

UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS

AMANDA APARECIDA CARMINATTO

COMPLEXIDADE DO HÁBITAT, CARACTERIZAÇÃO E DIVERSIDADE
DE PEIXES RECIFAIS DA ILHA DAS PALMAS E DA ILHA DO MATO
(GUARUJÁ/SP)

SANTOS/SP

2018

AMANDA APARECIDA CARMINATTO

**COMPLEXIDADE DO HÁBITAT, CARACTERIZAÇÃO E DIVERSIDADE
DE PEIXES RECIFAIS DA ILHA DAS PALMAS E DA ILHA DO MATO
(GUARUJÁ/SP)**

Dissertação apresentada a Universidade Santa Cecília como parte dos requisitos para obtenção de título de mestre no Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, sob a orientação do Prof.º Dr. Miguel Petrere Junior.

SANTOS/SP

2018

Autorizo a reprodução parcial ou total deste trabalho, por qualquer que seja o processo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos.

597.C284c

Carminatto, Amanda Aparecida.

COMPLEXIDADE DO HÁBITAT, CARACTERIZAÇÃO E DIVERSIDADE DE PEIXES
RECIFAIS DA ILHA DAS PALMAS E DA ILHA DO MATO (GUARUJÁ/SP)

2018

74 f.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Júnior

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Santa Cecília, Programa
de Pós-Graduação em Sustentabilidade em Ecossistemas Costeiros
e Marinhos, Santos, SP, 2018.

1. Preferência de habitats. 2. Heterogeneidade ambiental. 3.
Variação sazonal. 4. Vídeo subaquático. 5. ROV. I. Petrere
Júnior, Miguel. II. Complexidade do habitat, caracterização e
diversidade de peixes recifais da Ilha das Palmas e do Mato
(Guarujá/SP).

Elaborada pelo SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas – Unisanta

Dedico este trabalho à minha família.

AGRADECIMENTOS

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

À UNISANTA – PPGECOMAR (Programa de Pós-Graduação Ecossistemas Marinhos) que me proporcionou todo o material e infraestrutura necessários para o planejamento e realização desse projeto.

Ao meu orientador Prof.º Dr. Miguel Petrere Junior por todo conhecimento compartilhado e pelos valiosos conselhos. Por estar sempre presente mesmo que distante. Pelas aulas e ensinamentos estatísticos, pelo seu profissionalismo e dedicação. Por esclarecer com paciência todas as dificuldades que foram surgindo ao longo do caminho. Pelo incentivo e confiança... a quem dedico minha admiração e meu muito obrigada!

Dedico também um agradecimento muito especial ao meu coorientador Prof.º Dr. Walter Barrella pela oportunidade em cursar o mestrado. Pelas aulas, dedicação e incentivo durante a realização desse projeto. Por me aguentar choramingando nesses últimos meses... pelo carisma, por sempre alegrar a mim e todos ao seu redor com suas brincadeiras. Pelos valiosos conselhos, e principalmente pela amizade! A quem dedico minha admiração e meu muito obrigada!

Ao Prof.º Msc. Matheus Marcos Rotundo pelas identificações dos peixes, sem você esse trabalho não teria acontecido. Pelas aulas, por todo ensinamento, por todas as conversas e conselhos. Por muitas vezes só me ouvir a desabafar. Pela amizade. A quem dedico minha admiração, respeito e meu muito obrigada!

A todo o pessoal dos laboratórios da UNISANTA o de Biologia de Organismos Costeiros e Marinhos (LABOMAC), o Laboratório de Ecologia Humana e ao Acervo Zoológico (AZUSC).

Aos queridos amigos que o mestrado me deu, Thaíza Barreto, Silvinha Lima, Laura Andrade e Tiago Ribeiro, amizades que vou levar para a vida. Obrigada pelas conversas, conselhos, desabafos e principalmente pelas risadas!

A todos os professores, funcionários e colegas que me ajudaram do início

ao fim desse mestrado.

Aos meus pais, Tião e Vanda, as minhas irmãs Maiara, Rafaela e Júlia, as minhas avós Joana e Bene, aos meus tios e tias, as minhas primas e todos os meus familiares, que sempre me apoiaram, me incentivaram e torceram para o meu sucesso!

A minha família de coração, Rita, Zé, Gian, Cássia, Gianluca, Marly e Pietro que sempre me apoiaram, me incentivaram e torceram para o meu sucesso, obrigada por tudo!!!

As amigas Olivia, Thaisa e Renata, que estavam sempre comigo, aconselhando, ouvindo e acreditando em mim. Aos amigos Pessini e Luís que muitas vezes me auxiliaram nas coletas a campo.

A querida, amiga e companheira Giovana, que sempre esteve ao meu lado todos esses anos, acreditando sempre em mim, me apoiando e torcendo sempre para o meu sucesso e felicidade... A quem dedico minha admiração, respeito e meu muito obrigada! Eterna gratidão!!!

Agradeço principalmente a Deus, por me permitir viver tudo isso!!!

“Somos assim: Sonhamos o voo, mas tememos a altura. Para voar é preciso ter coragem para enfrentar o terror do vazio. Porque é só no vazio que o voo acontece. O vazio é o espaço da liberdade, a ausência de certezas. Mas é isso que tememos: o não ter certezas. Por isso trocamos o voo por gaiolas. As gaiolas são o lugar onde as incertezas moram”.

Os irmãos Karamazov, Fiódor Dostoiévski.

RESUMO

A Ilha das Palmas e a Ilha do Mato, ambas localizadas no litoral paulista, município de Guarujá, são locais importantes para estudos ictiológicos recifais, pois as variáveis ambientais que as influenciam são bem distintas. O presente estudo tem por objetivo caracterizar a comunidade de peixes associados aos recifes rochosos dessas duas localidades, através do uso de um ROV (*Remotely Operated Vehicle*), analisando fatores bióticos e abióticos que influenciam tais comunidades. Durante a primavera (setembro a dezembro de 2017) e o outono (abril a junho de 2018) foram realizadas três campanhas aleatórias. Os vídeos foram gravados em sete transectos distintos de aproximadamente 20 m de comprimento cada e a uma distância de 20 m dos costões rochosos, totalizado 400 m², percorridas pelo ROV em tempo padronizado de 15 minutos em cada transecto. Durante este percurso foram filmados todos os peixes que passaram pelo campo de visão da câmera. A maioria foi posteriormente identificada em laboratório em nível de espécie e algumas apenas até gênero. A complexidade do hábitat foi avaliada de acordo com o protocolo *Habitat Assessment Score* (HAS) para hábitats costeiros, o qual estima visualmente seis variáveis ambientais. Para tanto, 30 imagens fixas foram tomadas em intervalos de cinco segundos de cada transecto, totalizando 1.260 imagens. Cada imagem foi pontuada de acordo com as seis variáveis, perfazendo uma pontuação mínima de seis até a máxima de 30 pontos. Foram identificados 8.407 espécimes de peixes pertencentes a 51 espécies, distribuídos em 22 famílias e 12 ordens. As espécies mais abundantes foram: *Abudefduf saxatilis*, *Anisotremus virginicus*, *Stegastes fuscus*, *Anisotremus surinamensis*, *Haemulon aurolineatum* e *Sphoeroides testudineus*. Dezesete espécies foram exclusivas da Ilha das Palmas e 10 exclusivas da Ilha do Mato. Doze ocorreram apenas no outono e 10 apenas na primavera. Apesar das diferenças ambientais que caracterizam e distinguem as duas ilhas, elas não exerceram influência na diversidade de peixes, apenas a estação do ano é que foi importante, onde a diversidade (H') do outono foi estatisticamente maior que a da primavera. A heterogeneidade ambiental da Ilha das Palmas favoreceu a riqueza e a abundância de espécies. Apesar da Ilha das Palmas ser habitada e estar localizada próxima ao canal de navegação, isso não influenciou de forma negativa na diversidade dos peixes quando comparada a Ilha do Mato que não sofre essa interferência. O ROV se mostrou muito eficiente na identificação da fauna de peixes e na caracterização da estrutura do hábitat.

Palavras Chave: Preferência de hábitats. Heterogeneidade ambiental. Variação sazonal. Vídeo subaquático. ROV.

ABSTRACT

Palmas Island and Mato Island, both located on the coast of São Paulo, municipality of Guarujá, are important spots for ichthyological reefs studies due to the differences in its environmental variables that influence them are very different. The present study aims to characterize the community of fish associated to the rocky reefs of these two localities, through the use of a ROV (Remotely Operated Vehicle), analyzing biotic and abiotic factors that influence such communities. During the spring (September to December 2017) and fall (April to June 2018) we conducted three random data collecting. The videos were captured in seven distinct tracks of approximately 20 meters each, covered by the ROV in time intervals of 15 minutes. These tracks are at a distance of 20 meters from the rocky shore. During this course were filmed all the fish that passed through the field of vision of the camera, which were later all identified in the laboratory. We assessed the habitat complexity was according to the Habitat Assessment Score (HAS) protocol for coastal habitats, which visually estimated six environmental variables. We took thirty fixed images at intervals of five seconds of each track, totaling 1.260 images. Each image was scored according to the six variables, making a minimum score of 6 up to a maximum of 30 points. 8.407 specimens belonging to 51 species were identified, distributed in 22 families and 12 orders. The most abundant species were *Abudefduf saxatilis*, *Anisotremus virginicus*, *Stegastes fuscus*, *Anisotremus surinamensis*, *Haemulon aurolineatum*, *Sphoeroides testudineus*. Seventeen species were exclusive of the Palmas Island and 10 exclusive of the Mato Island. Twelve occurred only in the fall and only 10 in the spring. Despite the environmental differences that characterize the Palmas and Mato islands, this did not discriminate the fish diversity between them, just the season. In the fall, the diversity was statistically higher than in the spring. The environmental heterogeneity of the Isle of Palms favored the richness and abundance of species. Although Palmas Island is inhabited and located near the estuarine channel of Santos, leading to the largest port in Latin America, this did not negatively influence fish diversity when compared to Mato Island, which does not suffer this interference. The ROV was very efficient in the accomplishment of this study, being a very satisfactory tool in the characterization of the reef fish fauna and the structure of the habitat.

Keywords: Preference for habitats. Environmental heterogeneity. Seasonal variation. Underwater video. ROV.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das áreas de estudo. IP (Ilha das Palmas) e IM (Ilha do Mato), município de Guarujá, São Paulo.	4
Figura 2. ROV (Remotely Operated Vehicle). Fonte: Arquivo pessoal.	5
Figura 3. Transectos (T1 a T7) amostrados na Ilha das Palmas, município de Guarujá, São Paulo.	6
Figura 4. Transectos (T1 a T7) amostrados na Ilha do Mato, município de Guarujá, São Paulo.	6
Figura 5. Número de famílias de peixes recifais visualmente identificadas por ordem registradas na Ilha das Palmas e na Ilha do Mato (Guarujá/SP).	14
Figura 6. Número de espécies de peixes recifais por família registradas na Ilha das Palmas e na Ilha do Mato (Guarujá/SP), através de inspeção visual.	15
Figura 7. Número de indivíduos das dez espécies mais abundantes de peixes recifais registradas na Ilha das Palmas e na Ilha do Mato (Guarujá/SP), através de inspeção visual.	15
Figura 8. Número de indivíduos das doze espécies mais abundantes de peixes recifais registradas na Ilha das Palmas (Guarujá/SP), através de inspeção visual.	16
Figura 9. Número de indivíduos das doze espécies mais abundantes de peixes recifais registradas na Ilha do Mato (Guarujá/SP), através de inspeção visual.	17
Figura 10. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da Ilha das Palmas (Guarujá/SP).	18
Figura 11. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da Ilha do Mato (Guarujá/SP).	18
Figura 12. Número de indivíduos das espécies mais abundantes de peixes recifais registradas durante o outono e a primavera, através de inspeção visual.	19
Figura 13. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da estação outono, identificadas através de inspeção visual.	20
Figura 14. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da estação primavera identificadas através de inspeção visual.	20
Figura 15. Curvas de rarefação (com intervalo de confiança de 95%) para os dados de ambas localidades (Ilha das Palmas e Ilha do Mato, Guarujá/SP). ..	22

