



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL)**

Jemilli Castiglioni Viaggi

**COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA EM DIFERENTES HABITATS DO BAIXO
ESTUÁRIO DA BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO**

Rio de Janeiro

2017

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA EM DIFERENTES HABITATS DO BAIXO
ESTUÁRIO DA BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO

Jemilli Castiglioni Viaggi

**Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Ciências Biológicas (Biodiversidade
Neotropical) da Universidade
Federal do Estado do Rio de
Janeiro como requisito parcial para
obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas.**

Orientador: Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos

Co-orientador: Áthila Bertoncini Andrade

Rio de Janeiro

2017

Catálogo informatizado pelo(a) autor(a)

CViaggi, Jemilli
Composição da ictiofauna em diferentes habitats do baixo estuário da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro / Jemilli Castiglioni Viaggi. -- Rio de Janeiro, 2017.
46

Orientador: Luciano Neves dos Santos.
Coorientador: Áthila Bertoncini Andrade.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2017.

1. Diversidade de peixe. 2. Baía de Guanabara. 3. Distribuição de espécies. I. Neves dos Santos, Luciano, orient. II. Bertoncini Andrade, Áthila, coorient. III. Título.

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA EM DIFERENTES HABITATS DO BAIXO
ESTUÁRIO DA BAÍA DE GUANABARA, RIO DE JANEIRO

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-graduação em
Ciências Biológicas
(Biodiversidade Neotropical) da
Universidade Federal do Estado
do Rio de Janeiro como
requisito parcial para obtenção
do título de Mestre em Ciências
Biológicas

Banca Examinadora

Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos – Departamento de Ecologia e Recursos Marinhos
– UNIRIO – Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada (Presidente da Banca)

Prof. Dr. Marcus Rodrigues da Costa -Departamento de Biologia Marinha- UFF
Laboratório de Biologia do Nécton e Ecologia Pesqueira

Prof. Dr. Joel Campos de Paula – Departamento de Botânica – UNIRIO
Laboratório de Biologia e Taxonomia Algal

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Dr. Luciano Neves dos Santos, por ter aberto as portas do laboratório para mim e por todo apoio nesses dois anos de trabalho. Muito grata pela sua paciência, por seu olhar crítico e por me ajudar nos momentos de desespero e dificuldade. Grata por compartilhar um pouco do seu conhecimento comigo.

Ao meu co-orientador orientador Dr. Áthila Bertoncini, pela confiança e pelo olhar crítico que me fizeram crescer e me desenvolver. Grata por me mostrar que os detalhes fazem a diferença e por me ensinar um pouco dos seus conhecimentos.

À UNIRIO e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior – CAPES pela infra-estrutura e pelo suporte financeiro, os quais contribuíram para a plena realização do presente trabalho.

Ao Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada- Licta pelo apoio e logística me dando recursos necessários para desenvolver o meu trabalho.

A força superior, meu mestre, estrela que me guia, me ampara e me orienta nos caminhos da vida fazendo com que eu nunca me sinta só.

Agradeço a minha família, meu porto seguro. Motivo pelo qual cheguei até aqui. A minha mãe em especial, fonte de todo o meu amor, exemplo de dedicação e de vida, dona de todos os meus esforços. Por ela, eu nunca desisti. A minha vó, minha fonte de carinho e dona do meu lar. Grata por todas as palavras carinhosas e conselhos de esperança em dias melhores. Ao meu pai, que com seu amor de pai, me mostra os meus defeitos, que a realidade as vezes não é do jeito que sonhei e que o mar é a cura para todos os males. Remédio para alma. A Tereza, minha amiga, conselheira que me ensina um jeito doce e inteligente de lidar com a vida.

A Ana Clara, que se tornou muito mais que uma colega de trabalho, se tornou uma amiga. Meu exemplo de dedicação, esforço, humanidade. Grata pela orientação que você me deu e me dá nesses dois anos. Pelas horas de risada sem fim, pelos puxões de orelha, pela franqueza em sempre me dizer a verdade querendo ver o meu bem, e por estar sempre comigo independente da distância física. Sou muito grata por ter te conhecido.

A Ana Cecília, minha dupla, que fez dos meus mergulhos os melhores do mundo e que me fez acreditar que eu posso ser melhor do que eu acho que sou. Muito grata por todo apoio, presença e amizade. Você deu um sentido muito mais lindo a palavra confiança.

A Elyne que com sua amizade maternal, sempre me amparou e me apoiou em todos os momentos dessa jornada. Grata por tudo!

A Michelle, que com seu jeitinho peculiar me traz para realidade de uma forma engraçada e otimista da vida. É o tipo de gente que vale a pena ter por perto. Grata pelas noites em claro, pelos conselhos e pela amizade.

Aos meus queridos companheiros de mestrado Cadu, Karol e Marco, sou verdadeiramente grata por cada risada, cada pôr do sol, cada mureta, cada carinho e por serem vocês mesmos. Vocês fizeram valer a pena todos esses dias.

Muito grata!

*“Beira do mar, lugar comum
começo do caminhar para
beira de outro lugar.*

*À beira do mar, todo mar é
um começo do caminhar”*

Lugar comum- Gilberto Gil

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica da área de estudo do baixo estuário da Baía de Guanabara: Praia de Dentro, Praia de Fora, Praia da Urca e Praia Vermelha.....	6
Figura 2. Abundância Relativa das guildas tróficas nos três habitats investigados (Praias Arenosas, Bentopelágico, Costão Rochoso)	16
Figura 3. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA parcial) nos diferentes habitats estudados. ▲ Espécies característica de cada habitat ○ Espécies que compartilham os três diferentes habitats.....	17
Figura 4. Riqueza de espécies nos diferentes habitats investigados (Praias arenosas, Bentopelágico, Costão rochoso).....	18
Figura 5. Estrutura de tamanho de todos os peixes amostrados no baixo estuário da Baía de Guanabara	19
Figura 6. Diferentes habitats investigados (eixo x), Abundância relativa (eixo y esquerdo) e frequência de ocorrência (eixo y direito) das espécies co-ocorrentes nos diferentes habitats estudados. Linhas verticais representam o erro padrão da frequência de ocorrência e os pontos centrais a média.....	20
Figura 7. Estrutura de tamanho das espécies co-ocorrentes nos diferentes habitats investigados. Linha vermelha: tamanho de primeira maturação, e linha verde, tamanho máximo da espécie, segundo o Fishbase 2017.....	21
Tabela 1. As famílias de peixes são organizadas de acordo com Nelson (2006); gêneros e espécies são organizados em ordem alfabética. Abundância absoluta e habitat preferencial de todos as espécies capturadas nas quatro praias (Praia Vermelha, Praia de Dentro, Praia de Fora e Praia da Urca) do baixo estuário da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, de setembro de 2010 a março de 2016. PA: Praias arenosas; BP: Bentopelágico; CR: Costão rochoso. Categoria Trófica: Herbívoro, Invertívoro, Onívoro, Carnívoro, Plancófago, Piscívoro. IUCN: IUCN categorias de ameaça: LC, Pouco preocupante; NT, Quase ameaçada; VU, Vulnerável; EN, Ameaçada; CR, Criticamente ameaçada; DD, Deficiente em dados.	9

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Espécies co-correntes nos três habitats investigados (praia arenosa, bentopelágico e costão rochoso). 1: *Chilomycterus spinosus*; 2: *Dactylopterus volitans*; 3: *Diplodus argenteus*; 4: *Haemulon steindachneri*; 5: *Harengula clupeola*; 6: *Mullus argentinae*; 7: *Sphoeroides greeleyi*; 8: *Sphoeroides testudineus*. Fotos: Áthila Betoncini

ÍNDICES

LISTA DE FIGURAS E TABELAS	i
LISTA DE ANEXOS	ii
Resumo	1
Abstract	2
Introdução	3
Material e Metodos	6
Área de estudo.....	6
Amostragem da ictiofauna.....	7
Análise de dados.....	8
Resultados	9
Discussão	16
Referências	22

RESUMO

A região do baixo estuário da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro é composta por quatro praias semi-abrigadas porém com ampla comunicação com o mar. Esta região recebe o aporte de águas da Baía de Guanabara, além da influência de massas d'água oceânicas, constituindo uma área de atividade pesqueira artesanal e caça submarina. Empregando dados provenientes de arrastos-de-praia, redes de emalhe e censos visuais sub-aquáticos, avaliou-se algumas métricas de comunidades de peixes entre três diferentes habitats (praias arenosas, zona bentopelágicas e costões rochosos). Um total de 143 espécies e 12017 indivíduos foram registrados utilizando 76 lances de redes de cerco de praia, 127 redes de emalhar e 135 censos visuais subaquáticos. As espécies relacionadas com os costões rochosos contribuíram com 48% da riqueza total, seguidas por 39% de espécies bentopelágicas e 13% de espécies de praias arenosas, revelando uma riqueza diferenciada entre os habitats estudados. A diversidade, riqueza e a estrutura de tamanho diferiram entre os diferentes habitats, coma zona bentopelágica apresentando tamanhos maiores, enquanto praias arenosas apresentaram indivíduos menores. O CCA agrupou algumas espécies de acordo com seu nível de associação a cada habitat, como é o caso de *Synodus foetens* em praias arenosas, *Acatostyrax polygonius* em costões rochosos, e *Symphurus tessellatus* a bentopelágico, e revelou oito espécies (*Chilomycterus spinosus*, *Dactylopterus volitans*, *Diplodus argenteus*, *Haemulon steindachneri*, *Harengula clupeiola*, *Mullus argentinae*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides testudineus*) que co-ocorreram em todos os habitats. Os resultados mostram não apenas o grau de associação do habitat de várias espécies em um sistema de transição, mas também seu uso diferencial de acordo com o ciclo de vida de cada espécie. Os resultados também enfatizam a eficácia do uso de múltiplos métodos de amostragem para abranger todos os habitats e avaliar melhor a diversidade de peixes de um sistema de baixo estuário, especialmente para fins de manejo e conservação.

Palavras chaves: uso do habitat, distribuição de espécies, Baía de Guanabara, diversidade de peixe

Abstract

The low estuary region of Guanabara Bay at Rio de Janeiro is composed by four protect beaches, but still maintaining full communication with the open sea. This region receives the inside waters of the Guanabara Bay besides the influence of oceanic water masses, constituting an area of artisanal fishing and submarine hunting. Using data from beach seining, gillnets and subaquatic visual censuses, some metrics of fish communities between three different habitats (sandy beaches, benthopelagic zone and rocky shores) were evaluated. A total of 143 species and 12017 individuals were recorded using 76 sets of beach seining, 127 gill nets and 135 underwater visual censuses. The species associated with the rocky coast contributed 48% of the total richness, followed by 39% of benthopelagic species and 13% of sandy beach species, revealing a differentiated richness among the studied habitats. Diversity, richness and size structure differed between different habitats, the benthopelagic zone presented larger individuals while sandy beaches presented smaller ones. The CCA grouped some species according to their association level to each habitat, such as *Synodus foetens* on sandy beaches, *Acathostracion poligonius* on rocky shores, and *Symphurus tesselatus* to benthopelagic, and revealed eight species (*Chilomycterus spinosus*, *Dactylopterus volitans*, *Diplodus argenteus*, *Haemulon steindachneri*, *Harengula clupeola*, *Mullus argentinae*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides testudineus*) which co-occurred in all habitats. The results show the degree of habitat association of several species in a transition system and their differential use according to the life cycle of each species. The results also emphasize the effectiveness of using multiple sampling methods to cover all habitats and to better assess the diversity of fishes in a low-lying system, especially for management and conservation purposes.

Key words: habitat use, species distribution, Guanabara bay, fish diversity

1. Introdução

As baías são caracterizadas por serem utilizadas como áreas de proteção, reprodução e alimentação por diversas espécies de peixes, além de atuarem como habitat permanente ou temporário em diversas fases do ciclo de vida (Horn 1980). Possuem características semelhantes a estuários, como mistura de água doce, proveniente do continente com água salgada do oceano. Circulação estuarina, águas quentes e rasas, produtividade primária e secundária elevada e recursos ecológicos essenciais para a sobrevivência de um número elevado de espécies de peixes (Thiel et al., 2003, McLusky & Elliott, 2004, Elliott et al., 2007). Estas áreas são de grande importância para os ecossistemas marinhos e essenciais na dinâmica da ictiofauna regional, influenciando os padrões de distribuição e composição das espécies (Pearcy & Richards, 1962). Proporciona via migratória para espécies catádromas e anádromas e para um número restrito de teleósteos que entram e permanecem no estuário por um período de tempo (Van Den Broek, 1980; Blaber, 1980; Potter et al., 1983; Whitfield, 1983).

