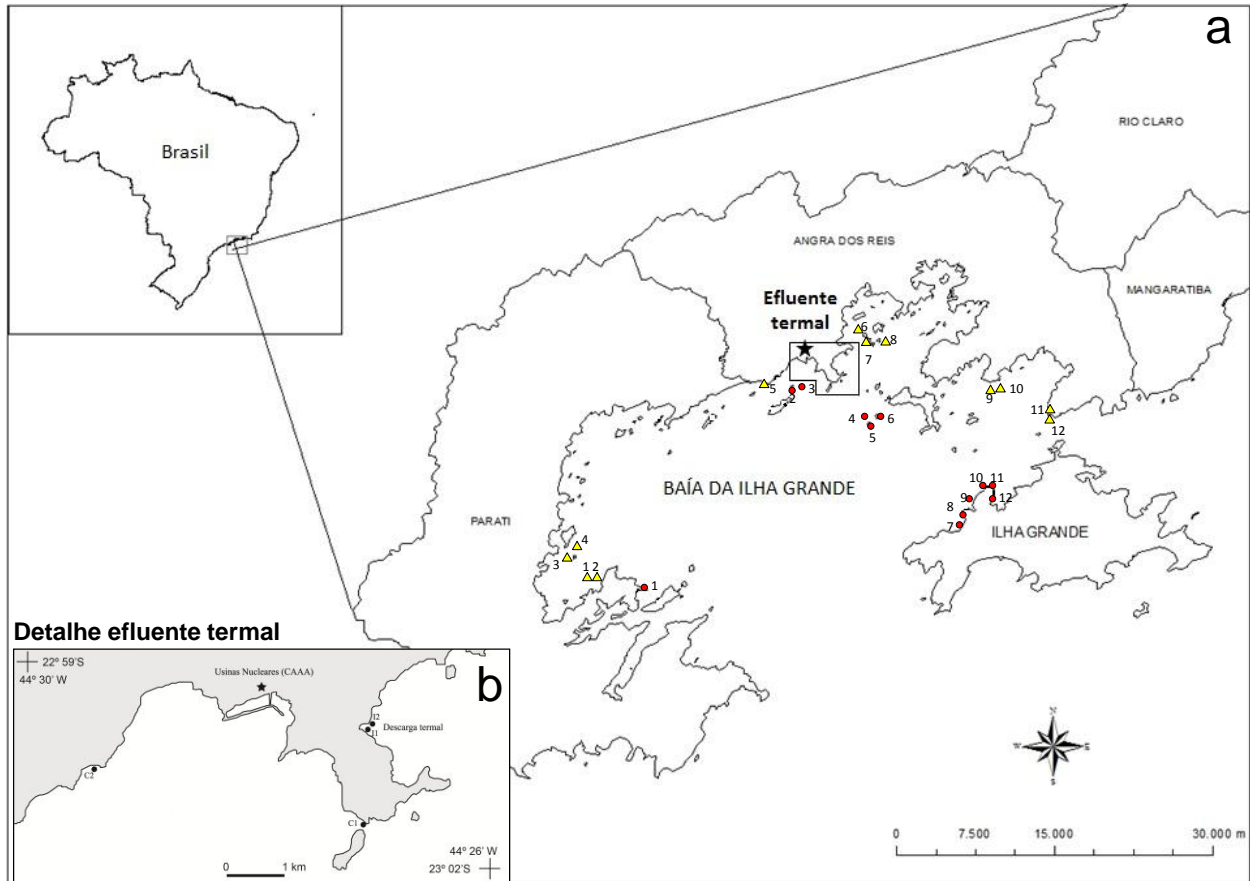


Figura II-1. Área de estudo na Baía da Ilha Grande para os locais impacto e controle para o distúrbio urbano (a): círculos indicam os locais controles (1=Saco da Velha, 2 e 3 = Ilha da Samambaia, 4 e 5= Ilha dos Búzios, 6=Ilha do Papagaio, 7,8 e 9 =Alvo, 10,11 e 12=Ponta do Longa) e triângulos locais impactados (1 e 2=Ilha de Mantimentos, 3 e 4=Ilha Rapada, 5=Praia Vermelha, 6 e 7= Ilha do Brandão, 8=Ilha Redonda, 9 e 10=Ilha de Cataguazes, 11 e 12=Ponta Leste). Os círculos 2,3,4,5 representam locais dentro da (ESEC- Tamoios). Detalhe do efluente termal (b) com locais impactos (I1 e I2) e controles (c1 e C2) para o distúrbio termal.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Amostragem da ictiofauna

A amostragem da ictiofauna esta descrita na metodologia geral. Três transectos a duas profundidades (raso e interface) foram realizadas em dois sites impactados e outros dois sites controles para avaliar o distúrbio termal. Estas amostragens ocorreram durante quatro saídas de campo, produzindo um total de 96 amostras para a avaliação do impacto termal. Para avaliar o distúrbio urbano os mesmos três transectos a duas profundidades foram realizados em 24 sites (12 impactos e 12 controles) o que totalizou 144 amostras.

3.2. Estrutura do habitat (Estrutura física e Cobertura bêntica)

A caracterização da cobertura bêntica e o índice de estrutura física (IEF) estão descritos na Metodologia Geral.

A cobertura bêntica nas áreas de impacto urbano foi dominada principalmente por organismos como algas calcária incrustantes, algas com talos cenocíticas, algas folhosas (*Sargassum* spp.), *turf* (composto de uma matriz de pequenas macroalgas) e invertebrados sésseis, representados principalmente por tunicados, moluscos, esponjas, equinodermos, briozoários, coral duro e zoantídeos (*Palythoa caribaeorum*). Para os locais com distúrbio termal a cobertura bêntica foi dominada por algas filamentosas, algas calcárias ramificadas do gênero *Jania*, *turf*, o molusco vermitídeo (*Petalonchus* sp.) e zoantídeos (*Palythoa caribaeorum*).

3.3. Fatores Potencialmente Impactantes (FPI)

A abordagem de Fatores Potencialmente Impactantes (FPI) pode fornecer não apenas uma boa ferramenta de comunicação entre os pesquisadores e tomadores de decisão (Svarstad et al., 2007), mas também um mecanismo global para avaliação e gestão dos problemas ambientais gerados pelo impacto antrópico (Borja et al., 2006). Os FPI nos trazem as principais pressões antrópicas que afetam o ambiente marinho na Baía da Ilha Grande e contribuem com informações importantes para o desenvolvimento de um índice multimétrico. As informações sobre a análise dos FPI foram adaptadas e complementadas do estudo realizado por Creed et al. (2007) na Baía da Ilha Grande. Informações complementares também foram coletadas durante os trabalhos de campo. Os FPI apresentam os seguintes tópicos com informações sobre: Fatores – Composto os fatores antrópicos observados na baía; Efeitos potenciais – Consequências dos fatores na área costeira marinha; Impacto - Impacto gerado na comunidade de peixes com aumento ou diminuição das variáveis respostas em questão; Recomendações – Trata de ações necessárias para minimizar ou resolver os problemas gerados pelos fatores antrópicos; Referências – Estudos realizados que tratam da influência dos fatores antrópicos observados nas variáveis respostas (Tabela II-1).

Tabela II-1. Fatores potencialmente impactantes (FPI) para a assembleia de peixes de costões rochosos da Baía da Ilha Grande, RJ.

Fatores antrópicos	Efeitos potenciais	Impacto	Recomendações	Referencias
Crescimento urbano	Aumento de lixiviação	Diversidade	Tratamento de esgoto	Jones e Reynolds 1997
	Carreamento de poluentes diversos	Dominância	Fiscalização de esgotos clandestinos	Guidetti et al.2002
	Aumento de pressão sobre recursos marinhos	Biomassa	Avaliações da qualidade da água	Islam e Tanaka 2004
	Geração de lixo e esgoto	Abundancia	Implementação de planos de	Fabircius et al. 2005
	Construções irregulares	Morte maciça	monitoramento ambiental	Smith et al. 2008
	Aumento de nutrientes e poluentes orgânicos e inorgânicos	Inibição ou falha reprodutiva		Wilson et al. 2008
			Estrutura trófica	Azzurro et al. 2010
Portos, Marinas e cais	Poluição por combustíveis e tintas incrustantes	Diversidade	Minimizar as operações de drenagem	Jones e Reynolds 1997
	Alteração e/ou perda de hábitat	Dominância	Minimizar as operações limpeza dos barcos	Peris-Mora et al. 2005
	Dragagens	Abundancia	Manutenções regulares dos barcos	Newell et al. 2008
	Impactos físicos de ancoragem e re-suspensão de sedimentos	Morte maciça	Rigorosa fiscalização dos barcos	
	Lixo e esgoto gerados por embarcações	Ocorrência de espécies exóticas	Controle das águas de lastros	
	Poluição sonora	Variabilidade genética		
		Disfunções reprodutivas		
		Estrutura trófica		
Pesca (artesanal,amadora, caça submarina)	Pesca seletiva (arpão)	Diversidade	Implementação de planos de monitoramento	Denny e Babcock 2004
	Sobrepesca	Dominancia	Ambiental (relativo à política de avaliação de estoques pesqueiros)	Floeter et al. 2006
	"Bycatch"	Biomassa		Meyer, 2007
	Métodos destrutivos de pesca (arrasto de fundo)	Tamanho médio		
	Remoção seletiva de organismos (para souvenir e aquariofilia)	Estrutura trófica	Intensificação do controle de atividades	
		Inibição reprodutiva	(redes de pesca legais, limite de barcos,	

Fatores antrópicos	Efeitos potenciais	Impacto	Recomendações	Referencias
		Estrutura etária Abundância Proporção de espécies demersais e crípticas	comprimento mínimo legal, períodos de defeso, licenças para pesca, etc) Fiscalização de áreas marinhas protegidas Proteção de habitats críticos (Manguezais e costões rochosos, por exemplo, que tem função de áreas de recrutamento e crescimento de peixes)	
Usina nuclear	Poluição térmica, química (cloro) e nuclear Alteração e/ou perda de habitat Geração de barreiras físicas no ambiente Aumento do fluxo de água (corrente) na saída da descarga termal	Diversidade Abundancia Biomassa Estrutura trófica Desenvolvimento larval Redução da capacidade Reprodutiva	Implementação de planos de monitoramento Ambiental Avaliações da qualidade da água	Langford 1990 Bamber 1995 Luksiene et al. 2000 Martell et al.2005 Teixeira et al. 2009, 2012

3.4. Métricas candidatas

Um total de 41 métricas candidatas foi compilado a partir de uma revisão de poucos estudos existentes sobre respostas a perturbações antrópicas em peixes de costões rochosos, descritos no sudeste do Brasil (Leão e Dominguez 2000; Gasparine 2005; Floeter 2006; Creed et al. 2007; Turbino et al 2007; Teixeira et al 2009, 2012) e adaptado de Henriques et al. 2013 (Tabela II-2).

As métricas representam uma série de características estruturais e funcionais da assembleia de peixes incluindo seis categorias: Diversidade/Composição, Pressão da pesca, Guilda trófica, Mobilidade/comportamento, Habitat associado e Resiliência. Para testar o impacto termal, duas métricas foram criadas e aplicadas apenas para este distúrbio sendo estas relacionadas com o método dinâmico de crítico máximo termal (*CMaxT*) é quantificada como a média da temperatura em que, a espécie de peixe estudada, atinge pontos críticos de tolerância termal, ou seja, o máximo crítico termal da espécie (MCT) (Mora e Ospina, 2001) (Tabela II-2).

O uso preferencial de guildas ecológicas como indicadores de mudanças na comunidade é devido ao fato de que guildas tendem a sofrer pequenas variações naturais e responder de forma mais previsível ao estresse, enquanto as espécies individuais sofrem mais interferência de características do habitat e tornam a interpretação de distúrbios mais difíceis (Elliott et al., 2007).

Dados de densidade e abundância são mais sensíveis a mudanças sutis em assembleias (Hewitt et al, 2005). Assim, uma abordagem com guildas foi adoptada e métricas para a assembleia de peixes foram medidas em densidade (ind. m⁻²) (Tabela II-2). As espécies foram organizadas dentro de suas guildas ecológicas e funcionais com base em prévias classificações da literatura disponível (Tabela II-2 e Anexo 1).

Tabela II-2. Lista das métricas candidatas para caracterizar a resposta da assembleia de peixes de costões rochosos aos distúrbios gerados pelo efluente termal e urbano na Baía da Ilha Grande.

Métricas	Descrição	Referencias
Diversidade/composição		
Total de espécies	Medida de riqueza	
Abundância	Medida de abundância	
Densidade de espécies raras	Medida de valor de conservação do sistema	
Número de espécies raras	(Espécies com < 1% do total da abundancia)	
Número de espécies raras/número total de espécies		
Dominância	Número de espécies que constituem 90% do total da abundância	
Pressão de pesca		
Densidade de indivíduos com intermediaria pressão de pesca	Medir os efeitos da pressão de pesca	Floeter et al. 2006
Densidade de indivíduos com alta pressão de pesca	Espécies com alto valor comercial	
Espécies comerciais (alta e intermediaria pressão)/sem pressão de pesca (em densidade e em proporção de espécies)		
Número de espécies sem pressão de pesca	Número de espécies sem valor comercial	
Número de espécies com alta pressão de pesca	Número de espécies com alto valor comercial	
Número de espécies ornamentais		Gasparini et al. 2005
Estrutura trófica (Densidade e Número)		
Densidade de onívoros	Se alimentam de uma variedade de organismos incluindo animais e algas.	Ferreira et al. 2001 Ferreira et al. 2004
Densidade de invertívoros	Se alimentam de invertebrados móveis e sésseis.	Floeter et al. 2007
Densidade de carnívoros	Se alimentam de peixes e de uma variedade de organismos bentônicos.	Luiz et al. 2008
Densidade de planctívoros	Se alimentam primariamente de macro e micro-zooplanton.	
Densidade de herbívoros	Se alimenta de turf e macroalga.	
Mobilidade/Comportamento		

Métricas	Descrição	Referencias
Densidade de espécies territorialistas	Movimentos limitados e comportamento territorial	Ferreira et al. 1998
Número de espécies solitárias		Fishbase
Número de espécies gregárias		Gasparini, 2005
Número de espécies residentes	Número de espécies que habitam os costões rochosos, mas não dependem exclusivamente deste ambiente (utilizam recursos locais ou passam por algum período do ciclo de vida nestes ambientes)	
Número de espécies dependentes	Número de espécies que dependem exclusivamente deste ambiente (durante todo o ciclo de vida)	
Habitat associado		
Densidade de indivíduos que estão na coluna d'água e em tocas	Espécies que usam a coluna d'água e tocas	Fish base
Densidade de indivíduos que usam a cobertura bêntica	Espécies que usam a cobertura do substrato formada por algas (turf). Essas espécies deslocam-se sobre o substrato e se alimentam-se e abrigam-se na cobertura bêntica	
Densidade de indivíduos que usam a coluna d'água		
Número de espécies de coluna d'água		
Densidade de espécies de tocas (>20 cm)	Especialistas em tocas – principalmente grandes tocas	
Densidade de espécies de tocas (<10 cm)	Especialistas em tocas – principalmente pequenas tocas	
Número de espécies crípticas	Diretamente associadas ao fundo rochoso	
Razão entre espécies de coluna d'água e espécies crípticas (Número de espécies/proporção)		
Resiliencia		
Densidade de indivíduos com baixa e muito baixa resiliencia	Capacidade de recuperação a partir de alterações no ambiente,	Fish base
Densidade de indivíduos com média resiliencia	Tempo mínimo de duplicação da população: alta (maior que 1,4	

Métricas	Descrição	Referências
Densidade de indivíduos com alta resiliência	anos), média (1,4 a 4,4 anos), baixa (4,5 a 14 anos) e muito baixa (mais de 14 anos).	
Número de espécies com baixa e muito baixa resiliência		
Influência termal		
Número de espécies com Critico Máximo Termal acima de 30°C	Quantificada como a média da temperatura em que a espécie de peixe estudada atinge pontos críticos de tolerância termal (Máximo Crítico Termal)	Mora e Ospina, 2001
Densidade de espécies com Critico Máximo Termal acima de 30°C		

3.5. Seleção das métricas candidatas

A Análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) foi aplicada para comparações de todas as métricas para cada tipo de local (Impactado vs Controle). PERMANOVA é um programa para testar simultâneas respostas para uma ou mais variáveis, para um ou mais fatores através de um desenho experimental ANOVA com base em qualquer medida de distância, através de métodos de permutação (Anderson, 2001). A distância de similaridade Bray-Curtis foi escolhida como a base de toda a análise de PERMANOVA e permutada 999 vezes pela análise (α de 0,01). Os dados foram transformados para \log_{10} para as análises de PERMANOVA. Este método é sensível a diferenças na dispersão entre os grupos, de modo a homogeneidade da dispersão multivariada foi testada usando a rotina PERMDISP (um teste de homogeneidade da dispersão multivariada). PERMDISP foi utilizada para verificar as diferenças encontradas entre os grupos (Impacto e controle) detectados pela PERMANOVA (Anderson et al. 2008). Padrões de cada tipo de distúrbio foram investigados entre os locais (utilizando o número total de amostras) usando a análise de coordenadas principais com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis (usando o programa PCO, Anderson e Willis, 2003). As métricas foram correlacionadas com os eixos das coordenadas principais, e os coeficientes de correlação plotados em um “biplot”, apresentando uma indicação da relação entre as métricas e os padrões multivariados. Diferentes métodos podem ser utilizados para selecionar o conjunto de métricas adequadas para a incorporação em índices multimétricos (Roset et al, 2007). Este conjunto de métricas deve incluir apenas aquelas que são: (1) biologicamente significativa, (2) capaz de ser confiável e de fácil quantificação utilizando amostragens de campo (3), sensível a distúrbios humanos e (4) não redundante com outras métricas (Noble et al, 2007; Roset et al, 2007). A Análise de coordenadas canônicas principais (CAP) (Anderson e Willis, 2003) foi utilizada para identificar as métricas que melhor discriminam entre os grupos distúrbios (Spearman $r > 0,5$). Mann-Whitney U teste foi utilizado para verificar quais dos dois tipos de sites (impactado ou controle) apresentou maior valor dentro dos distúrbios. Por fim, a correlação de Spearman entre as métricas foi empregada para determinar o grau em que cada par de métricas foram correlacionadas, sendo assim, redundantes ($r > 0,85$).

3.6. Condição de referência, pontuação das métricas e condição ecológica

Os locais considerados referência foram derivados dos locais controles para os dois tipos de distúrbios. Para as métricas selecionadas, o maior valor de cada métrica foi dividida em cinco partes, cada intervalo correspondendo a faixa da respectiva pontuação. O sistema de pontuação baseado em cinco possíveis valores de pontuação para cada métrica foi inicialmente aplicado por Coates et al. 2007 e Henriques et al. (2008) no desenvolvimento do Índice da Comunidade de Peixes Marinhos (*Marine Fish Community Index*). Este tipo de pontuação apresenta uma maior discriminação para a condição ecológica do que o sistema que era frequentemente usado em índices com três possibilidades de pontuação para cada métrica (Henriques et al. 2008).

Depois de atribuído uma pontuação para cada métrica (que variou de 1 – 5), o valor final do índice, foi calculado de acordo com os princípios propostos por (Coates et al. 2007), no qual a pontuação relativa (PR) é o resultado da pontuação observada (PO,

soma das pontuações de todas as métricas) dividido pelo valor máximo de pontuação possível:

$$PR = PO / \text{Pontuação máxima} \times \text{Número de métricas selecionadas}$$

A pontuação máxima possível atribuída ao distúrbio termal foi obtida da seguinte forma: oito métricas selecionadas x 5 (pontuação máxima) = 40 e para o distúrbio urbano: seis métricas selecionadas x 5 (pontuação máxima) = 30. Finalmente, a fim de obter a condição ecológica do local analisado a pontuação relativa final do local foi comparada com uma escala de qualidade ecológica (Tabela II-3).

Tabela II-3. Escala da condição ecológica para o Índice múltimétrico para ambos os distúrbios.

Condição Ecológica	Min. Valor	Max. Valor
Ruim	0.2	0.36
Pobre	0.36	0.52
Moderado	0.52	0.68
Bom	0.68	0.84
Excelente	0.84	1

Adaptado de Coates et al. 2007

Diferenças entre a pontuação relativa final dos locais impactos e controles para ambos os distúrbios foram testadas através do teste não paramétrico de Mann-Whitney.