Figura 16. Distribuição das espécies de acordo com suas abundâncias numéricas entre as estações climáticas de cada ilha através da PCA. IP-Pri = Ilha das Palmas na primavera, IP-Out = Ilha das Palmas no outono, IM-Pri = Ilha do Mato na primavera e IP-Out = Ilha das Palmas no outono.....	23
Figura 17. Diagrama da abundância das espécies de peixes recifais (Cluster) nas ilhas em cada estação climática. IP-Pri = Ilha das Palmas na primavera, IP-Out = Ilha das Palmas no outono, IM-Pri = Ilha do Mato na primavera e IP-Out = Ilha das Palmas no outono. $r_{\text{cof}} = 0,99$	24
Figura 18. PCA referente à comparação entre a Ilha das Palmas (vermelho) e Ilha do Mato (verde) (Guarujá/SP) de acordo com as variáveis ambientais. IP = Ilha das Palmas, PROF MI = profundidade mínima, PROF MA = profundidade máxima, TEMP= temperatura, SAL = salinidade, COB VIV = cobertura viva, COB DUR = cobertura dura, ALT = altura, CAT REF = categorias de refúgio, HAS = complexidade estrutural do habitat.	28
Figura 19. Diagrama das variáveis ambientais (Cluster) da IP= Ilha das Palmas (verde e rosa) e Ilha do IM= Ilha do Mato (azul). $r_{\text{cof}} = 0,83$	29
Figura 20. Análise de Correlação Canônica (CCA) relacionando a abundância e a composição de espécies com as variáveis ambientais e as localidades. Ilha das Palmas (pontos em vermelho) e Ilha do Mato (pontos em verde). As abreviações encontram-se na lista de abreviaturas.	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Escala de quantificação da complexidade do hábitat de acordo com o protocolo <i>Habitat Assessment Score</i> (HAS) proposta por Gratwicke & Speight (2005).	9
Tabela 2. Lista das famílias e espécies identificadas nos costões rochosos da Ilha da Palmas (IP) e da Ilha do Mato (IM), Guarujá/SP, contendo informações de abundância total (N), abundância relativa total (AR%), presença (P) e ausência (A) por localidade e ocorrência por estação do ano (EST ANO): primavera (P) e Outono (O).....	12
Tabela 3. Diversidade por localidades e estações climáticas. Shannon-Weaver (média e desvio padrão ($\pm$), bel/indivíduo). * $p \leq 0,05$	25
Tabela 4. Diversidade entre estações por localidade. Shannon-Weaver (média e desvio padrão ($\pm$), bel/indivíduo). * $p \leq 0,05$	25
Tabela 5. Médias e desvio padrão ($\pm$) das 21 amostras calculadas de cada variável ambiental.	26

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABU SAX	-	<i>Abudefduf saxatilis</i>
ALT	-	Altura média da arquitetura do hábitat
ANI SUR	-	<i>Anisotremus surinamensis</i>
ANI VIR	-	<i>Anisotremus virginicus</i>
BAT SOP	-	<i>Bathygobius soporator</i>
BEL/INDIVÍDUO	-	Média utilizando logaritmo na base neperiana
BRUV		Baited Remote Underwater Vídeo
CAR HIP	-	<i>Caranx hippos</i>
CAR LAT	-	<i>Caranx latus</i>
CAT REF	-	Categorias de refúgio
CCA	-	Análise de Correspondência Canônica
CEN PAR	-	<i>Centropomus parallelus</i>
CEN UND	-	<i>Centropomus undecimalis</i>
CHA FAB	-	<i>Chaetodipterus faber</i>
CHA STR	-	<i>Chaetodon striatus</i>
COB DUR	-	Cobertura dura
COB VIV	-	Cobertura viva
COR GLA	-	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>
DIA sp	-	<i>Diapterus</i> sp.
DIP ARG	-	<i>Diplodus argenteus</i>
DIP RAD	-	<i>Diplectrum radiale</i>
EUC ARG	-	<i>Eucinostomus melanopterus</i>
EUC MEL	-	<i>Eucinostomus argenteus</i>
EUC sp	-	<i>Eucinostomus</i> sp.
EUG BRA	-	<i>Eugerres brasiliensis</i>
FORM CRES	-	Variedade de formas de crescimento animal e vegetal
GEN BAR	-	<i>Genidens barbus</i>
GEN GEN	-	<i>Genidens genidens</i>
HAE AUR	-	<i>Haemulon aurolineatum</i>
HAE STE	-	<i>Haemulon steindachneri</i>
HAS	-	Habitat Assessment Score
HYP FIS	-	<i>Hypleurochilus fissicornis</i>
IM	-	Ilha do Mato
IP	-	Ilha das Palmas
KYP sp	-	<i>Kyphosus</i> sp.
LAB NUC	-	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>
LUT ANA	-	<i>Lutjanus analis</i>
LUT sp	-	<i>Lutjanus</i> sp.
LUT SYN	-	<i>Lutjanus synagris</i>
MAC ATR	-	<i>Macrodon atricauda</i>

MEN AME	-	<i>Menticirrhus americanus</i>
MUG CUR	-	<i>Mugil curema</i>
MYC ACU	-	<i>Mycteroperca acutirostris</i>
O	-	Outono
ODO DEN	-	<i>Odontoscion dentex</i>
ORT RUB	-	<i>Orthopristis ruber</i>
P	-	Primavera
PAR ACU	-	<i>Pareques acuminatus</i>
PAR MAR	-	<i>Parablennius marmoreus</i>
PAR PIL	-	<i>Parablennius pilicornis</i>
PAR sp	-	<i>Parablennius</i> sp.
PCA	-	Análise de Componente Principal
POM PAR	-	<i>Pomacanthus paru</i>
PROFMA	-	Profundidade máxima
PROFMI	-	Profundidade mínima
ROV	-	Remotely Operated Vehicle
RUG	-	Rugosidade
SAL	-	Salinidade
SCO PLU	-	<i>Scorpaena plumieri</i>
SEL CRU	-	<i>Selar crumenophthalmus</i>
SER BAL	-	<i>Serranus baldwini</i>
SPA AXI	-	<i>Sparisoma axillare</i>
SPA sp	-	<i>Sparissoma</i> sp.
SPH GRE	-	<i>Sphoeroides greeleyi</i>
SPH sp	-	<i>Sphoeroides</i> sp.
SPH SPE	-	<i>Sphoeroides spengleri</i>
SPH TES	-	<i>Sphoeroides testudineus</i>
STE FUS	-	<i>Stegastes fuscus</i>
STE HIS	-	<i>Stephanolepis hispidus</i>
STE PIC	-	<i>Stegastes pictus</i>
TEMP	-	Temperatura
UPGMA	-	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean
UVC	-	Underwater Visual Census
(±)	-	Desvio padrão

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
MATERIAL E MÉTODOS	3
Área de Estudo	3
Censos Visuais.....	4
Identificação das espécies	7
Esforço amostral e riqueza	9
Índices de diversidade.....	9
Análises estatísticas	10
RESULTADOS.....	11
Caracterização geral da ictiofauna.....	11
Caracterização por localidades e estações climáticas	15
Esforço amostral e riqueza	21
Distribuição das espécies por estação climática nas localidades.....	22
Índices de diversidade.....	24
Caracterização ambiental.....	25
Distribuição das espécies em relação as variáveis ambientais e as localidades.....	29
DISCUSSÃO	30
CONCLUSÃO	38
TRABALHO SUBMETIDO	39
REFERÊNCIAS.....	52

INTRODUÇÃO

As zonas costeiras são ecossistemas de transição entre as regiões terrestres e marinhas. Exibem alta diversidade ecológica, além de possibilitarem importantes trocas genéticas e de biomassa. Por se tratarem de áreas dinâmicas e biologicamente diversificadas, estes habitats costeiros estão sujeitos a interferências de processos ambientais marinhos, fluviais e terrestres, influenciando as características estruturais e os padrões de distribuição das comunidades ecológicas (NERO & SEALEY, 2006). A grande concentração de nutrientes, a alta produtividade biológica, a presença de gradientes termo hialinos, a disponibilidade de abrigo para reprodução e refúgio para muitas espécies de peixes atraem a atenção para essas zonas quanto à preservação de recursos naturais e a consequente manutenção da biodiversidade (LIVINGSTON, 2002; HOSTIM-SILVA et al., 2006).

O costão rochoso é o biótopo mais comum dessas zonas, sendo caracterizado pela presença de fundos rochosos, cobertos de algas, com a presença de gramíneas marinhas e grande diversidade de organismos bentônicos, proporcionando alimentação e refúgio para uma rica fauna nectônica, constituída principalmente de peixes (NAGELKERKEN et al., 2000; DALBEN & FLOETER, 2012; LONGO et al., 2012). Esses habitats também exibem expressivo número de espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais de importância ecológica e alguns com importância econômica como os peixes comerciais e mexilhões com altas biomassa e alta produtividade biológica devido ao aporte de nutrientes de origem terrestre (MORENO & ROCHA, 2012).

São vários os fatores que influenciam as comunidades de peixes em termos de diversidade e riqueza, mensurados tanto em escala regional quanto local (MORA et al., 2003; RICKLEFS, 2010). Entre os fatores que determinam as diferenças na composição da ictiofauna recifal em escala regional estão as variações latitudinais de temperatura (FERREIRA et al., 2004; FLOETER et al., 2004; WILLING & BLOCH, 2006), os padrões biogeográficos (MORA et al., 2003), os processos evolutivos (HARRISON & CORNELL, 2008) e a distância da costa (MOURA, 2003; FLOETER et al., 2007). Por outro lado, influências e variações, em escalas locais também interferem na composição das

comunidades. Os principais fatores incluem a complexidade estrutural do hábitat (LUCKHURST & LUCKHURST 1978; FERREIRA et al., 2001; GRATWICKE & SPEIGHT, 2005; MEAGER et al. 2011; HARBORNE et al., 2011; LINDSAY et al., 2008; GRAHAM & NASH, 2013; KOVALENKO et al., 2012; REES et al. 2014; BRYSON et al. 2017), a exposição à ação de ondas e correntes (FERREIRA et al., 2001; FLOETER et al., 2007), as interações entre espécies (RICKLEFS, 2010), a cobertura bentônica (FERREIRA et al., 2001) e as categorias tróficas (KRAJEWSKI & FLOETER, 2011).

As estruturas de habitats rochosos são influenciadas direta ou indiretamente por diversos fatores, como a deposição de lixo e a poluição, a retirada de organismos de forma não sustentável, causando sobre exploração de recursos pesqueiros de consumo e de peixes ornamentais. Outras ameaças antrópicas aos habitats costeiros se devem à especulação imobiliária, descontrolada atividade turística, exploração comercial das espécies que ali vivem e a contínua expansão dos portos (FREITAS et al., 2009; ROSSI-WONGTSCHOWSKI et al., 2009; MORENO & ROCHA, 2012; IBGE, 2015). A Baixada Santista é a área mais urbanizada do litoral paulista com 1.813.033 habitantes (IBGE, 2016), abrigando o complexo portuário de Santos e uma das mais importantes áreas siderúrgicas do país (CETESB, 2011). Seu sistema estuarino pode ser considerado um péssimo exemplo de degradação ambiental, pois vem sendo impactado por diversas atividades antrópicas derivadas do intenso tráfego marítimo e da dragagem do estuário, consequência da intensa urbanização (LAMPARELLI et al., 2001; GOMES et al., 2009).

As áreas de estudo estão localizadas em pontos importantes, pois as variáveis que influenciam tais habitats são distintas. Além da complexidade ambiental de cada local, suas proximidades em relação ao canal de navegação de Santos podem ou não influenciar a comunidade de peixes a elas associadas. Dessa forma, estudos científicos contíguos a esses habitats são urgentes para fornecer subsídios que poderão auxiliar na tomada de decisão, políticas públicas de projetos conservacionistas e contribuir com a inventariação da biodiversidade local e regional.

Neste estudo foi usado um ROV (veículo subaquático operado remotamente), o que difere da técnica mais comum para os estudos de peixes

de recifes rasos (<20 m) normalmente realizados por mergulhadores através do censo visual subaquático (UVC – *Underwater Visual Census*) (ENGLISH et al., 1994). Os ROVs são conectados à superfície através de um cabo de eletricidade que permite sua utilização por tempo indeterminado, quando conectado a um gerador com suprimento contínuo de combustível. Ele é comandado através de sua câmera por um operador treinado. As imagens geradas, em tempo real, são gravadas para análises posteriores, transmitindo informações acerca da presença, distribuição e análise de comportamento de organismos, podendo ser utilizada para caracterizar e delimitar comunidades e substratos. Diversos trabalhos utilizaram os ROVs e outras técnicas semelhantes, tal como o BRUV (*Baited Remote Underwater Video*) para estudos com peixes e comunidades bentônicas marinhas (MOSER et al., 1998; HUNT et al., 2000; JOHNSON et al., 2003; CONSOLI et al., 2007; PATTERSON et al., 2009; FREIWALD et al., 2009; COLARES, 2009; PEREIRA, 2013; IOAKEIMIDIS et al., 2015; LASTRAS et al., 2016; FORD et al., 2017; LANGLOIS et al., 2018; ROLIM et al., 2018).