A Baía de Guanabara, considerada a segunda maior baía costeira do Brasil, possui uma grande importância econômica, social e ecológica para a região sudeste. Localizada em um dos maiores centros urbanos do País, com 16 milhões de habitantes segundo dados do IBGE (2016), esta Baía figura entre os ecossistemas mais ameaçados do Hemisfério Sul (Kjerfve et al., 1997; Borges et al., 2009; Fistarol et al., 2015). Apesar de ser considerado um sistema altamente impactado, ainda apresenta características típicas de estuário tropical como alta produtividade, áreas de manguezais e condições que favorecem a reprodução e o crescimento de espécies estuarinas sustentando um grande número de atividades de pesca (Paiva, 1997; Blaber, 2000; Jablonski et al., 2006; Menezes et al. 2010). Algumas espécies de peixes ocorrem também em habitats específicos, tais como praias arenosas (Franco et al., 2016), recifes rochosos (Barreto et al., 2017) e outras espécies utilizam esses habitats e áreas do estuário (superior, médio e inferior) de acordo com seus estágios de vida e quando as condições ambientais o permitem (Pessanha et al., 2000; Silva et al., 2016).

Recentes trabalhos realizados da Baía de Guanabara, abordam aspectos sobre os impactos antropogênicos (Kjerfve et al., 1997), influências antropogênicas e hidrodinâmicas nas comunidades de peixes (Franco et al., 2016), assimetria flutuante na comunidade de peixes (Seixas et al., 2016), variabilidade e composição do ictioplâncton (Castro et al., 2005), conflitos e pesca (Jablonski et al., 2006), dinâmica

espacial e temporal da ictiofauna (Rodrigues et al., 2007; Vasconcellos et al., 2007, 2010, 2011; Andrade-Tubino et al., 2008; Silva et al., 2016) e influência de fatores abióticos (Da Silva et al., 2016). Porém, ainda existe uma lacuna sobre os padrões da composição e distribuição da ictiofauna em seus diferentes habitats (Rodrigues et al., 2007; Barletta et al., 2010).

“Os peixes tropicais apresentam alguns dos melhores exemplos de como evoluem novas espécies e de como são mantidas comunidades ecologicamente complexas” (Lowe-McConnel 1999). Em ambientes recifais, as comunidades de peixes, são estruturadas por meio de interações biológicas como territorialidade, competição e predação (Choat & Belwood 1991). E Sofrem influência direta sobre a abundância e a distribuição das espécies por ocuparem habitats que estão sujeitos a frequentes distúrbios naturais e fatores ambientais (sazonalidade, periodicidade, exposição a ondas) e atributos biológicos como presença/ausência de vegetação marinha, reprodução (Ross 1986; Romer, 1990; Humphries & Potter, 1993) e recrutamento (Potter et al., 1990; Martinho et al., 2009; Vinagre et al., 2010). A utilização dos habitats pelas diferentes fases ontogenéticas das espécies de peixes (Cocheret de la Morinière et al. 2003) também são afetados devido a disponibilidade trófica em particular, as áreas intermareais que constituem importantes áreas de alimentação (Costa & Elliott, 1991) e a disponibilidade de espaços para sobrevivência (Whitfield, 1999, Nicolas et al., 2010).

Entender a estrutura das comunidades nesse ambiente pode ser uma estratégia para avaliar os efeitos das mudanças e impactos ao longo de tempo e ajudar a desenvolver políticas de conservação. Considerando todos os indivíduos e espécies, a distribuição e as relações ecológicas entre elas, nenhum ecossistema pode ser conhecido em sua totalidade, mesmo os mais simples deles. Levando em consideração os diferentes grupos das comunidades de peixes representando diferentes nichos, torna-se necessária a utilização de métodos complementares para captura dos componentes de uma comunidade (Elliott e Hemingway, 2002). Essa escolha da metodologia mais apropriada depende do tipo de habitat, do tamanho das espécies e do viés comportamental das mesmas (Hayes et al., 1996). Ressaltando a característica do tipo de fundo marinho que influencia na arte de coleta empregada e na composição da captura (Figueiredo-Júnior & Madureira, 2004).

Em ambientes costeiros e transicionais a maioria dos métodos utilizados são artes de pesca tradicionais (por exemplo, redes de cerco, redes de emalhar e redes de arrasto) e para amostrar todas as espécies presentes em um sistema como esse e suas

diferentes classes de tamanho o uso de um único método se torna insuficiente. Censos visuais subaquáticos ou os chamados vídeos plots, tem sido utilizados, embora sejam métodos mais rápidos, econômicos, repetíveis e não seletivos, são limitados pela turbidez da água para ser eficiente (Watson et al., 1995, Thompson e Mapstone, 1997; Mallet & Pelletier, 2014). Diante desses fatores, o uso de múltiplos amostradores tem se tornando o meio mais eficiente para superar estes preceitos e fornecer estimativas mais robustas da composição da comunidade (Weaver et al., 1993). Garantindo que todos os habitats sejam amostrados, eliminando os vieses associados a eficiência de captura, a associação de várias (Clark & Willis, 1989).

“Não há como gerenciar biodiversidade sem conhecer em detalhes as unidades biológicas básicas envolvidas, ou seja, as espécies” (Guimarães et al 2001). Com a finalidade de compreender melhor a composição e dinâmica de distribuição da comunidade de peixes do baixo estuário da Baía de Guanabara na zona intermareal, o presente estudo adotou uma abordagem sistematizada de coletas empregando múltiplas metodologias em diferentes habitats (praias arenosas, ambientes pelágicos e costões rochosos). Nesse sentido, este estudo teve como objetivo caracterizar quantitativa e qualitativamente a comunidade de peixes, que ocupam as águas rasas dos costões rochosos do baixo estuário da Baía De Guanabara, comparando as variáveis abundância total e riqueza de espécies, entre os locais estudados que poderão servir de base para o monitoramento futuro dessas espécies na região.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A Baía de Guanabara (22° 50'S, 43° 10' W), localizada em uma das zonas mais antropizadas no Rio de Janeiro, é um estuário de 400 km² e uma das regiões mais populosas do Sudeste do Brasil (Fig1.). Possui um clima tropical-úmido caracterizado por estações secas e frias (julho e agosto) e quentes com chuvas (dezembro a março) (Paranhos & Mayr, 1993). O substrato é predominantemente lamacento e possui praias arenosas, com salinidade que varia de 21,0 a 34,5 (Kjerfve et al., 1997). Nesta baía, as correntes de maré são responsáveis pela maior circulação de água, com um regime microtidal (*i.e.*0,7m de amplitude), marés semi-diurnas (Valentin et al., 1999). Recebe uma quantidade expressiva de poluição orgânica e inorgânica gerada pelo esgoto doméstico e industrial da região metropolitana e municípios adjacentes. Devido a

proximidade com o continente, na zona interna possui água mais pobre e uma circulação restrita quando comparada as águas da zona mais externa, que são influenciadas pelas águas oceânicas adjacentes, proporcionando águas com melhores condições de transparência e oxigênio dissolvido.

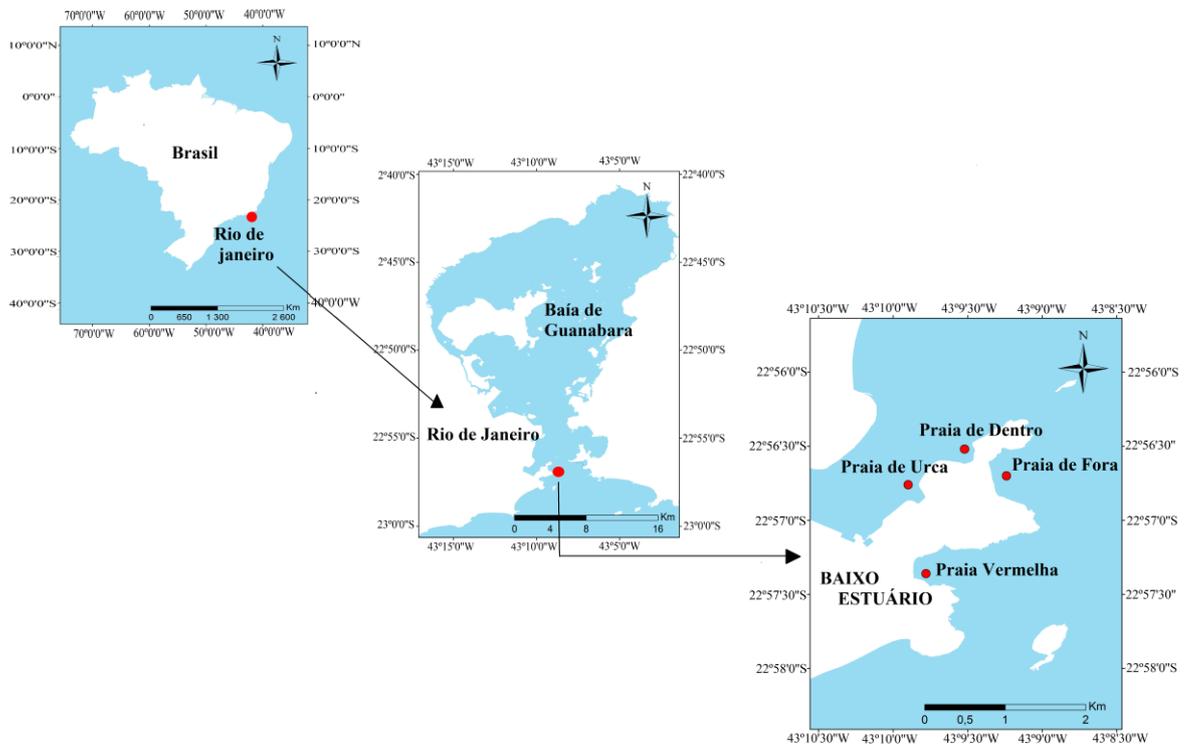


Figura. 1. Localização geográfica da área de estudo, o baixo estuário da Baía de Guanabara: Praia de Dentro, Praia de Fora, Praia da Urca e Praia Vermelha.

Um programa amostral de coletas foi aplicado para a caracterização da ictiofauna em quatro diferentes pontos do baixo estuário: Praia Vermelha ($22^{\circ} 57' 19''$ S; $43^{\circ} 09' 48''$ W), Praia de Fora ($22^{\circ} 56' 42''$ S; $43^{\circ} 09' 20''$ W), Praia de Dentro ($22^{\circ} 57' 57''$ S; $43^{\circ} 10' 00''$ W) e a Praia da Urca ($22^{\circ} 57' 6''$ S; $43^{\circ} 09' 54''$ W) que estão localizadas próximo à entrada da Baía de Guanabara com < 2 km entre cada uma (Fig. 1). Elas apresentam características ambientais distintas, principalmente em relação ao nível de exposição às ondas e interferência antropogênica (Corrêa & Vianna 2015).

A praia de Dentro localizada no interior da Fortaleza de São João, complexo militar com acesso limitado, possui um declive suave, 100 m de comprimento e comparando com as outras praias é a mais protegida da ação das ondas. Com hidrodinâmica, dimensões e características geomorfológicas similares à praia de Dentro, a praia da Urca, possui uma frequência elevada de banhistas e pescadores. A praia Vermelha, por sua vez, possui um declive íngreme e 300m de comprimento, sendo

também de acesso livre a banhistas e com intensa presença de pescadores. E com características físicas semelhantes à Praia Vermelha, a Praia de Fora, possui 400m de comprimento e o acesso humano é limitado, pois faz parte de um complexo militar (Corrêa & Vianna, 2015). As praias Vermelha e a Praia de Fora, se encontram na zona de amortecimento do Monumento Natural dos Morros Pão de Açúcar e da Urca (MoNa Pão de Açúcar). Além de sua beleza cênica, esta Unidade de Conservação tem por objetivo fortalecer as ações de proteção dos ecossistemas associados ao bioma da Mata Atlântica e às zonas costeiras da cidade do Rio de Janeiro (Prefeitura do Rio de Janeiro 2016).

2.2 Amostragem

As coletas de peixes foram realizadas sob a autorização da licença permanente de captura do SISBIO n.º 48201. As amostragens foram realizadas mensalmente durante um ano e foram utilizadas diferentes metodologias para obtenção dos dados sobre a ictiofauna, sendo métodos destrutivos (arrasto de praia e rede de emalhe) e não-destrutivos (censo visual). As coletas mensais de rede de emalhar foram realizadas de dezembro de 2010 a dezembro de 2015, com conjuntos de redes compostas de 20m de malha interligados (15, 30 e 45 mm) formando um único conjunto de (60m x 1,5m). Na Praia Vermelha, seis conjuntos de redes (três conjuntos no costão esquerdo e outros três no costão direito) foram instalados, enquanto na Praia de Fora, foram instalados três conjuntos de rede. A instalação das redes de emalhar foi sempre realizada no início da tarde e as mesmas foram recolhidas na manhã seguinte.