4. RESULTADOS

4.1. Estrutura do habitat

A estrutura física de todos os locais de estudo é caracterizada por costões rochosos formados por pedras de granito que terminam em um fundo de areia. A profundidade média dos locais controles e impactados para o distúrbio termal foram de 2,1 e 2 m, respectivamente. O índice de estrutura física (IEF) dos locais controles foi de 6,1 e 8,3 nos locais impactados. De maneira geral os locais amostrados apresentaram pedras pequenas e uma inclinação suave do costão rochoso. A cobertura bêntica nos locais impactados foi caracterizada predominantemente por de algas filamentosas (12%), alga calcária do gênero *Jania* (15.4%), *turf* (34.1%) e o molusco vermetídeo do gênero *Petalochonchus* sp. (24.7%). Os locais controles foram dominados principalmente pela cobertura de zoantídeos (14.5%), alga frondosa (36.6%), *turf* (24.8%) e alga filamentosa (7.8%).

Os locais amostrados para avaliar o distúrbio urbano, de maneira geral apresentaram pedras grandes, e uma inclinação mais íngreme. A média do IEF para os locais controles foi de 12,1 e nos locais impactados 10. Os locais controles foram dominados por *turf* (43%), zoantídeos (27%) e alga frondosa (17%), enquanto que os

locais impactados apresentaram dominância de alga frondosa (31,5%), *turf* (28,7%) e zoantídeos (21,9%). A profundidade média dos locais controles e impactados foram 4,2 m e 2,3 m, respectivamente.

Outras espécies como ouriços, moluscos, tunicados, esponjas e corais foram registradas, porém com baixas porcentagens.

4.2. Assembleia de peixes

Um total de 83 espécies foram identificadas, as famílias mais abundantes foram Pomacentridae, Haemulidae, Gerreidae e Sparidae (Tabela II-4). As famílias mais abundantes nos locais com distúrbio causado pelo efluente termal foram Gerreidae (78,3%) e Haemulidae (9,6%), enquanto os locais controles foram representados por Pomacentridae (46,7%), Haemulidae (30,2%) e Sparidae (10,4%). Para os locais controles do distúrbio urbano as famílias Pomacentridae (41,4%) e Haemulidae (32,2%) foram as mais abundantes. Para os locais impactados as mesmas famílias apresentaram as maiores abundâncias com 52% e 19%, respectivamente.

Tabela II-4. Média da abundância (\pm erro padrão) das espécies de costões rochosos registradas para os locais impactados e controles nos dois tipos de distúrbios (efluente termal e influência urbana).

Família/Espécies	Efluente termal		Influência urbana	
	Impacto	Controle	Impacto	Controle
Acanthuridae				
<i>Acanthurus bahianus</i>	-	-	-	0.51 \pm 0.17
<i>Acanthurus chirurgus</i>	-	0.60 \pm 0.23	0.03 \pm 0.02	0.26 \pm 0.08
<i>Acanthurus coeruleus</i>	-	-	-	0.01 \pm 0.01
Belonidae				
<i>Strongylura sp.</i>	0.04 \pm 0.03	0.02 \pm 0.02	0.01 \pm 0.01	-
Blenniidae				
<i>Parablennius marmoratus</i>	-	-	-	0.14 \pm 0.05
<i>Parablennius pilicornis</i>	-	-	-	-
<i>Parablennius sp.</i>	-	0.08 \pm 0.06	-	-
<i>Scartella cristata</i>	-	-	0.06 \pm 0.03	0.04 \pm 0.02
Carangidae				
<i>Caranx latus</i>	0.02 \pm 0.02	0.13 \pm 0.11	0.05 \pm 0.04	0.40 \pm 0.38
<i>Oligoplites saurus</i>	0.02 \pm 0.02	-	0.03 \pm 0.02	-
<i>Trachinotus falcatus</i>	0.10 \pm 0.10	-	0.01 \pm 0.01	0.03 \pm 0.02
Chaenopsidae				
<i>Emblemariopsis signifer</i>	-	-	-	0.09 \pm 0.05
Chaetodontidae				
<i>Chaetodon striatus</i>	-	0.94 \pm 0.19	0.60 \pm 0.10	1.01 \pm 0.15
<i>Chaetodon sedentarius</i>	-	-	-	0.01 \pm 0.01
Dactylopteridae				

Continuação Família/Espécies	Efluente termal		Influência urbana	
	Impacto	Controle	Impacto	Controle
<i>Dactylopterus volitans</i>	0.35±0.31	-	-	0.01±0.01
Diodontidae				
<i>Chilomycterus spinosus</i>	-	0.04±0.04	0.06±0.03	0.03±0.02
<i>Diodon histrix</i>	-	-	-	0.01±0.01
Gerreidae				
<i>Diapterus rhombeus</i>	1.10±0.71	0.33±0.27	0.18±0.15	0.96±0.96
<i>Eucinostomus argenteus</i>	87.52±17.74	1.23±0.98	0.03±0.03	-
<i>Eucinostomus gula</i>	0.06±0.06	-	-	-
<i>Eugerres brasilianus</i>	-	0.13±0.13	-	-
Gobiidae				
<i>Bathygobius soporator</i>	-	-	0.01±0.01	-
<i>Coryphopterus</i> sp.	-	-	0.78±0.33	0.60±0.18
<i>Elacatinus fígaro</i>	-	-	-	0.31±0.11
Haemulidae				
<i>Anisotremus surinamensis</i>	0.04±0.03	0.48±0.12	0.22±0.14	0.24±0.08
<i>Anisotremus virginicus</i>	-	0.75±0.17	0.17±0.05	0.42±0.12
<i>Haemulon aurolineatum</i>	0.63±0.31	8.33±3.03	0.65±0.22	11.90±5.18
<i>Haemulon steindachneri</i>	10.27±2.59	13.33±4.51	8.67±1.83	4.26±1.47
<i>Orthopristis ruber</i>	-	3.15±1.58	0.06±0.03	0.17±0.17
Holocentridae				
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0.02±0.02	0.13±0.05	0.01±0.01	0.22±0.07
Kyphosidae				
<i>Kyphosus</i> sp.	-	0.02±0.02	-	0.68±0.16
Labridae				
<i>Bodianus pulchellus</i>	-	-	-	0.06±0.04
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	-	-	-	0.03±0.02
<i>Halichoeres poeyi</i>	-	0.56±0.11	0.09±0.05	0.83±0.16
Labrisomidae				
<i>Labrisomus cricota</i>	-	-	0.01±0.01	0.08±0.03
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0.02±0.02	0.48±0.12	0.01±0.01	0.24±0.07
<i>Malacoctenus delalandii</i>	0.08±0.04	1.31±0.38	0.44±0.10	1.12±0.28
Lutjanidae				
<i>Ocyurus chrysurus</i>	-	-	-	0.03±0.02
Monacanthidae				
<i>Cantherhines macrocerus</i>	-	-	-	0.01±0.01
<i>Cantherhines pullus</i>	-	-	-	0.06±0.03
<i>Stephanolepis hispidus</i>	-	-	0.22±0.05	0.09±0.04
Mugilidae				
<i>Mugil</i> sp.	7.73±2.19	0.25±0.15	-	0.01±0.01
Mullidae				
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	-	0.40±0.11	0.03±0.02	0.15±0.05
Muraenidae				
<i>Gymnothorax funebris</i>	-	-	-	0.01±0.01
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	-	-	-	0.03±0.02

Continuação Família/Espécies	Efluente termal		Influência urbana	
	Impacto	Controle	Impacto	Controle
Narcinidae				
<i>Narcine brasiliensis</i>	-	-	0.01±0.01	-
Ogcocephalidae				
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	-	-	-	0.01±0.01
Ostraciidae				
<i>Acanthostracion polygonius</i>	-	-	0.03±0.02	0.05±0.02
Pempheridae				
<i>Pempheris schomburgki</i>	-	2.94±1.36	0.05±0.03	2.51±1.38
Pomacanthidae				
<i>Pomacanthus paru</i>	-	-	0.17±0.06	0.28±0.07
Pomacentridae				
<i>Abudefduf saxatilis</i>	2.96±0.87	36.02±6.59	10.99±1.58	41.74±5.79
<i>Chromis multilineata</i>	-	0.04±0.04	0.01±0.01	0.13±0.09
<i>Stegastes fuscus</i>	-	4.13±0.91	1.44±0.22	4.27±0.43
<i>Stegastes pictus</i>	-	-	-	0.05±0.04
<i>Stegastes variabilis</i>	-	-	0.04±0.03	0.06±0.04
Scaridae				
<i>Cryptotomus roseus</i>	-	-	-	0.04±0.02
<i>Scarus trispinosus</i>	-	-	-	0.01±0.01
<i>Scarus zelindae</i>	-	-	-	0.01±0.01
<i>Sparisoma amplum</i>	-	-	-	0.17±0.15
<i>Sparisoma axillare</i>	-	-	0.01±0.01	0.13±0.08
<i>Sparisoma frondosum</i>	-	0.33±0.13	-	0.92±0.16
<i>Sparisoma radians</i>	-	-	-	0.03±0.02
<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	-	-	-	0.10±0.04
<i>Sparisoma</i> sp.	-	-	0.09±0.05	0.08±0.04
Sciaenidae				
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	-	0.02±0.02	-	-
<i>Odontoscion dentex</i>	-	-	0.01±0.01	0.09±0.04
<i>Pareques acuminatus</i>	-	0.02±0.02	0.08±0.04	0.04±0.02
Scorpaenidae				
<i>Scorpaena plumieri</i>	-	0.02±0.02	0.06±0.03	0.03±0.03
Serranidae				
<i>Epinephelus marginatus</i>	0.04±0.03	0.08±0.04	0.19±0.06	0.41±0.08
<i>Epinephelus morio</i>	-	-	-	0.19±0.19
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0.04±0.03	0.27±0.10	0.65±0.10	0.47±0.09
<i>Mycteroperca bonaci</i>	-	-	0.04±0.02	0.05±0.02
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	-	-	-	0.01±0.01
<i>Serranus baldwini</i>	-	-	-	0.17±0.07
<i>Serranus flaviventris</i>	0.08±0.04	0.06±0.05	0.26±0.06	0.05±0.02
Sparidae				
<i>Calamus pena</i>	-	0.02±0.02	-	-
<i>Diplodus argenteus</i>	-	8.98±2.29	2.88±0.79	6.10±1.72
Syngnathidae				

Continuação Família/Espécies	Efluente termal		Influência urbana	
	Impacto	Controle	Impacto	Controle
<i>Hippocampus reidi</i>	-	-	0.03±0.02	0.03±0.02
<i>Micrognathus crinitus</i>	-	0.02±0.02	-	0.05±0.04
Synodontidae				
<i>Synodus synodus</i>	-	-	-	0.03±0.02
Tetraodontidae				
<i>Canthigaster figueiredoi</i>	-	-	-	0.08±0.04
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	2.06±0.34	0.40±0.14	0.74±0.11	0.33±0.13
<i>Sphoeroides spengleri</i>	-	-	0.10±0.05	0.14±0.05
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.10±0.06	0.02±0.02	0.01±0.01	-
Total de espécies	21	37	46	72
Abundância total	5439	4134	2366	6916

A análise de SIMPER forneceu evidências de que *Eucinostomus argenteus* (35,31%) e *Abudefduf saxatilis* (20,49%) apresentaram as maiores contribuições para a dissimilaridade entre impacto e controle dos locais sob influência termal (dissimilaridade média: 93,65%). Para os locais sob influência urbana *A. saxatilis* (36,94%) e *Haemulon steindachneri* (13,35%) foram as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os locais impacto e controle (dissimilaridade média: 77,33%) (Tabela II-5).

Tabela II-5. Resultados do SIMPER para a abundância das espécies nos dois tipos de distúrbios (efluente termal e influência urbana) em costões rochosos da Baía da Ilha Grande.

	Espécies	Efluente termal	Controle	% Contribuição
		Média Abundancia	Média Abundancia	
Dissimilaridade				
média	<i>E. argenteus</i>	87.52	1.23	35.31
93.65%	<i>A. saxatilis</i>	2.96	36.02	20.49
	<i>H. steindachneri</i>	10.27	13.33	11.27
	<i>H. aurolineatum</i>	0.63	8.33	5.97
	<i>D. argenteus</i>	0	8.98	5.88
	<i>M. curema</i>	7.73	0.25	5.2
		Influência Urbana	Controle	
77.33%	<i>A. saxatilis</i>	10.99	41.74	36.94
	<i>H. steindachneri</i>	8.67	4.26	13.35
	<i>H. aurolineatum</i>	0.65	11.9	9.65
	<i>D. argenteus</i>	2.88	6.1	8.12
	<i>S. fuscus</i>	1.44	4.27	5.34

4.3. Métricas

A análise de PERMANOVA mostrou que, tanto o distúrbio de influência termal quanto de influência urbana apresentaram diferenças entre as métricas para cada par de locais (I x C): Efluente termal (pseudo-F = 19,32, $p < 0,01$) e influência urbana (pseudo-F = 24,66, $p < 0,01$). A análise de PCO explicou 64,9% da variação total nas métricas para o distúrbio termal. PCO1 explicou 45,4% da variação, enquanto PCO2 explicou 19,5%. Um total de 59,3% da variação nas métricas para influência urbana pode ser explicada pelos dois primeiros eixos PCO. PCO1 explicou 38,3% da variação, enquanto PCO2 explicou 21%. O primeiro eixo separou os locais impacto e controle para os dois distúrbios (Figura 2). Não foram encontrados diferenças na dispersão multivariada (PERMDISP) dentro de cada grupo controle e impacto (valores $p > 0,05$).

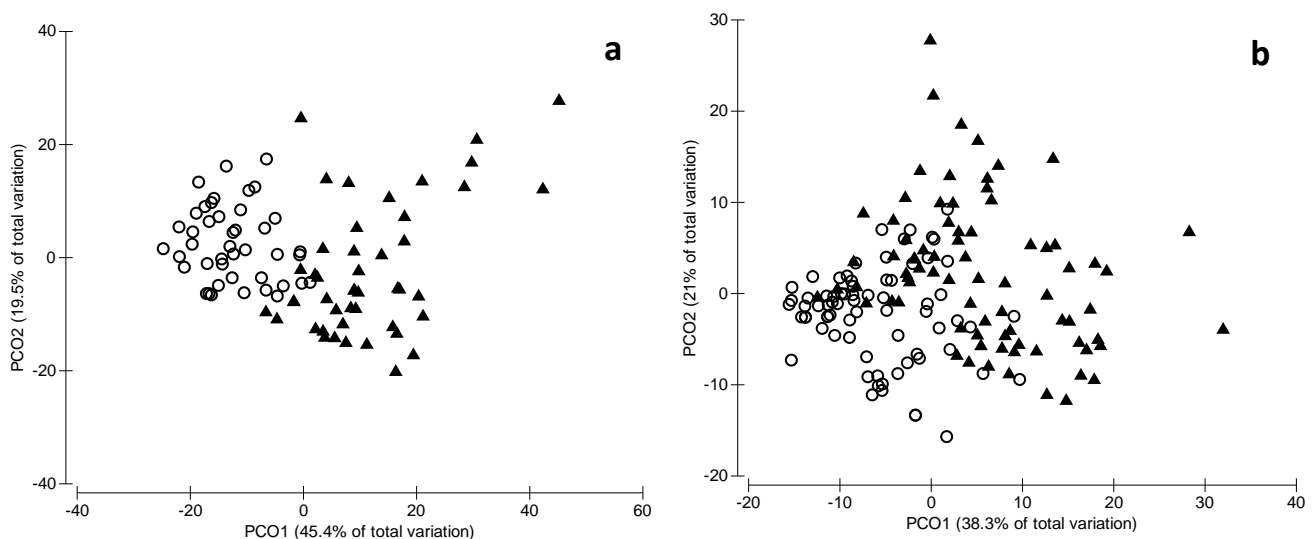


Figura II-2. Análise de coordenadas principais (PCO) comparando todas as métricas para os locais controles (círculos) e impactos (triângulos) para o distúrbio do efluente termal (a) e de influência urbana (b).

Um grande número de métricas responderam aos tipos de distúrbios e todas as métricas apresentaram maiores valores nos locais controles. A análise discriminante CAP das métricas também mostrou diferenças significativas entre locais impacto e controle ($p < 0,01$). A correlação de cada métrica individual com o primeiro eixo do CAP para cada tipo de distúrbio e os resultados do teste de Mann–Whitney estão representados na Tabela II-6. O teste de Mann-Whitney mostrou que, com a exceção das métricas “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” para o distúrbio termal e a “número de espécies de coluna” para influência urbana, todas as outras métricas apresentaram diferenças significativas entre impacto e controle.

As métricas selecionadas para representar o distúrbio termal através da correlação de Spearman devido a sua baixa redundância e alta resposta a discriminação entre os locais impacto e controle foram: “total de espécies” (Diversidade/composição), “número de espécies crípticas”, “número de espécies de coluna d’água” (Habitat associado), “número de espécies residentes” (Mobilidade/Comportamento), “densidade de indivíduos com baixa e muito baixa resiliência” (Resiliência), “densidade de

onívoros”, “densidade de carnívoros”, “densidade de herbívoros” (Estrutura trófica) (Tabela II-6).

Através dos mesmos critérios de seleção, as seguintes métricas foram selecionadas para caracterizar o distúrbio urbano: “abundância”, “número de espécies raras/número total de espécies” (Diversidade/composição), “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” (Pressão de pesca), “número de espécies crípticas” (Habitat associado), “número de espécies dependentes” (Mobilidade/Comportamento), “densidade de herbívoros” (Estrutura trófica) (Tabela II-6).

Tabela II-6. Resultados das etapas de seleção das métricas para o distúrbio termal e urbano: Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com coeficiente de correlação do primeiro eixo ($r > 0,5$), teste de Mann-Whitney ($p < 0,01$) e correlação de Spearman ($r > 0,85$).

Categorias/Métricas	Distúrbio termal			Distúrbio urbano		
	CAP	Mann-Whitney	Spearman	CAP	Mann-Whitney	Spearman
Diversidade/composição						
Total de espécies	-0,77	X	X	-0,67	X	-
Abundância	-	-	-	-0,87	X	X
Densidade de espécies raras	-0,55	X	-	-0,62	X	-
Número de espécies raras	-0,73	X	-	-0,65	X	-
Número de espécies raras/número total de espécies	-	-	-	-0,59	X	X
Dominância	-	-	-	-	-	-
Pressão de pesca						
Densidade de indivíduos com intermediária pressão de pesca	-	-	-	-	-	-
Densidade de indivíduos com alta pressão de pesca	-0,73	-	-	-0,60	X	X
Espécies comerciais (alta e intermediária pressão)/sem pressão de pesca (em densidade e em proporção de espécies)	-	-	-	-	-	-
Número de espécies sem pressão de pesca	-0,62	X	-	-	-	-
Número de espécies com alta pressão de pesca	-0,70	X	-	-0,64	X	-
Número de espécies ornamentais	-0,81	X	-	-0,58	X	-
Estrutura trófica (Densidade e Número)						
Densidade de onívoros	-0,74	X	X	-0,55	X	-
Número de onívoros	-0,72	X	-	-	-	-
Densidade de invertívoros	-	-	-	-	-	-
Número de invertívoros	-	-	-	-	-	-
Densidade de carnívoros	-0,61	X	X	-	-	-
Número de carnívoros	-0,63	X	-	-	-	-
Densidade de planctívoros	-	-	-	-	-	-

Categorias/Métricas	Distúrbio termal			Distúrbio urbano		
	CAP	Mann-Whitney	Spearman	CAP	Mann-Whitney	Spearman
Número de planctívoros	-	-	-	-	-	-
Densidade de herbívoros	-0,70	X	X	-0,66	X	X
Numero de herbivoros	-0,71	X	-	-0,62	X	-
Mobilidade/Comportamento						
Densidade de espécies territorialistas	-0,66	X	-	-0,58	X	-
Número de espécies solitárias	-0,76	X	-	-	-	-
Número de espécies gregárias	-0,63	X	-	-0,63	X	-
Número de espécies residentes	-0,86	X	X	-0,67	X	-
Número de espécies dependentes	-0,87	X	-	-0,52	X	X
Habitat associado						
Densidade de indivíduos que estão na coluna d'água e em tocas	-0,82	X	-	-0,59	X	-
Densidade de indivíduos que usam a cobertura bêntica	-0,75	X	-	-	-	-
Densidade de indivíduos que usam a coluna d'água	-	-	-	-	-	-
Número de espécies de coluna d'água	-0,55	X	X	-0,54	-	-
Densidade de espécies de tocas (>20 cm)	-0,61	X	-	-	-	-
Densidade de espécies de tocas (<10 cm)	-0,70	X	-	-0,61	X	-
Número de espécies crípticas	-0,88	X	X	-0,57	X	X
Razão entre espécies de coluna d'água e espécies crípticas (Número de espécies/proporção)	-0,64	X	-	-0,58	X	-
Resiliencia						
Densidade de indivíduos com baixa e muito baixa resiliencia	-0,52	X	X	-	-	-
Densidade de indivíduos com média resiliencia	-0,67	X	-	-0,79	X	-
Densidade de indivíduos com alta resiliencia	-	-	-	-0,59	X	-
Número de espécies com baixa e muito baixa resiliência	-0,51	X	-	-0,50	X	-
Influência termal						
Número de espécies com Critico Máximo Termal acima de 30°C	-	-	-	-	-	-

Densidade de espécies com Critico Máximo Termal acima de 30°C

- - - - -

Várias categorias de métricas foram selecionadas como importantes para a caracterização dos dois tipos de impactos principalmente, Diversidade/composição, Habitat associado, Mobilidade/ Comportamento e Estrutura trófica.