Desta maneira, o objetivo do presente estudo é caracterizar a comunidade de peixes marinhos associados aos recifes rochosos da Ilha das Palmas e da Ilha do Mato (Guarujá/SP), analisando fatores bióticos e abióticos que influenciam tais comunidades. Para tanto foi, (i) caracterizada a ictiofauna quanto a riqueza, abundância numérica e a diversidade; (ii) analisada a influência sazonal (primavera e outono) na diversidade; (iii) determinada a complexidade estrutural do hábitat subaquático de cada ilha e (iv) analisada a influência de três variáveis ambientais (profundidade, temperatura e salinidade) e uma variável calculada através de um índice de complexidade estrutural do hábitat, na ocorrência e distribuição das espécies de peixes nas duas ilhas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

As gravações pelo ROV foram realizadas nas duas ilhas costeiras do litoral de São Paulo, Ilha das Palmas e Ilha do Mato, no município de Guarujá (SP) (figura 1). A Ilha das Palmas (24° 00'31.13"S; 46°19'28.21"O) se situa entre a boca do estuário de Santos e a Ponta Grossa da Barra de Santos, sendo este o extremo leste da Baía de Santos, sob interferência direta do canal

aprofundado para navegação. Tem área total de 15.587 m², abrigando o Clube de Pesca de Santos.

A Ilha do Mato (24° 01'30.94"S; 46°17'33.88"O) está mais distante do canal de navegação de Santos, sua área é 18.900 m² a 800 m de distância da costa. Essa ilha faz parte da APA Marinha Litoral Centro (setor Guaíbe) (Decreto Estadual 53.526 de 08 de outubro de 2008). Muitos pescadores aproveitam essas duas áreas para pesca comercial e esportiva.

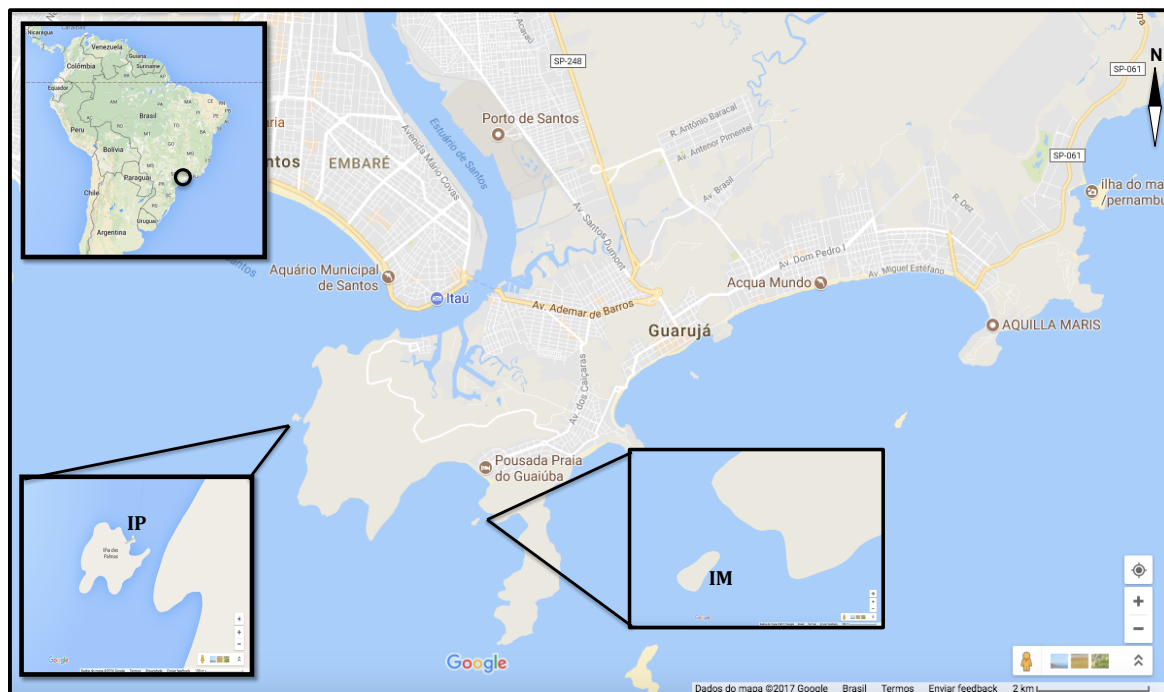


Figura 1. Localização das áreas de estudo. IP (Ilha das Palmas) e IM (Ilha do Mato), município de Guarujá, São Paulo.

Censos Visuais

O registro da ictiofauna e do habitat foi realizado pelo ROV modelo Guardian 3.1 (SUBSEA TECH) com capacidade máxima de mergulho de 100 m de profundidade (figura 2). O robô possui 47 cm de comprimento, 25 cm de largura e 16 cm de altura, pesa 4.5 kg e tem capacidade de carga de até 800 g. Sua velocidade máxima de navegação é de quatro nós em água com corrente de até dois nós. É acoplado com quatro propulsores horizontais e um vertical, iluminação frontal LED 2x900 lúmen com controle de intensidade de 220 W e alimentado por fonte externa. O ROV possui sensores de bússola, temperatura e profundidade, acoplado com uma câmera de alta resolução, o que auxiliou na identificação posterior das espécies em laboratório ao assistir as gravações dos filmes, uma vez que todos os micro e mini ROVs possuem câmeras de baixa

resolução com máximo de 600 linhas e 0.15 lux (figura 2).



Figura 2. ROV (Remotely Operated Vehicle). Fonte: Arquivo pessoal.

O estudo foi realizado durante a primavera (setembro a dezembro de 2017) e no outono (abril a junho de 2018), sendo realizadas três campanhas aleatórias em cada estação climática e durante o dia. A captação dos vídeos foi realizada em sete transectos distintos (TESSIER et al., 2005) de aproximadamente 20 m de comprimento cada e a uma distância de 20 m dos costões rochosos, totalizado 400 m², percorridas pelo ROV em tempo padronizado de 15 minutos em cada transecto (JONES & THOMPSON, 1978). Um total de 84 transectos foi percorrido, 42 em cada ilha. O próprio cabo umbilical do robô foi utilizado para medir o transecto até os 20 m, tanto de comprimento, quanto de largura e durante este percurso foram filmados todos os peixes que passaram pelo campo de visão da câmera (figuras 3 e 4).

As imersões do robô foram feitas nos lados mais abrigados das ilhas, de modo a minimizar as diferenças relacionadas ao regime de ventos e batimento de ondas, pelo fato do robô ser pequeno e sofrer interferências desses fatores climáticos e oceanográficos.



Figura 3. Transectos (T1 a T7) amostrados na Ilha das Palmas, município de Guarujá, São Paulo.



Figura 4. Transectos (T1 a T7) amostrados na Ilha do Mato, município de Guarujá, São Paulo.

Identificação das espécies

Os vídeos gravados num HD foram editados através do programa iMovie® (Apple Inc.) para melhorar a qualidade dos vídeos e auxiliar na posterior identificação visual dos peixes. Durante a contagem dos peixes nos filmes, correu-se o risco de contar mais de uma vez o mesmo indivíduo, mas tomou-se muita cautela para isso não ocorrer. A superestimação na contagem das espécies é comum quando os pesquisadores utilizam técnicas de censo visual. Esse problema pode ter sido minimizado devido o uso do método de transecto, sendo que este evita o risco de contagens duplicadas de espécies (GLEDHILL et al., 1996; FRANCOUR et al., 1999; EDGAR et al., 2004).

As espécies de peixes presentes nos vídeos foram identificadas seguindo a bibliografia específica dos autores Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985), Carvalho-Filho (1999), Menezes et al. (2015) e Marceniuk (2005) e conferidas pelo especialista Msc. Marcos Matheus Rotundo (Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília). A sistemática e a nomenclatura adotada foram respectivamente de Nelson et al. (2016) e Fricke et al. (2018).

Para o gênero *Kyphosus*, a diferenciação entre as espécies só é possível com a captura de espécimes para contagem de dados merísticos. Assim, os espécimes observados foram identificados apenas até o nível taxonômico de gênero. Para alguns indivíduos de outros gêneros, tais como: *Parablennius*, *Diapterus*, *Eucinostomus*, *Lutjanus* e *Sphoeroides*, não foi possível identificar a espécie devido ao seu pequeno porte e a elevada turbidez da água.

Dados Ambientais

Em cada transecto, a profundidade e a temperatura foram aferidas através de sensores já integrados no ROV e a salinidade foi medida através de um refratômetro portátil.

A complexidade do habitat foi avaliada de acordo com o protocolo *Habitat Assessment Score* (HAS) proposto por Gratwicke & Speight (2005) para habitats costeiros que estima visualmente seis variáveis ambientais (Tabela 1). O protocolo permiti comparações, através de um índice, entre locais de grande complexidade ambiental, baseados nas médias dessas variáveis.

Assim, 30 imagens fixas foram tomadas em intervalos de aproximadamente cinco segundos de cada transecto, totalizando 2520 imagens analisadas. Cada imagem foi pontuada de acordo com as seis variáveis, atingindo uma pontuação que varia de 6 a 30 pontos. Para calcular a complexidade do hábitat em cada localidade, foi calculada a média dos valores de cada imagem por transecto.

Para determinar o que seria complexidade do hábitat em alta, média e baixa, a diferença entre o menor e o maior valor do HAS registrado nas ilhas foi dividido em três. Dessa forma, os transectos que pontuaram até 13.58 foram considerados de baixa complexidade, os transectos que pontuaram entre 13.58 a 20.27 foram considerados de média complexidade, e os que pontuaram mais que 20.28 foram considerados de alta complexidade.

O perfil do substrato (constituído por estruturas artificiais ou por pilares de concreto, rochas, pedregulhos e areia), foi examinado para avaliar seu escore de rugosidade. As áreas planas pontuam 1, o substrato geralmente plano com pouca protuberância pontua 2 e o substrato todo rugoso pontua 5.

O termo “variedade de formas de crescimento animal e vegetal” é referente aos organismos vivos, tais como algas, corais e briozoários. A forma do coral duro difere da do coral mole. As esponjas tubulares são diferentes daquelas que formam um leque, dentre outras formas. De acordo com Gratwicke & Speight (2005), o objetivo deste escore é avaliar a diversidade de atributos estruturais do hábitat que podem fornecer substratos para diferentes espécies de peixes.

A altura média da arquitetura do hábitat foi estimada visual e subjetivamente, para distinguir entre hábitats mais altos e mais baixos. Por exemplo, em áreas com pilastras de concreto, com mais de 80 cm receberam escore cinco.

As categorias de tamanho de refúgio foram adaptadas de Roberts & Ormond (1987), onde a lacuna entre as estruturas que forneciam uma saída para um peixe escapar de um predador foi também estimada visualmente. Por exemplo, pequenas aberturas de 1 a 5 cm no substrato entre as rochas eram abundantes, porém, as aberturas maiores eram incomuns. Os espaços entre o substrato, no entanto, variavam de pequenos a muito grandes, proporcionando esconderijos para peixes de tamanhos muito diferentes.

Para a cobertura viva foi avaliada a área porcentual coberta por coral vivo, macroalgas, esponjas marinhas ou qualquer outro substrato vivo. Por fim, o substrato duro referiu-se a porcentagem de substrato que não era lama, areia ou entulho.

Tabela 1. Escala de quantificação da complexidade do hábitat de acordo com o protocolo *Habitat Assessment Score (HAS)* proposta por Gratwicke & Speight (2005).

ESCALA DE QUANTIFICAÇÃO DA COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DO HÁBITAT					
	1	2	3	4	5
Rugosidade (topografia visual estimada do substrato)					
Variedade de formas de crescimento vegetal e animal (em forma de estaca, lobosa, filamentosa, em formas de fita, maciça, ramificada, cilíndrica, tubular, em forma de leque em forma de placa, incrustante)	< 2	3 - 4	5 - 6	7 - 8	9 - 10
Altura (estimativa visual da altura média do ponto mais baixo da arquitetura do hábitat) (cm)	0 - 9	10 - 19	20 - 39	40 - 79	> 80
Categorias de Refúgios (buracos ou aberturas na arquitetura do hábitat ou substrato das seguintes categorias: 1-5, 6-15, 16-30, 31-50, >50 cm)	0 e 1	2	3	4	5
Cobertura Viva (porcentagem total de cobertura de corais, banco de algas, fanerógamas marinhas e esponjas)	0 - 19	20 - 39	40 - 59	60 - 79	80 - 100
Substrato duro (em porcentagem total)	0 - 19	20 - 39	40 - 59	60 - 79	80 - 100

Esforço amostral e riqueza

Para estimar a riqueza em cada localidade e estação de ano, empregou-se o método da curva de rarefação, que calcula o número esperado de espécies em cada amostra para um tamanho de amostra padrão. A unidade amostral, nesse caso foi o número de indivíduos dentro de cada espécie (KREBS, 1999).