As coletas de arrasto de praia foram realizadas nos meses de maio de 2011, setembro de 2011, dezembro de 2011 e março de 2012. Todas as praias foram amostradas no mesmo dia, com procedimento realizado entre 10:00 e 15:00 h. Por conta das praias possuírem comprimentos distintos, o número máximo de repetições foi relacionado com o número que poderia ser realizado sem sobreposição de arrastos, não tendo uma padronização. Os arrastos de praia foram realizados em cada uma das quatro praias com uma rede de arrasto do tipo picaré com ensacador (20m largura x altura 1,5m; malha de 7 milímetros; três a sete repetições por praia em cada mês). A rede de arrasto foi aberta a 20 metros da linha da costa e arrastada paralelamente à zona de rebentação, com resultado de 400 m² de área amostrada. Os censos visuais subaquáticos (CVS) foram realizados por transectos lineares de 20x2m (área de 40m²), utilizando-se o mergulho autônomo (SCUBA) e mergulho livre (Snorkeling), com 3 réplicas para

cada profundidade (2-5m, 5-8m²). Cada censo foi conduzido por um mergulhador nadando a uma velocidade constante, onde foram registrados em placas de pvc, as espécies, abundância e classe de tamanho (<10cm; 11-20cm; 21-30cm; >31cm) das mesmas. As amostragens de snorkeling foram realizadas de abril de 2011 a novembro de 2012 e as de SCUBA foram realizadas de junho de 2015 a março de 2016.

Nesse estudo, os habitats foram caracterizados de acordo com a seletividade do método e sua eficiência de amostragem para cada local estudado como: praias arenosas (rede de arrasto), habitat bentopelágico (rede de emalhe) e costão rochoso (censo visual). A frequência de ocorrência e abundância das espécies foram registradas. As características biológicas complementares do grupo funcional do modo de alimentação, do habitat foram avaliadas para cada espécie através de referências especializadas (Randall, 1967; Cervigón & Fischer, 1979; Menezes & Figueiredo, 1980; Ferreira et al., 2004; Marceniuk, 2005), sendo a classificação das categorias adaptadas com base no tipo de alimento preferencial de cada espécie, como disponível no FishBase (2017). Para análise das guildas tróficas total e em cada habitat, foi calculada a abundância relativa de cada espécie. Todos os peixes coletados foram transferidos para o Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada (LICTA) na UNIRIO e para o Laboratório de Ecologia Aplicada (UFF) onde os peixes foram identificados de acordo com manuais de identificação de peixes marinhos (Figueiredo & Menezes, 1977; 1978; 1980; 2000; Menezes & Figueiredo, 1980; 1985) e o comprimento total (LT) foi medido em cm.

2.3 Análise de dados

Análises de correspondência canônica (CCA) foram aplicadas sobre a matriz de abundância relativa das espécies registradas nos diferentes métodos de amostragem, seguindo um protocolo em dois passos. Primeiramente, uma CCA “constrained” foi aplicada para identificar variações na composição e estrutura da ictiofauna entre anos de coleta (2011 – 2016). Em seguida, uma segunda CCA foi aplicada sobre a mesma matriz biológica, mas utilizando os escores dos quatro eixos da primeira CCA como co-variáveis (CCA parcial), a fim de controlar os possíveis efeitos do esforço diferenciado dos métodos de amostragem entre anos. A segunda CCA visou relacionar, portanto, as variações na abundância das principais espécies de peixes com o uso dos diferentes tipos de habitats submersos, livre de eventuais ruídos temporais. Análises de variância permutacional (PERMANOVA) foram aplicadas para comparar eventuais diferenças na riqueza de espécies e tamanho dos peixes para a ictiofauna como um todo, e a

abundancia relativa e o tamanho das espécies co-ocorrentes entre os diferentes habitats estudados. PERMANOVA foram aplicadas utilizando-se 9999 permutações e a dissimilaridade de Bray-Curtis como medida de distância. Foram utilizados os softwares Canoco 4.5 for Windows e o PAST (PALaeontological STatistics) para a aplicação das CCAs e das PERMANOVAS, respectivamente. Todos os gráficos foram obtidos com o auxílio do software Origin 9.0.

3. Resultados

3.1 Composição das ictiofauna

Um total de 12017 espécimes pertencentes a 138 espécies e 58 famílias foram coletados nos três ambientes, através 76 arrastos de praia (1613 espécimes), 127 amostras de emalhe (4628 espécimes), e 135 censos visuais subaquáticos (5776 espécimes) (Tabela 1).

Tabela 1. As famílias de peixes são organizadas de acordo com Nelson (2006); gêneros e espécies são organizados em ordem alfabética. Abundância absoluta e habitat preferencial de todas as espécies capturadas nas quatro praias (Praia Vermelha, Praia de Dentro, Praia de Fora e Praia da Urca) do baixo estuário da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, de setembro de 2010 a março de 2016. PA: Praias arenosas; BP: Bentopelágico; CR: Costão rochoso. Categoria Trófica: Herbívoro, Invertívoro, Onívoro, Carnívoro, Planctófago, Piscívoro. IUCN: IUCN categorias de ameaça: LC, Pouco preocupante; NT, Quase ameaçada; VU, Vulnerável; EN, Ameaçada; CR, Criticamente ameaçada; DD, Deficiente em dados.

Familia/ Nome	PA	BP	CR	Abundância	Grupo Trófico	Ambiente	IUCN
Acanthuridae							
<i>Acanthurus bahianus</i>		1	5	6	Herbívoro	Demersal	LC
<i>Acanthurus chirurgus</i>		2	2	4	Herbívoro	Mesopelágico	LC
Achiridae							
<i>Achirus lineatus</i>		1		1	Invertívoro	Críptico	LC
Albulidae							
<i>Albula vulpes</i>	11	23		34	Invertívoro	Pelágico	NT
Ariidae							
<i>Genidens barbatus</i>		7		7	Carnívoro	Demersal	

<i>Genidens genidens</i>	1	68	69	Onívoro	Demersal	LC
Atherinopsidae						
<i>Atherinella brasiliensis</i>	318		55 373	Onívoro	Bentopelágico	LC
Balistidae						
<i>Balistes vetula</i>			14 14	Invertívoro	Demersal	NT
Batrachoididae						
<i>Porichthys porosissimus</i>		28	28	Carnívoro	Críptico	
Blenniidae						
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>			6 6	Invertívoro	Críptico	LC
<i>Parablennius marmoreus</i>			27 27	Invertívoro	Críptico	LC
<i>Parablennius pilicornis</i>		11	435 446	Invertívoro	Críptico	LC
<i>Scartella cristata</i>			50 50	Onívoro	Críptico	LC
Bothidae						
<i>Bothus ocellatus</i>		15	5 20	Invertívoro	Críptico	LC
Carangidae						
<i>Caranx bartholomaei</i>		2	2	Piscívoro	Pelágico	LC
<i>Caranx crysos</i>		13	13	Piscívoro	Pelágico	LC
<i>Caranx latus</i>	4	1	5	Piscívoro	Pelágico	LC
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>		6	6	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Decapterus macarellus</i>			40 40	Planctófago	Pelágico	LC
<i>Decapterus punctatus</i>		38	38	Planctófago	Pelágico	LC
<i>Decapterus tabl</i>		1	1	Planctófago	Pelágico	LC
<i>Pseudocaranx dentex</i>		7	7	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Selar crumenophthalmus</i>		2	2	Planctófago	Pelágico	LC
<i>Seriola dumerili</i>		1	1	Piscívoro	Demersal	LC
<i>Trachinotus carolinus</i>	107	1	108	Carnívoro	Pelágico	LC
<i>Trachinotus goodei</i>	64		64	Invertívoro	Pelágico	
Centropomidae						
<i>Centropomus parallelus</i>		1	1	Piscívoro	Demersal	LC
<i>Centropomus undecimalis</i>	3	1	4	Carnívoro	Demersal	LC
Chaetodontidae						
<i>Chaetodon striatus</i>		4	60 64	Invertívoro	Demersal	LC
Clupeidae						
<i>Brevoortia pectinata</i>	1	8	9	Planctófago	Pelágico	
<i>Harengula clupeola</i>	196	25	80 301	Planctófago	Pelágico	LC
<i>Opisthonema oglinum</i>	1	1	2	Planctófago	Pelágico	LC

<i>Sardinella brasiliensis</i>	57	28		85	Planctófago	Pelágico	LC
Cynoglossidae							
<i>Symphurus tessellatus</i>		1		1	Invertívoro	Críptico	
Dactylopteridae							
<i>Dactylopterus volitans</i>	34	366	52	452	Invertívoro	Pelágico	LC
Dasyatidae							
<i>Dasyatis say</i>	1			1	Piscívoro		
Diodontidae							
<i>Chilomycterus reticulatus</i>			2	2	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Chilomycterus spinosus</i>	4	1	106	111	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Diodon holocanthus</i>	1			1	Onívoro	Bentopelágico	
Echeneidae							
<i>Echeneis naucrates</i>		3		3	Invertívoro	Pelágico	LC
Elopidae							
<i>Elops saurus</i>	10	18		28	Piscívoro	Demersal	LC
Engraulidae							
<i>Cetengraulis edentulus</i>		3		3	Planctófago	Pelágico	LC
Ephippidae							
<i>Chaetodipterus faber</i>	1			1	Invertívoro	Demersal	LC
Fistulariidae							
<i>Fistularia tabacaria</i>		10	2	12	Carnívoro	Críptico	LC
Gempylidae							
<i>Thyrsitops lepidopoides</i>		14		14	Piscívoro	Pelágico	
Gerreidae							
<i>Diapterus rhombeus</i>		5		5	Onívoro	Demersal	LC
<i>Eucinostomus argenteus</i>	48	531	5	584	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Eucinostomus gula</i>		30	4	34	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Eucinostomus melanopterus</i>			2	2	Invertívoro	Demersal	LC
Gymnuridae							
<i>Gymnura altavela</i>	1			1	Invertívoro		
Haemulidae							
<i>Anisotremus surinamensis</i>		23		23	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Anisotremus virginicus</i>		11	21	32	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Haemulon aurolineatum</i>		272	689	961	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Haemulon plumierii</i>			1	1	Invertívoro	Demersal	LC

<i>Haemulon steindachneri</i>	1	111	194	306	Onívoro	Demersal	LC
<i>Orthopristis ruber</i>		1495	1377	2872	Invertívoro	Demersal	LC
Holocentridae							
<i>Holocentrus adscensionis</i>		91	144	235	Herbívoro	Demersal	LC
Kyphosidae							
<i>Kyphosus sectatrix</i>		1		1	Invertívoro	Demersal	LC
Labridae							
<i>Halichoeres poeyi</i>		17	27	44	Invertívoro	Críptico	LC
Labrisomidae							
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>		21	97	118	Invertívoro	Críptico	LC
<i>Malacoctenus delalandii</i>			14	14	Carnívoro	Demersal	NT
Malacanthidae							
<i>Malacanthus plumieri</i>			1	1	Piscívoro	Demersal	
Merlucciidae							
<i>Merluccius hubbsi</i>		7		7	Invertívoro	Bentopelágico	LC
Monacanthidae							
<i>Aluterus monoceros</i>		2		2	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Cantherhines pullus</i>			2	2	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Monacanthus ciliatus</i>			22	22	Onívoro	Demersal	LC
<i>Stephanolepis hispidus</i>		75	346	421	Detritívoro	Pelágico	LC
Mugilidae							
<i>Mugil curema</i>	10	8		18	Detritívoro	Pelágico	DD
<i>Mugil liza</i>		6		6	Invertívoro	Demersal	
Mullidae							
<i>Mullus argentinae</i>	53	59	1	113	Invertívoro	Demersal	LC
<i>Pseudupeneus maculatus</i>		66	42	108	Invertívoro	Pelágico	LC
<i>Upeneus parvus</i>		16		16	Carnívoro	Críptico	
Opichthinae							
<i>Ophichthus gomesii</i>		1		1	Invertívoro	Pelágico	LC
Ostraciidae							
<i>Acanthostracion polygonius</i>			1	1	Invertívoro	Pelágico	LC
<i>Acanthostracion quadricornis</i>			7	7	Carnívoro	Críptico	LC
Paralichthyidae							
<i>Citharichthys macrops</i>		3		3	Invertívoro	Críptico	LC