4.4. Métricas selecionadas

A escolha das métricas de cada distúrbio foi realizada seguindo dois princípios fundamentais segundo Henrique et al. (2008): (1) todos os atributos devem ser representados por as métricas mais informativas considerando as características específicas de cada distúrbio e (2) a seleção das métricas mais importantes deve basear-se no seu significado ecológico, resposta dos efeitos potenciais (Tabela I-1) gerados por mudanças ambientais e da relação redundante entre as métricas (excluindo as redundantes).

Categorias selecionadas:

Diversidade/composição

Os dois distúrbios apresentaram a categoria *Diversidade/composição* representada pelas métricas “total de espécies” para o distúrbio termal e para o distúrbio urbano “número de espécies raras/número total de espécies” e “abundância”. O total de espécies e a abundância foram escolhidas como uma medida de diversidade e espera-se uma diminuição no valor da pontuação com o aumento de pressões antrópicas. (Henriques et al. 2008). A diversidade é afetada por todos os impactos sobre o ambiente costeiro marinho, como podemos observar na análise FPI (Tabela II-1). A métrica “número de espécies raras/número total de espécies” foi determinada através da abundancia relativa total inferior a 1%. O registro de espécies raras é extremamente dependente do esforço amostral (Keough e Quinn, 1991), porém a métrica foi construída através de uma razão que pondera a sua presença (em número de espécies) com o número total de espécies observadas, a fim de minimizar o efeito de amostragem (Henriques et al. 2013). A presença de espécies raras aumenta o valor ecológico global do índice, uma vez que sua diminuição ou mesmo extinção local é esperada com o aumento das pressões antrópicas (Keough e Quinn, 1991; Harrison e Whitfield, 2004). A métrica “abundância de espécies” proporciona um excelente indicador de integridade biótica (Harrison e Whitfield, 2004). A abundância relativa tem sido considerada como um bom indicador da integridade da comunidade, porque o aumento da pressão no ambiente produz principalmente um declínio na abundância (Keough e Quinn, 1991; Harrison e Whitfield, 2004, Coates et al., 2007) ou o aumento de alguma espécie oportunista (Teixeira et al. 2009, 2012).

Mobilidade/Comportamento

A métrica “número de espécies residentes” foi selecionada para o distúrbio termal e a métrica “número de espécies dependentes” selecionada para o distúrbio urbano. As métricas incluídas nesta categoria fazem referência à mobilidade (sedentária ou migratória) associada ao comportamento (territorialista, desova demersal ou pelágica). Para este estudo, as espécies denominadas dependentes foram caracterizadas por passarem todo o ciclo de vida no costão rochoso e as espécies denominadas residentes foram denominadas desta forma por utilizarem os recursos disponíveis ou apresentarem apenas uma parte do ciclo de vida neste ambiente. Estas métricas são

importantes, pois destacam a importância do habitat rochoso para algumas espécies que realmente utilizam este habitat durante todo o ciclo de vida como para outras que em algum momento dependem das condições ou dos recursos do habitat. Para fins de conservação e avaliação da qualidade ambiental destes habitats, tais métricas são importantes, pois destacam a intrínseca relação de várias espécies de peixes com este ambiente mesmo que não sejam caracterizadas como típicas de costões rochosos. Estas métricas são importantes como uma possível “substituta” das métricas “Função de berçário” e “densidade de indivíduos com tamanho de maturação” empregada por Henrique et al. (2013) em costões rochosos. No presente trabalho, algumas espécies ainda não possuem estudos que possam fornecer informações sobre estas métricas. Portanto, devemos destacar a necessidade de estudos sobre a ecologia de espécies de peixes de costões rochosos tropicais para que estas informações possam contribuir ainda mais para o desenvolvimento de ferramentas robustas na avaliação de impactos ambientais.

Resiliência

Resiliência é a capacidade de recuperação mediante a alterações no ambiente (Hollings, 1973), em sistemas degradados é esperado que suporte menos espécies com baixa ou muito baixa resiliência do que em sistemas com menor degradação, portanto a métrica “densidade de indivíduos com baixa e muita baixa resiliência” pode ser um bom indicador da sensibilidade do sistema.

Habitat associado

As métricas que representam esta categoria são importantes por estarem relacionadas diretamente com o microhabitat (cobertura bêntica e complexidade topográfica). A métrica “número de espécies crípticas” foi selecionada para ambos os distúrbios e a métrica “número de espécies de coluna d’água” apenas para o distúrbio urbano. A métrica “número de espécies crípticas” é composta por pequenas espécies que vivem em íntima associação com o substrato (Blenniidae, Labrisomidae e Gobiidae) (La Mesa et al., 2006). Esta métrica é muito importante pois pode refletir distúrbios que afetem diretamente os organismos bentônicos e conseqüentemente a assembleia de peixes. O “número de espécies de coluna d’água” é uma métrica que está associada às espécies típicas e abundantes em costões rochosos sendo encontradas em pequenos ou grandes cardumes como as famílias Pomacentridae, Haemulidae e Sparidae.

Guilda trófica

A métrica “densidade de herbívoros” foi relacionada aos dois tipos de distúrbio, enquanto as métricas “densidade de onívoros” e “carnívoros” foram relacionadas apenas ao impacto urbano. Segundo Khalaf e Kochzius (2002) um ambiente equilibrado deve conter espécies de peixes que representem todas as guildas tróficas características. Métricas relacionadas às guildas tróficas são importantes, pois refletem o impacto gerado sob os recursos alimentares sejam eles organismos da cobertura bêntica (invertebrados e algas) ou as próprias espécies de peixes. Diversos estudos têm demonstrado que grande parte da produção primária em recifes de corais é transferida pela cadeia alimentar dos herbívoros pela forte pressão que estas espécies desempenham (Polunin e Klumpp, 1992; Ferreira, 1998). Os herbívoros mais abundantes, no presente estudo, foram representados principalmente por espécies das famílias Scaridae e o gênero *Stegastes*.

Os representantes dos predadores de topo carnívoros foram os da família Serranidae e os onívoros foram representados por espécies das famílias Pomacentridae e Sparidae.

Pressão de pesca

A métrica “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” foi selecionada apenas para o impacto urbano destacando a importância de métricas relacionadas a esta categoria na avaliação de impactos da comunidade de peixes, pois são as principais atividades a afetarem as comunidades marinhas (Gomes et al., 2001).

4.5. Pontuações das métricas

As pontuações de cada métrica foram baseadas nas seguintes faixas relacionadas aos cinco possíveis valores de pontuação (Tabela II-7).

Tabela II-7. Sistema de pontuação do Índice multimétrico e as respectivas faixas de valores para os dois distúrbios (efluente termal e influência urbana) na Baía da Ilha Grande.

Métricas - distúrbio termal	1	2	3	4	5
Total de espécies	0 - 2	3 - 5	6 - 8	9 - 11	> 12
Número de espécies crípticas	0	1	2	3 - 5	> 6
Número de espécies de coluna d'água	0-1	2 - 3	4 - 6	7 - 8	> 9
Número de espécies residentes	0-2	3 - 5	6 - 8	9 - 11	> 12
Densidade de indivíduos com baixa resiliência	0	1	2	3	> 4
Densidade de onívoros	0-38	39 - 76	77 - 114	115 - 152	> 153
Densidade de herbívoros	0-3	4 a 9	10 a 15	16 a 21	> 22
Densidade de carnívoros	0	1	2	3 a 4	> 5
Métricas - distúrbio urbano	1	2	3	4	5
Abundância	0 - 70	71 - 144	145 - 217	218 - 290	> 291
Número de espécies raras/número total de espécies	0 - 0.17	0.18 - 0.30	0.31 - 0.48	0.49 - 0.66	> 0.67
Densidade de indivíduos com alta pressão de pesca	0 - 18	19 - 38	39 - 57	58 - 76	> 77
Número de espécies crípticas	0 - 1	2	3	4	> 5
Número de espécies dependentes	0 - 1	2 - 3	4 - 5	6 - 7	> 8
Densidade de herbívoros	0 - 4	5 - 9	10 - 14	15 - 19	> 20

4.6. Condições ecológicas

No geral, os locais impactados pelo efluente termal foram classificados como “ruins” enquanto os locais controles foram classificados principalmente com a condição “excelente” para a condição ecológica (Tabela II-8). Os locais sob influência do efluente termal com a condição ecológica classificada como “ruim” apresentaram menores pontuações para as métricas relativas às categorias de Estrutura trófica e Resiliência. Os locais classificados como “pobres” foram classificados, principalmente, por baixas pontuações para as métricas “densidade de onívoros” e “densidade de herbívoros” (Tabela II-8). Os sites controles, para a influência termal, com locais

classificados como “bons” e “moderados” também apresentaram menores pontuações para a categoria Estrutura trófica (“densidade de herbívoros” e “densidade de onívoros”).

Os locais impactados pela influência urbana foram classificados principalmente como a condição ecológica “pobre” enquanto os locais controles como “bom” (Tabela II-9). Os locais impactados com a influência urbana apresentaram como menor condição ecológica a condição “pobre”. As principais métricas associadas a esta condição foram a “abundância”, “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” e “densidade de herbívoros”.

Diferenças significativas foram encontradas entre a pontuação relativa dos locais controles e impactos para ambos os distúrbios (Mann-Whitney, $p < 0,01$).

Tabela II-8. Pontuação obtida para cada métrica do distúrbio efluente termal na Baía da Ilha Grande.

Local	Amostras	Métricas selecionadas				Densidade de indivíduos com baixa resiliência	Densidade de onívoros	Densidade de herbívoros	Densidade de carnívoros	Pontuação observada	Pontuação relativa	Condição Ecológica
		Total de espécies	Nº de espécies crípticas	Nº espécies coluna d'água	Nº de espécies residentes							
Impacto 1	I1	2	2	3	2	1	1	1	2	14	0.35	Ruim
	I2	3	2	4	2	2	1	1	2	17	0.43	Pobre
	I3	3	3	4	3	2	1	1	2	22	0.48	Pobre
	I4	2	1	3	2	1	1	1	2	13	0.33	Ruim
Impacto 2	I1	2	1	3	2	2	1	1	1	13	0.33	Ruim
	I2	3	3	3	2	1	1	1	1	15	0.38	Pobre
	I3	3	3	3	2	3	1	1	1	17	0.43	Pobre
	I4	3	2	3	2	1	1	1	1	14	0.35	Ruim
Controle 1	C1	5	5	4	5	3	2	1	3	28	0.7	Bom
	C2	4	3	5	4	3	3	1	2	25	0.63	Moderado
	C3	4	3	5	4	4	3	1	5	29	0.73	Bom
	C4	5	4	5	5	4	2	1	4	30	0.75	Bom
Controle 2	C1	5	5	5	4	3	5	4	4	35	0.88	Excelente
	C2	5	4	5	5	4	5	5	4	37	0.93	Excelente
	C3	5	4	5	5	4	4	5	4	36	0.9	Excelente
	C4	5	5	4	5	5	5	5	3	37	0.925	Excelente

*Códigos dos locais controles e impactos: Figura II-1.

Tabela II-9. Pontuação obtida para cada métrica do índice multimétrico para o distúrbio termal na Baía da Ilha Grande.

Métricas selecionadas									
Impacto	Abundância	Nº de espécies raras/nº total de espécies	Densidade de indivíduos com alta pressão de pesca	Nº de espécies cripticas	Nº de espécies dependentes	Densidade de herbívoros	Pontuação observada	Pontuação relativa	Condição ecológica
1	1	3	1	4	2	1	12	0.40	Pobre
2	1	2	1	3	3	1	11	0.37	Pobre
3	1	4	1	3	2	2	13	0.43	Pobre
4	1	2	1	4	3	1	12	0.40	Pobre
5	1	4	1	2	3	1	12	0.40	Pobre
6	2	4	2	4	3	2	17	0.57	Moderado
7	1	4	1	3	4	3	16	0.53	Moderado
8	2	3	1	3	3	1	13	0.43	Pobre
9	2	4	2	1	2	1	12	0.40	Pobre
10	2	4	2	4	3	1	16	0.53	Moderado
11	1	3	1	3	3	1	12	0.40	Pobre
12	1	4	1	4	2	1	13	0.43	Pobre
Controle									
1	2	4	1	4	3	2	16	0.53	Moderado
2	5	4	1	5	5	3	23	0.77	Bom
3	3	3	2	5	5	2	20	0.67	Moderado
4	3	5	1	5	5	4	23	0.77	Bom
5	3	5	1	5	5	3	22	0.73	Bom
6	5	4	1	5	5	3	23	0.77	Bom
7	2	4	5	3	3	3	20	0.67	Moderado

Continuação		Métricas selecionadas							
Impacto	Abundância	Nº de espécies raras/nº total de espécies	Densidade de indivíduos com alta pressão de pesca	Nº de espécies crípticas	Nº de espécies dependentes	Densidade de herbívoros	Pontuação observada	Pontuação relativa	Condição ecológica
8	1	4	2	4	5	4	20	0.67	Moderado
9	4	4	5	5	4	4	26	0.87	Exelente
10	2	5	1	5	5	4	22	0.73	Bom
11	2	5	2	5	5	5	24	0.80	Bom
12	4	5	3	5	5	4	26	0.87	Exelente

* Códigos dos locais controles e impactos: Figura II-1.

5. DISCUSSÃO

O presente estudo apresenta a proposta de índices baseados em dois tipos de distúrbios para a avaliação da condição ecológica de costões rochosos através da ictiofauna. Os resultados demonstraram importantes métricas na caracterização e avaliação da condição ecológica dos locais estudados. A abordagem de avaliação específica, como foi realizada para cada tipo de distúrbio, foi importante, pois estes responderam de forma diferenciada na seleção de métricas.

Índice multimétrico para influência termal

Para os locais considerados impactados 50% da condição ecológica foi classificada como “ruim” e 50% como “pobre” indicando o distúrbio nestas áreas. Para os locais controles 50% da condição ecológica foi classificada como “excelente”, 38% “boa” e 12% “moderada”. As condições ecológicas apresentadas entre os locais impactados e controles demonstram a influência do distúrbio termal nas áreas amostradas.

A condição ecológica “ruim” obtida principalmente devido as baixas pontuações das métricas da categoria Guilda trófica (“densidade de onívoros”, “densidade de herbívoros” e “densidade de carnívoros”) foram consequência da baixa diversidade de espécies observadas nos locais. Os locais controles, que apresentaram condição ecológica “moderada” e “boa” também estiveram relacionadas a métricas da categoria trófica densidade de herbívoros” e “densidade de carnívoros”. Esta categoria demonstra um papel importante na caracterização deste tipo de distúrbio já que aumentos na temperatura da água afetam a comunidade marinha como um todo.

A maioria das métricas da categoria Estrutura trófica foram selecionadas para este tipo de impacto destacando a resposta do impacto do efluente termal na cobertura bêntica e conseqüentemente na seleção de determinados níveis tróficos. Distúrbios que geram a degradação de recifes caracterizam estruturas tróficas alteradas (Jackson et al., 2001; Pandolfi et al., 2003). As menores pontuações atribuídas aos herbívoros e onívoros nos locais impactados estão associados a abundancia da espécie invertívora *E. argenteus* que se alimenta de uma variedade de invertebrados (Pessanha e Araújo, 2003) inclusive no fundo arenoso (observação pessoal) não dependendo diretamente da cobertura bêntica. Invertebrados, como espécies de poliquetas, podem estar associados ao fundo inconsolidado conseguindo se desenvolver em temperaturas elevadas. Desta forma os outros níveis tróficos dependentes de cobertura algal (herbívoros) e de outros organismos bentônicos (onívoros) como fonte de alimento são diretamente afetados.

A métrica “total de espécies” apresentou maiores valores para os locais controles. Os locais impactados apresentaram uma composição bêntica alterada pelo impacto termal sendo caracterizada pela baixa abundancia de macroalgas, invertebrados móveis e sésseis que são fontes de alimento e abrigo para algumas espécies de peixes e invertebrados. A cobertura bêntica de invertebrados sésseis desta área foi caracterizada principalmente pela dominância do invertebrado sésil vermitido do gênero *Petalconchus*.

Como consequência espécies oportunistas e tolerantes dominaram este tipo de ambiente impactado (Teixeira et al. 2012). Substratos rochosos impactados pela poluição termal podem não apresentar condições para promover a fixação de invertebrados sésseis e diversidade de algas e isso gera um impacto negativo na utilização do habitat para as espécies de peixes seja como abrigo, alimentação, crescimento e assentamento dos jovens. Logo, a diminuição da complexidade do habitat promovida pelos organismos bentônicos consequentemente afeta a riqueza das espécies de peixes (Teixeira et al., 2012). As métricas “número de espécies crípticas” e “número de espécies residentes” estão intimamente associadas à cobertura bêntica. Espécies dependentes dos recursos disponíveis e da complexidade do substrato pelo menos em alguma etapa do ciclo de vida (alimentação, reprodução, crescimento e abrigo) podem ser diretamente influenciadas por distúrbios como este.

Outras espécies de peixes que não são típicas de costões rochosos podem não apresentar uma íntima relação com a cobertura bêntica e, portanto, apresentar uma maior abundância neste ambiente, como foi observado para o Gerreideo *Eucinostomus argenteus*. Outra vantagem desta espécie é a possível proteção contra a predação por outras espécies que podem não tolerar altas temperaturas. O “número de espécies residentes” mostra a mudança na estrutura da comunidade já que espécies típicas/residentes de áreas rochosas não foram dominantes na área impactada ao contrário dos locais controles. Duas espécies foram associadas diretamente com os sites impactados (*E. argenteus* e *Mugil* sp.) respectivamente tais espécies são típicas de áreas de bancos de areia e áreas de fundo lamoso (Benetti e Neto, 1991; Chaves e Otto, 1999).

Em sistemas degradados é esperado encontrar poucas espécies com baixa ou muito baixa resiliência do que em locais menos impactados (Henriques et al., 2008). A “densidade de indivíduos com baixa e muito baixa resiliência” é um indicativo de que as áreas controles apesar de não serem consideradas pristinas, apresentam melhor qualidade ambiental já que abrigam espécies com baixa resiliência.

Índice multimétrico para influência urbana

Os locais impactados pela influencia urbana apresentaram como menor condição ecológica a classificação “pobre”. As principais métricas associadas a este condição foram a “abundancia”, “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” e “densidade de herbívoros”. Para os locais controles a “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” foi a que recebeu as menores pontuações. Para os locais considerados impactados 75% da condição ecológica foi classificada como “pobre” e 25% como “moderada” indicando distúrbios nestas áreas. Os locais controles apresentaram a mesma proporção, porém para a condição ecológica “boa” e “excelente”, respectivamente. As condições ecológicas apresentadas entre os locais impactados e controles demonstram a influência do distúrbio urbano nas áreas amostradas.

A métrica “abundancia” tem sido considerada uma boa indicadora da integridade da comunidade, pois com o aumento do estresse no ambiente o declínio na abundancia é observado (Keough e Quinn, 1991; Harrison e Whitfield, 2004; Coates et al., 2007). A elevada abundancia dos locais controles pode ser atribuída a espécies gregárias representadas pelas famílias Pomacentridae, Haemulidae e Sparidae. A representação destas espécies através desta métrica é importante, pois destaca a presença de espécies típicas de costões rochosos.

Métricas envolvendo espécies raras como a selecionada para o Índice Multimétrico “número de espécies raras/número total de espécies” são difíceis de serem analisadas, pois levam em consideração o esforço amostral. As estimativas das abundâncias de espécies raras são quase sempre não confiáveis, porque técnicas de amostragem e de replicação são, invariavelmente, apropriadas apenas para espécies comuns (Andrew e Mapstone, 1987). Uma forma de tentar reverter este problema foi empregando a razão que pondera o número de espécies com o número total de espécies observadas, a fim de minimizar o efeito de amostragem (Henriques et al. 2013). Apesar do problema observado para métricas relacionadas a espécies raras estas são importantes, pois grande parte das espécies de costões rochosos são compostas por espécies raras. No presente estudo, 76,1% do total de espécies (impacto e controle) do distúrbio termal e 92% no distúrbio urbano foram consideradas raras (< 1% abundancia total).