Índices de diversidade

A diversidade de espécies de uma comunidade apresenta dois

componentes básicos: a riqueza, estimada pelo número total de espécies na amostra, e a uniformidade ou equitabilidade, que é distribuição numérica dos indivíduos entre as espécies da amostra. A utilização dos índices de diversidade é muito popular devido à facilidade de serem calculados, embora alguns autores os critiquem por esse motivo ao encriptar a informação (LUDWIG & REYNOLDS, 1988; KREBS, 1999; MAGURRAN, 2004; BUTTURI-GOMES et al., 2014; DALY et al., 2018). Para medir a diversidade ictiofaunística das faixas nos locais de estudos e nas estações climáticas foi utilizado o índice de Shannon-Weaver (H') (LUDWIG & REYNOLDS, 1988; KREBS, 1999; MAGURRAN, 2004).

Análises estatísticas

O teste t não pareado foi realizado para comparar a diversidade de Shannon-Weaver entre as duas localidades, e para verificar a diferença da complexidade estrutural do hábitat (HAS) entre as ilhas.

Para compararmos a diversidade de Shannon-Weaver entre as estações climáticas e a diversidade entre as estações nas localidades foi utilizado o teste t pareado.

Para examinar os padrões de similaridade entre matrizes de dados, tendo como atributos a ocorrência das espécies e suas respectivas abundâncias por ilha em cada estação climática, foi realizada uma análise de agrupamento hierárquico utilizando a função de ligação média entre grupos (UPGMA) e a similaridade de Bray-Curtis. A análise de agrupamento hierárquico também foi aplicada para examinarmos padrões de similaridade entre as ilhas de acordo com as variáveis ambientais, utilizando novamente a função de ligação média entre grupos (UPGMA) e a distância de Manhattan. Essa ligação e essas métricas foram testadas e escolhidas em função de um dendrograma que melhor correspondia ao nosso conhecimento ecológico e à nossa expectativa com nossos dados. O valor do coeficiente de correlação cofenético (r_{cof}) foi considerado, sendo utilizados aqueles acima de 0,80, e mais próximos de 1,0. Além disso, a maioria dos dados ecológicos são classificados pela ligação média entre grupos (UPGMA) e esta técnica é recomendada para uso geral (ROMESBURG, 1984; MANLY, 2008).

Através de uma matriz de correlação, os dados foram ordenados pela

análise de componentes principais (PCA) para identificar quais variáveis ambientais foram as mais importantes na diferenciação dos dois locais de estudo, e para analisar a distribuição das espécies de acordo com suas abundâncias numéricas em relação as duas estações climáticas para cada ilha. A PCA é uma ferramenta matemática multivariada, não inferencial, aplicada sobre dados ambientais, uma vez que se baseia na correlação ou na covariância entre as variáveis de interesse, a partir do cálculo de autovalores e autovetores (TABACHNICK & FIDELL, 2001).

A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para visualizar e descrever a relação entre as espécies de peixes, as áreas amostradas e as variáveis ambientais. Este método de ordenação auxilia no entendimento de como as espécies respondem simultaneamente a diferentes fatores ambientais. O objetivo do método é extrair gradientes ambientais significativos de dentro das matrizes ambientais, que descrevem a preferência de habitats das espécies através de diagramas de ordenação (LARA & GONZÁLEZ, 1998). O diagrama de ordenação resultante apresenta as amostras, as espécies e as variáveis ambientais. Desta forma, espécies e amostras distribuem-se em um espaço reduzido a um número menor de dimensões, representando afinidades de abundância. As diferentes espécies distribuem-se mais próximas às amostras em que suas abundâncias são maiores, e mais distantes das amostras em que suas abundâncias são irrelevantes. As variáveis ambientais são representadas em vetores cuja extensão é proporcional à sua influência sobre o eixo dimensional. Logo, variáveis ambientais representadas por vetores mais longos apresentam maior correlação ao eixo de ordenação do que aquelas representadas por vetores menores (TER BRAAK, 1987).

Para todas as análises, foi adotado o nível de significância usual de $p \leq 0,05$.

As análises foram realizadas no PAST 3.16 (HAMMER et al., 2001).

RESULTADOS

Caracterização geral da ictiofauna

No período estudado foram efetuados um total de 84 imersões com o ROV nas duas ilhas, que permitiram a identificação de 8.407 espécimes

pertencentes a 51 espécies, distribuídos em 22 famílias e 12 ordens de acordo com a tabela 2.

Tabela 2. Lista das famílias e espécies identificadas nos costões rochosos da Ilha da Palmas (IP) e da Ilha do Mato (IM), Guarujá/SP, contendo informações de abundância total (N), abundância relativa total (AR%), presença (P) e ausência (A) por localidade e ocorrência por estação do ano (EST ANO): primavera (P) e Outono (O).

Ordem/Família/Espécie	N	AR(%)	IP	IM	EST ANO
SILURIFORMES					
Ariidae					
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	1	0,01	P	A	P
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	23	0,27	P	A	P-O
GOBIIFORMES					
Gobiidae					
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	14	0,17	P	P	P-O
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	5	0,06	P	A	O
Pomacentridae					
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	2908	34,59	P	P	P-O
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	1185	14,10	P	P	P-O
<i>Stegastes pictus</i> (Castelnau, 1855)	2	0,02	P	P	P
MUGILIFORMES					
Mugilidae					
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	74	0,88	P	P	P-O
CARANGIFORMES					
Carangidae					
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	6	0,07	P	P	P-O
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	38	0,45	A	P	P-O
<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	1	0,01	P	A	O
BLENNIIFORMES					
Blenniidae					
<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	3	0,04	A	P	P-O
<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)	20	0,24	P	P	P-O
<i>Parablennius marmoreus</i> (Poey, 1876)	5	0,06	P	P	O
<i>Parablennius</i> sp.	14	0,17	P	P	P-O
Labrisomidae					
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	41	0,49	P	P	P-O
LABRIFORMES					
Scaridae					
<i>Sparissoma</i> sp.	1	0,01	A	P	P
<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner, 1878)	1	0,01	A	P	O
PERCIFORMES					
Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	7	0,08	P	A	O

<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	3	0,04	P	A	P-O
Gerreidae					
<i>Diapterus</i> sp.	2	0,02	P	A	P
<i>Eucinostomus</i> sp.	9	0,11	P	A	P
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	2	0,02	P	A	P
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	21	0,25	P	A	P-O
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	37	0,44	P	A	P-O
Kyphosidae					
<i>Kyphosus</i> sp.	146	1,74	P	P	P-O
Serranidae					
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	0,02	P	P	P-O
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes, 1828)	13	0,15	P	P	P-O
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann & Marsh, 1899)	5	0,06	P	P	O
Chaetodontidae					
<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus, 1758)	58	0,69	P	P	P-O
Pomacanthidae					
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	4	0,05	P	A	O
Haemulidae					
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	771	9,17	P	P	P-O
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	1731	20,59	P	P	P-O
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	493	5,86	P	P	P-O
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	11	0,13	P	P	P-O
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	222	2,64	P	P	P-O
Lutjanidae					
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)	1	0,01	A	P	P
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,02	P	A	O
<i>Lutjanus</i> sp.	4	0,05	P	A	O
SCORPAENIFORMES					
Scorpaenidae					
<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	1	0,01	P	A	O
MORONIFORMES					
Ephippidae					
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	23	0,27	A	P	P-O
ACANTHURIFORMES					
Sciaenidae					
<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)	1	0,01	A	P	P
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	9	0,11	P	P	P-O
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	1	0,01	A	P	P
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,02	A	P	O
SPARIFORMES					
Sparidae					
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	161	1,92	P	P	P-O
TETRAODONTIFORMES					

Tetraodontidae

<i>Sphoeroides</i> sp.	1	0,01	A	P	P
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	5	0,06	P	A	P-O
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	55	0,65	P	P	P-O
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	259	3,08	P	P	P-O

Monacanthidae

<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	3	0,04	P	A	O
--	---	------	---	---	---

Os resultados evidenciam que Perciformes compõe 36,36% das famílias observadas, assim como 41,17% das espécies. A seguir, Gobiiformes, Blenniiformes e Tetraodontiformes representaram respectivamente 9,09% e 9,80% das famílias e espécies observadas (figura 5). Essas quatro ordens representam 63,63% do total das famílias visualmente identificadas.

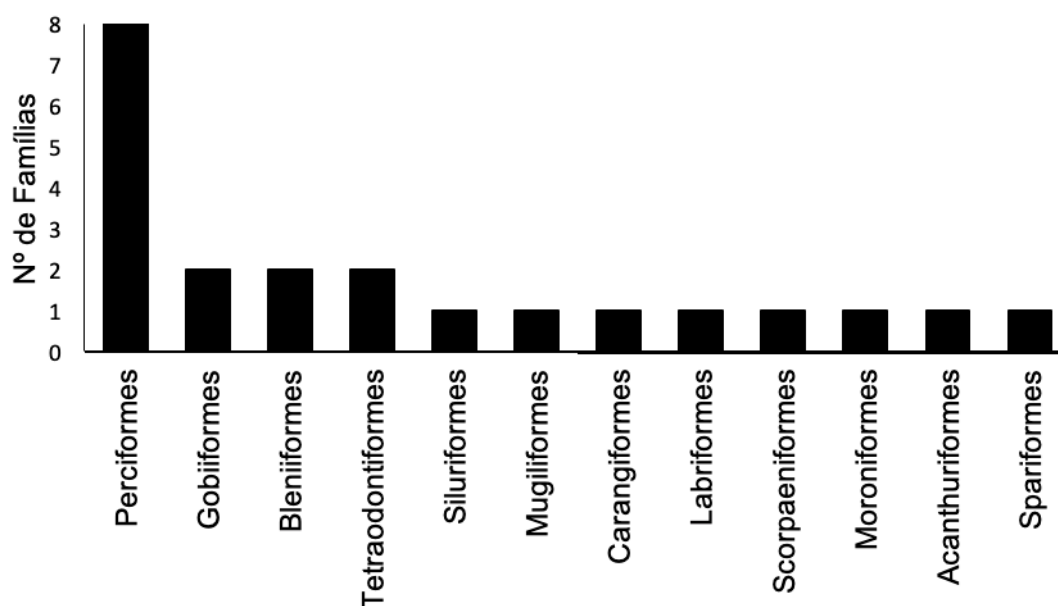


Figura 5. Número de famílias de peixes recifais visualmente identificadas por ordem registradas na Ilha das Palmas e na Ilha do Mato (Guarujá/SP).

As famílias Haemulidae e Gerreidae foram as que apresentaram maior riqueza (9,80%), seguidas de Blenniidae, Sciaenidae e Tetraodontidae (7,84%) e Carangidae, Lutjanidae, Pomacentridae e Serranidae (5,88%) (figura 6). Juntas, essas nove famílias compreenderam 66,64% de todas as espécies identificadas.

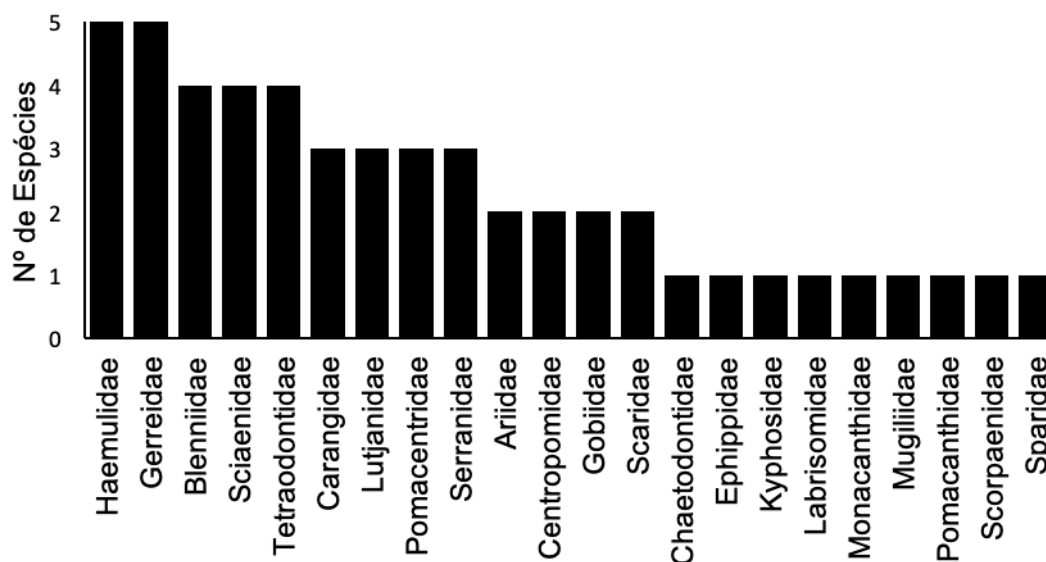


Figura 6. Número de espécies de peixes recifais por família registradas na Ilha das Palmas e na Ilha do Mato (Guarujá/SP), através de inspeção visual.

As espécies com maior abundância foram: *A. saxatilis* (34,60%), *A. virginicus* (20,60%), *S. fuscus* (14,10%), *A. surinamensis* (9,17%), *H. aurolineatum* (5,86%) e *S. testudineus* (3,08%) (figura 7). Totalizando 87,41%.