<i>Etropus crossotus</i>	2	2		Carnívoro	Críptico	
<i>Etropus longimanus</i>	1	1		Carnívoro	Críptico	
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	3	3		Carnívoro	Críptico	
<i>Scyacium papillosum</i>	2	2		Planctófago	Demersal	LC
Pempheridae						
<i>Pempheris schomburgkii</i>	3	3		Piscívoro	Demersal	
Percophidae						
<i>Percophis brasiliensis</i>	1	1		Invertívoro	Demersal	LC
Polynemidae						
<i>Polydactylus oligodon</i>	1	1		Invertívoro	Demersal	LC
<i>Polydactylus virginicus</i>	12	12		Invertívoro	Demersal	LC
Pomacanthidae						
<i>Pomacanthus paru</i>		35	35	Onívoro	Demersal	LC
Pomacentridae						
<i>Abudefduf saxatilis</i>	10	366	376	Herbívoro	Críptico	LC
<i>Stegastes fuscus</i>	6	16	22	Herbívoro	Demersal	
<i>Stegastes variabilis</i>		15	15	Piscívoro	Demersal	VU
Pomatomidae						
<i>Pomatomus saltatrix</i>	47	10	57	Invertívoro	Demersal	LC
Priacanthidae						
<i>Priacanthus arenatus</i>		248	248	Piscívoro	Críptico	CR
Rhinobatidae						
<i>Rhinobatos horkelli</i>	1	1		Herbívoro	Demersal	LC
Scaridae						
<i>Nicholsina usta</i>	1		1	Herbívoro	Demersal	DD
<i>Sparisoma frondosum</i>	1		1	Herbívoro	Demersal	LC
<i>Sparisoma radians</i>	2		2	Invertívoro	Demersal	LC
Scianidae						
<i>Ctenosciaena</i>						
<i>gracilicirrhus</i>	3		3	Carnívoro	Demersal	LC
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	1		1	Piscívoro	Demersal	LC
<i>Cynoscion leiarchus</i>	2		2	Piscívoro	Demersal	
<i>Cynoscion striatus</i>	3		3	Carnívoro	Demersal	LC
<i>Larimus breviceps</i>	2		2	Carnívoro	Demersal	LC
<i>Menticirrhus americanus</i>		15	15	Carnívoro	Demersal	LC
<i>Menticirrhus littoralis</i>	2	5	7	Invertívoro	Demersal	LC

<i>Micropogonias furnieri</i>	15		15	Invertívoro	Demersal	LC	
<i>Odontoscion dentex</i>	15	1	16	Invertívoro	Críptico	LC	
<i>Pareques acuminatus</i>	85	49	134	Invertívoro	Demersal	LC	
<i>Pogonias cromis</i>	1		1	Invertívoro	Pelágico	LC	
<i>Stellifer rastrifer</i>	2		2	Invertívoro	Demersal		
<i>Umbrina canosai</i>	7		7	Invertívoro	Pelágico	LC	
<i>Umbrina coroides</i>	2	97	99	Carnívoro	Pelágico	LC	
Scombridae							
<i>Auxis rochei</i>	1		1	Piscívoro	Pelágico	LC	
<i>Scomber japonicus</i>	105		105	Invertívoro	Críptico	LC	
Scorpaenidae							
<i>Scorpaena isthmensis</i>	14	4	18	Invertívoro	Críptico	LC	
Serranidae							
<i>Diplectrum formosum</i>	33	1	34	Invertívoro	Críptico	LC	
<i>Diplectrum radiale</i>	20	1	21	Invertívoro	Críptico		
<i>Dules auriga</i>	4	1	5	Carnívoro	Críptico	EM	
<i>Epinephelus marginatus</i>	2	5	7	Carnívoro	Críptico	VU	
<i>Hyporthodus niveatus</i>	3	3	6	Carnívoro	Críptico	LC	
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	7	4	11	Invertívoro	Críptico	LC	
<i>Rypticus bistrispinus</i>	2		2	Carnívoro	Críptico	LC	
<i>Rypticus randalli</i>	2		2	Invertívoro	Demersal	LC	
<i>Serranus flaviventris</i>	1		1	Invertívoro	Demersal	LC	
Sparidae							
<i>Calamus penna</i>	16	1	17	Invertívoro	Demersal	DD	
<i>Calamus pennatula</i>		13	13	Onívoro	Demersal	LC	
<i>Diplodus argenteus</i>	625	35	1036	1696	Carnívoro	Demersal	LC
<i>Pagrus pagrus</i>	5		5	Piscívoro	Demersal	LC	
Sphyraenidae							
<i>Sphyraena guachancho</i>	7		7	Piscívoro	Demersal	LC	
<i>Sphyraena sphyraena</i>	8		8	Piscívoro	Demersal		
<i>Sphyraena tome</i>	37	3	40	Invertívoro	Críptico		
Syngnathidae							
<i>Halicampus crinitus</i>		1	1	Invertívoro	Críptico	DD	
<i>Hippocampus reidi</i>	1		1	Piscívoro	Críptico		
Synodontidae							
<i>Synodus foetens</i>	1		1	Piscívoro	Críptico	LC	

<i>Synodus intermedius</i>	6	6		Piscívoro	Críptico	LC	
<i>Synodus myops</i>	5	5		Invertívoro	Pelágico	LC	
Tetraodontidae							
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	1	1		Onívoro	Críptico	LC	
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	8	48	101	157	Onívoro	Críptico	LC
<i>Sphoeroides spengleri</i>			51	51	Onívoro	Críptico	LC
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	24	131	156	Piscívoro	Demersal	LC
Trichiuridae							
<i>Trichiurus lepturus</i>	2	2			Invertívoro	Demersal	LC
Triglidae							
<i>Prionotus punctatus</i>	119	119			Invertívoro	Demersal	LC

Haemulidae e Sparidae foram as famílias mais numerosas, contribuindo com 50% da abundância total. As três espécies mais abundantes foram: *Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830), *Diplodus argenteus* (Valenciennes, 1830) e *Haemulon aurolineatum* (Cuvier, 1830) contribuindo juntas com 46% da abundância absoluta. Os costões rochosos contribuíram com 48% da abundância total, seguido por 39% do habitat bentopelágico e 13% das praias arenosas.

Sete grupos foram identificados de acordo com as preferências alimentares das espécies: Carnívoros (Cv), Detritívoros (Dv), Herbívoros (Hv), Invertívoros (Iv), Onívoros (Ov), Piscívoros (Pv) e Planctívoros (Pl). Os invertívoros representaram 57% da abundância total de todos os peixes registrados, seguidos dos carnívoros (17%), onívoros (9%), herbívoros (5%), detritívoros (4%), piscívoros (4%) e planctívoro (4%). Os peixes que mais contribuíram com essa abundância total representando cada guilda trófica respectivamente foram: *O. Ruber* (invertívoro), *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) (carnívoro), *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758) (onívoro), *Stephanolepis hispidus* (Linnaeus, 1766) (herbívoro), *Priacanthus arenatus* Cuvier, 1829 (detritívoro) e *Harengula clupeola* (Cuvier, 1829) (piscívoro).

Em termos de distribuição das guildas entre os habitats, os invertívoros foram os mais abundantes nos três habitats, 36,05% nos costões rochosos, 45,54% no bentopelágico e 34,49% nas praias arenosas. Porém a distribuição das demais guildas tróficas foi desproporcional entre os habitats. Nos costões rochosos os onívoros foram o segundo mais abundantes 14,04 %, seguido pelos carnívoros (12,28 %), herbívoros (8,77 %), piscívoros (5,26 %), planctívoros (3,51 %) e detritívoros (1,75 %). Nos

habitats bentopelágicos, os carnívoros equivaleram a 16,96 % da abundância de peixes, seguidos pelos piscívoros (16,07%), planctívoros (8,04%), herbívoros (7,14%), onívoros (4,46%) e detritívoros (1,79%). Nas praias arenosas os onívoros 17,24% foram o segundo mais abundantes, seguidos pelos piscívoros (17,24%), planctívoros (13,79%), carnívoros (13,79%) e detritívoros (3,45%). Porém os herbívoros não foram registrados nesse habitat específico (Figura 2).

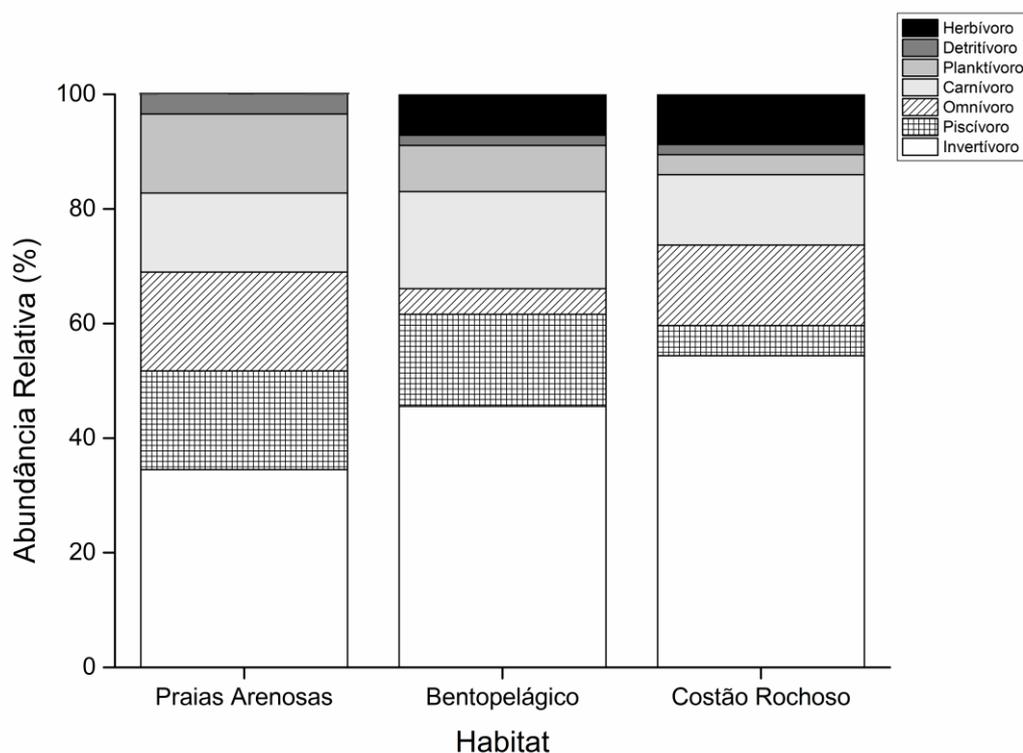


Figura 2. Abundância Relativa das guildas tróficas nos três habitats investigados (Praias Arenosas, Bentopelágico, Costão Rochoso).

3.2 Estrutura espacial e riqueza de espécies

A relação entre a composição da ictiofauna e os habitats amostrados foi resumida significativamente pelos dois primeiros eixos da CCA parcial (teste de Monte Carlo, razão $F = 3,46$; $p = 0,002$), que explicou, respectivamente, 74,6% (autovalor = 0,14) e 25,4 % (Eigenvalue = 0,05) da variação (inércia total = 11,1). O biplot da CCA mostrou que os três habitats amostrados compartilharam espécies semelhantes, como aquelas posicionadas na porção central do diagrama. Ainda assim, houve associação de espécies com cada habitat, *Synodus foetens* (Linnaeus, 1766), *Diodon holocanthus* Linnaeus, 1758, *Pomatomus saltatrix* (Linnaeus, 1766), *Mugil curema* (Valenciennes,

1836), com praias arenosas. A CCA também revelou uma relação entre *Caranx bartholomei* (Cuvier, 1833), *Haemulon plumieri* (Lacèpede, 1801), *Stegastes variabilis* (Castelnau, 1855), *Rhinobatus horkelli* Müller & Henle, 1841 e *Acanthostracion polygonius* Poey, 1876 com os costões rochosos. Por fim, o ambiente bentopelágico está relacionado com espécies de linguados, como *Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard, 1824), *Etropus crossotus* Jordan & Gilbert, 1882, além de *Cynoscion jamaicensis* (Vaillant & Bocourt, 1883), *Acanthurus chirurgus* (Bloch, 1787), *Lagocephalus laevigatus* (Linnaeus, 1766), *Percophis brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1825, *Stellifer rastriifer* (Jordan, 1889), *Polydactylus virginicus* (Linnaeus, 1758), *Rypticus randalli* Courtenay, 1967, *Etropus longimanus* Norman, 1933 e *Aluterus monoceros* (Linnaeus, 1758) (Figura 3).

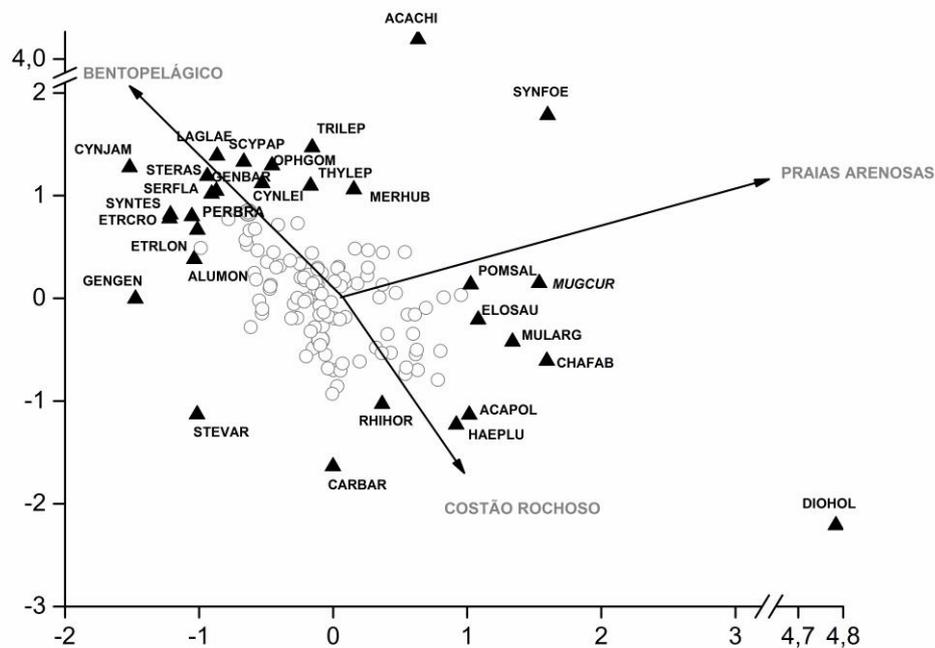


Figura 3. Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica (CCA parcial) nos diferentes habitats estudados. ▲ Espécies característica de cada habitat ○ Espécies que compartilham os três diferentes habitats.