A “densidade de indivíduos com alta pressão de pesca” é uma importante métrica no que diz respeito ao impacto causado por esta atividade. A produção de pescado artesanal no Brasil é uma atividade econômica de grande importância, dado que corresponde, em média, mais que 50% da produção de pescado total nacional, para algumas áreas do norte do país, chega a 70% da produção (Begossi et al. 2010). Nesta região podemos destacar a pesca artesanal, a pesca recreacional, a caça submarina, a pesca com arrasto de fundo e inclusive frotas (que invadem a baía, apesar das restrições legais) (Begossi et al. 2011). Nos habitats de costões rochosos a pesca recreacional (linha) e a caça submarina são as técnicas mais empregadas devido à complexidade estrutural do ambiente. Nos costões rochosos, as famílias Serranidae e Scaridae merecem destaque por sua importância comercial. O tipo de pesca empregada na captura destas espécies através da caça submarina é muito comum na região. A pesca com arpão é seletiva e, portanto muito impactante para determinadas famílias capturadas. Meyer (2007), estudando os impactos da pesca de arpão e linha no Hawaii detectou que a biomassa e o tamanho médio (cm TL) de peixes capturados por arpão foram significativamente maiores do que os realizados com pesca de linha.

A família Serranidae é composta por um importante grupo de peixes, considerando sua diversidade, biomassa e seu papel como predadores de topo (Gibran, 2007). As espécies *Epinephelus marginatus* e *Mycteroperca acutirostris* (representantes mais abundantes no presente estudo) apresentam uma considerada importância na pesca esportiva com linha e para a pesca comercial e, portanto são altamente vulneráveis a superexploração (Sluka et al., 1994). Como estas espécies são muito apreciadas e são bem representadas no sudeste do Brasil, principalmente por indivíduos jovens (maiores que 400 mm de comprimento total), isto provavelmente representa as consequências de um superexploração destas espécies (Gibran, 2007). Os representantes herbívoros da família Scaridae são pouco abundantes nas áreas impactadas e quando observados apresentam menor tamanho.

O “número de espécies crípticas” compreende espécies de pequeno porte, que são observadas apresentando comportamento críptico e vivendo em íntima associação com o substrato (Blenniidae, Labrisomidae and Gobiidae) (La Mesa et al., 2006). A estrutura do habitat tem um papel fundamental na distribuição destas espécies, no entanto devido a seus pequenos *home ranges* (0.25–2m²) e comportamento críptico é esperado que estas espécies apresentem uma relação muito maior com as características do habitat (Depczynski e Bellwood, 2004). Estudos com espécies que apresentam estas características foram correlacionadas positivamente com a complexidade do

microhabitat (por exemplo, número de buracos) (Dalben e Floeter et al. 2012; Willis e Anderson, 2003). Distúrbios significantes podem, no entanto, causar mudanças na composição das espécies, abundância e biomassa destas espécies (Rosenberg et al, 2004). A diversidade de espécies crípticas pode caracterizar uma estrutura do habitat rochoso equilibrado com diversidade bentica alta e sem a dominância de poucas espécies. Assim como a métrica “número de espécies crípticas” a métrica “número de espécies dependentes” é consequência do número de espécies que dependem do ambiente recifal para alimentação, abrigo e principalmente na fase reprodutiva com desova demersal e com cuidado constante a ninhos. A perda de habitat causada por poluentes ou a dominância de espécies invasoras que possam prejudicar esta relação da espécie com o fundo rochoso torna-se danosa para o ciclo de vida destas espécies. A Baía da Ilha Grande possui um caso preocupante de bioinvasão causada pelo coral do gênero *Tubastraea*, a proliferação desta espécie merece destaque uma vez que a espécie domina o fundo rochoso e compete com espécies nativas (De Paula e Creed et al., 2004) podendo assim impossibilitar que espécies de peixes realizem sua desova. A “densidade de herbívoros” foi representada principalmente pela abundância da espécie *S. fuscus* e da família Scaridae (com alto valor comercial). Todas as espécies de herbívoros foram observadas nos locais controles já nos locais impactados foram compostos principalmente pela abundância da espécie *S. fuscus*. Esta métrica também indica a pressão de pesca nos locais impactados e a abundância da família Scaridae em locais de difícil acesso. Espécies como *S. fuscus* não são alvo de pesca, porém estão intimamente relacionadas à qualidade do substrato. Esta espécie é muito abundante em locais abrigados com densa cobertura de *turf* (Medeiros et al., 2010). Cultivam pequenos jardins e realizam desova demersal tomando conta dos ninhos (Ferreira et al., 1998) portanto esta íntima relação com a cobertura bentica pode ser um bom indicador de qualidade ambiental.

Os índices desenvolvidos para os dois tipos de distúrbios (termal e urbano) são os primeiros índices multimétricos desenvolvidos para investigar impactos através de peixes de costões rochosos tropicais. No entanto, estes índices fazem parte de um estudo preliminar destacando a importância de se desenvolver avaliações de distúrbios nos ambientes costeiros marinhos. Evidentemente pesquisas realizadas ao longo de variados distúrbios antrópicos em habitats de costões rochosos na costa do Brasil são necessárias para o entendimento dos efeitos antrópicos nas assembleias de peixes.

6. CONCLUSÕES

A adaptação de um índice multimétrico para a avaliação da condição ecológica da assembleia de peixes de costões rochosos foi realizado com sucesso na Baía da Ilha Grande. Baseado em distúrbios termal e distúrbios causados pelo crescimento urbano, as métricas selecionadas com base em aspectos biológicos e ecológicos da assembleia de peixes de costões foi eficiente em separar locais impactados e locais controle, tendo se mostrado promissor como ferramenta de monitoramento ambiental. No entanto, esta é uma avaliação preliminar, e necessita de estudos mais aprofundados visando a sua validação.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32–46, 2001.
- ANDERSON M.J.; GORLEY R.N.; CLARKE K.R. **PERMANOVA + for PRIMER: guide to software and statistical methods**. PRIMER-E, Plymouth, 2008.
- 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.
- ANDREW, N. L.; MAPSTONE, B. D. Sampling and description of spatial pattern in marine ecology. **Oceanography Marine Biology Am**, v. 25, p. 39 –90, 1987.
- ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T.; PEIXOTO M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 32, p. 516-526, 2003.
- ADJEROUD, M.; LETOURNEUR, Y.; PORCHER, M.; SALVAT, B. Factors influencing spatial distribution of fish communities on a fringing reef at Mauritius, **SW Indian Ocean Environmental Biology of Fishes**, v. 53, p.169–182, 1998.
- 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 Environmenta Research**, v. 69, p. 390–397, 2010.
- BAMBER, R.N., The influence of rising background temperature on the effects of marine thermal effluents. **Journal Thermal Biololy**, v. 20, p. 105–110, 1995.
- BAN, N.C.; ALIDINA, H.M.; ARDRON, J.A. Cumulative impact mapping: advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. **Marine Policy**, v. 34: 876–886, 2010.
- BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p.83-94, 2007.
- BAPTISTA, D.F.; SOUZA, R.G.; VIEIRA, C.A.; MUGNAI, R.; SOUZA, A.S.; OLIVEIRA, R.B. Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin (RJ, Brazil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 28, p. 619-628, 2011.
- BEGOSSI, A.; LOPES, P.F.M.; OLIVEIRA, L.; NAKANO, H. **Ecologia de pescadores artesanais da Ilha Grande**. Sao Carlos: Editora Rima, 2010 .298p.
- 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.
- BENETTI, D.D.; NETO, E.B.F. Preliminary results on growth of mullets (*Mugil liza* and *Mugil curema*) fed artificial diets. **World-Aquaculture**, v. 22, p. 55–57, 1991.
- BORJA, A.; GALPARSORO, I.; SOLAUN, O.; MUXIKA, I.; TELLO, E. M.; URIARTE, A.; VALENCIA, V. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 66, p. 84-96, 2006
- BORJA, A.; DAUER, D.M.; GREMARE, A. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. **Ecological Indicators**, v. 12, p. 1–7, 2012.
- BOZZETTI M.; SCHULZ U.H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, p. 133-14, 2004.
- BREINE, J.J.; MAES, J.; QUATAERT, P.; VAN DEN BERGH, E.; SIMOENS, I.; VAN THUYNE, G.; BELPAIRE, C. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Scheldt estuary in Flanders (Belgium). **Hydrobiologia**, v. 575, p. 141–159, 2007.
- 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.
- CABRAL, H.N.; FONSECA, V.F.; GAMITO, R.; GONÇALVES, C.I.; COSTA, J.L.; ERZINI K.; GONÇALVES, J.; MARTINS, J.; LEITE, L.; ANDRADE, J.P.; RAMOS, S.; BORDALOC, A.; AMORIM, E.; NETO, J.M.; MARQUES, J.C.; REBELO, J.E.; SILVA, C.; CASTRO, N.; ALMEIDA, P.R.; DOMINGOS, I.; GORDO, L.S.; COSTA, M.J. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). **Ecological Indicators**, v. 19, p. 144–153, 2012.
- CARPENTER, K.E.; MICLAT, R.I.; ALBALADEJO, V.D.; CORPUZ, V.T. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium*, v. 2, p. 497–502, 1981.
- CHAVES, P.T.C.; OTTO, G. The mangrove as a temporary habitat for fish: the *Eucinostomus* species at Guaratuba Bay, Brazil (25°52'S; 48°39'W). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 42, p. 61–68, 1999.
- CRAIN, C.M.; HALPERN, B.S.; BECK, M.W.; KAPPEL, C.V. Understanding and man- aging human threats to the coastal marine environment. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1162, p. 39–62, 2009.

- COATES, S.; WAUGH, A.; ANWAR, A.; ROBSON, M. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the water framework directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 225–240, 2007.
- COOPER, J.A.G.; RAMM, A.E.L.; HARRISON, T.D. The estuarine health index: a new approach to scientific information transfer. **Ocean and Coastal Management**, v. 25, p. 103–141, 1994.
- 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)**. Brasília: MMA / SBF, 2007. 416 p.
- DALBEN, A.; S. R. FLOETER. Cryptobenthic reef fishes: depth distribution and correlations with habitat complexity and sea urchins. **Journal of Fish Biology**, v. 80, p. 852–865, 2012.
- DEEGAN, L.A.; FINN, J.T.; AYVAZIAN, S.G.; RYDER-KIEFFER, C.A.; BUONACCORSI, J. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. **Estuaries**, v. 20, p. 601–617, 1997.
- DELPECH, C.; COURRAT, A.; PASQUAUD, S.; LOBRY, J.; LE PAPE, O.; NICOLAS, D.; BOËT, P.; GIRARDIN, M.; LEPAGE, M. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 908–918, 2010.
- DENNY, C.M. & BABCOCK, R.C., 2004. Do partial marine reserves protect reef fish assemblages. *Biological Conservation* 116: 119–129.
- 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.
- DEPCZYNSKI, M.; BELLWOOD, D. R. Microhabitat utilization patterns in cryptobenthic reef fish communities. **Marine Biology**, v. 145, p. 455–463, 2004.
- DIAZ, R.J.; SOLAN, M.; VALENTE, R.M. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management*, v. 73, p. 165–181, 2004.
- DIEGUES, A.C. Human population and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 42, p. 187-210, 1999.
- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G.; HARRISON, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, p. 241–268, 2007.
- ESTEVEZ, K.E.; ALEXANDRE, C.V. Development of an index of biotic integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land uses on a stream in southeastern Brazil. **International Review of Hydrobiology**, v. 96, p. 296– 317, 2011.

- FABRICIUS, K. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 125–146, 2005.
- 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. 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.
- FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A.; COUTINHO, R.; PERET, A.C. Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 229, p. 241–264, 1998.
- 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 Fish**, v. 61, p. 353–369, 2001.
- FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; JOYEUX, J. C.; FERREIRA, B. P. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 1093–1106.
- FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 642–651, 2006.
- FROESE, R.; PAULY, D., (Eds.), 2007. **FishBase**. World wide web electronic publication. www.fishbase.org (version 02/2013).
- GASPARINI, J.L.; FLOETER, S.R.; FERREIRA, C.E.L.; SAZIMA, I. Marine ornamental trade in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 2883–2899, 2005.
- GIBRAN, F. Z. Activity, habitat use, feeding behavior, and diet of four sympatric species of Serranidae (Actinopterygii: Perciformes) in southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 5, p. 387–398, 2007.
- 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.
- GRIGG, R. W. 1994. Effects of sewage discharge, fishing pressure and habitat complexity on coral ecosystems and reef fishes in Hawaii. *Marine Ecology Progress Series* 103: 25–34.

- GUIDETTI, P.; FANELLI, G.; FRASCHETTI, S.; TERLIZZI, A.; BOERO, F. Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral. **Marine Environmental Research**, v. 53, p. 77–94, 2002.
- HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A.K. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. **Journal of Fish Biology**, v. 65, p. 683–710, 2004.
- HALPERN, B.S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K.A.; KAPPEL, C.V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J.F.; CASEY, K.S.; EBERT, C.; FOX, H.E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H.S.; MADIN, E.M.P.; PERRY, M.T.; SELIG, E.R.; SPALDING, M.; STENECK, R.; WATSON, R. Global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, v. 319, p. 948–952, 2008.
- HARRISON, T.D.; WHITFIELD, A.K. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. **Journal of Fish Biology**, v. 65, p. 683–710, 2004.
- HENRIQUES, S.; PAIS, M.P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H. Development of a fish-based multimetric index to assess the ecological quality of marine habitats: the Marine Fish Community Index. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, p. 1913–1934, 2008.
- HENRIQUES, S.; PAIS, M. P.; BATISTA, M. I.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Response of fish-based metrics to anthropogenic pressures in temperate rocky reefs. **Ecological Indicators**, v. 25, p. 65–76, 2013.
- HEWITT, J.E.; ANDERSON, M.J.; THRUSH, S.F. Assessing and monitoring ecological community health in marine systems. **Ecological Applications**, v. 15, p. 942–953, 2005.
- HOLLINGS, C.S. Resilience and Stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 4, p. 1–23, 1973.
- HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R.; HERLIHY, A.T.; KINCAID, T.M.; REYNOLDS, L.; LARSEN, D.P. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 55, p. 1618–1631, 1998.
- ISLAM, M.S.; TANAKA, M. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 624–649, 2004.
- JACKSON, J.B.C.; KIRBY, M.X.; BERGER, W.H.; BJORNDAL, K.A.; BOTSFORD, L.W.; BOURQUE, B.J. et al. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. **Science**, v. 293, p. 629–638, 2001.
- JONES, J.C.; REYNOLDS, J.D. Effects of pollution on reproductive behaviour of fishes. **Reviews in fish biology and fisheries**, v. 7, p. 463 – 491, 1997.

- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p.21–27, 1981.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, p. 55-68, 1981a.
- KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I.J. **Assessment biological integrity in running waters: a method and its rationale**. Champaign, IL, USA: Illinois Natural, History Survey Special Publication, 1986. 5p.
- KHALAF M.A.; KOCHZIUS M. Community structure and biogeography of shore fishes in the Gulf of Aqaba, Red Sea. **Helgoland Marine Research**, v. 55, p. 252–284, 2002.
- KEOUGH, M.J.; QUINN, G.P. Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, p. 539–554, 1991.
- KORPINEN, S.; MESKI, L.; ANDERSEN, J.H.; LAAMANEN, M. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 15, p. 105–114, 2012.
- LANGFORD, T.E.L. **Ecological effects of thermal discharges**. England: Elsevier Applied Sciences Publishers Ltd.,1990.471p.
- LEÃO, Z. M. A. N.; DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin** 41: 112-122, 2000.
- LA MESA, G.; DI MUCCIO, S.; VACCHI, M. Structure of a Mediterranean cryptobenthic fish community and its relationships with habitat characteristics. **Marine Biology**, v. 149, p. 149–167, 2006.
- LEWIS A.R. Effects of experimental coral disturbance on the structure of fish communities on large patch reefs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 161, p. 37–50, 1997.
- LUCCA, E. V. D.; BANDEIRA, J. V.; LORENZZETTI, J. A.; MOREIRA, R. C.; CASTRO, R. M.; SALIM, L. H.; JÚNIOR, O. D. Z.; ESPOSITO, E. S. C. Uso de sensor hiperespectral aerotransportado no monitoramento da pluma termal oceânica decorrente da descarga de refrigeração da central nuclear de Angra dos Reis. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 57, p. 48-55, 2005.
- 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.

- MADENJIAN, C.P.; JUDE, D.J.; TESAR, F.J. Intervention analysis of power-plant impact on fish populations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 43, p. 819–829, 1986.
- MAGALHÃES M.F.; RAMALHO, C.E.; COLLARES-PEREIRA, M.J. Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. **Fisheries Management and Ecology**, v. 15, p. 273–289, 2008.
- MARCIANO, F.T.; CHAUDHRY, F.H.; RIBEIRO, M.C.L. de B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, p. 225-237, 2004.
- MARTELL, D. J.; KEIFFER, J. D.; TRIPPEL, E. A. Effects of temperature during early life history on embryonic and larval development and growth in haddock. **Journal Fish Biology**, v. 66, p. 1558–1575, 2005.
- MEDEIROS, P. R.; GREMPEL, R. G.; SOUZA, A. T.; ILARRI, M. I.; ROSA, R. S. Non-random reef use by fishes at two dominant zones in a tropical, algal- dominated coastal reef. **Environmental Biology Fishes**, v. 87, p. 237–246, 2010.
- MERCADO-SILVA, N.; LYONS, J.D.; MALDONADO, G.S.; MEDINA, M. Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central México. **Fish Biology and Fisheries**, v. 12, p. 179–191, 2002.
- MEYER, C.G. The impacts of spear and other recreational fishers on a small permanente Marine Protected Area and adjacent pulse fished area. **Fisheries Research**, v. 84, p. 301–307, 2007.
- MORA C.; OSPINA A.F. Tolerance to high temperatures and potential of sea warming on reef fishes of Gorgona Island (tropical eastern Pacific). **Marine Biology**, v. 139, p. 765–769, 2001.
- MUNDAY, P. L.; KINGSFORD, M.; O'CALLAGHAN, M.; DONELSON, J. M. Elevated temperature restricts growth potential of the coral reef fish *Acanthochromis polyacanthus*. **Coral Reefs**, v. 27, p. 927-931, 2008.
- MCMANUS, J.; MICLAT, R.; PALAGANAS, V. Coral and fish community structure of Sombrero Island at Batangas, Philippines. **Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium**, v. 2, p. 271–280, 1981.
- NEWELL, R.C.; SEIDERER, L.J.; HITCHCOCK, D.R. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the Sea Bed. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 36, p. 127–178, 1998.
- NOBLE, R.A.A.; COWX, I.G.; GOFFAUX, D.; KESTEMONT, P. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, p. 381–392, 2007.

- OHMAN M.C.; RAJASURIYA A. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. **Environmental Biology of Fish**, v. 53, p. 19–31, 1998.
- PANDOLFI, J.M.; BRADBURY, R.H.; SALA, E.; HUGHES, T.P.; BJORN DAL, K.A.; COOKE, R.G. et al. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. **Science**, v. 301, p. 955–959, 2003.
- PERIS-MORA, E.; DIEZ OREJAS, J.M.; SUBIRATS, A.; IBÁÑEZ, S.; ALVAREZ, P. Development of a system indicator for sustainable port management. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, p. 1649–1660, 2005.
- PESSANHA, A.L.M.; ARAÚJO, F. G. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 817-828, 2003.
- PINTO, B.C.T.; PEIXOTO, M.G.; ARAÚJO, F.G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 269-278, 2006.
- PINTO, B.C.T.; ARAÚJO, F.G. Assessing biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropic river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, p. 489–502, 2007.
- POLUNIN, N.V.C.; KLUMPP, D.W. Algal food supply and grazer demand in a very productive coral reef zone. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.164, p. 1–15, 1992.
- PONT, D.; HUGUENY, B.; BEIER, U.; GOFFAUX, D.; MELCHER, A.; NOBLE, R.; ROGERS, C.; ROSET, N.; SCHMUTZ, S. Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 70-80, 2006.
- QUINN, N.W.; BREEN, C.M.; WHITFIELD, A.K.; HEARNE, J.W. An Index for the management of South African estuaries for juvenile fish recruitment from the marine environment. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, p. 421–436, 1999.
- SPATHARIS, S.; TSIRTSIS, G. Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 840–847, 2010.
- SVARSTAD, H.; PETERSEN, L.K.; ROTHMAN, D.; SIEPEL, H.; WÄTZOLD, F. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. **Land Use Policy**, v. 25, p. 116–125, 2007.
- SLUKA, R.; M. CHIAPPONE; SULLIVAN, K. M. Comparison of juvenile grouper populations in southern Florida and the central Bahamas. **Bulletin of Marine Science**, v. 54, p. 871-880, 1994.