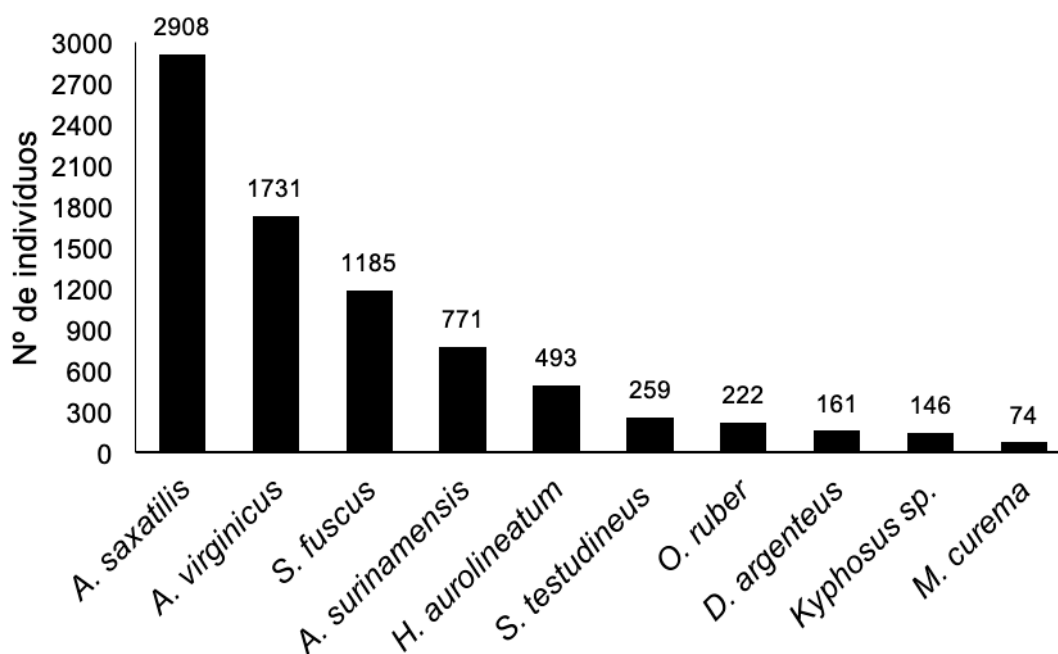


Figura 7. Número de indivíduos das dez espécies mais abundantes de peixes recifais registradas na Ilha das Palmas e na Ilha do Mato (Guarujá/SP), através de inspeção visual.

Caracterização por localidades e estações climáticas

Na Ilha das Palmas foram identificadas 41 espécies. As mais abundantes numericamente foram: *A. saxatilis* (33,88%), *A. virginicus*

(18,89%), *A. surinamensis* (11,95%), *H. aurolineatum* (8,70%), *S. testudineus* (5,23%), *O. ruber* (4,48%) e *S. fuscus* (4,34%). Juntas essas sete espécies representaram 87,48% (figura 8).

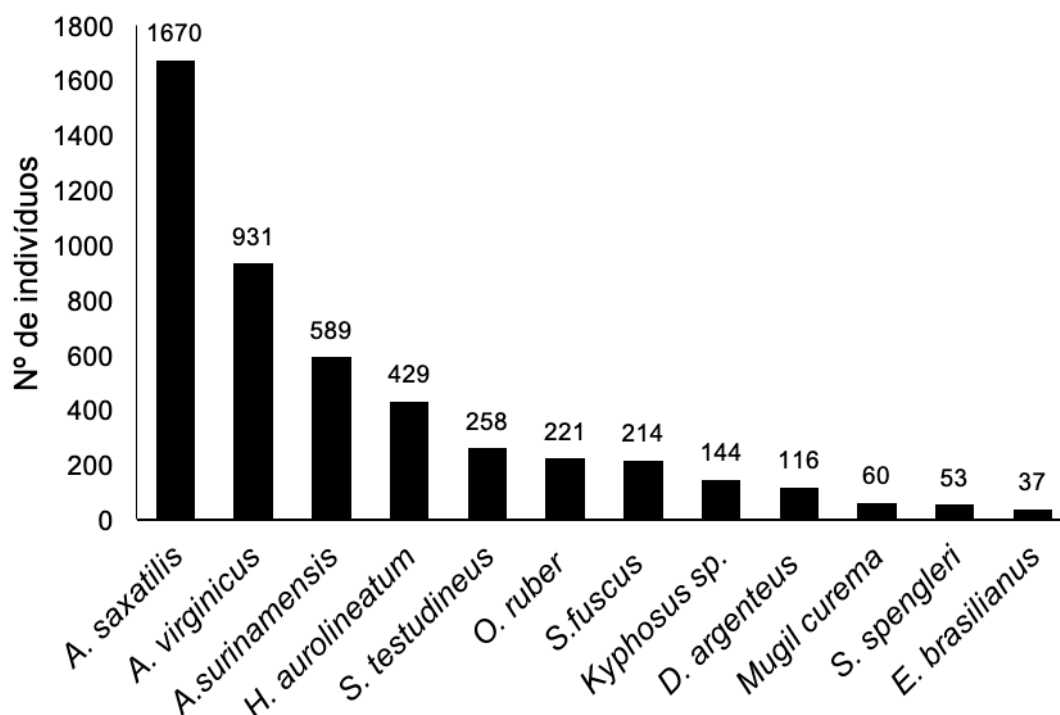


Figura 8. Número de indivíduos das doze espécies mais abundantes de peixes recifais registradas na Ilha das Palmas (Guarujá/SP), através de inspeção visual.

Na Ilha do Mato foram visualizadas 34 espécies. As mais abundantes em número de indivíduos foram: *A. saxatilis* (35,60%), *S. fuscus* (27,92%), *A. surinamensis* (23%) e *A. virginicus* (5,23%), juntas essas quatro representaram 91,75 % do total das espécies observadas (figura 9).

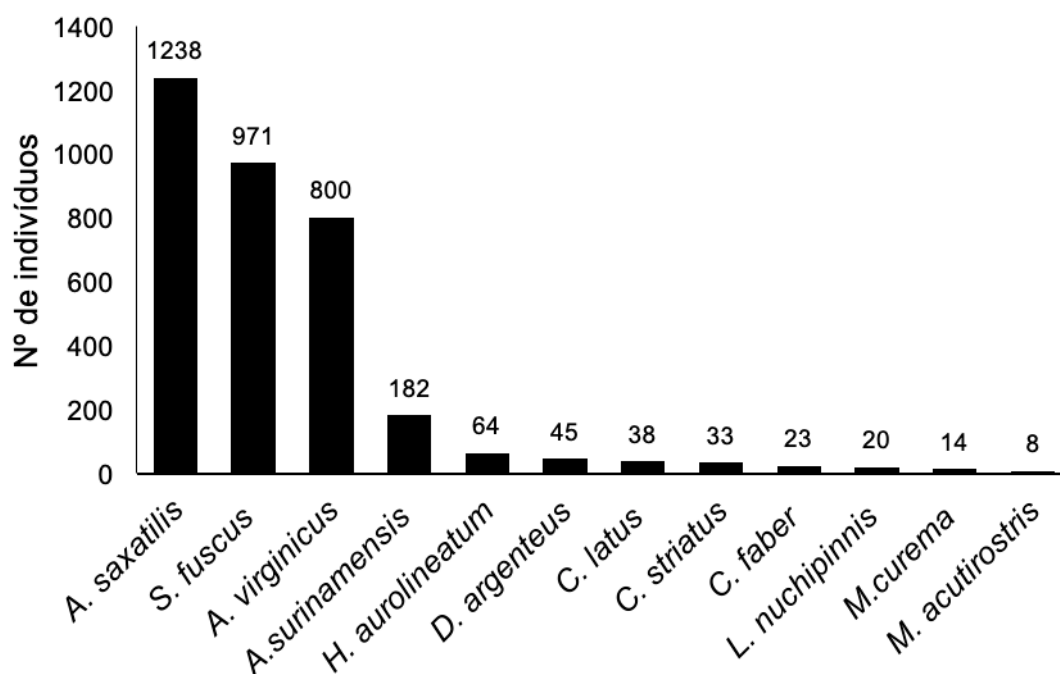


Figura 9. Número de indivíduos das doze espécies mais abundantes de peixes recifais registradas na Ilha do Mato (Guarujá/SP), através de inspeção visual.

Das 51 espécies identificadas, 24 (47%) foram registradas nas duas ilhas. Dezesete (33,33%) foram exclusivas da Ilha das Palmas; *E. brasilianus* (28,46%), *G. genidens* (17,69%), *E. melanopterus* (16,15%), *Eucinostomus* sp. (6,92%), *C. parallelus* (5,38%), *C. glaucofraenum* (3,86%), *S. greeleyi* (3,84%), *Lutjanus* sp. e *P. paru* (3,07%), *C. undecimalis* e *S. hispidus* (2,30%), *Diapterus* sp., *E. argenteus* e *L. synagris* (1,53%), *G. barbus*, *S. crumenophthalmus* e *S. plumieri* (0,76%) (figura 10).

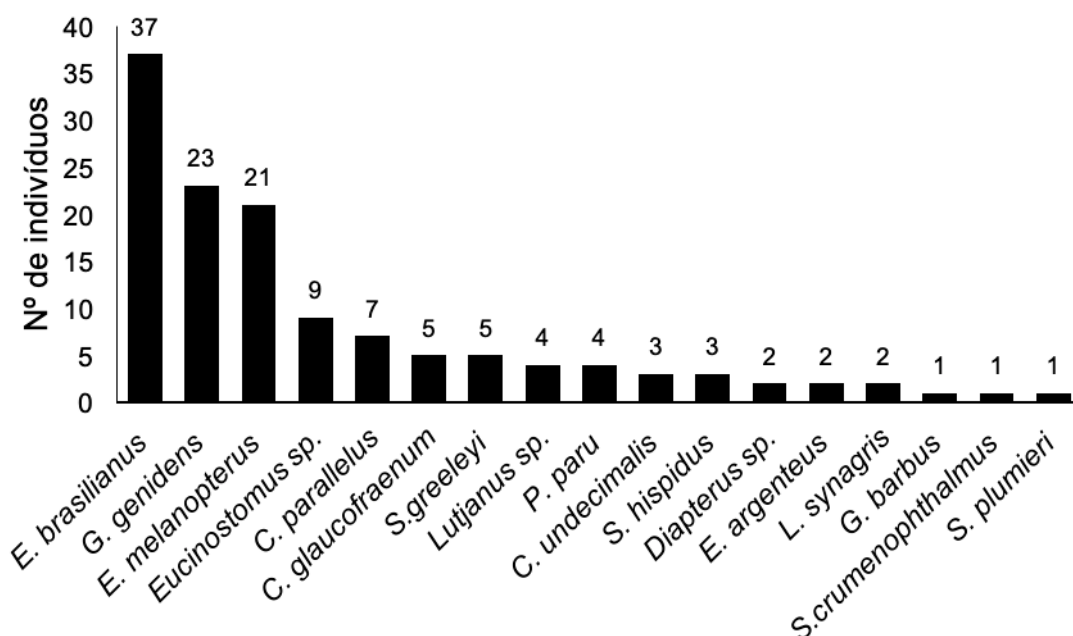


Figura 10. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da Ilha das Palmas (Guarujá/SP).

Dez (19,6%) espécies foram exclusivas da Ilha do Mato, dentre elas: *Caranx latus* (52,77%), *Chaetodipterus faber* (31,94%), *H. fissicornis* (4,17%), *M. americanus* (2,78%), *Lutjanus analis*, *Sparissoma* sp., *S. axillare*, *M. atricauda*, *O. dentex* e *Sphoeroides* sp. (1,39%) (figura 11).

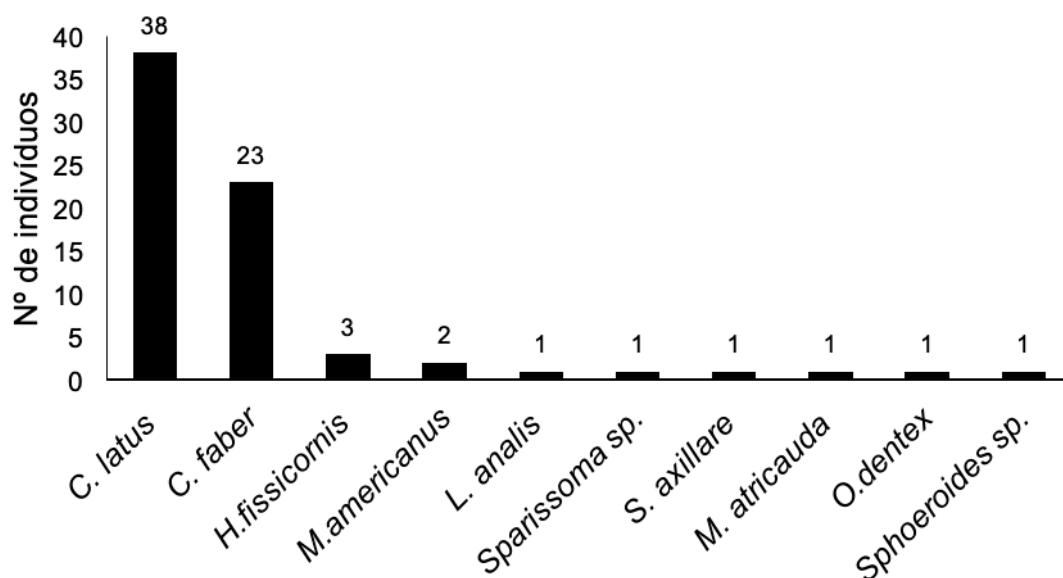


Figura 11. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da Ilha do Mato (Guarujá/SP).