Os resultados da PERMANOVA indicaram a existência de diferenças significativas na distribuição total de peixes, riqueza e estrutura de tamanho entre os habitats investigados. As maiores diferenças foram atribuídas a riqueza para o habitat

bentopelágico e as menores estruturas de tamanho dos peixes nas praias arenosas. A riqueza ($p = 0,0001$ e $F = 92,37$) de espécies foi maior nos habitats bentopelágicos (112 espécies), decrescendo nos costões rochosos (57) e com valores menores nas Praias Arenosas (29) (Figura 4). Já quanto a estrutura de tamanho ($P < 0,0001$; $F = 298901,3$) dos peixes, as praias arenosas apresentaram indivíduos com intervalo de 0 a 20 cm de comprimento total (CT), em suma, representados por estágios juvenis das espécies. O Ambiente Bentopelágico apresentou espécies com as maiores classes de tamanho amostradas, com um intervalo de 5 a 100 cm de CT. Já o costão rochoso diferiu dos demais, apresentando espécimes com tamanhos intermediários de 5 a 30 cm (Figura 5).

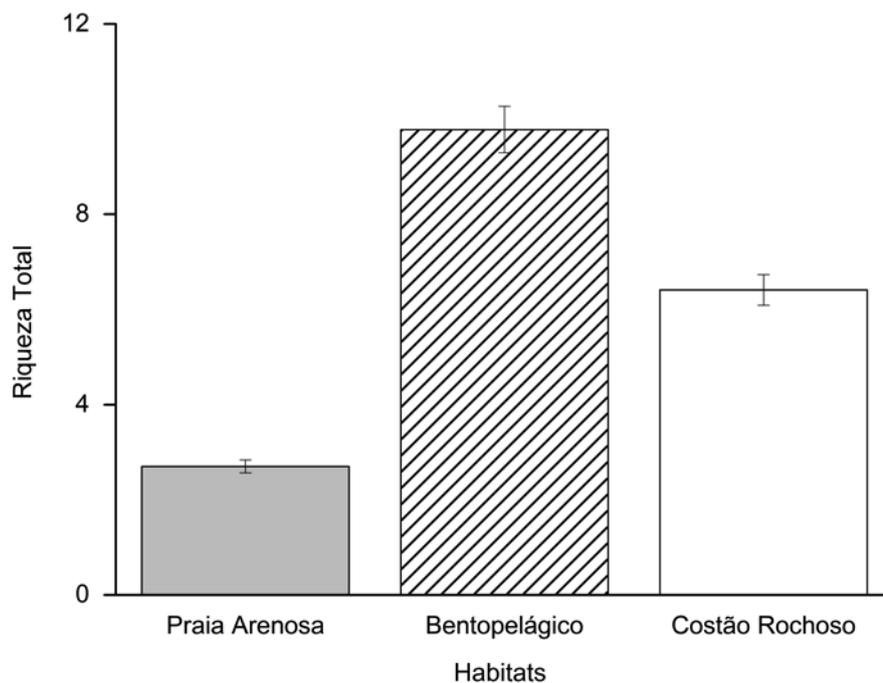


Figura 4. Riqueza média de espécies nos diferentes habitats investigados (Praias arenosas, Bentopelágico, Costão rochoso).

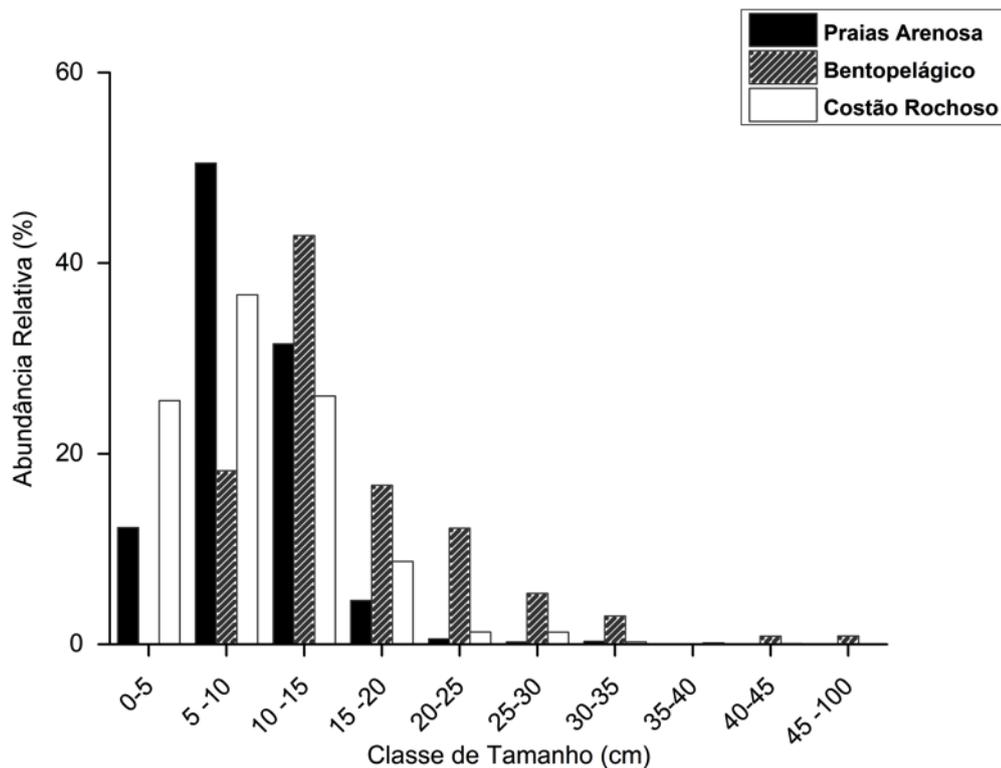


Figura 5. Abundância relativa das estruturas de tamanho dos peixes entre os habitats investigados.

Outras diferenças encontradas foram entre a abundância relativa e a frequência de ocorrências das oito espécies (*C. spinosus*, *D. volitans*, *D. argenteus*, *H. steindachneri*, *H. clupeiola*, *Mullus argentinae* Hubbs & Marini, 1933, *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900 e *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758)) entre os habitats investigados e o padrão inverso da abundância com a estrutura de tamanho dos peixes entre os habitats investigados. Entre a frequência de ocorrência e abundância relativa das oito espécies co-ocorrentes nos habitats, a espécie *C. spinosus* ($F= 52.44$; $p < 0.0001$) apresentou maior abundancia relativa e frequência de ocorrência nos costões rochosos; *D. volitans* ($F= 74.13$; $p < 0.0001$) e *D. argenteus* ($F=13.59$; $p < 0.0001$), apresentaram menor ocorrência e abundância nos ambientes bentopelágicos. Ao contrário do *H. stendachneri* ($F= 13.15$; $p < 0.0001$) que teve maior ocorrência e abundância nos ambientes bentopelágicos e nos costões rochosos. *H. clupeiola* ($F= 20.28$; $p < 0.0001$), teve maior ocorrência na praia arenosas e nos bentopelágicos quando comparadas aos costões. Já *S. greleyi* ($F= 2.778$; $p < 0.0569$) e *S. testudineus* ($F= 18.57$; $p < 0.0001$) apresentaram maior abundância nos costões rochosos, seguido pelos ambientes bentopelágicos e poucas ocorrências nas praias arenosas (Figura 6).

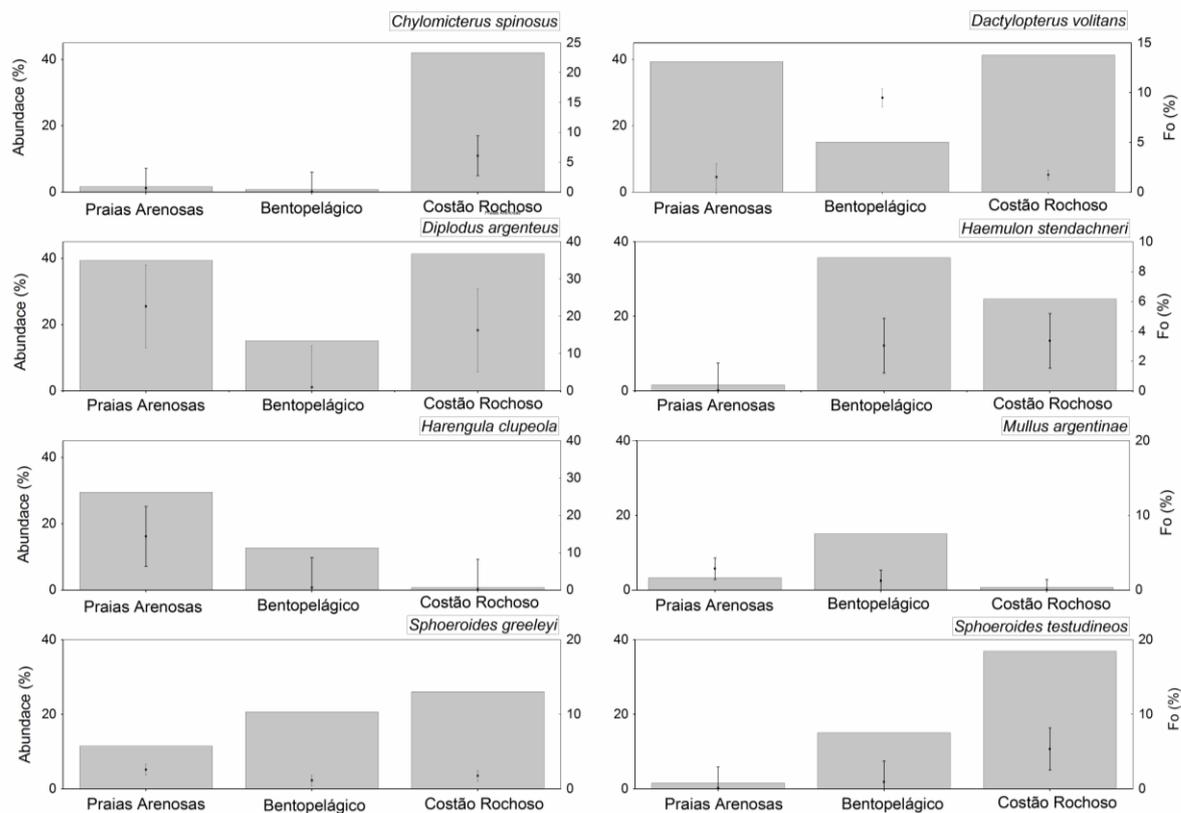


Figura 6. Diferentes habitats investigados (eixo x), Abundância relativa (eixo y esquerdo) e frequência de ocorrência (eixo y direito) das espécies co-ocorrentes nos diferentes habitats estudados. Linhas verticais representam o erro padrão da frequência de ocorrência e os pontos centrais a média.

O tamanho (cm) dessas oito espécies também diferiram nos três ambientes estudados. Indivíduos de *C. spinosus* ($F= 6.143$, $p < 0.008$) apresentou todas as classes de tamanho registrados para essa espécie nesse estudo, nos costões rochosos, uma alta concentração de tamanho intermediário (5 a 30 cm) no bentopelágico. Indivíduos de *D. volitans* ($F= 95.78$, $p < 0.0001$), tiveram menores tamanhos nas praias arenosas, tamanhos intermediários nos ambientes bentopelágicos e maior quantidade de indivíduos de menores tamanhos nos costões rochosos. Indivíduos de *D. argenteus* ($F= 15.61$, $p < 0.001$) foram menores nos três ambientes atingindo maior tamanho nos costões rochosos. *H. steindachneri* ($F= 61.61$, $p < 0.0001$) apresentou uma maior amplitude de tamanhos somente nos costões rochosos, e nos demais ambientes foi observado apenas em tamanhos intermediários. *H. clupeola* ($F= 206.3$, $p < 0.0001$) apresentou indivíduos de pequenos tamanhos apenas nas praias arenosas e nos demais

ambientes tamanhos intermediários. *M. argentinae* ($F= 30.02$, $p< 0.0001$) apresentou maior abundância de indivíduos pequenos nas praias arenosas e nos costões rochosos, e nas praias arenosas tamanhos intermediários. *S. greeleyi* ($F= 22.03$, $p< 0.0001$) teve maior abundância de indivíduos de tamanhos intermediários nas praias arenosas, sendo que nos ambientes bentopelágicos e costões rochosos observou-se indivíduos pequenos e intermediários. Por fim, *S. testudineus* ($F= 17.2$, $p< 0.0001$) apresentou maior abundância de indivíduos pequenos nas praias arenosas, porém os indivíduos com maiores tamanhos ocorreram nos costões rochosos (Figura 7).