- RONG-QUEN, J.; JENG-PING, C.; CHUN-YU, L.; KWANG-TSAO, S. Long-term monitoring of the coral reef fish communities around a nuclear power plant. **Aquatic Ecology**, v. 35, p. 233–243, 2001.
- ROSENBERG, R.; BLOMQUIST, M.; NILSSON, H.C.; CEDERWALL, H.; DIMMING, A. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Water Framework Directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, p. 728–739, 2004.
- ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D.; KESTEMONT, P. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**, v. 14, p. 393–405, 2007.
- ROTH, N.E.; SOUTHERLAND, M.T.; CHAILLOU, J.C.; KLAUDA, R.J.; KAZYAK, P.F.; STRANKO, S.A.; WEISBERG, S.B.; HALL, L.W.; MORGAN II, R.P. Maryland biological stream survey: development of a fish index of biotic integrity. **Environmental Management and Assessment**, v. 51, p. 89–106, 1998.
- RUTTENBERG, B.I., HAUPT, A.J., CHIRIBOGA, A.I. & WARNER, R.R. 2005. Patterns, causes and consequences of regional variation in the ecology and life history of a reef fish. *Oecologia* 145: 394–403
- 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.
- TEIXEIRA, T.P.; NEVES, L.M.; ARAÚJO, F.G. Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. **Hydrobiologia**, v. 684, p. 161–175, 2012.
- TERRA, B.F.; ARAÚJO, F.G. A preliminary fish assemblage index for a transitional river reservoir system in southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 874–881, 2011.
- TREBITZ, A.S.; HILL, B.H.; MCCORMICK, F.H. Sensitivity of indices of biotic integrity to simulated fish assemblage changes. **Environmental Management**, v. 32, p. 499–515, 2003.
- TURBINO R.A.; MONTEIRO-NETO C.; MORAES L.E.S.; PAES E.T. Artisanal fisheries production in the coastal zone of Itaipu, Niterbi, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 55, p. 187–197, 2007.
- USEPA, 2000. **Estuarine and coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance**. Washington, DC: US Environmental Protection Agency Report, EPA-822-B-00-024.: Office of Water.
- WILLIS, T. J.; ANDERSON, M. J. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristics and predator density. **Marine Ecology Progress Series**, v. 257, p. 209–221, 2003.

CAPÍTULO III

AVALIAÇÃO DE UMA ÁREA MARINHA PROTEGIDA SOBRE A ASSEMBLEIA DE PEIXES RECIFAIS UTILIZANDO INDICADORES BIOLÓGICOS

RESUMO

Áreas marinhas protegidas (AMPs) são consideradas importantes ferramentas na conservação de ecossistemas costeiros. A avaliação e o monitoramento da eficiência destas áreas através para as comunidades marinhas tornam-se cada vez mais importantes frente aos crescentes distúrbios causados pelo crescimento urbano. A implementação destas áreas possui reconhecidos benefícios para a assembleia de peixes com significativo aumento na abundância, biomassa e classes de tamanho para as espécies de peixes principalmente as ameaçadas pela pressão de pesca. Uma abordagem quantitativa da estrutura da assembleia de peixes das curvas ABC, de um índice multimétrico e de grupos funcionais das espécies de peixes de costões rochosos foi realizada dentro e fora de uma área marinha protegida (Estação Ecológica de Tamoios) na baía da Ilha Grande. O objetivo foi testar a eficiência da AMP como ferramenta de proteção da ictiofauna. As diferentes abordagens utilizadas na avaliação da condição ecológica não apresentaram diferenças entre os locais amostrados dentro e fora da AMP. As curvas de ABC empregadas para ambos os locais caracterizaram as áreas como de distúrbio moderado. A aplicação de um índice múltimétrico que leva em consideração a diversidade de variáveis biológicas e ecológicas da ictiofauna também não apresentou diferenças entre as áreas. Métricas importantes como a “densidade indivíduos com alto valor comercial”, “abundância” e “densidade de herbívoros” apresentaram baixas pontuações para ambos os locais, dentro e fora da AMP. Para a abordagem envolvendo a caracterização de traços funcionais (guilda trófica, mobilidade e classes de tamanho das espécies) e organização em grupos funcionais, também não foram encontradas diferenças entre os locais dentro e fora da AMP. Estes resultados podem ser utilizados como forma de se atentar para a necessidade do aumento da eficiência da fiscalização dos órgãos responsáveis pelas AMPs já que as condições apresentadas dentro e fora da AMP foram semelhantes, o que deve ser acompanhado de um monitoramento constante a fim de promover de forma eficiente o papel para a qual são propostas.

Palavras chave: Índices multimétricos, curvas do ABC, diversidade funcional, conservação

ABSTRACT

Marine protect areas (MPAs) are important tools to manage coastal ecosystems and to assess and monitoring the efficient of such areas through marine communities is an important step against increasing disturbance caused by urban growth. Implementation of such areas has recognized benefits to fish assemblage with significant increasing in abundance, biomass and size classes, particularly on those threatened by fisheries. A quantitative assessment of fish assemblage structure using ABC curves, an multimetric index and fish species functional groups were carried out within and outside a marine protected area (MPA - Ecological Tamoios Station) in Ilha Grande Bay. The aim of this work was to test the effectiveness of the MPA as a tool for protection of reef fishes. The different used approaches for assessing ecological condition did not have significant differences between sites within and outside the MPA. The ABC curves used in both areas characterized them as moderate disturbance. The application of the multimetric index which considers several biological and ecological variables of the ichthyofauna also did not have differences between the areas. Important metrics such as “density of individuals of high commercial value”, “abundance” and “density of herbivores” had a low score values for the within and outside a MPA. For the functional traits approach (trophic guilds, mobility and species size classes) and organization of functional groups, we also did not detect differences between within and outside the protected area. Such results can be useful to recognition of the necessity of increasing in efficiency of the supervisory bodies responsible by MPAs since condition within and outside this MPA was similar, showing that such areas need a constant monitoring to efficiently promote their role as preservation tool.

Key words: Multimetric indices, ABC curves, functional diversity, conservation.

1. INTRODUÇÃO

Impactos humanos decorrentes do crescimento urbano, tais como pesca e poluição, vem alterando a dinâmica da assembleia de peixes ao longo dos anos. Estes impactos promovem mudanças da diversidade e estrutura de comunidades marinhas e podem interromper funções ecológicas realizadas dentro da comunidade (Hughes et al. 2003). Áreas marinhas protegidas (AMPs) têm sido implementadas a fim de minimizar os efeitos principalmente da pesca sobre as comunidades. Segundo Russ (2002) o termo “área marinha protegida” pode ser definido com um simples significado: áreas “sem pesca”, ou seja, áreas permanentemente fechadas para a pesca. AMPs são importantes ferramentas de conservação para os organismos que têm estágios de vida relativamente sedentários na fase adulta e exibem dispersão larval, permitindo a exportação de biomassa para as áreas adjacentes (Nowlis e Roberts, 1999; Chiappone e Sealey, 2000).

Há muitos estudos onde as espécies alvos de pesca se beneficiaram pela criação de uma reserva, através de aumentos no tamanho médio e na abundância (Roberts e Polunin, 1991; Dugan e Davis, 1993; Rowley, 1994; Bohnsack, 1998; Halpern, 2003; Claudet et. al. 2006). Segundo Russ (2002) espera-se que a proteção de espécies que são alvo da pesca promovam efeitos percebidos dentro e fora das AMPs. Os efeitos esperados dentro das AMPs sobre espécies alvo incluem uma significativa menor mortalidade pela pesca, um aumento da densidade das espécies, o aumento da média do tamanho/idade e o aumento da biomassa. Estes fatores seriam percebidos fora da AMPs pela exportação de peixes adultos acarretados por movimentos dependentes da densidade (p. ex. limitação pelo espaço e interações territorialistas). Dentro da AMPs, também é esperado uma maior produção de propágulos (ovos/larvas) por unidade de área. Todos estes efeitos dentro da AMPs resultariam na exportação de ovos/larvas e consequente aumento do número de recrutas em áreas onde a pesca é permitida.

As AMPs podem variar quanto aos seus benefícios para a conservação (Barrett et al., 2007), parcialmente devido as intrínsecas diferenças entre estas áreas, aos níveis de proteção e a variedade de metas que espera-se atingir com o estabelecimento de uma reserva (Guidetti et al., 2008; McClanahan e Arthur, 2001). Apesar de todos os benefícios que podem ser gerados por uma AMP, muitas vezes a criação destas áreas existem apenas da forma “impressa” no documento que gerou a criação da área, devido principalmente à falta de fiscalizações para que o nível de proteção definido por lei seja respeitado. Além da fiscalização de atividades predatórias, para o manejo adequado de uma AMP existe a necessidade de que dados empíricos sobre padrões de dispersão, ecologia e biologia das espécies sejam levantados. Tais dados são importantes não apenas para o seu monitoramento, mas também para que decisões como a extensão e localização de AMPs futuras sejam tomadas de maneira a otimizar sua capacidade de conservação (Mora e Sale, 2002).

Compreender o significado das espécies em seus habitats naturais é um fator crítico em conservação já que o conhecimento sobre o papel das espécies na natureza é limitado (Villamor e Becerro, 2012). Menos de 1% dos estudos de espécies têm sido realizados além de sua simples existência (Wilson, 2000). Uma abordagem voltada para as características biológicas e ecológicas das espécies, entendendo o papel ecológico e não apenas a descrição taxonômica de cada uma, torna-se importante no entendimento

da dinâmica dos ecossistemas. Neste sentido, diversas ferramentas têm sido empregadas para avaliar os efeitos de AMPs na assembleia de peixes (Pelletier et al., 2005).

No presente estudo, ferramentas incluindo curvas ABC (*Abundance Biomass Comparison*), índices multimétricos e a diversidade funcional foram empregadas na investigação de áreas denominadas protegidas e não protegidas por uma AMP. As curvas ABC foram propostas como uma técnica para o monitoramento de distúrbios sobre comunidades e são utilizadas para analisar os padrões de dominância em peso (biomassa) ou abundância das espécies Warwick (1986). As curvas ABC devem ser interpretadas levando-se em consideração as estratégias r-k das espécies (Magurran, 2004), onde espera-se que, comunidades não afetadas por distúrbios sejam dominadas por espécies k-estrategistas (crescimento lento, maiores tamanhos corporais e maturação tardia), com a curva da biomassa posicionando-se acima da curva da abundância. Com o aumento dos distúrbios, as espécies k-estrategistas são afetadas e ocorre um aumento da dominância de espécies r-estrategistas, (crescimento mais rápido, menor tamanho e oportunistas) e a curva da biomassa é posicionada abaixo da curva da abundância.

A diferença entre as duas linhas (biomassa e abundância) podem assumir três possibilidades representadas por uma assembleia de peixes sem distúrbio, com distúrbio moderado e com alto distúrbio (Clarke e Gorley, 2006). A linha de biomassa, em todo seu comprimento, acima da linha da abundância é esperada para locais sem distúrbios. Para locais com distúrbio moderado, as linhas da biomassa e da abundância estão muito próximas e podem se cruzar, enquanto um alto distúrbio é caracterizado pela linha da abundância acima da linha da biomassa por todo seu comprimento.

Os impactos causados nos habitats costeiros afetam sua integridade biótica, definida como a capacidade de um ecossistema de sustentar uma comunidade com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparável à de ecossistemas não perturbados por atividades humanas (Karr & Dudley, 1981). A integridade de ecossistemas pode ser avaliada através de métricas propostas para representar os aspectos biológicos, estruturais ou funcionais de componentes da biota (USEPA, 2000). As métricas que são sensíveis a determinado tipo de degradação ambiental são então selecionadas como aquelas que melhor refletem a integridade do ecossistema para a inclusão em um índice multimétrico que tem a proposta de avaliar a condição ecológica de comunidades (Henriques et al. 2008).

Distúrbios relacionados à atividade humana também podem causar uma redução da diversidade funcional das comunidades (Micheli e Halpern 2005). Dessa maneira, avaliar a diversidade das características funcionais dentro e fora de uma AMP pode indicar se os esforços de conservação têm apresentado efeito. Esta abordagem é utilizada para representar a diversidade de nichos e funções de uma comunidade (Cadotte et al. 2011). A relação entre a diversidade taxonômica e a diversidade funcional permite também detectar a extensão da redundância ecológica, ou seja, do número de espécies taxonomicamente distintas que exibem funções ecológicas semelhantes (Walker, 1992; Naeem, 1998). Os níveis tróficos e as classes de tamanho têm sido utilizados para caracterizar as espécies de peixes em traços funcionais (Tari et al. 2004; Mayfield et al. 2005; Micheli e Halpern 2005; Halpern e Floeter 2008; Villamor e Becerro, 2012). Tais características são importantes na determinação do papel das espécies dentro do habitat de costões rochosos, bem como as suas respostas a perturbações.

No Brasil, as AMPs representam apenas 1,46% da área marinha do território nacional (ICMBio, 2007), o que ainda pode ser considerado insuficiente diante da extensão e biodiversidade da costa brasileira. Poucos estudos avaliando as comunidades de peixes recifais em AMPs foram realizados na costa brasileira (Floeter et al. 2006). A Estação Ecológica de Tamoios (ESEC-Tamoios) é uma AMP localizada na Baía da Ilha Grande, composta de 29 ilhotes, ilhas, lajes e rochedos, onde o acesso à 1km de raio ao redor de cada ilha é proibido por lei. Desde sua criação em 1990, nenhuma abordagem a longo ou curto prazo foi realizada a fim de avaliar o estado de conservação da assembleia de peixes desta AMP.

O objetivo do presente trabalho foi comparar as assembleias de peixes de costões rochosos em ilhas pertencentes a ESEC-Tamoios e ilhas fora desta AMP. Evidências empíricas da capacidade desta AMP em preservar espécies e a diversidade funcional foram levantadas em comparação com outras áreas da baía não protegidas por lei. Múltiplas ferramentas com enfoque em diferentes aspectos das assembleias de peixes foram utilizadas, incluindo as relações entre a abundância e biomassa (curvas ABC), um conjunto de características ecológicas e biológicas através de um índice multimétrico, e a diversidade funcional, abordando aspectos das funções ecológicas que as espécies desempenham na comunidade. Algumas perguntas foram levantadas neste sentido: As comparações entre as curvas de abundância-biomassa são diferentes para as assembleias de peixes de ilhas localizadas dentro e fora da AMP? Diferenças nestas curvas entre as áreas podem ser relacionadas com a biomassa de espécies alvo da pesca ou com a abundância da assembleia por classe de tamanho? A condição ecológica do Índice de multimétrico para distúrbio urbano difere entre os locais da baía e entre as áreas protegidas e não protegidas? Quais as relações entre a diversidade de espécies e a diversidade funcional em cada uma das áreas?

2. ÁREA DE ESTUDOS

Foram selecionados dez locais fora e dentro da Estação Ecológica de Tamoios (ESEC-Tamoios) (Figura III- 1). Em cada local foram amostradas áreas rasas (1-2 m) e a interface (2,5-7 m) e abrigadas de ilhas e da Ilha Grande. A ESEC-Tamoios é uma AMP localizada na Baía da Ilha Grande, criada no ano de 1990 e composta de 29 ilhotes, ilhas, lajes e rochedos, onde o acesso à 1km de raio ao redor de cada ilha é proibido por lei.

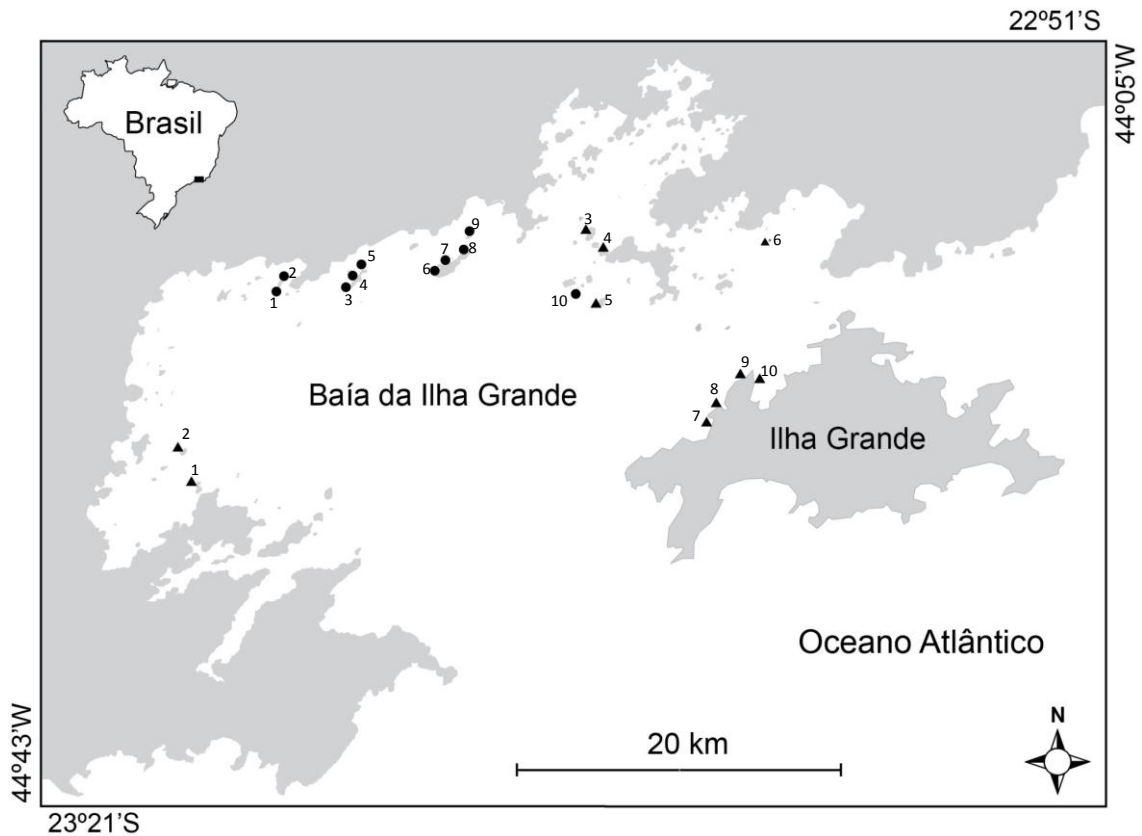


Figura III-1. Área de estudos na Baía da Ilha Grande com os indicação dos locais amostrados dentro da Área Marinha Protegida (círculos): 1 e 2=Ilha Comprida, 3 a 5=Ilha Araraquara, 6 a 8=Ilha do Sandri, 9=Ilha da Samambaia e 10= Ilha Búzios; e fora (triângulos): 1=Ilha de Mantimentos, 2=Ilha Rapada, 3=Ilha do Brandão, 4=Ilha Redonda, 5=Ilha de Papagaio, 6=Ilha de Cataguazes, 7 e 8= Alvo, 9 e 10 = Ponta da Longa).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Amostragem da ictiofauna

A amostragem da ictiofauna esta descrita na Metodologia Geral.

3.2. Curvas ABC

Comparações das curvas de abundância-biomassa (ABC) foram calculadas para as áreas dentro e fora da AMP usando o software PRIMER (Clarke e Warwick, 1994). A diferença entre as duas curvas é dada através do W-estatístico, que representa a área entre as curvas. (Langlois et al. 2012). O valor de W obtido informa que a relação de dominância em peso quando é positiva e a dominância em número de indivíduos quando é negativa (Magurran, 2004).

A biomassa foi determinada através da estimativa de conversões alométricas da relação peso-comprimento: $W = a \cdot L^b$ onde a e b são constantes da equação de crescimento alométrico obtidas através do *Fishbase* (www.fishbase.org) para maioria das espécies. Para espécies das famílias Gobiidae, Labrisomidae, Pomacentridae e Blenniidae, os coeficientes foram obtidos através dos estudos de Macieira e Joyeux (2008) e Camilato et al. (2010). Para as espécies cuja relação peso-comprimento não estavam disponíveis, foram utilizadas as equações para as espécies mais próximas. Na presença de vários parâmetros, a faixa de tamanho e a região geográfica mais próxima foram os critérios para seleção dos coeficientes.

A análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2001) foi utilizada para avaliar as diferenças entre os locais dentro e fora da AMP para as famílias e para as espécies alvo da pesca mais abundantes (*Anisotremus surinamensis*, *Anisotremus virginicus*, *Caranx latus*, *Epinephelus marginatus*, *Mycteroperca acutirostris*, *Sparisoma frondosum* e *Sparisoma axillare*). Os dados de abundância e biomassa foram logaritimizadas e as análises foram baseadas em matrizes de distância Euclidiana.

3.3. Índice multimétrico para distúrbio urbano

As seis métricas selecionadas para avaliação do distúrbio urbano (Capítulo 2) foram aplicadas aos locais dentro e fora da AMP: (1) Abundância; (2) Densidade de herbívoros; (3) Densidade de indivíduos com alta pressão de pesca; (4) Número de espécies raras/número total de espécies; (5) Número de espécies crípticas; e (6) Número de espécies dependentes.