No outono foram identificadas 41 espécies. As mais abundantes em número de indivíduos foram: *A. saxatilis* (37%11), *A. virginicus* (22,70%), *S.*

fuscus (11,71%), *A. surinamensis* (10,72%), *H. aurolineatum* (7,10%) e *S. testudineus* (1,88%). Juntas, essas seis espécies compreenderam 91,22% de todas as espécies observadas no outono. Na primavera foram observadas 39 espécies, sendo as mais abundantes em número de indivíduos *A. saxatilis* (29,76%), *S. fuscus* (18,66%), *A. virginicus* (16,55%), *O. ruber* (6,59%), *A. surinamensis* (6,21%), *S. testudineus* (5,38%), *D. argenteus* (3,75%), *H. aurolineatum* (3,50%) e *Kyphosus* sp. (3,16), sendo que essas nove espécies compreenderam 93,55% de todas as espécies observadas durante a primavera (figura 12).

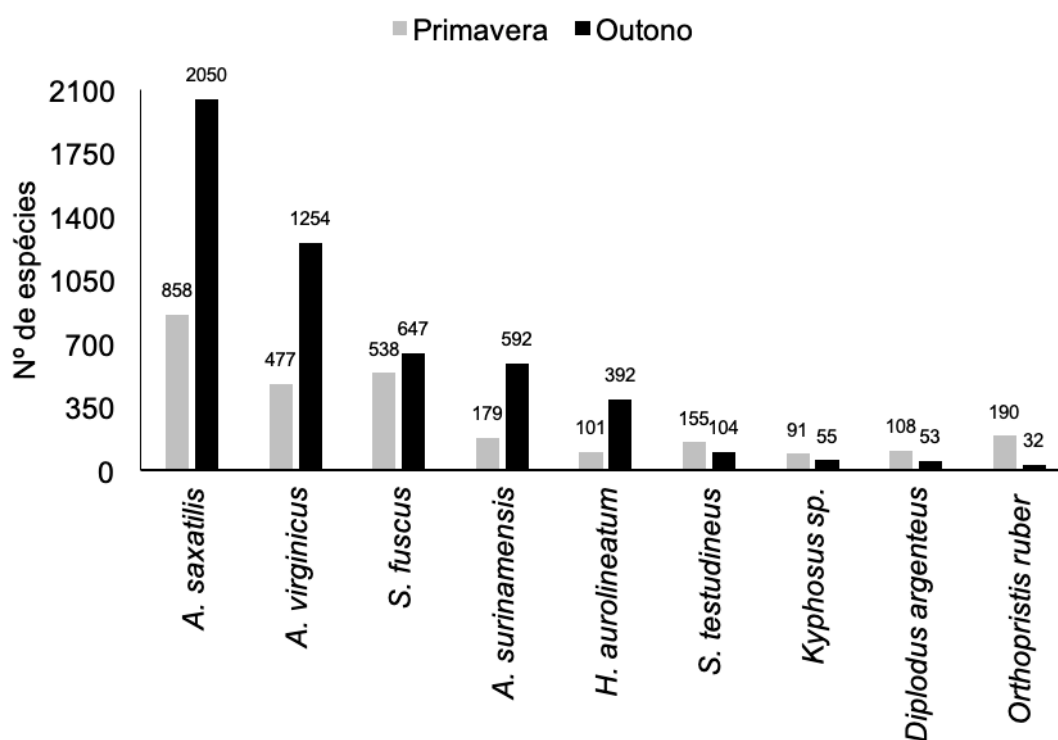


Figura 12. Número de indivíduos das espécies mais abundantes de peixes recifais registradas durante o outono e a primavera, através de inspeção visual.

Entre as duas estações do ano, 29 (56,86%) espécies foram comuns. Doze (23,52%) ocorreram apenas no outono: *C. parallelus* (17,5%), *C. glaucofraenum*, *P. marmoreus*, *S. baldwini* (12,5%), *P. paru* e *Lutjanus* sp. (10%), *S. hispidus* (7,5%), *L. synagris* e *M. americanus* (5%), *S. crumenophthalmus*, *S. axillare* e *S. plumieri* (2,5%) (figura 13).

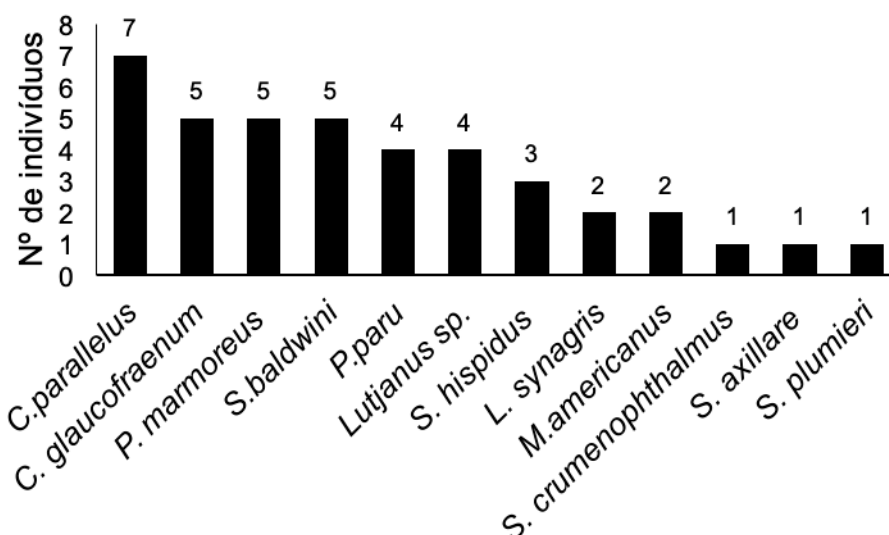


Figura 13. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da estação outono, identificadas através de inspeção visual.

Dez (19,60%) espécies ocorreram apenas na primavera: *Eucinostomus* sp. (42,85), *S. pictus*, *Diapterus* sp. e *E. argenteus* (9,52%), *G. barbus*, *Sparissoma* sp., *L. analis*, *M. atricauda*, *O. dentex*, *Sphoeroides* sp. (4,76%) (figura 14).

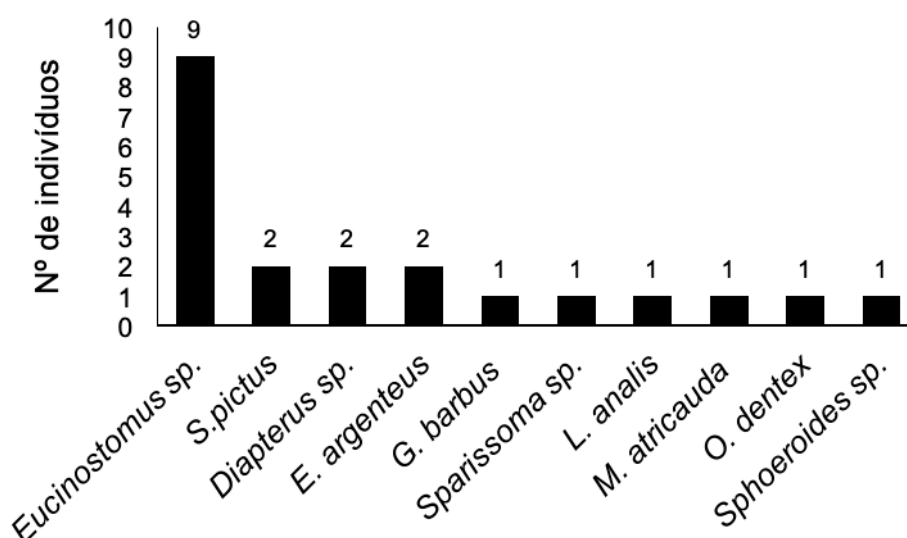


Figura 14. Abundância das espécies de peixes recifais exclusivas da estação primavera identificadas através de inspeção visual.

Das 51 espécies identificadas, 21 ocorreram nas duas ilhas e nas duas estações climáticas, sendo *A. saxatilis*, *A. virginicus*, *S. fuscus*, *A. surinamensis*, *H. aurolineatum*, *S. testudineus*, *O. ruber*, *D. argenteus* e *Kyphosus* sp. as mais abundantes. As espécies *P. marmoreus* e *S. baldwini*

ocorreram nas duas ilhas, mas apenas no outono e *S. pictus* também ocorreu nas duas ilhas, porém, exclusiva da primavera. As espécies *G. genidens*, *C. undecimalis*, *E. melanopterus*, *E. brasiliensis* e *S. greeleyi* ocorreram em ambas as estações, porém apenas na Ilha das Palmas. As espécies *C. latus*, *H. fissicornis* e *C. faber* também ocorreram em ambas estações, porém apenas na Ilha do Mato. Em se tratando de exclusividade de ocorrência por localidade e estação do ano, as espécies *C. glaucofraenum*, *S. crumenophthalmus*, *C. parallelus*, *P. paru*, *L. synagris*, *Lutjanus* sp., *S. plumieri* e *S. hispidus* ocorreram somente na Ilha das Palmas no outono. As espécies *G. barbatus*, *Diapterus* sp., *Eucinostomus* sp. e *E. argenteus* ocorreram somente na Ilha das Palmas na estação primavera. As espécies *S. axillare* e *M. americanus* ocorreram somente na Ilha do Mato no outono. E as espécies *Sparisoma* sp., *L. analis*, *M. atricauda*, *O. dentex* e *Sphoeroides* sp. ocorreram somente na Ilha do Mato na primavera.

Esforço amostral e riqueza

As curvas de rarefação para ambas localidades (figura 15) mostram que somente a curva correspondente à Ilha das Palmas tende a se atenuar. Isso implica que mesmo aumentando o esforço amostral, dificilmente as amostras seriam muito mais ricas. Para a curva referente à Ilha do Mato seria necessário aumentar o número de visualizações. O delineamento e esforço amostral empregado nesse estudo foi igual para as duas localidades.

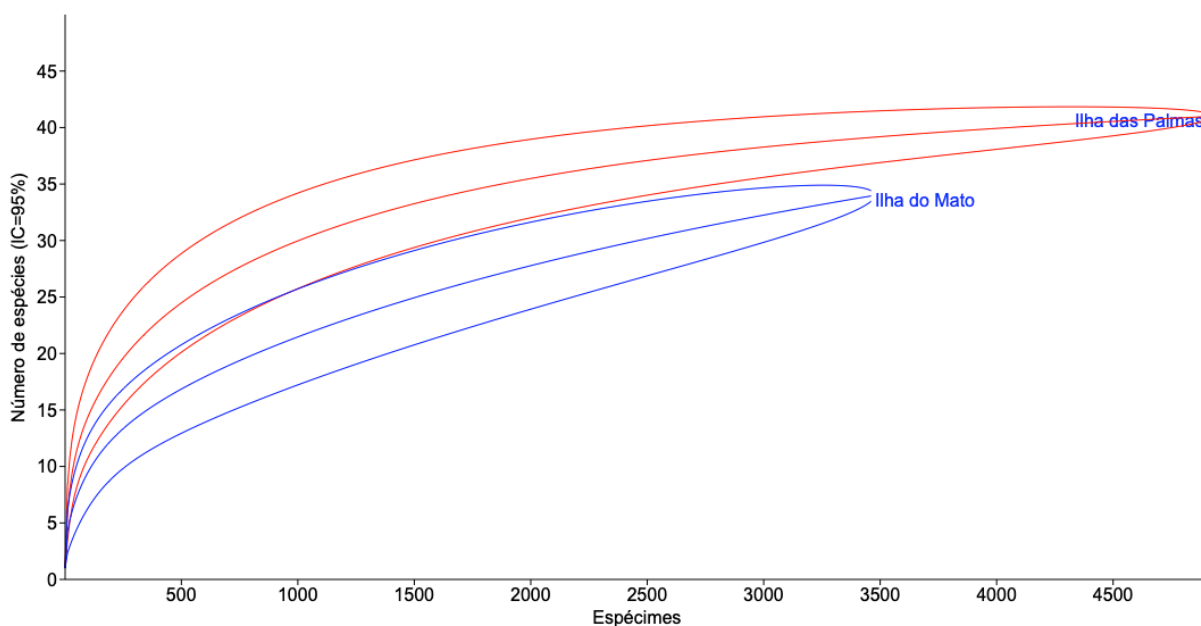


Figura 15. Curvas de rarefação (com intervalo de confiança de 95%) para os dados de ambas localidades (Ilha das Palmas e Ilha do Mato, Guarujá/SP).