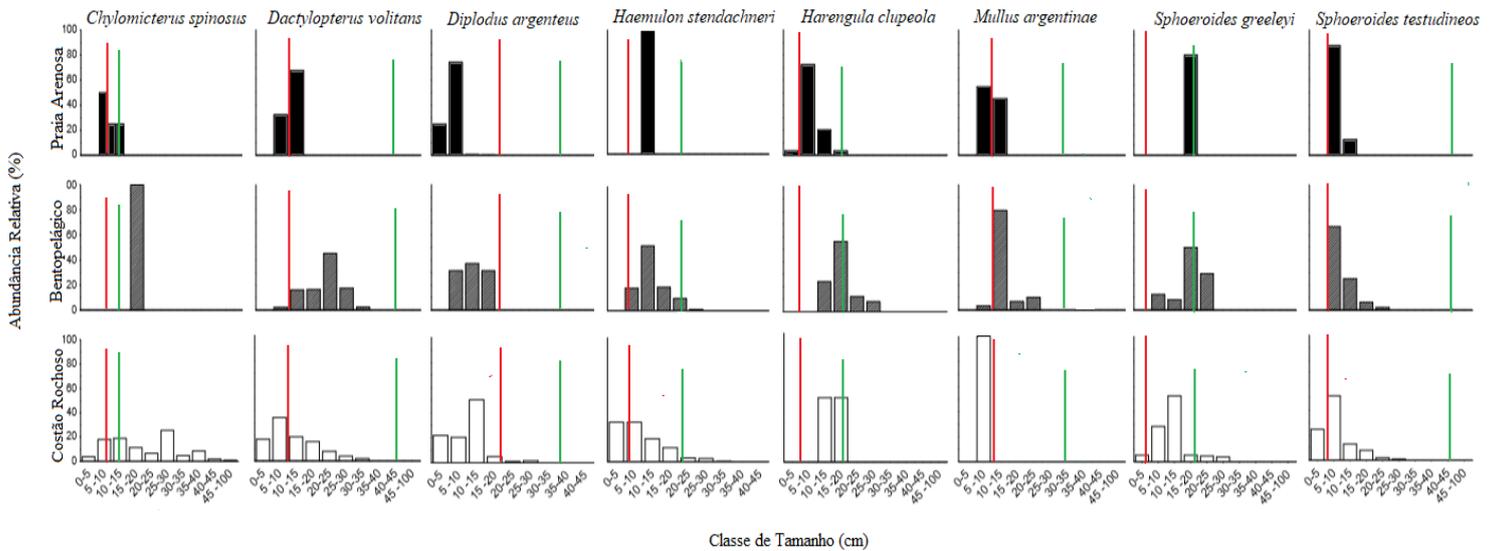


Figura 7. Estrutura de tamanho das espécies co-ocorrentes nos diferentes habitats investigados. Linha vermelha: tamanho de primeira maturação, e linha verde, tamanho máximo da espécie, segundo o Fishbase 2017.

4. Discussão

O presente estudo demonstrou que as diversas espécies de peixes presentes na Baía de Guanabara utilizam os habitats diferenciadamente e há variabilidade ontogenética de várias espécies entre os diferentes habitats. A região do baixo estuário da Baía de Guanabara apresenta alta riqueza de espécies, corroborando a tendência relatada para estuários tropicais por Vieira & Musick (1993). Os dados apresentados neste estudo, são comparáveis aos publicados em regiões próximas, em regiões costeiras, áreas coralinas e costões rochosos tropicais. A riqueza de espécies é pouco inferior ao encontrado por Monteiro-Neto (2008) que documentou 183 espécies para região costeira de Itaipu. Visto que a área de estudo se encontra localizada na área do

baixo estuário, leva-se em consideração os padrões de utilização de estuários por espécies de peixes como um habitat temporário oferecendo diversos recursos como variabilidade alimentar, refúgio e águas rasas turvas que dificultam a predação (Silva et al., 2016).

Nos estudos de ecologia de comunidades, um dos principais objetivos da ecologia comunitária é determinar os respectivos fatores e papéis que influenciam a estruturação das comunidades naturais. Indicando que essa estruturação das comunidades não está relacionada apenas aos fatores biológicos, mas também aos fatores físicos do ambiente (Ferreira et al., 2001). As espécies mais abundantes em todo o estudo (*O. ruber*, *D. argenteus* e *H. Aurolineatum*), são típicas espécies de peixes demersais tropicais de zonas de transição. Nas comunidades de peixes recifais, em que diferentes espécies utilizam áreas recifais e áreas lagunares não estuarinas, foram observados seleção de habitats e padrões de distribuição, condizentes as condições ecológicas específicas das espécies de peixe em diferentes tempos do ciclo de vida (Gratwicke et al., 2006). Ao longo de um gradiente estuário-zona costeira, os diferentes habitats, apresenta relevante significado funcional para as espécies coexistentes (Able, 2005).

Estima-se que as espécies utilizam a baía em pelo menos uma fase do seu ciclo de vida (Vianna & Verani, 2002; David et al., 2005). Esta observação pode ser explicada, por conta da região de coleta ser mais próxima ao mar, recebendo regularmente correntes de maré (Elliott et al., 2007; Selleslagh & Amara, 2008). Essa característica de exposição a águas oceânicas favorece a influência de ressurgências sazonais de baixa intensidade comum na Baía de Guanabara, estabelecendo condições temperada e subtropical alterando a composição e distribuição das espécies sustentando uma alta riqueza (Barletta et al., 2010). Este fator corrobora o elevado número de espécies (138 espécies) registradas nesse estudo e a abundância das três espécies mais abundantes em todo estudo *O. ruber* (2872), *D. argenteus* (1696) e *H. aurolineatum* (961).

Outro fator que provavelmente contribui para com a diversidade de espécies encontradas nesta região, é a utilização de múltiplas estratégias amostrais. Comparações de diversidade da ictiofauna entre diferentes estudos, se tornam inacessíveis devido as diferenças de habitats, esforços de coleta e programas amostrais Araújo & Azevedo (2001). Contudo, alguns estudos realizados em outras regiões costeiras no sudeste do Brasil, avaliando a ictiofauna utilizando diferentes métodos de amostragem,

apresentaram valores de riqueza de espécies semelhantes aos valores obtidos no baixo estuário da Baía de Guanabara. Como já citado anteriormente, Monteiro-Neto *et al.* (2008) encontrou 183 espécies na região costeira de Itaipu (RJ), enquanto Andreatta *et al.* (2002) encontrou 148 espécies na Baía da Ribeira (RJ) e no complexo baía-estuário de Santos, foi encontrado 140 espécies de peixes por Paiva-Filho *et al.* (1987).

Predadores como Serranídeos e Carangídeos são constantemente caçados ou pescados com múltiplas artes e petrechos e espécies de valor comercial ou ornamental como *Holacanthus ciliaris* (Linnaeus, 1758) e *Holacanthus tricolor* (Bloch, 1795) ou *Bodianus rufus* (Linnaeus, 1758) e *Bodianus pulchellus* (Poey, 1860) encontrada na região do Rio de Janeiro (Ferreira et al, 2001; Monteiro-Neto et al, 2013), não foram observadas em nenhum dos locais estudados o que pode evidenciar uma maior ação de pesca e captura sobre essas espécies.

Como visto nesse estudo, a distribuição das espécies nos habitats (praia arenosas, bentopelágico e costão rochoso) demonstrada pela CCA (Figura 2), parece estar relacionada a uma integração complexa de recursos oferecidos, variando de um habitat para o outro a partir do grau de interação da espécie com o habitat. O habitat que apresentou maior percentual de riqueza foi o bentopelágico com 56,56 % do total das espécies registradas, seguido pelo costões rochosos (28,78 %) e pelas praias arenosas (14,64%) (Figura 3). Sugere-se que o habitat bentopelágico funcione com um área de conexão entre os demais habitats costeiros monitorados. Predominaram nessas capturas espécies crípticas (*e. g. E. longimanus*, *S. tessellatus*, *E. crossotus*), demersais (*e. g. S. Rastrifer*) e marinha visitante (*C. jamaicensis*), em períodos de baixa pluviosidade quando a salinidade é mais próxima as águas do mar. A ocorrência dessas espécies nessa zona de transição destaca a grande relevância ecológica da influência do ambiente estuarino como área de reprodução, desova e rota de migração para as comunidades de peixes (Blaber 2000).

Os costões rochosos apresentaram espécies marinhas características de ambiente recifal, incluindo espécies marinhas visitantes *C. bartholomaei* e *R. Horkelli* que provavelmente utiliza esse habitat em momentos de alta salinidade, entrando no estuário de forma esporádica e em pequenos números (Yáñez-Arancibia & Nugent, 1977) e espécies residentes de costões rochosos e recifes coralíneos, como *Stegastes variabilis* e *Acanthostracion polygonius*, os quais residem nesses habitats por todo seu ciclo de vida (Ferreira et al., 2001; Vella & Vella, 2015a;). Encontra-se também espécies criptobênticas (*e. g. Blenniidae*, *Syngnathidae*) ou de hábitos de vida associados a

ambientes rochosos (*e. g.* Pomacentridae, Labrisomidae) (Ferreira et al., 2001; Rangel et al., 2005).

As espécies mais relacionadas às praias arenosas podem ser classificadas como marinhas estuarino-oportunistas (*i.e.* *S. foetens*, *D. holocanthus*, *P. saltatrix*, *M. curema*,). Essas espécies entram nos estuários regularmente, geralmente na fase juvenil, mas utilizam a zonas costeiras marinha como uma alternativa de berçários (Potter et al., 2015). Devido a maior disponibilidade de presas (peixes e invertebrados) disponíveis nesses ambientes, favorecidas pela hidrodinâmica local (Franco et al., 2016; Silva et al., 2016), fornecendo alimentação para as espécies (Komar 1998; Short 1999), encontra-se uma variedade de espécies acessórias de pequeno porte e baixo valor comercial (Lamberth et al., 1997; Gray & Kennelly, 2003). São característicos dessa região os juvenis de muitas espécies marinhas que utilizam estas áreas para a criação e proteção (Layman, 2000; Methven et al., 2001; Monteiro-Neto et al., 2003). Monteiro-Neto (2008), propõe as zonas de arrebentação como: “um habitat acessório a ambientes estuarinos, com função de berçário às espécies transientes, como os Clupeiformes”.

A utilização das praias arenosa por peixes de menores tamanhos e o habitat bentopelágico e costão rochoso com maiores tamanhos de peixes, indicam o padrão já descrito de berçários para as praias, via migratória para habitats de bentopelágicos e os costões como área de refúgio (Figura 5). Considera-se que peixes pequenos e juvenis preferem habitats mais calmos, com menor energia de ondas pela sua menor capacidade de natação (Layman, 2000; Fulton et al., 2001; Inui et al., 2010). Os costões rochosos e a zona de transição bentopelágica estão sobre influência de forças termodinâmicas e mecânicas de correntes oceânicas e exposição a ondas, influenciando diretamente a dispersão larval e a disponibilidade de alimento promovendo a colonização de peixes mais adaptadas a essas características físicas do habitat (Ferreira et al., 2001; Floeter et al., 2007). Já As praias de areia rasa têm sido consideradas como refúgios da predação de peixes pequenos, uma vez que os peixes piscívoros grandes são menos capazes de se mover nessas áreas, em comparação com áreas adjacentes mais profundas (Harvey 1996, Layman, 2000).

De acordo com Odum (1969), as comunidades de peixes são unidades ecológicas que funcionam de forma ordenada, de modo que suas estruturas podem ter atributos únicos. Em nossos resultados, a PERMANOVA entre as espécies co-ocorrentes revelou uma relação inversa entre a frequência de ocorrência e abundância das espécies com a estrutura de tamanho das mesmas (Figuras 5 e 6). Nos habitats em

que as espécies foram mais abundantes e ocorrentes, as mesmas apresentaram tamanho de peixes menores para todas as espécies observadas (*C. spinosus*, *D. volitans*, *D. argenteus*, *H. steindachneri*, *H. clupeola*, *M. argentinae*, *S. greeleyi* e *S. testudineos*). Esse padrão foi elucidado por Kerr & Dickie (2001), onde tipicamente espécies de peixes a abundância diminui com o aumento do tamanho do corpo. Essa variação na abundância de espécies de peixes estuarinos e marinhos é resultado de fatores ambientais e um conjunto de variáveis biológicas (incluindo reprodução e recrutamento), utilizando esses habitats de acordo com seus estágios de vida (Thayer et al., 1987).