Depois de atribuído uma pontuação para cada métrica (que variou de 1 – 5), o valor final do índice foi calculado de acordo com os princípios propostos por (Coates et al. 2007), no qual a pontuação relativa (PR) é o resultado da pontuação observada (PO, soma das pontuações de todas as métricas) dividido pelo valor máximo de pontuação possível (=30, caso todas as métricas recebessem a pontuação máxima). Finalmente, a fim de obter a condição ecológica do local analisado a pontuação relativa final do local foi comparada com uma escala de qualidade ecológica (Tabela II-3). O teste Mann-Whitney foi utilizado para comparações da pontuação relativa do índice entre os locais dentro e fora da AMP.

3.4. Diversidade funcional

Três tipos de traços funcionais foram selecionados para a caracterização dos grupos funcionais baseado em características biológicas e comportamentais das espécies. Os traços funcionais empregados foram: guilda trófica, mobilidade e tamanho das espécies. As espécies foram classificadas em sete guildas tróficas de acordo com Ferreira et al. (2004) e Floeter et al. (2007): onívoras, herbívoras raspadoras, herbívoras territorialistas, predadores de invertebrados vágéis, predadores de invertebrados sésseis, piscívoras, carnívoras e planctívoras. Os herbívoros raspadores incluem as herbívoras das famílias Scaridae, Acanthuridae e Kyphosidae. Estas espécies podem incluir em sua dieta uma rica massa de detritos, *turf* e macroalgas (Choat et al., 2002). As espécies predadoras de invertebrados vágéis são espécies que se alimentam principalmente de pequenos invertebrados que se deslocam pela cobertura bêntica (crustáceos, moluscos, vermes, etc.). Predadores de invertebrados sésseis se alimentam de uma diversidade de invertebrados sésseis como cnidários, hidrozoários, briozoários, ascídeas e esponjas associadas ao substrato (Ferreira et al., 2004).

A mobilidade das espécies está relacionada com a distribuição das espécies no habitat rochoso. Este traço funcional foi classificado em cinco categorias: “coluna e toca”, “coluna”, “bento-pelágica”, “bentônica” e “toca”. As espécies caracterizadas como “coluna e toca” transitam entre a coluna d’água e tocas grandes (>20 cm), enquanto as espécies de “coluna” são exclusivas da coluna d’água não estando associadas ao substrato. As espécies “bento-pelágicas” estão sempre se deslocando proximamente sobre a cobertura bentônica em busca de alimento. As espécies caracterizadas como “bentônicas” estão intimamente associadas ao substrato se deslocando e se abrigando por “dentro” dos organismos sésseis como invertebrados e algas. As espécies de “toca” são caracterizadas como as que se abrigam em tocas grandes (>20cm) durante o período diurno. Informações adicionais sobre os traços funcionais das espécies foram obtidos a partir de Ferreira et al. 2004, Halpern e Floeter, 2008 e FishBase (Froese e Pauly 2003).

Quanto ao tamanho, as espécies foram agrupadas em três classes: pequena (1–10 cm), média (11–20 cm) e grande (21–30 cm).

Para os locais dentro e fora da AMP foram calculados a riqueza e a diversidade de espécies (diversidade de Shannon–Wiener), a riqueza funcional (número de grupos funcionais) e a diversidade funcional (diversidade de Shannon–Wiener calculada a partir da abundância das espécies agrupadas por grupo funcional). A análise de variância multivariada permutacional - PERMANOVA (Anderson, 2001) foi aplicada aos dados multivariados dos grupos funcionais, a riqueza de espécies analisadas por guildas tróficas, a riqueza de espécies agrupadas pela mobilidade e as classes de tamanho (Pequeno, Médio e Grande) para comparações destes parâmetros entre as áreas de dentro e fora da AMP. Estas análises foram baseadas na matriz de similaridade de Bray–Curtis (para dos dados multivariados) ou na distância Euclidiana (para os dados univariados).

Regressões lineares simples foram realizadas entre a riqueza funcional e a riqueza de espécies e entre a diversidade funcional e a diversidade de espécies para as áreas de dentro e de fora da AMP.

4. RESULTADOS

4.1. Curvas ABC

As curvas ABC para os locais amostrados dentro e fora da AMP apresentaram a curva de abundância posicionada acima da curva de biomassa, porém se interceptando em vários pontos o que indica um distúrbio moderado ($W < 0$) para ambos os locais (Figura III-2a e b). Em geral, os locais dentro da AMP apresentaram maiores indicações de distúrbio moderado do que os locais fora desta área. Porém quando as espécies dominantes (acima de 5% da abundancia total) caracterizadas por sua abundância em cardumes de pequenos peixes (*Abudefduf saxatilis*, *Haemulon aurolineatum*, *Haemulon steindachneri*, *Diplodus argenteus* e *Stegastes fuscus*) são retiradas da análise, a curva da biomassa é posicionada acima da curva abundância, para as áreas dentro e fora da AMP, alterando os valores de W de negativos ou neutros para positivos. Entretanto, a

proximidade das curvas na área protegida ainda indicam um distúrbio moderado, enquanto fora da AMP um baixo distúrbio foi observado ($W > 0$) (Figura III-2c e d).

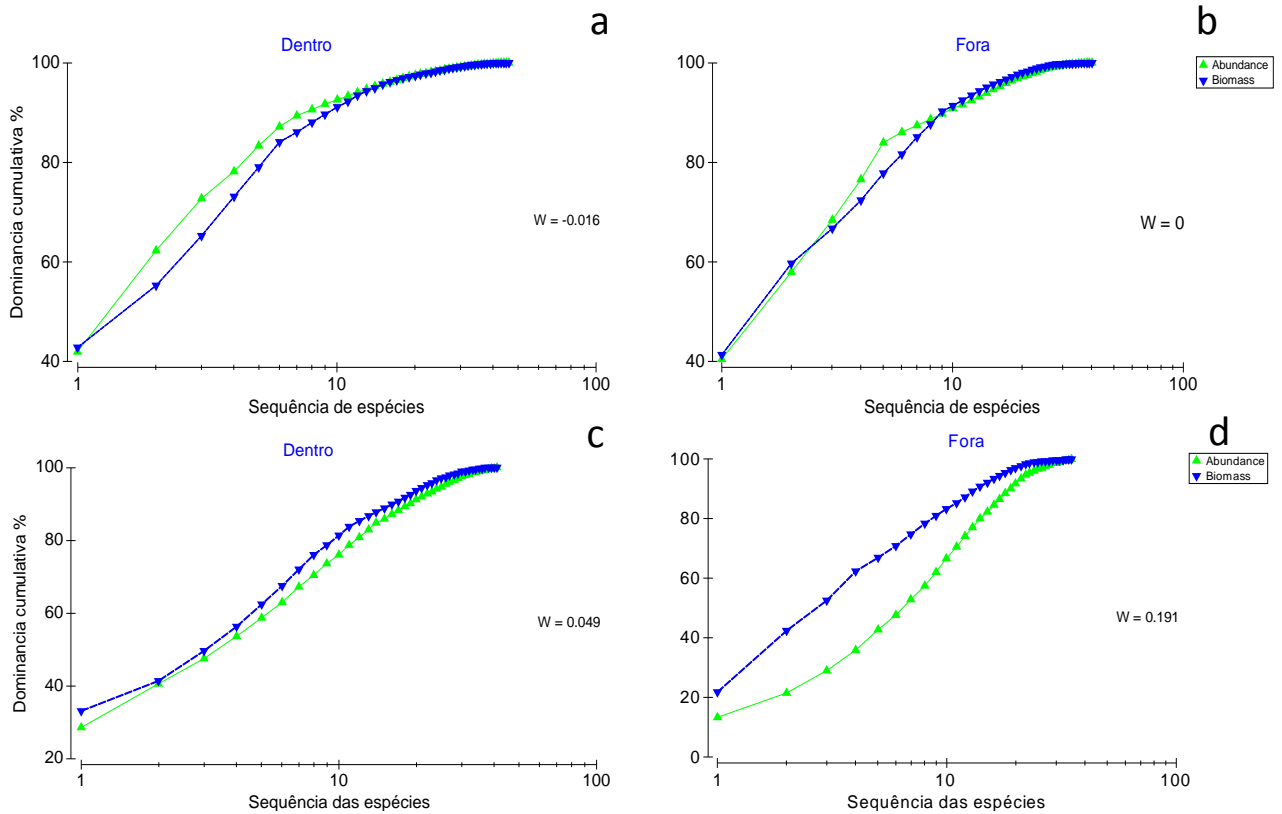


Figura III-2. (a) Curvas de abundância (triângulos verdes) e biomassa (triângulos invertidos azuis) dos locais dentro (a) e fora (b) da AMP para todas as espécies observadas. (b) Curva de abundância e biomassa para os locais dentro e fora da AMP sem as espécies dominantes.

Não foram registradas diferenças na biomassa das famílias mais abundantes entre os locais dentro e fora da AMP (Figura III-3): Pomacentridae (Pseudo-F=1,50; P=0,259), Haemulidae (Pseudo-F=1,96; P=0,98), Chaetodontidae (Pseudo-F=0,374; P=0,555), Sparidae (Pseudo-F=2,82; P=0,101), Scaridae (Pseudo-F=1,42; P=0,27) e Serranidae (Pseudo-F=0,99; P=0,327).

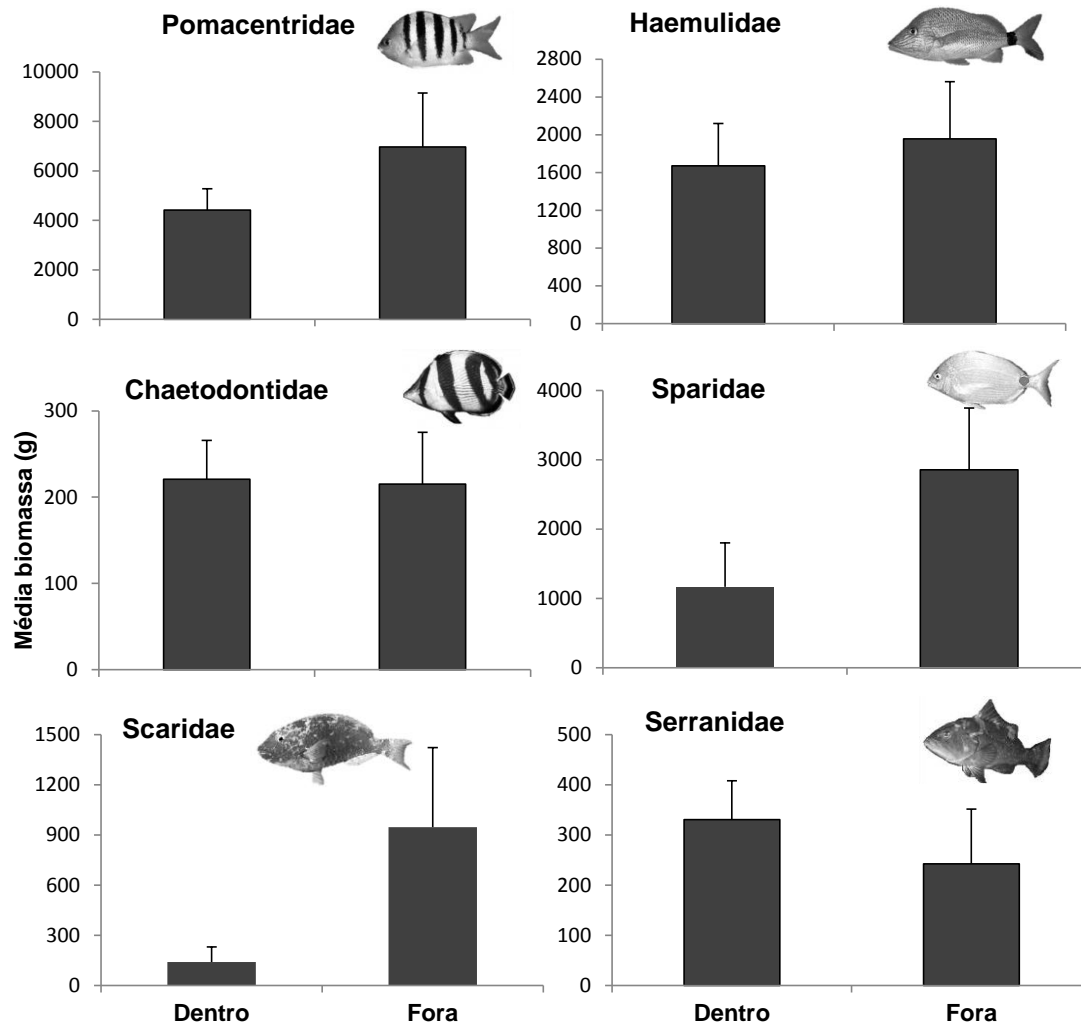


Figura III-3. Média da biomassa (\pm EP) por 40 m² das famílias mais abundantes nas áreas de dentro e fora da ESEC-Tamoios na Baía da Ilha Grande.

Não foram observadas diferenças nas médias do número de indivíduos e da biomassa entre as áreas dentro e fora da AMP (PERMANOVA, $p > 0,05$) para as espécies alvo da pesca. Uma exceção foi para *Sparisoma frondosum*, com maior abundância (Pseudo-F = 5,3; $p = 0,03$) e biomassa (Pseudo F = 5,0; $p = 0,03$) fora da AMP (Figura III-4).

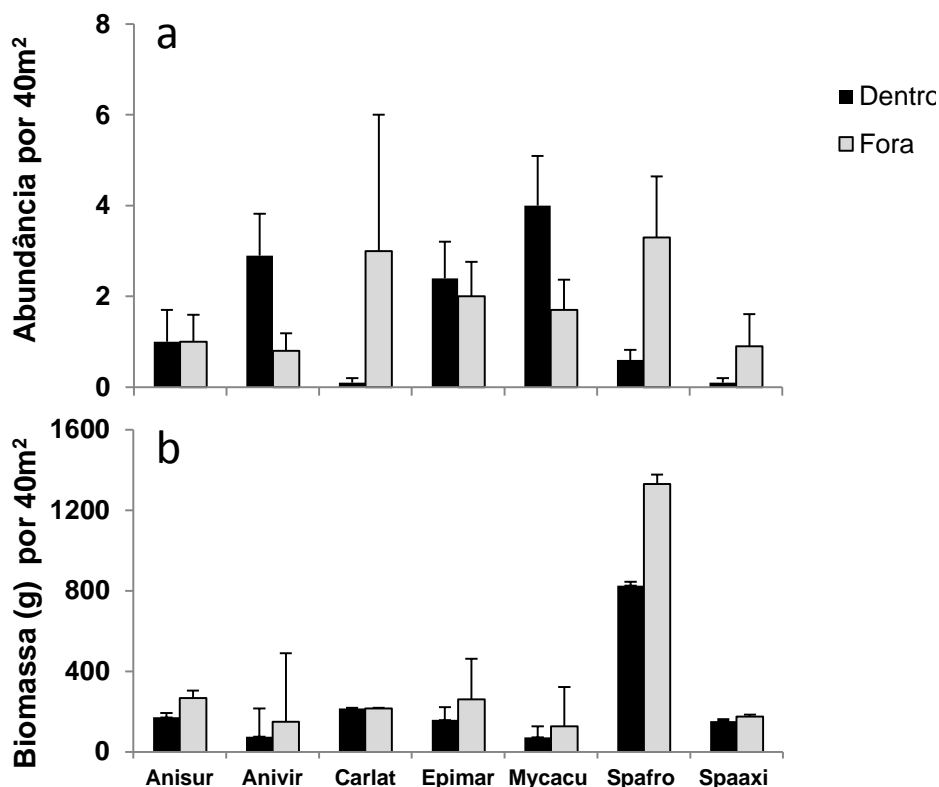


Figura III-4. Média da abundância (a) e biomassa (b) por 40 m² das espécies de peixes recifais alvo da pesca nas áreas de dentro e fora da ESEC-Tamoios na Baía da Ilha Grande. Códigos espécies: Anisur=*Anisotremus surinamensis*, Anivir=*Anisotremus virginicus*, Carlat=*Caranx latus*, Epimar=*Epinephelus marginatus*, Mycacu=*Mycteroperca acutirostris*, Spafro=*Sparisoma frondosum* e Spaaxi=*Sparisoma axillare*.

4.2. Aplicação do Índice multimétrico para distúrbio urbano

Em geral, os locais dentro da AMP foram classificados com condição ecológica entre “moderada” e “boa”, com exceção de um local que apresentou a condição ecológica “pobre”, (Tabela III-1). Os locais amostrados fora da AMP apresentaram todas as classificações de qualidade ecológica desde locais com qualidade “pobre” a “excelente”. Para ambos os locais as menores pontuações foram registradas para a métricas “densidade de indivíduos com alto valor comercial”, “abundância” e “densidade de herbívoros”.

Tabela III-1. Pontuações obtidas através de cada métrica do índice multimétrico para distúrbio urbano para os locais dentro e fora da AMP na Baía da Ilha Grande.

Dentro AMP	Abundância	Nº espécies raras/nº total de espécies	Densidade indivíduos com alto valor comercial	Nº espécies crípticas	Nº de espécies dependentes	Densidade de herbívoros	Pontuação total	Pontuação relativa	Condição Ecológica
1	1	4	1	5	3	4	18	0.60	Moderado
2	1	4	1	4	3	1	14	0.47	Pobre
3	4	4	1	5	5	5	24	0.80	Bom
4	2	5	1	5	3	2	18	0.60	Moderado
5	1	5	1	5	4	2	18	0.60	Moderado
6	4	4	1	3	3	1	16	0.53	Moderado
7	2	5	1	5	4	2	19	0.63	Moderado
8	2	5	3	5	4	2	21	0.70	Bom
9	5	4	1	5	5	3	23	0.76	Bom
10	3	5	1	5	5	4	23	0.76	Bom
Fora AMP									
1	1	3	1	4	2	1	12	0.40	Pobre
2	1	4	1	3	2	2	13	0.43	Pobre
3	2	4	2	4	3	2	17	0.57	Moderado
4	2	3	1	3	3	1	13	0.43	Pobre
5	5	4	1	5	5	3	23	0.77	Bom
6	2	4	2	4	3	1	16	0.53	Moderado
7	2	4	5	3	3	3	20	0.66	Moderado
8	1	4	2	4	5	4	20	0.66	Moderado
9	2	5	1	5	5	4	22	0.73	Bom
10	4	5	3	5	5	4	26	0.87	Excelente

Comparações para a pontuação final do índice entre os locais dentro e fora da AMP não apresentaram diferenças (U=50,5; P=0,751).

4.3. Diversidade funcional

Um total de 64 espécies foram registradas e organizadas em 23 grupos funcionais (considerando, guilda trófica e mobilidade) ou 50 grupos (considerando, guilda trófica, mobilidade e tamanho) (Tabela III-2). O número de espécies por traço funcional, considerando guilda trófica e mobilidade, variou de 1 a 11 espécies, enquanto o número de espécies por traço funcional, considerando guilda trófica, mobilidade e tamanho, variou de 1 a 9 espécies.

Tabela III-2. Lista das espécies e dos traços funcionais (guilda trófica, mobilidade e classe de tamanho) nos locais amostrados da Baía da Ilha Grande. Código do tamanho: P=pequeno, M=médio e G=grande.