Distribuição das espécies por estação climática nas localidades

Em relação a abundância numérica, foram analisadas a distribuição das espécies em relação as duas estações climáticas de cada ilha, a PCA explicou 93,94 % da variação dos dados (figura 16). Através dela podemos ver que a abundância das nove espécies destacadas conseguiu distinguir as duas localidades e suas estações climáticas. A Ilha do Mato durante as duas estações está fortemente correlacionada com a espécie *S. fuscus*, corroborando como os resultados de maior abundância numérica dessa espécie na ilha, independente da estação climática. A espécie *S. saxatilis* também se destacou devido a sua abundância numérica.

A Ilha das Palmas durante o outono se destacou em função de *S. saxatilis*, *H. aurolineatum* e *A. surinamensis* com maior abundância numérica, concordando os dados observados. Durante a primavera na Ilha das Palmas, as espécies que mais se destacaram em função da abundância foram *O. ruber*, *S. testunideus*, *Kyphosus* sp. e *D. argenteus*.

A espécie *A. virginicus* e *S. saxatilis* foram abundantes nas duas localidades, porém um pouco mais abundante na estação do outono.

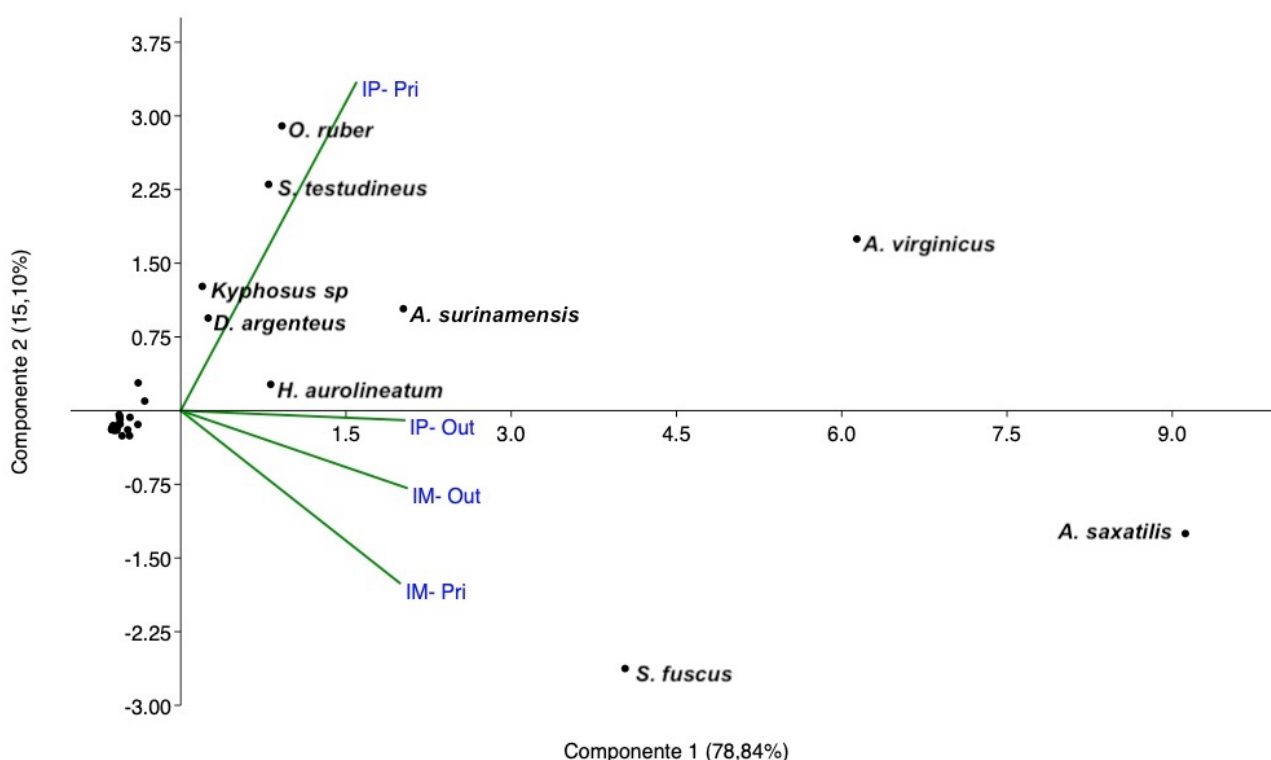


Figura 16. Distribuição das espécies de acordo com suas abundâncias numéricas entre as estações climáticas de cada ilha através da PCA. IP-Pri = Ilha das Palmas na primavera, IP-Out = Ilha das Palmas no outono, IM-Pri = Ilha do Mato na primavera e IP-Out = Ilha das Palmas no outono.

Na figura 17, podemos observar que a Ilha das Palmas durante a primavera se diferenciou do restante decorrente a abundância das espécies *O. ruber*, *Kyphosus sp.*, *S. testudineus* e *D. argenteus*. Podemos também observar um subgrupo entre a Ilha das Palmas durante o outono e a Ilha do Mato durante a primavera e outono que tiveram as abundâncias de duas espécies mais em comum, *S. saxatilis* e *S. fuscus*.

Por fim, um grupo mais semelhante entre as estações outono e primavera na Ilha do Mato, devido a maior abundância da espécie *S. fuscus*. Essa disposição está de acordo com o esperado heurísticamente.

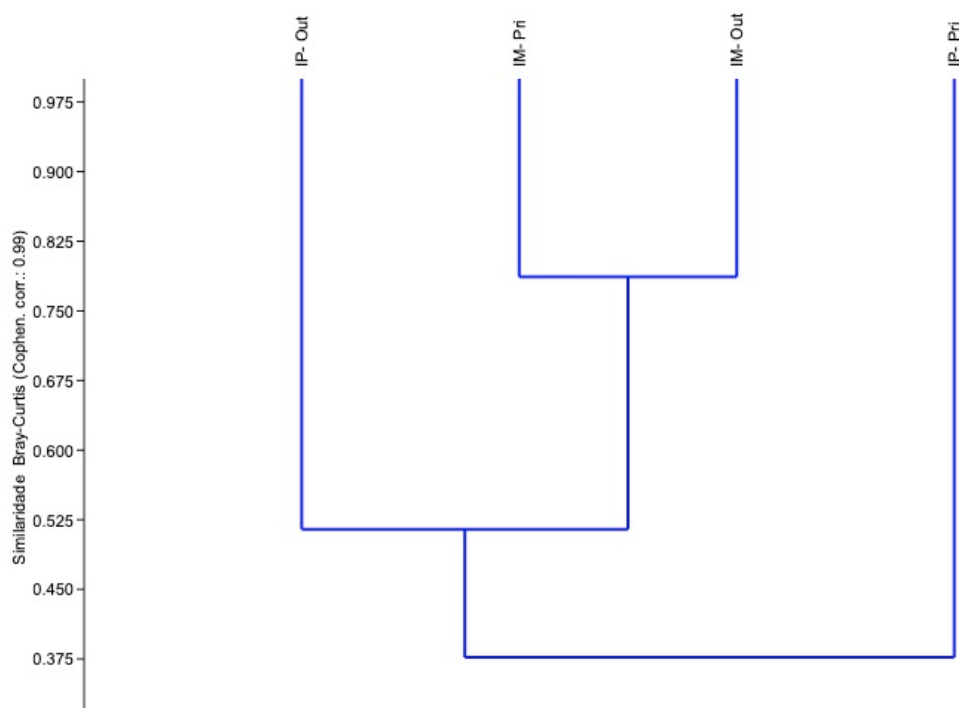


Figura 17. Diagrama da abundância das espécies de peixes recifais (Cluster) nas ilhas em cada estação climática. IP-Pri = Ilha das Palmas na primavera, IP-Out = Ilha das Palmas no outono, IM-Pri = Ilha do Mato na primavera e IP-Out = Ilha das Palmas no outono. $r_{\text{cof}} = 0,99$.

Índices de diversidade

A medida da diversidade foi calculada pelo índice de Shannon- Weaver. Os valores de diversidade calculados via emersão do ROV na Ilha das Palmas tiveram variação entre 0 a 2,208 e média de 1,364 bel/indivíduo. Na Ilha do Mato o valor da diversidade variou entre 0 a 1,84 e média 1,199 bel/indivíduo. Apesar dos valores do H' serem numericamente maiores na Ilha das Palmas, não houve diferença estatística entre os índices H' das duas ilhas ($t = -1,789$; $p = 0,077$) (tabela 3).

Os valores de diversidade calculados durante o outono apresentam variação entre 0,796 a 2,208 e média de 1,430 bel/indivíduo. Durante a primavera o valor da diversidade variou entre 0 a 1,89 e média 1,134 bel/indivíduo. O valor da diversidade foi estatisticamente maior durante o outono ($t = -3,371$; $p = 0,001$) (tabela 3).

Tabela 3. Diversidade por localidades e estações climáticas. Shannon-Weaver (média e desvio padrão ($\pm$), bel/indivíduo). * $p \leq 0,05$.

Localidade/Estação	Shannon-Weaver
Ilha das Palmas	1,364 $\pm$ 0,442
Ilha do Mato	1,199 $\pm$ 0,399
Primavera	1,134 $\pm$ 0,488
Outono*	1,430 $\pm$ 0,292

Ao comparar as diversidades entre as estações por localidade, na Ilha das Palmas, os valores da diversidade durante o outono variaram de 0,796 a 2,208 e média de 1,501 bel/indivíduo. Na primavera a variação foi de 0 a 1,89 e média de 1,227 bel/indivíduo. Apesar dos valores do H' serem numericamente maiores no outono, não houve diferença estatística entre os índices H' nas duas estações ($t = 1,977$; $p = 0,061$) (tabela 4).

Na Ilha do Mato, os valores da diversidade durante o outono variaram de 1,041 a 1,711 e média de 1,359 bel/indivíduo. Na primavera a variação foi de 0 a 1,804 e média de 1,04 bel/indivíduo. A diversidade se mostrou estaticamente maior durante o outono na Ilha do Mato ($t = 2,857$; $p = 0,009$) (tabela 4).

Tabela 4. Diversidade entre estações por localidade. Shannon-Weaver (média e desvio padrão ($\pm$), bel/indivíduo). * $p \leq 0,05$.

Localidades	Estações	Shannon-Weaver
Ilha das Palmas	Primavera	1,227 $\pm$ 0,48
	Outono	1,501 $\pm$ 0,361
Ilha do Mato	Primavera	1,04 $\pm$ 0,49
	Outono*	1,359 $\pm$ 0,184

Caracterização ambiental

As médias e desvio padrão da salinidade, temperatura e das profundidades mínima e máxima durante o período de primavera e verão de cada ilha podem ser observadas na tabela 5.

Tabela 5. Médias e desvio padrão ($\pm$) das 21 amostras calculadas de cada variável ambiental.

Variáveis	Ilha das Palmas		Ilha do Mato	
	Primavera	Outono	Primavera	Outono
Salinidade	39,66 $\pm$ 1,27	34,76 $\pm$ 4,28	38,76 $\pm$ 1,72	35,95 $\pm$ 2,08
Temperatura	23,60 $\pm$ 0,44	23,07 $\pm$ 1,79	23,83 $\pm$ 0,44	26,27 $\pm$ 0,64
Prof. mínima	1,38 $\pm$ 0,77	0,73 $\pm$ 0,36	1,95 $\pm$ 0,69	2,05 $\pm$ 0,51
Prof. máxima	2,74 $\pm$ 1,02	2,24 $\pm$ 0,79	4,59 $\pm$ 1,32	3,63 $\pm$ 0,98

De forma geral, a salinidade média entre as duas ilhas foi semelhante, porém a variação foi numericamente maior na Ilha das Palmas, variando de 30 a 41 (37,21 $\pm$ 3,99; n = 42). Na Ilha do Mato variou de 34 a 41 (37,35 $\pm$ 2,36; n = 42).

Em relação a temperatura, a Ilha do Mato registou maior temperatura média, variando de 23 a 27,3 (25,05 $\pm$ 1,35; n = 42) e a Ilha das Palmas variou de 21 a 25,6 (23,34 $\pm$ 1,32; n = 42).