A espécie *H. clupeola*, a qual teve maior ocorrência e menores tamanhos de comprimento nas praias arenosas, é classificada como uma espécie marinha visitante, utilizando as praias arenosas como berçário. Lieske e Myers (1994) a descreve como peixes que ocorrem em águas costeiras, estuários e lagoas, tolerando baixas salinidades. Formam cardumes, possuindo maturidade sexual em torno dos 7 cm e atinge tamanho máximo de 18 cm. Indivíduos de pequeno porte são frequentemente observados ao longo das praias arenosas. Nos costões rochosos as espécies que apresentaram maior frequência e abundância (*C. spinosus*, *D. volitans*, *D. argenteus* e *S. testudineus*), são espécies classificadas como marinhas estuarino-oportunistas, com exceção da espécie *S. greeleyi*, que é uma espécie marinha estuarina residente. De acordo com Ferreira et al. (2001), *C. spinosus* apresentou frequência nos costões rochosos (42,02 %) e maiores comprimentos de tamanho, provavelmente em resposta ao seu típico comportamento solitário e sua capacidade de natação limitada, utilizando esse habitat como zona de proteção contra predadores e área de alimentação. Por ser uma espécie que se alimenta de invertebrados duros, possui maturidade sexual num intervalo de 13-20 cm, demonstrando utilizar os três ambientes como berçário e zonas de alimentação e terminando seu ciclo de vida preferencialmente nos costões rochosos, onde se obteve indivíduos de maiores tamanhos (Santos, 2015).

Já a espécie *D. volitans*, parece está utilizando os costões como berçário até a fase adulta (tamanho máximo de 45cm), utilizando também os outros habitats para crescimento e áreas de reprodução (Figueiredo & Menezes, 1980). Esse comportamento pode ser explicado por ser considerada uma espécie com jovens pelágicos com até 5cm, alterna a fase pelágicas com a fase bentônica (adulto), uma vez que foi encontrada a partir de 5m também ocorrendo junto ao fundo (Mulato et al., 2000).

A alta frequência de *D. argenteus* nas praias (39,34 %) e nos costões rochosos (41,30 %) pode estar relacionada ao seu comportamento gregário, em que os grandes cardumes itinerantes provavelmente são de fácil detecção pelos mergulhadores e na captura do emalhe (Kulbicki et al., 2010). Essa espécie possui juvenis frequentemente encontrados em poças de maré e entre as rochas (Cervigón, 1993). Sua maturidade sexual alcançada no intervalo de 20-30,1 cm de comprimento demonstra que essas espécies utilizam as praias arenosas como berçário devido a maior quantidade de indivíduos de menor tamanho nesses locais e locais de transição e costões rochosos com outros propósitos como área de reprodução, refúgio e/ ou alimentação (David et al., 2005). Outras espécies que também apresentaram elevadas frequências *S. testudineus* (36, 95 %) e *S. greeleyi* (26,8 %) nos costões rochosos, também apresentaram altas frequências no habitat bentopelágico, com as maiores quantidades nesses dois habitats, de animais pequenos entre 5- 15 cm. Segundo Lieske & Myers (1994) estas espécies são comumente encontradas em baías, poças de maré e águas costeiras protegidas, apresentam comportamento solitário, mas podem formar agregados enormes. Devido à sua capacidade de natação limitada, estas espécies são frequentemente associadas a habitats estruturalmente complexos (isto é, recifes rochosos) para proteção da ação das ondas (Ferreira et al., 2001). Alimentam-se principalmente de invertebrados (Keith et al., 2000) e possuem intervalo de maturidade sexual entre 7-10 cm de comprimento e comprimento máximo de 38,8 cm para o *S. testudineus* (Claro, 1994) e 18 cm para o *S. greeleyi* (Cervigón et al., 1992), indicando que estas espécies podem estar utilizando os três ambientes estudados como área de reprodução e os costões rochosos como berçário por apresentarem indivíduos com menores tamanhos de comprimento.

As espécies *H. steindachneri* e *M. argentinae*, foram capturadas aos ambientes bentopelágicos, onde se observou maior frequência de ocorrência e abundância relativa. *H. steindachneri*, é uma espécie geralmente encontrada sobre fundos arenosos e de entulho; ocasionalmente nos recifes de coral e áreas rochosas (Courtenay & Sahlman, 1978) e parecem utilizar os costões rochosos como área de berçário e em todas as fases do ciclo de vida. De acordo com Cervigón (1993) essa espécie é frequentemente encontrada em cardumes. Os juvenis ocorrem perto da costa, sobre fundos de areia, nas cercanias de fundos de algas marinhas. Alimenta-se de invertebrados bentônicos e atinge tamanho máximo de 30 cm (Robins e Ray, 1986). A espécie *M. argentinae* destacadamente bem concentrada nesses habitats de transição, apresentou comportamento típico de espécie marinha visitante (marinha estuarino-oportunista),

utilizando essa área como viveiro, uma vez que apresentou classes de tamanho desde sua maturidade sexual (13 cm de comprimento) e tamanho máximo de 30 cm (Nakamura, 1986).

Em resumo, nossos resultados mostraram que apesar da semelhança de alguns elementos faunísticos na distribuição entre os três habitats estudados, algumas espécies foram registradas exclusivamente em apenas um tipo de habitat. Essa especificidade de uso do habitat, é resultado de características particulares do ciclo de vida de cada uma e a distribuição das espécies, provavelmente deriva das necessidades ecológicas em relação a refúgio e alimentação. Esses resultados refletiram que o emprego, ao longo de seis anos, de diferentes métodos de amostragem para o levantamento da ictiofauna de uma mesma localidade, foi eficaz para detecção das principais espécies associadas a cada tipo de habitat. As diferenças de composição das espécies foram provavelmente o resultado das características diferenciadas dos habitats e da metodologia de coleta utilizada, destacando-se, portanto, a relevância de programas de monitoramento (e.g. PELD) que combinem a avaliação da estrutura e conectividade de uso de cada habitat na estruturação de comunidades de peixes em uma baía tropical. Nesse contexto, medidas de manejo que incluam a manutenção da variedade de habitats submersos na Baía de Guanabara e ambientes similares são cruciais para a manutenção da diversidade da ictiofauna transicional localizadas de zonas transicionais localizadas no baixo estuário. Por fim, investigações adicionais sobre a ampliação e/ou recuperação de habitats submersos e que avaliem o efeito de outras variáveis, tais como marés, profundidade e variáveis físicas e químicas da água, são importantes para elucidar os padrões de uso e partilhas de peixes nessas regiões.

Referências

- Able, K. W. (2005). A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:5-17.
- Andrade-Tubino, M. F., Ribeiro, A. L. R. & Vianna, M. (2008) Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis* 12, 640–661.
- Andreatta, J. V.; Maurer, B. C.; Baptista, M. G. S.; Manzano, F. V.; Teixeira, D. E.; Longo, M. M. & Ferret, N. V. (2002). Composição da assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(4):1139-1146.
- Corrêa, M. Vianna. (2015) Spatial and temporal distribution patterns of the silver mojarra *Eucinostomus argenteus* (Perciformes: Gerreidae) in a tropical semi-enclosed bay. *Journal of Fish Biology* . July 2016; 89 (1):641–660.
- Barletta M., Jaureguizar A.J., Baigun C., Fontoura N.F., Agostinho A.A., Jimenes-Segura L.F., Giarrizzo T., Fabré N.N., Batista V.S., Lasso C., Taphorn D.C., Costa M.F., Chaves P.T., Vieira J.P., Corrêa M.F.M. (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76, 2118-2176.
- Barreto NR, Brotto DVS, Giordano RG, Bertoncini AA, Santos LN (2017) The rocky reef fishes of Vermelha Beach, a marine-estuarine transitional zone at Guanabara Bay, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research* 45. doi: 10.3856/vol45-issue1-fulltext-x
- Blaber, S. J. M. (2000) *Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation*. Oxford: Blackwell. 372 pp.
- Blaber, S. J. M.; Blaber, T. G. (1980). Factor affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology*, 17: 143-162.
- Borges AC, Sanders CJ, Santos HLR, Araripe DR, Machado W, Patchineelam SR.(2009). Eutrophication history of Guanabara Bay (SE Brazil) recorded by phosphorus flux to sediments from a degraded mangrove area. *Marine Pollution Bulletin* 58:1739–65.
- Castro, M. S., Bonecker, A. C. T. & Valentin, J. L. (2005). Seasonal variation in fish larvae at the entrance of Guanabara Bay, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48, 121–128.

- Courtenay, W.R. and H.F. Sahlman (1978). Pomadasyidae. In W. Fischer (ed.) FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31), Volume 4. FAO, Rome.
- Cervigón, F. & Fischer, W. (1979). Catálogo de especies marinas de interés económico actual o potencial para América Latina. Parte 1. Atlántico centro y suroccidental. Rome: FAO/UNDP.
- Cervigón, F. (1993). Los peces marinos de Venezuela. Volume 2. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela. 497 p.
- Cervigón, F., R. Cipriani, W. Fischer, L. Garibaldi, M. Hendrickx, A.J. Lemus, R. Márquez, J.M. Poutiers, G. Robaina and B. Rodríguez. (1992). Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Rome. 513 p.
- Choat, J.H.; Bellwood, D.R. (1991). Reef Fishes: Their History and Evolution. p. 39-66. In: SALE, P.F. (ed.). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. San Diego: Academic Press., 754 p.
- Clark S.W. & Willis D.W. (1989) Size structure and catch rates of northern pike captured in trap nets with two different mesh sizes. *Prairie Naturalist* 21, 157–162.
- Cocheret de la Morinière E, Pollux BJA, Nagelkerken I, Hemminga MA, Huiskes AHL, Van der Velde G. (2003) Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246: 279-289.
- Corrêa, B., & Vianna, M. (2015). Spatial and temporal distribution patterns of the silver mojarra *Eucinostomus argenteus* (Perciformes: Gerreidae) in a tropical semi-enclosed bay. *Journal of fish biology*.
- Costa, M. J., & Elliott, M. (1991). Fish usage and feeding in two industrialised estuaries: The Tagus, Portugal and the Forth, Scotland.
- Courtenay, W. R., Jr. and H. F. Sahlman. (1978). Pomadasyidae. In W. Fischer (editor). FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31). Vol 4, unpaginated. FAO Rome.
- Da Silva, M. A. M., da Silva, A. L. C., dos Santos, C. L., Silvestre, C. P., Antonio, R. V. M., da Cunha, A. B. C & De Souza, R. D. (2016). Praias da baía de Guanabara no estado do Rio de Janeiro the beaches of Guanabara Bay in Rio de Janeiro state. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 17(2).

- David, G.S., R. Coutinho, I. Quagio-Grassiotto and J.R. Verani. (2005). The reproductive biology of *Diplodus argenteus* (Sparidae) in the coastal upwelling system of Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil. *African Journal of Marine Science*. 27(2):439-447.
- Elliot M., Hemingway, K.L. (2002) *Fishes in Estuaries*. Wiley-Blackwell: 656 pp.
- Elliott, M., Whitfield, A. K., Potter, I. C., Blaber, S. J. M., Cyrus, D. P., Nordlie, F.G. & Harrison, T. D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241–268.
- 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. E. L.; Gonçalves, J. E. A; Coutinho, R. (2001) Fish community structure and habitat complexity in a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes.*, v. 61, p. 353- 369.
- Figueiredo J.L. (1977). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução, cações, raias e quimeras.* São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 104pp.
- Figueiredo J.L. and Menezes N.A. (1978). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1).* São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110 pp.
- Figueiredo J.L. and Menezes N.A. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2).* São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 90 pp.
- Figueiredo J.L. and Menezes N.A. (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5).* São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 116 pp.
- Figueiredo-Júnior, A.G. e Madureira, L.S.P. (2004). Topografia, composição, refletividade do substrato marinho e identificação de províncias sedimentares na região Sudeste-Sul do Brasil. *Série documentos REVIZEE: Score Sul*. Instituto Oceanográfico (USP). 64p.
- Fistarol GO, Coutinho FH, Moreira APB, Venas T, Cánovas A, Paula SEM, Coutinho R, Moura RL, Valentin JL, Tenenbaum DR, Paranhos R, Valle RAB, Vicente ACP, Amado-Filho GM, Pereira RC, Kruger R, Rezende CE, Thompson CC, Salomon PS, Thompson FL (2015) Environmental and sanitary conditions of Guanabara

- Bay, Rio de Janeiro. *Frontiers in Microbiology* 6: 1232. doi: 10.3389/fmicb.2015.01232
- Floeter, S. R.; Krohling, W.; Gasparini, J. L.; Ferreira, C. E. L.; Zalmon, I. (2007) Reef fish community structure on coastal islands of southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*. 78, p. 147–160.
- Franco, A.C.S., Chaves, M.C.N.R. (2016). Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences. *Journal of Fish Biology*. 1–18.
- Fulton CJ, Bellwood DR, Wainwright PC (2001) The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Marine Biology* 139:25–33.
- Gratwicke, B; Petrovic, C. & Speight, M. R. (2006). Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environmental Biology of Fishes* 76:191–210.
- Gray, C. A. & Kennelly, S. J. (2003). Catch characteristics of the commercial beach-seine fisheries in two Australian barrier estuaries. *Fisheries Research* 63:405-422.
- Guimarães R Z. P. et al. 2001. Peixes recifais brasileiros: riqueza desconhecida e ameaçada. *Ciência Hoje* 168(28): 16–23p.
- Harvey CJ (1998) Use of sandy beach habitat by *Fundulus majalis*, a surf-zone fish. *Marine Ecology Progress Series*. 164:307–310.
- Hayes D.B., Ferreri C.P. & Taylor W.W. (1996). Active fish capture methods. In: B.R. Murphy & D.W. Willis (eds) *Fisheries Techniques*, 2nd edn. Bethesda, MD: American Fisheries Society, pp 193–220.
- Horn, M.H. (1980). Diel and season variation in abundance and diversity of shallow-water fish populations in Morro Bay, California. *Fishery Bulletin*. 78 (3): 759-770.
- Humphries, P. & LC. Potter (1993). The relationship between the habitat and diet of three species of atherinids and three species of gobies in a temperate Australian estuary. *Marine Biology*. 112: 193-204.
- Inui R, Nishida T, Onikura N, Eguchi K, Kawagishi M, Nakatani M, Oikawa S (2010) Physical factors influencing immature-fish communities in the surf zones of sandy beaches in northwestern Kyushu Island, Japan. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 86:467–476.
- Jablonski, S., Azevedo, A. F. & Moreira, L. H. A. (2006). Fisheries and conflicts in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 49, 79–91.