Guilda trófica	Mobilidade	Tamanho	Espécie
Onívoro	Coluna e toca	P/M/G	<i>Abudefduf saxatilis</i> <i>Pomacanthus paru</i>
Onívoro	Bento-pelágico	P/M/G	<i>Acanthostracion polygonius</i> <i>Calamus penna</i> <i>Stephanolepis hispidus</i> <i>Cantherhines pullus</i>
Onívoro	Bentônico	P	<i>Parablennius marmoratus</i>
Herbívoros raspadores	Coluna	M/G	<i>Kyphosus sp.</i>
Herbívoros raspadores	Coluna e toca	P/M/G	<i>Acanthurus bahianus</i> <i>Acanthurus chirurgus</i> <i>Sparisoma frondosum</i> <i>Sparisoma tuiupiranga</i> <i>Sparisoma radians</i> <i>Sparisoma amplum</i> <i>Sparisoma axillare</i>
Predadores de invertebrados vágeis	Coluna e toca	P/M/G	<i>Anisotremus surinamensis</i> <i>Anisotremus virginicus</i>
Predadores de invertebrados vágeis	Bentônico	P/M	<i>Coryphopterus sp.</i> <i>Labrisomus nuchipinnis</i> <i>Labrisomus cricota</i> <i>Malacoctenus delalandii</i>
Predadores de invertebrados vágeis	Toca	P/M/G	<i>Holocentrus adscensionis</i>
Predadores de invertebrados vágeis	Bento-pelágico noturno	P/M	<i>Pareques acuminatus</i>
Predadores de invertebrados vágeis	Bento-pelágico	P/M/G	<i>Diplodus argenteus</i> <i>Haemulon aurolineatum</i> <i>Haemulon steindachneri</i> <i>Halichoeres poeyi</i>

Guilda trófica	Mobilidade	Tamanho	Espécie
			<i>Halichoeres brasiliensis</i>
			<i>Orthopristis ruber</i>
			<i>Pseudupeneus maculatus</i>
			<i>Sphoeroides greeleyi</i>
			<i>Sphoeroides spengleri</i>
			<i>Dactylopterus volitans</i>
			<i>Diodon histrix</i>
Predadores de invertebrados vágeis	Bentônico	P/M	<i>Serranus flaviventris</i>
			<i>Serranus baldwini</i>
			<i>Elacatinus figaro</i>
			<i>Emblemariopsis signifer</i>
			<i>Narcine brasiliensis</i>
Piscívoros	Coluna	M	<i>Caranx latus</i>
Piscívoros	Toca	P/M/G	<i>Mycteroperca acutirostris</i>
			<i>Mycteroperca bonaci</i>
			<i>Mycteroperca interstitialis</i>
Piscívoros	Bentônico	P/G	<i>Synodus synodus</i>
Piscívoros	Bento-pelágico	G	<i>Fistularia tabacaria</i>
Predadores de invertebrados sésseis	Bento-pelágico	P/M/G	<i>Chaetodon sedentarius</i>
			<i>Chaetodon striatus</i>
			<i>Canthigaster figueiredoi</i>
			<i>Chilomycterus spinosus</i>
Carnívoro	Toca	P/M/G	<i>Epinephelus marginatus</i>
			<i>Epinephelus morio</i>
			<i>Gymnothorax ocellatus</i>
Carnívoro	Coluna	M	<i>Lutjanus synagris</i>
			<i>Ocyurus chrysurus</i>
			<i>Odontoscion dentex</i>
			<i>Trachinotus falcatus</i>
Carnívoro	Bento-pelágico	M	<i>Scorpaena plumieri</i>
Planctívoro	Coluna	P/M/G	<i>Mugil sp.</i>
			<i>Chromis multilineata</i>
Planctívoro	Coluna noturno	P/M	<i>Pempheris schomburgki</i>
Herbívoro territorial	Bentônico	P	<i>Scartella cristata</i>
Herbívoro territorial	Bento-pelágico	P/M	<i>Stegastes fuscus</i>
			<i>Stegastes variabilis</i>
			<i>Stegastes pictus</i>

A análise multivariada da diversidade funcional não apresentou diferença dentro e fora da AMP (Pseudo-F=1,12; P=0,349). Resultado semelhante foi encontrado para os traços funcionais analisados separadamente com a riqueza de guildas tróficas (Pseudo-F=0,23; P=0,62) e a riqueza de espécies agrupadas pela mobilidade (Pseudo-F=0,32; P=0,59) não apresentando diferenças (Figura III-5 a). Entre as três classes de tamanho também não foram encontradas diferenças para a riqueza de espécies e para a abundância (P>0,05) (Figura III-5b).

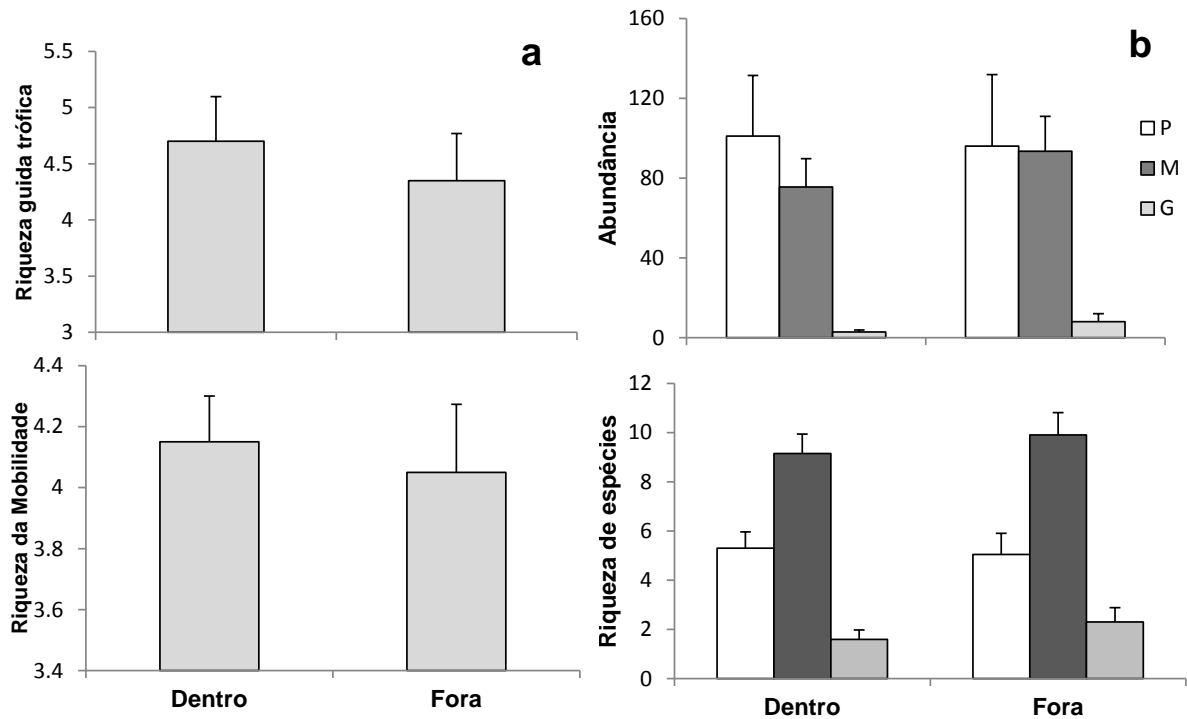


Figura III-5. (a) Média e erro padrão da riqueza de guildas tróficas e da riqueza de tipos de mobilidade para as áreas dentro e fora da AMP (ESEC-Tamoios). (b) Média e erro da abundância e da riqueza de espécies registradas nas três classes de tamanho (P=pequeno, M=médio e G=grande) (b).

Uma relação positiva e significativa foi encontrada entre a riqueza de espécies e a riqueza funcional dentro ($F=33,8$, $d.f.=1$, $P=0.000$; Figura III-6a) e fora ($F=145,4$ $d.f.=1$, $P=0.000$; Figura III-6b) da AMP. A diversidade funcional também apresentou uma relação positiva e significativa com a diversidade de espécies dentro ($F=38,7$, $d.f.=1$, $P=0.000$; Figura III-6c) e fora ($F=43,5$, $d.f.=1$, $P=0.000$; Figura III-6e) da AMP.

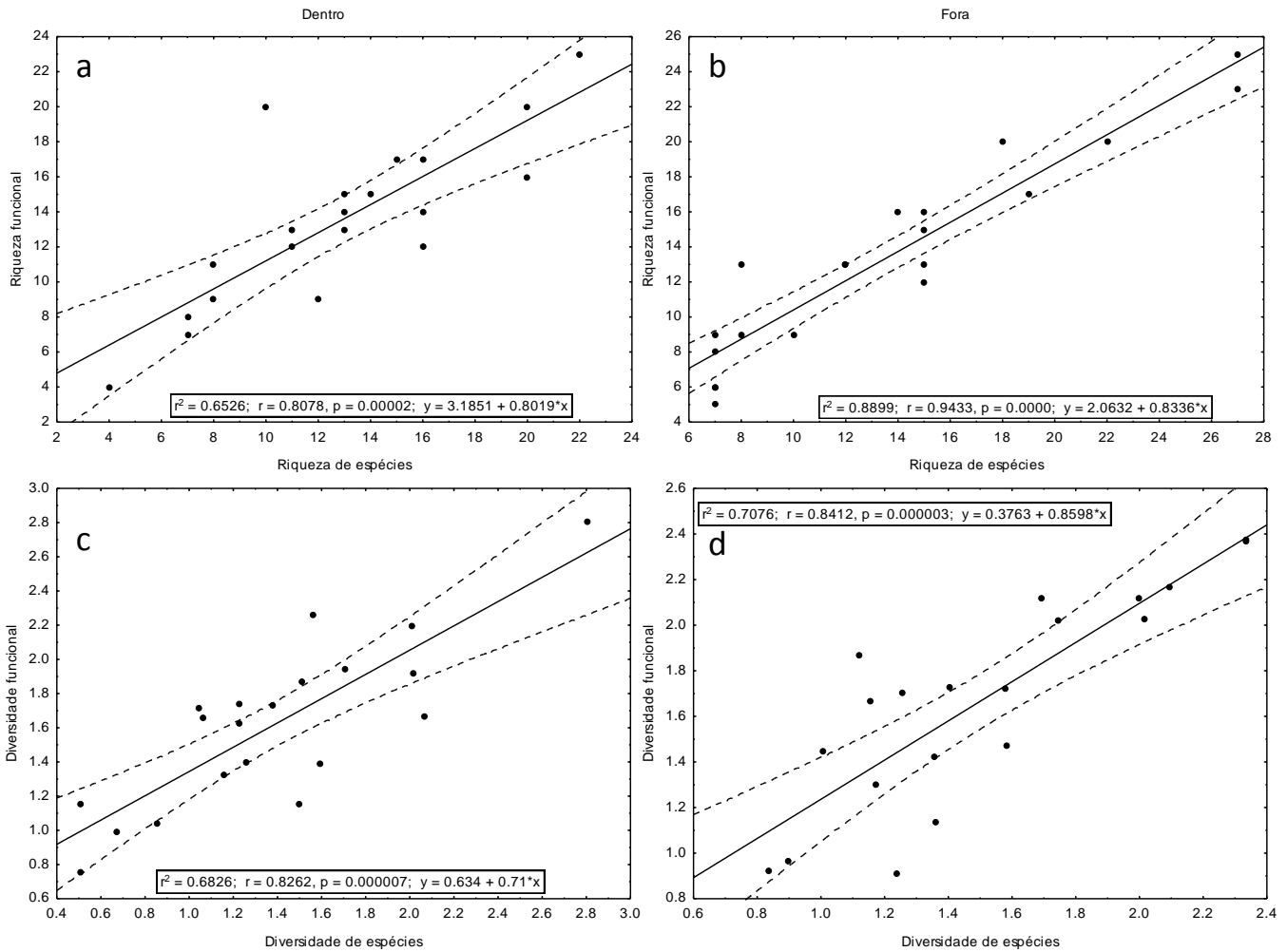


Figura III-6. Relações entre a riqueza funcional e riqueza de espécies dentro (a) e fora da AMP (b), e a diversidade funcional e a diversidade de espécies dentro (c) e fora (d) da AMP na baía da Ilha Grande. Cada ponto corresponde à riqueza e diversidade em áreas rasas e interface dentro e fora da AMP.

5. DISCUSSÃO

Através das três abordagens utilizadas no presente estudo, os resultados demonstram não existir diferenças na condição ecológica da assembleia de peixes recifais entre os locais dentro e fora da AMP estudada. Apesar da ESEC-Tamoios ter sido criada em 1990, sua implementação começou efetivamente apenas em 2008, e ainda com poucos esforços envolvidos na fiscalização da pesca ilegal. Além disso, os pescadores não estão propensos a cumprir com as restrições impostas pela ESEC, devido a uma série de conflitos não resolvidos antes da implementação desta AMP (Begossi et al. 2011) e atividades de pesca artesanal e comercial ainda ocorrem nos limites da ESEC-Tamoios. Ao redor do mundo muitas AMPs têm sido declaradas, porém sem o necessário esforço para implementá-las, o que pode ser responsável pelas falhas em atingir seus objetivos (Guidetti et al. 2008).

Os resultados obtidos através das curvas ABC e os correspondentes W estatísticos para a assembleia de peixes dentro e fora da AMP indicaram que as áreas apresentam um distúrbio moderado. As curvas ABC devem ser interpretadas levando-se em consideração as estratégias r-k das espécies (Magurran, 2004). Em ambientes relativamente estáveis, a curva da biomassa se localiza acima da curva da abundância, indicando uma maior contribuição das espécies k-estrategistas (de maior porte e ciclo de vida longo) para a biomassa do sistema. Os resultados mostram o padrão inverso indicando a dominância de espécies do tipo r-estrategistas com menor porte e ciclo de vida curto dentro e fora da AMP. Entretanto, os resultados da curva ABC podem ser confundidos pela grande abundância de recrutas das espécies dominantes (Yemane et al. 2005). Isto parece ter ocorrido, uma vez que quando as espécies dominantes, de pequeno porte, foram retiradas das análises, mudanças foram observadas para ambas as áreas. A área fora da AMP foi classificada como de baixo impacto, enquanto dentro da AMP, embora o valor de W foi alterado para positivo, a proximidade das curvas da abundância e da biomassa ainda indicou um impacto moderado. Isto pode sugerir que dentro da AMP, a diminuição de espécies de ciclo de vida longo e conseqüentemente a diminuição da biomassa é ainda mais intensa do que fora desta.

O Índice multimétrico para distúrbio urbano utilizado não detectou diferenças significativas entre os locais amostrados dentro e fora da AMP, o que sugere semelhanças nas condições das comunidades de peixes entre estas áreas. A qualidade ecológica predominante nas áreas dentro e fora da ESEC-Tamoios foi “moderada”. Entretanto, as métricas que receberam as menores pontuações, e por isso são responsáveis pela classificação ecológica “pobre” foram “densidade de indivíduos com alto valor comercial” e “Densidade de herbívoros”, o que pode indicar o efeito da pressão de pesca nestas áreas. Os peixes recifais mais explorados pela pesca artesanal na ESEC-Tamoios incluem as garoupas (*Epinephelus* spp. e *Mycteroperca* spp.; Serranidae) e pargos (*Lutjanus* spp.; Lutjanidae) (Begossi et al. 2011). O uso de redes de espera e a pesca de anzol são as técnicas mais comuns empregadas pelos pescadores artesanais, entretanto a caça submarina também tem se tornado comum. Além destas espécies citadas, a caça submarina tem como alvo as espécies herbívoras da família Scaridae, que também compreendem entre os principais componentes da pesca de arpoão ao redor do mundo (Friedlander e Parrish, 1997).

Estudos que têm explorado os efeitos de AMPs, principalmente no que diz respeito ao fechamento destas áreas para a pesca, encontraram de maneira geral, que a abundância, a biomassa e o tamanho médio das espécies alvo da pesca foram maiores dentro de áreas marinhas protegidas (Dugan e Davis 1993; García-Rubies e Zabala 1990; Harmelin et al. 1995; Russ 2002; Halpern 2003; Floeter et al. 2006). Para todos esses parâmetros não foram observadas diferenças entre as áreas, e a única espécie alvo da pesca com diferenças entre as áreas (*S. frondosum*) apresentou maior abundância e biomassa fora da AMP. Isto não apenas indica que a AMP não tem atingido sua função de proteção às assembleias de peixes, como também que estas podem não ser as áreas prioritárias a conservação dentro da baía.

A estrutura dos grupos funcionais não foi diferente entre as áreas protegidas e não protegidas, assim como as medidas univariadas de riqueza de guildas tróficas, riqueza da mobilidade e abundância e riqueza de espécies por classe de tamanho, um indicativo que a AMP não tem posição de destaque em comparação a outras áreas da baía quanto à diversidade funcional. A diversidade funcional é uma importante ferramenta para avaliar o impacto da pesca sobre as assembleias de peixes, visto que grupos funcionais inteiros podem ser removidos em ecossistemas marinhos sujeitos a grande pressão de pesca (Micheli e Halpern, 2005). A eliminação de espécies que desempenham funções similares, como por exemplo, espécies que controlam o crescimento de macroalgas, corais ou até mesmo de outras espécies de peixes, reduz a capacidade de resistência desses ecossistemas às perturbações intervenientes (Bellwood et al. 2003; 2004). Seria esperado que a proteção das reservas marinhas resultasse em um aumento da representação de categorias funcionais que possuem papéis fundamentais nos processos de ecossistemas recifais, como carnívoros de topo e herbívoros e são mais intensamente afetados por distúrbios antrópicos

A riqueza e a diversidade funcional foram relacionadas positivamente com a riqueza e diversidade de espécies para a assembleia de peixes recifais em ambas as áreas. As inclinações das retas aproximando-se de 1, indicam que baixos níveis de redundância nos traços funcionais das espécies existem para as duas áreas (Micheli e Halpern, 2005). Estudos empregando esta abordagem mostram que a baixa redundância funcional é comum em ambientes rochosos temperados (Micheli e Halpern, 2005). No entanto, pouco se sabe sobre os padrões de diversidade funcional em costões rochosos em ambientes tropicais. Uma baixa redundância funcional implica que os traços funcionais são rapidamente perdidos em um sistema com o decréscimo da diversidade. Por outro lado, uma elevada redundância pode indicar que as funções do ecossistema são mantidas com as mudanças na diversidade, possivelmente decorrente de eventos de degradação e recuperação (Micheli e Halpern, 2005). Em uma comunidade, a perda de grupos funcionais com uma única ou poucas, mas abundantes espécies pode ter um forte impacto na estrutura e função da assembleia como um todo (Bellwood et al. 2003, 2004). Por outro lado, a perda de um grupo funcional com uma única espécie, mas que é numericamente rara pode uma consequência menor para a assembleia.

A avaliação dos efeitos de áreas protegidas pode ser confundida por diferenças na heterogeneidade do habitat (Miller et al. 2012) e a fatores associados com as pressões antrópicas, como a distância da costa (Stuart-Smith et al. 2008). Estamos cientes desse ruído nas análises, já que existem locais não protegidos com acesso mais restrito, do que as ilhas da área protegida. Problemas associados às diferenças no habitat são maximizados quando apenas medidas associadas à abundância ou riqueza são utilizadas. Porém, o uso de múltiplas ferramentas para caracterizar as assembleias de peixes

minimiza este problema, sendo esperado que métricas associadas a pressões de pesca, ou a diversidade funcional, por exemplo, indicassem algum efeito da proteção pela AMP.

Até então, os distúrbios existentes na baía parecem não estar contribuindo para o aumento da redundância funcional, porém através da avaliação de índices multimétricos a baixa avaliação de determinadas métricas (por exemplo, densidade de herbívoros) podem afetar a estrutura funcional da assembleia dentro do habitat rochoso. Além disso, outra métrica importante na determinação de uma pobre qualidade ecológica, a “densidade indivíduos com alto valor comercial”, sugere que a crescente pressão de pesca nesta região tende a remover um conjunto importante de grupos funcionais do ecossistema marinho como os carnívoros e herbívoros de importância comercial. Tem se observado na AMP em estudo, a efetiva ausência de fechamento da pesca e outras atividades como o turismo. Estes problemas são maximizados pela proximidade das ilhas da AMP da linha de costa. Avaliações constantes da qualidade ecológica de AMPs deveriam ser realizadas a fim de monitorar o estado atual destas regiões dentro dos ecossistemas marinhos.

6. CONCLUSÕES

Através das ferramentas utilizadas pode-se concluir que a AMP não apresenta diferenças entre as áreas de dentro e de fora da ESEC-Tamoios, sugerindo, portanto que a AMP não tem desempenhado seu papel com ferramenta de proteção da ictiofauna recifal da Baía da Ilha Grande. Sugere-se, portanto, que os órgãos responsáveis pela sua implantação e operação atentem para o monitoramento destas áreas visando cumprirem o fim para as quais são propostas.

A condição ecológica predominante dos locais estudados foi de impacto moderado, o que pode indicar que a baía da Ilha Grande não é intensamente impactada. Existem áreas com boa condição tanto dentro e fora da AMP que poderiam ser priorizadas nas ações de fiscalização e monitoramento.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32–36, 2001.
- BARRETT, N.S.; EDGAR, G.J.; BUXTON, C.D.; HADDON, M., Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 34, p. 141–157, 2007.

- 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.
- BELLWOOD, D.R. Origins and escalation of herbivory in fishes: a functional perspective. **Paleobiology**, v. 29, p. 71–83, 2003.
- BELLWOOD, D.R.; HUGHES, T.P.; FOLKE, C.; NYSTROM, C. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, v. 429, p. 827–833, 2004.
- Bohnsack, J.A. Application of marine reserves to reef fisheries management. **Austral Ecology**, v. 23, p. 298–304, 1998.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, p. 1079–1087, 2011.
- CAMILATO, V.; SIMON, T.; PINHEIRO, H. T.; PIMENTEL, C. R.; JOYEUX, J.C. Length-weight relationships for some cryptobenthic reef fishes off Guarapari, southeastern Brazil. *Journal Applied Ichthyology*, v. 26, p. 463–464, 2010.
- CHIAPPONE, M.; SLUKA, R.; SEALEY, K.S. Groupers (Pisces: Serranidae) in fished and protected areas of the Florida Keys, Bahamas and northern Caribbean. **Marine Ecology Progressive Series**, v. 198, p. 261–272, 2000.
- CHOAT, J.H.; CLEMENTS, K.D.; ROBBINS, W.D. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. 1: dietary analyses. **Marine Biology**, v. 140, p. 613–623, 2002.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Changes in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Laboratory: Plymouth. 1994. 144 p.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **PRIMER v5: User manual/tutorial**. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2006. 91 p.
- CLAUDET, J.; PELLETIER, D.; JOUVENEL, J.Y.; BACHET, F.; GALZIN, R. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: identifying community-based indicators. **Biological Conservation**, v. 130, p. 349–369, 2006.
- CREED J.C.; OLIVEIRA A.E.S.; PIRES D.O.; FIGUEIREDO M.A.O.; FERREIRA C.E.L., et al. **RAP Ilha Grande - um levantamento da biodiversidade: histórico e conhecimento da biota**. In: CREED J.C., PIRES D.O., FIGUERIEDO M.A.O. (Orgs.). Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília: MMA/SBF (1). 2007. p. 19–39.
- COATES, S.; WAUGH, A.; ANWAR, A.; ROBSON, M. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the water framework directive. **Marine Pollution Bulletin**, v. 55, p. 225–240, 2007.
- DUGAN, J.E.; DAVIS, G.E. Applications of marine refugia to coastal fisheries management. **Canadian Journal of Fish and Aquatic Science**, v. 50, p. 2029 – 2042, 1993.

- FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; J. C. JOYEUX. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 1093-1106, 2004.
- 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.
- FROESE, R.; PAULY, D., (Orgs.). 2007. **FishBase**. World wide web electronic publication. www.fishbase.org (version 02/2013).
- FRIEDLANDER, A.M.; PARRISH, J.D. Fisheries harvest and standing stock in a Hawaiian Bay. **Fisheries Research**, v. 32, p. 33–50, 1997.
- HALPERN, B. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? **Ecological Applications**, v. 13, p. 117–137, 2003.
- HALPERN, B.S.; FLOETER, S.R. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. **Marine Ecology Progressive Series**, v. 364, p. 147-156, 2008.
- HARMELIN-VIVIEN M.L.; HARMELIN J.G.; LÉBOULLEUX V. Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. **Hydrobiologia**, v.300/ 301, p. 309–320, 1995.
- HENRIQUES, S., PAIS, M.P., COSTA, M.J. & CABRAL, H. 2008. Development of a fish-based multimetric index to assess the ecological quality of marine habitats: the Marine Fish Community Index. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1913–1934
- HUGHES, R.M.; KAUFMANN, P.R; HERLIHY, A.T.; KINCAID, T.M.; REYNOLDS, L.; LARSEN, D.P. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, p. 1618- 1631, 1998.
- GARCIA-RUBIES A.; ZABALA M. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). **Scientia Marina**, v. 54, p. 317–328, 1990.
- GUIDETTI, P., et al. Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? **Biological Conservation**, v. 141, p. 699–709, 2008.
- ICMBio – Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade. 2007. **Áreas Protegidas Brasileiras 2004-2007**. Brasília.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, p. 55-68, 1981.
- MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J. C. Length–weight relationships for rockpool fishes in Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 358–359, 2009.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. UK.: Blackwell Science Ltd., 2004.

- MAYFIELD M.M.; BONI M.E.; DAILY G.C.; ACKERLY D. Species and functional diversity of native and human-dominated plant communities. **Ecology**, v. 86, p. 2365–2372, 2005.
- MCCLANAHAN, T. R.; R. ARTHUR. The effect of marine reserves and habitat on populations of East African coral reef fishes. **Ecological Applications**, v. 11, p. 559–569, 2001.
- MICHELI, F.; HALPERN, B.S. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters* 8: 391 - 400. Mora, C. & Sale, P. 2002. Are populations of coral reef fish open or closed? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 17, p. 422–428, 2005.
- MILLER S. L.; PHILLIPS N. E.; SHIMA S. J. Effects of microhabitat availability on estimates of density of a reef fish: implications for assessments of marine protected areas. **Hydrobiologia**, v. 685, p. 173–190, 2012.
- NAEEM, S. Species redundancy and ecosystem reliability. **Conservation Biology**, v. 12, p. 39–45, 1998.
- NOWLIS, J.S.; ROBERTS, C.M. Fisheries benefits and optimal design of marine reserves. *U.S. Fishery Bulletin*, v. 97, p. 604–616, 1999.
- PELLETIER, D.; GARCIA-CHARTON, J.A.; FERRARIS, J.; DAVID, G.; THEBAUD, O.; LETOURNEUR, Y.; CLAUDET, J.; AMAND, M.; KULBICKI, M.; GALZIN, R. Designing indicators for assessing the effects of marine protected areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. **Aquatic Living Resources**, v. 18, p. 15–33, 2005.
- ROBERTS, C. M.; N. V. C. POLUNIN. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? **Reviews in Fish Biology and Fisheries** 1:65–91, 1991.
- ROWLEY, R.J. Marine reserves in fisheries management. **Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystem**, v. 4, p. 233–254, 1994.
- RUSS, G.R. **Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools**. In: *Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*. San Diego, California USA: Academic Press, 2002. p. 421–443.
- STUART-SMITH, R. D.; BARRETT, N. S.; CRAWFORD, C. M.; FRUSHER, S. D.; STEVENSON, D. G.; EDGAR, G. J. Spatial patterns in impacts of fishing on temperate rocky reefs: Are fish abundance and mean size related to proximity to fisher access points? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 365(2), p. 116–125, 2008.
- USEPA, 2000. **Estuarine and coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance**. US Environmental Protection Agency Report, EPA-822-B-00-024. Washington, DC: Office of Water.
- VILLAMOR, A.; BECERRO, M. A. Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected areas. **Journal of Sea Research**, v. 73, p. 109–116, 2012.

YEMANE, D.; FIELD, J.G.; LESLIE, R.W. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 374–379, 2005.

WALKER, B. Biological diversity and ecological redundancy. **Conservation Biology**, v. 6, p. 18–23, 1992.

WARWICK, R. M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Marine Biology**, v. 92, p. 557-562, 1986.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescente desenvolvimento urbano em áreas costeiras tem levado a diversos impactos antrópicos nas comunidades marinhas. A compreensão dos efeitos causados por alterações nos habitats marinhos são importantes para que medidas conservacionistas sejam tomadas para se evitar a perda de habitats e conseqüentemente da biodiversidade.

Os municípios de Angra dos Reis e Paraty abrigam mais de 170 mil habitantes e tende a crescer ainda mais no momento, devido à construção de mais uma Usina Nuclear. A construção de um empreendimento como este gera a necessidade de mais infraestrutura para a cidade, crescimento imobiliário, prestação de serviços. A demanda por trabalhadores na região acaba gerando um crescimento desorganizado e sem os devidos cuidados com os impactos decorrentes desse crescimento como produção de lixo, esgoto, poluição de praias, lixões clandestinos, construções irregulares e desmatamento. Parte destes problemas são despejados literalmente no mar contribuindo para a degradação dos habitats costeiros.

Além dos problemas inerentes ao crescimento nas cidades, por ser uma baía com águas cristalinas e detentora de uma beleza ímpar o turismo e o crescente número de barcos tem aumentado. A fisiografia da baía com suas numerosas ilhas próximas ao continente facilitam o acesso a pesca seja ela esportiva (linha e caça), artesanal e até mesmo industrial na parte mais externa da baía.

Neste contexto, o presente estudo teve a intenção de aprofundar o conhecimento de potenciais fatores influenciadores da estrutura e composição da assembleia de peixes de costões rochosos na baía. Desta maneira determinando os possíveis preditores para a riqueza, abundância e biomassa das espécies de peixes de costões rochosos. Além disso, desenvolver um índice multimétrico preliminar baseado na ictiofauna que seja aplicável para o monitoramento de áreas costeiras e avaliar o atual estado de proteção de uma área marinha protegida (ESEC-Tamoios).

O primeiro capítulo teve como objetivo avaliar os potenciais preditores biológicos, físicos e antropogênicos e suas relações com as variáveis respostas (assembleia de peixes, riqueza e biomassa) na baía da Ilha Grande. A análise empregada para investigar estas relações não definiu *a priori* fatores, estes foram modelados a fim de detectar preditores que explicassem a maior parte da variabilidade das variáveis respostas. Como preditores para a assembleia de peixes, os fatores biológicos (algas frondosas, turf, zoantídeos), físicos (profundidade) e antrópicos (distância da costa, população) foram relacionados indicando que a assembleia como um todo é afetada por diversos fatores. A riqueza de espécies apresentou correlação positiva com o índice de estrutura física, profundidade e uma relação negativa com zoantídeos indicando para esta variável as importantes relações com a estrutura do habitat. A biomassa apresentou correlação apenas com a distância da costa, um indicativo da provável pressão de pesca nas áreas próximas ao continente.

O segundo capítulo apresenta uma nova proposta baseada em características biológicas e ecológica das espécies desenvolvendo um índice multimétrico para dois tipos de distúrbios antrópicos na baía da Ilha Grande. Um distúrbio foi caracterizado pelo efluente termal proveniente da descarga da água de resfriamento da Usina Nuclear de Angra dos Reis e o outro por um conjunto de atividades humanas (como pesca, turismo e poluição) relacionadas ao crescimento urbano. Métricas foram selecionadas e aplicadas a locais impactados e controles visando à avaliação dos distúrbios. Diferentes

métricas foram selecionadas para os dois tipos de distúrbio o que reforça a ideia de uma análise separadamente. Estudos que utilizem ferramentas como índices multimétrico são necessários para a compreensão de alterações conduzidas pelo crescimento urbano, melhorando a compreensão dos problemas gerados por impactos antrópicos e através de ferramentas que mensurem a condição ecológica destes habitats.

O terceiro capítulo comparou locais dentro da área marinha protegida (ESEC Tamoios) e fora desta a fim de avaliar o atual estado de conservação utilizando diversas variáveis (biomassa, abundância, tamanho, guildas tróficas) e aplicação do índice multimétrico para distúrbio urbano desenvolvido no capítulo 2. Apesar de poucas amostragens terem sido realizadas no presente estudo esta é a primeira avaliação direcionada para a assembleia de peixes na ESEC Tamoios. O presente estudo não apresentou diferenças entre os locais dentro e fora da ESEC o que representa o problema da ação antrópica na área.

Os três capítulos abordaram através de diversas ferramentas fatores influenciadores e formas de avaliação de distúrbios antrópicos em ambientes costeiros. Muitos estudos ainda são necessários para aprofundar o conhecimento de distúrbios antrópicos na assembleia de peixes recifais na costa do Brasil. Esse trabalho por apresentar uma nova forma de avaliar impactos apresenta os problemas inerentes a estudos preliminares, porém é um passo importante para a conservação de habitats marinhos.

ANEXO

Tabela 1. Lista das espécies registradas (em ordem alfabética) e os parâmetros ecológicos e biológicos para cada uma na Baía da Ilha Grande para aplicação do Índice de Intergridade de Peixes de Costões Rochosos.

Species	Habitat associado					Mobilidade/Comportamento								
	Coluna de água	Coluna de água e tocas	Tocas (>20cm)	Tocas (<10cm)	Cobertura de substrato	Pressão de pesca	Ornamental	Gregárias/Solitárias	Dep	Res	Territ	Resiliencia	Guilda trófica	CTM
<i>Abudefduf saxatilis</i>	0	1	0	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Oniv	0
<i>Acanthostracion polygonius</i>	1	0	0	0	0	Sem	1	Sol	1	1	0	Alta	Oniv	0
<i>Acanthurus bahianus</i>	1	1	0	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Herb	0
<i>Acanthurus chirurgus</i>	1	1	0	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Herb	0
<i>Acanthurus coeruleus</i>	1	1	0	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Herb	0
<i>Anisotremus surinamensis</i>	0	1	0	0	0	Alta	1	Sol	1	1	0	Baixa	Inver	0
<i>Anisotremus virginicus</i>	0	1	0	0	0	Alta	1	Sol	1	1	0	Média	Inver	0
<i>Bathygobius soporator</i>	0	0	0	1	1	Sem	1	Sol	0	1	1	Média	Oniv	0
<i>Bodianus pulchellus</i>	0	1	0	0	0	Leve	1	Sol	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Calamus penna</i>	1	0	0	0	0	Sem	0	Sol	0	1	0	Média	Oniv	0
<i>Cantherhines macrocerus</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Média	Oniv	0
<i>Cantherhines pullus</i>	0	0	0	0	1	Leve	1	Sol	1	1	0	Média	Oniv	0
<i>Canthigaster figueiredoi</i>	0	1	0	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Alta	Oniv	0
<i>Caranx latus</i>	1	0	0	0	0	Alta	0	Greg	0	0	0	Média	Pisci	0
<i>Chaetodon sedentarius</i>	0	1	0	0	1	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Inver	0
<i>Chaetodon striatus</i>	0	1	0	0	1	Sem	1	Greg	1	1	0	Alta	Inver	0
<i>Chilomycterus spinosus</i>	1	0	0	0	0	Sem	1	Sol	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Chromis multilineata</i>	1	0	0	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Planc	0
<i>Coryphopterus sp.</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Cryptotomus roseus</i>	0	0	0	0	1	Sem	0	Sol	0	1	0	Alta	Herb	0

Species	Habitat associado						Mobilidade/Comportamento							
	Coluna	Coluna de	Tocas	Tocas	Cobertura	Pressão de	Gregárias/ Solitárias	Dep	Res	Territ	Resiliencia	Guilda		
	de água	água e tocas	(>20cm)	(<10cm)	de substrato	pesca						Ornamental	trófica	CTM
<i>Dactylopterus volitans</i>	0	0	0	0	1	Leve	1	Greg	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Diapterus rhombeus</i>	1	0	0	0	0	Sem	0	Greg	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Diodon histrix</i>	0	0	1	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Baixa	Inver	0
<i>Diplodus argenteus</i>	1	0	0	0	0	Alta	0	Greg	0	1	0	Média	Oniv	0
<i>Elacatinus figaro</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Alta	Inver	0
<i>Emblemariopsis signifer</i>	0	0	0	1	1	Sem	0	Sol	1	1	0	Baixa	Inver	0
<i>Epinephelus marginatus</i>	0	0	1	0	0	Alta	0	Sol	0	1	0	Baixa	Carn	0
<i>Epinephelus morio</i>	0	0	1	0	0	Alta	0	Sol	0	1	0	Baixa	Carn	0
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1	0	0	0	0	Sem	0	Greg	0	0	0	Alta	Inver	1
<i>Eucinostomus gula</i>	1	0	0	0	0	Sem	0	Greg	0	0	0	Alta	Inver	1
<i>Eugerres brasilianus</i>	1	0	0	0	0	Sem	0	Greg	0	0	0	Alta	Inver	1
<i>Fistularia tabacaria</i>	1	0	0	0	0	Leve	1	Sol	1	1	0	Desco	Carn	0
<i>Gymnothorax funebris</i>	0	0	1	0	0	Leve	1	Sol	1	1	0	Desco	Carn	0
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	0	0	1	0	0	Leve	1	Sol	1	1	0	Desco	Carn	0
<i>Haemulon aurolineatum</i>	1	0	0	0	0	Leve	0	Greg	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Haemulon steindachneri</i>	1	0	0	0	0	Leve	0	Greg	0	1	0	Média	Inver	1
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	0	0	0	0	1	Leve	1	Sol	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Halichoeres poeyi</i>	1	0	0	0	0	Sem	1	Sol	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Hippocampus reidi</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0	0	1	0	0	Leve	1	Sol	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Kyphosus sp.</i>	1	0	0	0	0	Leve	1	Greg	0	1	0	Baixa	Herb	0
<i>Labrisomus cricota</i>	0	0	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Desco	Inver	0
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0	0	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Média	Carn	0

Species	Habitat associado						Mobilidade/Comportamento							
	Coluna	Coluna de	Tocas	Tocas	Cobertura	Pressão de	Gregárias/						Guilda	
	de água	água e tocas	(>20cm)	(<10cm)	de substrato	pesca	Ornamental	Solitárias	Dep	Res	Territ	Resiliência	trófica	CTM
<i>Lutjanus synagris</i>	1	0	0	0	0	Alta	0	Sol	0	0	0	Média	Carn	0
<i>Malacoctenus delalandii</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Média	Inver	0
<i>Micrognathus crinitus</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Mugil sp.</i>	1	0	0	0	0	Leve	0	Greg	0	0	0	Média	Planc	1
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0	0	1	0	0	Alta	0	Sol	0	1	0	Baixa	Psci	0
<i>Mycteroperca bonaci</i>	0	0	1	0	0	Alta	0	Sol	1	1	0	Baixa	Psci	0
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	0	0	1	0	0	Alta	0	Sol	1	1	0	Baixa	Psci	0
<i>Narcine brasiliensis</i>	0	0	0	0	1	Sem	0	Sol	0	1	0	Baixa	Inver	0
<i>Ocyurus chrysurus</i>	1	0	0	0	0	Alta	0	Sol	0	1	0	Baixa	Carn	0
<i>Odontoscion dentex</i>	0	1	0	0	0	Leve	1	Greg	0	1	0	Alta	Carn	0
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Baixa	Carn	0
<i>Oligoplites saurus</i>	1	0	0	0	0	Leve	0	Sol	0	0	0	Desco	Carn	0
<i>Orthopristis ruber</i>	1	0	0	0	0	Leve	0	Greg	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Parablennius marmoratus</i>	0	0	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Alta	Oniv	0
<i>Parablennius pilicornis</i>	0	0	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Alta	Oniv	0
<i>Paraclinus spectator</i>	0	0	0	0	1	Sem	0	Sol	1	1	0	Desco	Desco	0
<i>Pareques acuminatus</i>	0	1	1	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Alta	Inver	0
<i>Pempheris schomburgki</i>	0	1	1	0	0	Sem	0	Greg	1	1	0	Alta	Zooplank	0
<i>Pomacanthus paru</i>	0	1	0	0	0	Sem	1	Greg	1	1	0	Média	Oniv	0
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	0	0	0	0	1	Leve	1	Greg	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Scartella cristata</i>	0	0	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	1	Alta	Herb	0
<i>Scarus trispinosus</i>	0	1	0	0	0	Alta	0	Sol	1	1	0	Média	Herb	0
<i>Scarus zelindae</i>	0	1	0	0	0	Alta	0	Sol	1	1	0	Alta	Herb	0
<i>Scorpaena plumieri</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Muito Baixa	Carn	0

Species	Habitat associado					Mobilidade/Comportamento								
	Coluna de água	Coluna de água e tocas	Tocas (>20cm)	Tocas (<10cm)	Cobertura de substrato	Pressão de pesca	Ornamental	Gregárias/ Solitárias	Dep	Res	Territ	Resiliencia	Guilda trófica	CTM
<i>Serranus baldwini</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Serranus flaviventris</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Sparisoma amplum</i>	0	1	0	0	0	Alta	1	Greg	0	1	0	Média	Herb	0
<i>Sparisoma axillare</i>	0	1	0	0	0	Alta	1	Sol	0	1	0	Média	Herb	0
<i>Sparisoma frondosum</i>	0	1	0	0	0	Alta	1	Greg	0	1	0	Média	Herb	0
<i>Sparisoma radians</i>	0	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Alta	Herb	0
<i>Sparisoma tuiupiranga</i>	0	0	0	0	1	Sem	0	Greg	0	1	0	Alta	Herb	0
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1	0	0	0	0	Sem	1	Sol	0	1	0	Alta	Inver	0
<i>Sphoeroides spengleri</i>	1	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Média	Inver	0
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	0	0	0	1	Sem	1	Sol	0	1	0	Baixa	Inver	0
<i>Stegastes fuscus</i>	0	1	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	1	Alta	Herb	0
<i>Stegastes pictus</i>	0	1	0	0	1	Sem	1	Sol	1	1	0	Alta	Herb	0
<i>Stegastes variabilis</i>	0	1	0	1	1	Sem	1	Sol	1	1	1	Alta	Herb	0
<i>Stephanolepis hispidus</i>	1	0	0	0	0	Leve	1	Sol	0	1	0	Alta	Oniv	0
<i>Synodus synodus</i>	0	0	0	0	1	Sem	0	Sol	0	1	0	Alta	Psci	0
<i>Trachinotus falcatus</i>	1	0	0	0	0	Leve	0	Greg	0	0	0	Média	Carn	0

Códigos da tabela: Habitat associado (Coluna de água = Especialistas em coluna de água, Coluna de água e tocas = Especialistas em coluna de água e tocas, Tocas >20cm = Especialistas em tocas >20cm, Tocas com <10cm = Especialistas em tocas <10cm, Cobertura de substrato = Especialistas em se deslocar ou se abrigar sob a cobertura bentica) Pressão de pesca (Sem = Sem pressão de pesca, Leve = Leve pressão de pesca, Alta = Alta pressão de pesca) Mobilidade/Comportamento (Greg = Gregárias, Sol = Solitárias, Dep = Dependentes, Res = Residentes, Territ = Territorialistas) Guilda Trófica (Oniv = Onívoro, Herb = Herbívoro, Inver = Invertívoro, Psci = Piscívoro, Planc = Planctívoro, Carn = Carnívoro, Zoo = Zooplantívoro) CTM = Critico Termal Máximo acima de 30°C para espécies usadas em experimento em laboratório). Desco = Desconhecido.