- Keith, P., P.-Y. Le Bail and P. Planquette.(2000) Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, Fascicule I: Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes,Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. Collection Patrimoines Naturels 43(I): 286p. Paris: Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle.
- Kerr, S. R., and Dickie, L. M. (2001). The biomass spectrum. A predator-prey theory of aquatic production.Complexity in ecological systems series, 8, Columbia University Press, New York. 320 pp.
- Kjerfve, B., Ribeiro, C. H. A., Dias, G. T. M., Filippo, A. M., and Quaresma, V. S.(1997). Oceanographic characteristics of an impacted coastal Bay: baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazilian Continental Shelf Research 17, 1-13.
- Komar PD (1998) Beach processes and sedimentation, 2nd edn.Prentice Hall, Upper Saddle River, p 544. ISBN 0137549385.
- Kulbicki, M., N. Cornuet, L. Vigliola, L. Wantiez and G. Moutham.(2010). Counting coral reef fishes: interaction between fish life-history traits and transect design. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 387(1-2): 15–23.
- Lamberth, S. J.; Sauer, W. H. H.; Mann, B. Q.; Brower, S. L.; Clarck, B. M. & Erasmus, C. (1997). The status of the South African beach-seine and gill-net fisheries. South African Journal of Marine Science 18:195-202
- Layman CA (2000) Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on the eastern shore of Virginia barrier islands. Estuarine Coastal and Shelf Science 51:201–213.
- Lieske, E. and R. Myers, (1994). Collins Pocket Guide. Coral reef fishes. Indo-Pacific & Caribbean including the Red Sea. Haper Collins Publishers, 400 p.
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). Communities of tropical fish Ecological studies. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil (in Portuguese), 534 pp.
- Mallet, D., Pelletier, D.(2014). Underwater video techniques for observing coastal marine for observing coastal marine biodiversity : a review of sixty years of publications (1952-2012). Fisheries Research. 154, 44-62
- Marceniuk, A. P. (2005). Chave de identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. Boletim do Instituto de Pesca 31, 89–101.
- Martinho, F., Dolbeth, M., Viegas, I., Teixeira, C.M., Cabral, H.N., Pardal, M.A.(2009). Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. Estuarine

- Coastal Shelf Science 83 (4), 460e468.
- McLusky, D. S. & Elliott, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats, and Management*, 4th edn. Cary, NC: Oxford University Press.
- Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. (1985). *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*, v. 5, n. 4 (Teleostei), 105 p.
- Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: IV. Teleostei (2)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- Menezes, N.A.; Oliveira, C.; Nirchio, M. (2010). An old taxonomic dilemma: the identity of the western south Atlantic lebranche mullet (Teleostei: Perciformes: Mugilidae). *Zootaxa*. N.2519: 59-68.
- Methven, D. A.; Haedrich, R. L. & Rose, G. A. (2001). The fish assemblage of a Newfoundland estuary: diel, monthly and annual variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:669-687.
- Monteiro-Neto, C., Bertoincini, A.A., Chaves, L.C.T., Noguchi, R., Mendonça-Neto, J.P. and Rangel, C.A. (2013) Checklist of marine fishes from coastal islands of Rio de Janeiro, with remarks on marine conservation. *Marine Biodiversity Records* 6, e139.
- Monteiro-Neto, Cassiano, Tubino, Rafael A., Moraes, Luiz E. S., Mendonça Neto, José P. de, Esteves, Gustavo V., & Fortes, Wagner L. (2008). Associações de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ. *Iheringia. Série Zoologia*, 98(1), 50-59.
- Monteiro-Neto, C.; Cunha, L. P. R. & Musick, J. A. (2003). Community structure of surf-zone fishes at Cassino beach, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Coastal Research. SI. Brazilian Sandy Beach* 35:492-501.
- Multo, E.Y.; L.S.H. Soares & C.L.D.B. (2000) Rossi-Wongtschowski. Length-weight relationship of marine fish species off São Sebastião system, São Paulo, Southeastern Brazil. *Naga, Penang*, 23 (4):27-29.
- Nakamura, I., T. Inada, M. Takeda and H. Hatanaka (1986). Important fishes trawled off Patagonia. *Japan Marine Fishery Resource Research Center, Tokyo*. 369 p.
- Nicolas, D., Lobry, J., Le Pape, O., Boet, P. (2010). Functional diversity in European estuaries: relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 88 (3), 329e338
- Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science*. 164, 262 e 270.
- Paiva, M.P. (1997). *Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil*. Edições UFC,

278 p., Fortaleza.

- Paiva-Filho, A. M.; Giannini, R.; Ribeiro-neto, F. B. & Schmiegelow, J. M. M. 1987. Ictiofauna do complexo baía-estuário de Santos e São Vicente, SP, Brasil. Relatório Interno do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo 17:1-10.
- Paranhos, R.&Mayr, L. M. (1993). Seasonal patterns of temperature and salinity in Guanabara Bay, Brazil. *Fresenius Environmental Bulletin* 2, 647–652.
- Pearcy, W. G. & Richards, S. W.(1962). Distribution and ecology of fishes of the Mystic River estuary, Connecticut. *Ecology*, 43, 248-259.
- Pessanha, A. L. M., Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C., and Gomes, I. D. (2000). Variações temporais e espaciais da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia* 17, 251-261.
- Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A.K.(2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish.* 16 (2), 230e239.
- Potter, I. C, Loneragan, N. R., Lenanton, R. C. J., Chrystal, P. J. & Grant, C. J.(1983). Abundance, distribution and age structure offish populations in a Western Australian estuary. *Journal of Zoology*, 200, 21-50.
- Potter, I. C., Beckley, L. E., Whitfield, A. K., and Lenanton, R. C. J. (1990). Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate western Australia and South Africa. *Environmental Biology of Fishes* 28, 143–178.
- Prefeitura do Rio de Janeiro (2016) Monumento Natural dos Morros do Pão de Açúcar e da Urca. Disponível em:<<http://www.rio.rj.gov.br/web/smac/exibeconteudo?id=4461307>>. Acesso em: 13 mai. 2016.
- Rangel, C.A.; Monteiro-neto, C.; Ferreira, C.E.L. & Luiz-Júnior, O.J. (2005). Escondidos nos recifes. *Ciência Hoje* 36 (216): 66 - 68.
- Randall, J.E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies. *Studies in Tropical Oceanography* 5, 665-847.
- Robins, CR and GC Ray.(1986). Um guia do campo aos peixes da costa atlântica da América do Norte. Houghton Mifflin Company, Boston, EUA 354 p.
- Rodrigues, C., Lavrado, H. P., Falcão, A. P. C. & Silva, S. H. G. (2007). Distribuição da ictiofauna capturada em arrastos de fundo na Baía de Guanabara - Rio de Janeiro, Brasil. *Arquivos do Museu Nacional* 65, 199–210.
- Romer, G.S.(1990). Surf-zone fish community and species response to a wave energy

- gradient. Journal of Fish Biology. 36: 279-287.
- Ross, S.T. (1986). Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. Copeia 1986: 352-388.
- Santos, S. R.; Andrade, A. C.; Verani, J. R.; Vianna, M.(2015). Population explosion of the burrfish *Chilomycterus spinosus spinosus* (Diodontidae, Tetraodontiformes) in a eutrophic tropical estuary. Marine Biology Research, v. 11, n. 9, p. 955-964.
- Seixas, L.B; Santos, A.F.G.N; Santos, L.N. (2016). Fluctuating asymmetry: a tool for impact assessment on fish populations in a tropical polluted bay. Brazilian Ecological Indicators. 71 pp. 522-532
- Selleslagh, J. & Amara, R. (2008). Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a smallmacrotidal estuary (eastern English Channel). Estuarine, Coastal and Shelf Science 79, 507–517.
- Short AD (ed) (1999) Handbook of beach and shoreface morphodynamics.Wiley, London, p 392. ISBN 978-0-471-96570-1.
- Silva DR Jr, Paranhos R, Vianna M.(2016). Spatial patterns of distribution and the influence of seasonal and abiotic factors on demersal ichthyofauna in an estuarine tropical bay. Journal of Fish Biology.July;89(1):821-46.
- Thayer, G. W., Colby, D. R. & Hettler, W. F. Jr. (1987). Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. Marine Ecology Progress Series 35, 25–38.
- Thiel, M. (2003) Rafting of benthic macrofauna: important factors determining the temporal succession of the assemblage on detached macroalgae. Hydrobiologia, 503, 49–57.
- Thompson, A.A., Mapstone, B.D.(1997). Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. Marine Ecology Progress Series 154, 53–63.
- Valentin, J.L., D.R. Tenebaum, A.C.T. Bonecker, S.L.C. Bonecker, C.R. Nogueira & M.C. Villac.(1999). O sistema planctônico da Baía da Guanabara: síntese do conhecimento. Oecologia Brasiliensis 3: 35–39.
- Van Den Broek, W. L. F.(1980). Aspects of the biology of estuarine fish populations sampled from power station trash screens. International Journal of Environmental Studies, 15, 203-21.
- Vasconcellos, R. M., Araújo, F. G., Santos, J. N. S. & Silva, M. A. (2011). Diel seasonality in fish biodiversity in a sandy beach in south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 91, 1337–1344.

- Vasconcellos, R. M., Araujo, F. G., Santos, J. N. S. & Silva, M. A. (2010). Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, southeastern Brazil. *Marine Ecology* 31, 506–519.
- Vasconcellos, R. M., Santos, J. N. S., Silva, M. A. & Araujo, F. G. (2007). Efeito do grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes juvenis em praias arenosas do município do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica* 7, 171–178.
- Vella A, Agius Darmanin S, Vella N. (2015a). Morphological and genetic barcoding study confirming the first *Stegastes variabilis* (Castelnau, 1855) report in the Mediterranean Sea. *Marine Mediterranean Science*. 16:609–12.
- Vianna, M., and Verani, J. R. (2002). Biologia reprodutiva de *Orthopristis ruber* (Teleostei, Haemulidae) espécie acompanhante da pesca de arrasto do camarão-rosa, no sudeste Brasileiro. *Atlântica* 23, 27-36.
- Vieira, J. P. & Musick, J. A. (1993). Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm-temperate and tropical estuarine waters of the western Atlantic. *Atlântica* 5:115-133.
- Vinagre C., Cabral H.N., Costa M.J. (2010). Relative importance of estuarine nurseries for species of the genus *Diplodus* (Sparidae) along the Portuguese coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 86, 197–202.
- Watson, R. A.; Carlos, G. M. & Samoilys, M. A. (1995). Bias introduced by the non-random movement of fish in visual transect surveys. *Ecological Modelling*, 77: 205-214.
- Weaver M.J., Magnuson J.J. & Clayton M.K. (1993) Analyses for differentiating littoral fish assemblages with catch data from multiple sampling gears. *Transactions of the American Fisheries Society* 122, 1111–1119.
- Whitfield, A. K., (1983). Factors influencing the utilization of southern African estuaries by fishes. *South African Journal of Science*, 79, 362-365.
- Whitfield, A.K., (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* . 9, 15.
- Yáñez-Arancibia, A. & R. Nugent. (1977). El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *An. Centro Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Nal. Auton. México, 4: 107-117.

Anexo A. Espécies co-correntes nos três habitats investigados (praia arenosa, bentopelágico e costão rochoso). 1: *Chilomycterus spinosus*; 2: *Dactylopterus volitans*; 3: *Diplodus argenteus*; 4: *Haemulon steindachneri*; 5: *Harengula clupeiola*; 6: *Mullus argentinae*; 7: *Sphoeroides greeleyi*; 8: *Sphoeroides testudineus*. Fotos: Áthila Bertoncini.