A Ilha do Mato também apresentou maiores profundidades mínima e máxima em relação a Ilha das Palmas. Na Ilha do Mato a variação da profundidade mínima foi de 1 a 3,16 m (2,0 $\pm$ 0,60; n = 42) e a máxima de 1,92 a 8,7 m (4,09 $\pm$ 1,24; n = 42). E na Ilha das Palmas a variação da profundidade mínima foi de 0,2 a 2,7 m (1,05 $\pm$ 0,68; n = 42) e a máxima de 1,0 a 5,59 m (2,49 $\pm$ 0,94; n = 42).

Em relação a complexidade do hábitat, os maiores valores do HAS foram obtidos para a Ilha do Mato (23,48 $\pm$ 1,44; n = 42). De acordo com a classificação da complexidade, 96,6% dos pontos analisados foram considerados de alta complexidade e 2,4% foram de média complexidade, mostrando uma certa homogeneidade nesse hábitat. Na Ilha das Palmas ocorreram os menores valores do HAS (12,89 $\pm$ 3,57; n = 42), sendo que 59,52% dos pontos analisados foram considerados de baixa complexidade, 35,7% foram de média complexidade e 4,8% foram classificados com alta complexidade, mostrando uma certa heterogeneidade do hábitat. Houve diferença significativa entre as médias, indicando que o valor do HAS da Ilha do Mato é estatisticamente maior que o da Ilha das Palmas (t = 17,778; p < 0,001).

A PCA mostrou que todas as variáveis ambientais foram importantes na discriminação entre as duas localidades, o componente 1 explica 63,99% e o componente 2 explica 11,91% da variação dos dados (figura 18). A Ilha do

Mato está fortemente correlacionada com as seis variáveis do HAS; rugosidade (RUG), categorias de refúgio (CAT REF), formas de crescimento (FORM CRES), altura (ALT), cobertura viva (COB VIV) e cobertura dura (COB DUR) corroborando a alta complexidade estrutural desta ilha. Também se mostrou positivamente correlacionado com as profundidades mínima e máxima (PROFMI e PROFMA) e com a temperatura (TEMP), confirmando com os maiores valores registrado nessa ilha.

Para a Ilha das Palmas, foi possível identificar uma correlação negativa com as variáveis do HAS; rugosidade (RUG), categorias de refúgio (CAT REF), formas de crescimento (FORM CRES), altura (ALT), cobertura viva (COB VIV) e cobertura dura (COB DUR) corroborando os resultados da baixa complexidade do hábitat desta ilha. A maioria dos pontos não se correlacionou com as profundidades (PROFMI e PROFMA) e com a temperatura (TEMP), uma vez que os menores valores para essas variáveis foram registrados nessa ilha.

Nota-se que há quatro pontos (IP_F5) da Ilha das Palmas do lado direito do eixo, correlacionados com as variáveis do HAS: rugosidade (RUG), categorias de refúgio (CAT REF), formas de crescimento (FORM CRES), altura (ALT), cobertura viva (COB VIV) e cobertura dura (COB DUR) e mais especificamente com a variável formas de crescimento (FOR CRES), confirmando com os maiores valores da complexidade do habitat registrados nesses pontos. Dessa forma, pode-se dizer que esses pontos se assemelharam com a Ilha do Mato, devido a maior complexidade do hábitat.

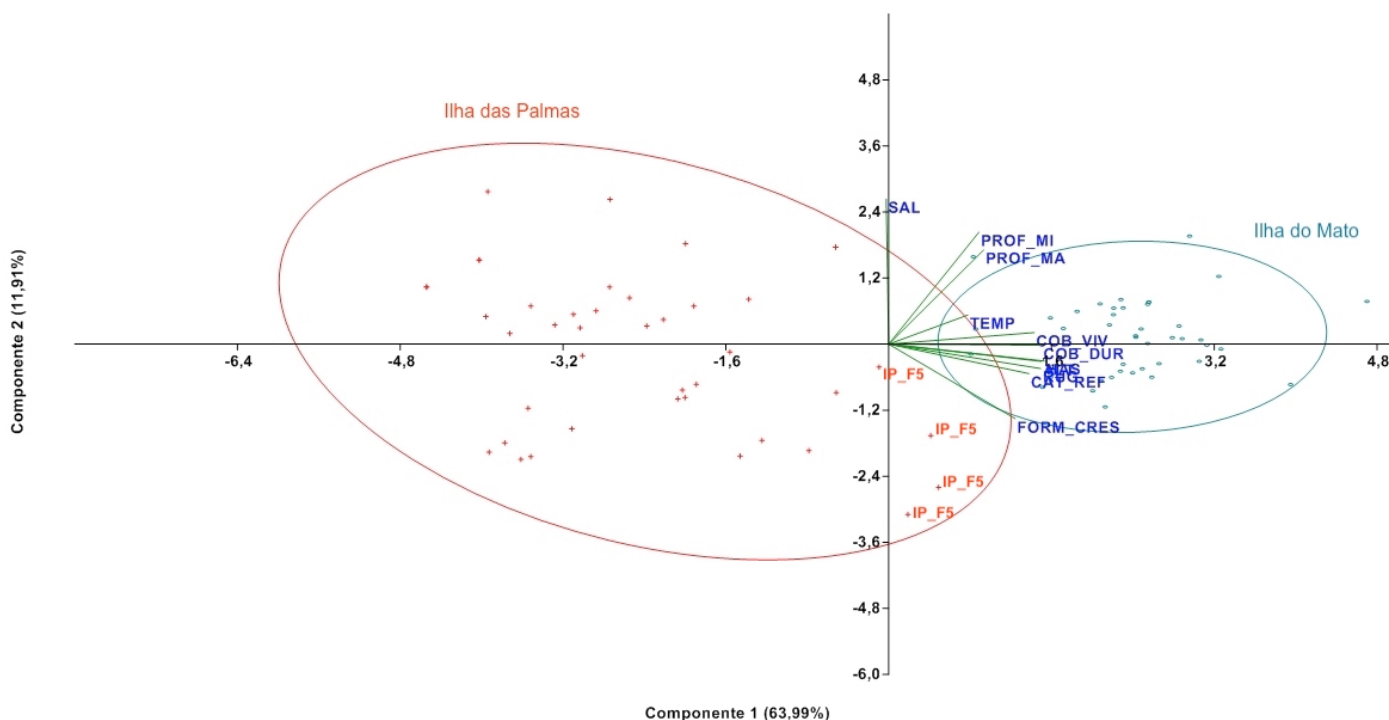


Figura 18. PCA referente à comparação entre a Ilha das Palmas (vermelho) e Ilha do Mato (verde) (Guarujá/SP) de acordo com as variáveis ambientais. IP = Ilha das Palmas, PROF MI = profundidade mínima, PROF MA = profundidade máxima, TEMP= temperatura, SAL = salinidade, COB VIV = cobertura viva, COB DUR = cobertura dura, ALT = altura, CAT REF = categorias de refúgio, HAS = complexidade estrutural do hábitat.

Através da análise de agrupamento (figura 19) podemos observar nitidamente a formação de dois grandes grupos similares entre si de acordo com as variáveis ambientais salinidade, temperatura, profundidade mínima e máxima, a complexidade do hábitat (HAS) e suas seis categorias (rugosidade, categorias de refúgio, formas de crescimento, altura, cobertura viva e cobertura dura). Um grupo contendo a maioria dos pontos observados na Ilha das Palmas, em rosa, onde observamos menor complexidade do hábitat, menor profundidade e temperatura e variação de salinidade maior. E outro grupo contendo os pontos observados na Ilha do Mato, em azul, onde foram observados os maiores valores da complexidade do hábitat, maior profundidade e temperatura e menor variação na salinidade. Nota-se que há três pontos da Ilha das Palmas que se assemelham com a Ilha do Mato, sendo destacados em verde. Esses pontos foram mais parecidos com a Ilha do Mato devido a maior complexidade do hábitat.

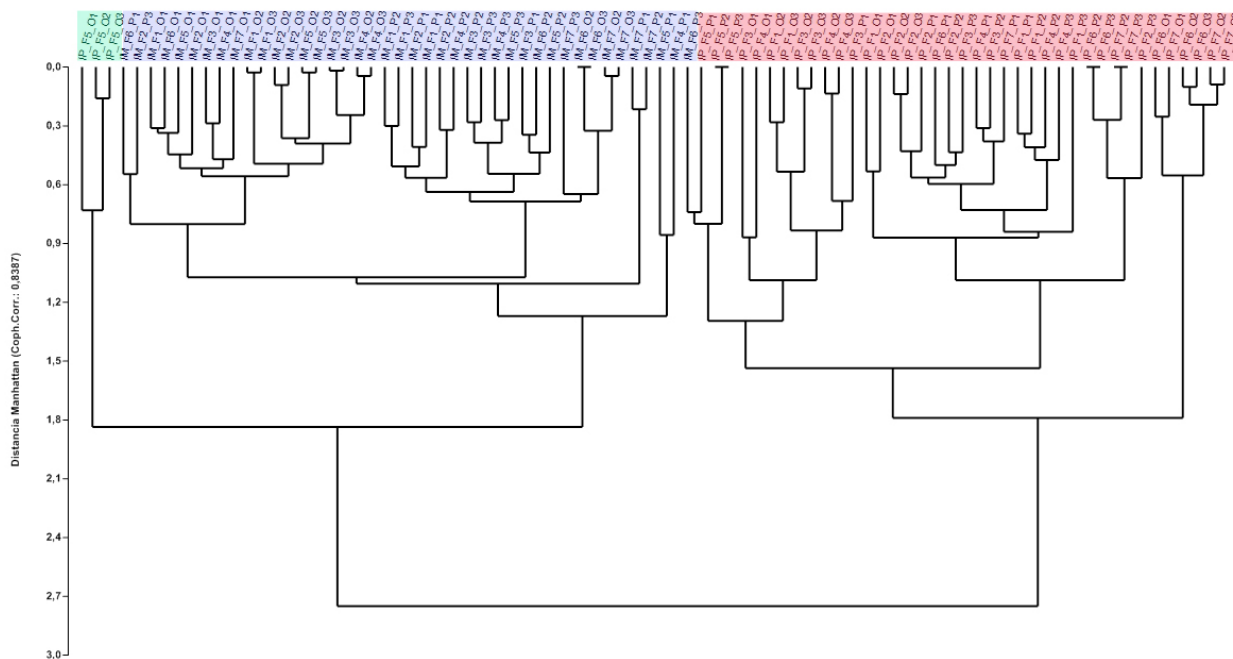


Figura 19. Diagrama das variáveis ambientais (Cluster) da IP= Ilha das Palmas (verde e rosa) e Ilha do IM= Ilha do Mato (azul). $r_{\text{cof}} = 0,83$.

Distribuição das espécies em relação as variáveis ambientais e as localidades

A Análise de Correspondência Canônica detectou a preferência de algumas espécies em relação as variáveis ambientais e aos locais de ocorrência, o eixo 1 explica 30,47% e o eixo 2 explica 25,39% da variação dos dados (figura 20). Observa-se um grupo de espécies (*Sparissoma* sp, *Sphoeroides* sp, *S. axillare*, *C. latus*, *S. fuscus*, *S. pictus*, *C. faber*, *L. analis*, *M. atricauda*, *M. acutirostris*, *P. marmoreus* e *P. acuminatus*) que ocorreram com maior abundância na Ilha do Mato, preferindo um hábitat de maior complexidade de hábitat e maior profundidade.

Um outro grupo de espécies (*H. fissicornis*, *M. americanos*, *A. virginicus*, *A. surinamensis*, *C. striatus*, *Kyphosus* sp., *Lutjanus* sp., *S. plumieri*, *L. synagris* e *S. crumenophthalmus*) mesclando alguns pontos da Ilha do Mato com a Ilha das Palmas, compartilharam algumas características semelhantes como maior complexidade do hábitat, profundidade mínima mais alta e temperaturas mais altas.

Um outro grupo de espécies (*O. ruber*, *O. dentex*, *G. genidens*, *E.*

brasilianus e *Diapterus* sp.) que ocorreram com maior abundância na Ilha das Palmas, preferem um hábitat de menor complexidade, maior salinidade e temperaturas mais baixas.

E um ultimo grupo de espécies (*G. barbus*, *C. parallelus*, *C. undecimalis*, *E. melanopterus*, *E. argenteus*, *S. baldwini*, *P. pilicornis*, *Parablennius* sp, *A. saxatilis*, *C. glaucofraenum*, *L. nuchipinnis*, *M. curema*, *B. soporator*, *H. aurolineatum*, *D. radiale*, *D. argenteus*, *P. paru*, *C. hippos*, *Eucinostomus* sp, *S. greeleyi*, *S. spengleri*, *S. testudineus*, *H. steindachneri* e *H. aurolineatum*) mesclando alguns pontos da Ilha do Mato com a Ilha das Palmas, onde compartilharam algumas características, preferindo um hábitat de média complexidade, com variação de salinidade, temperatura e profundidade.

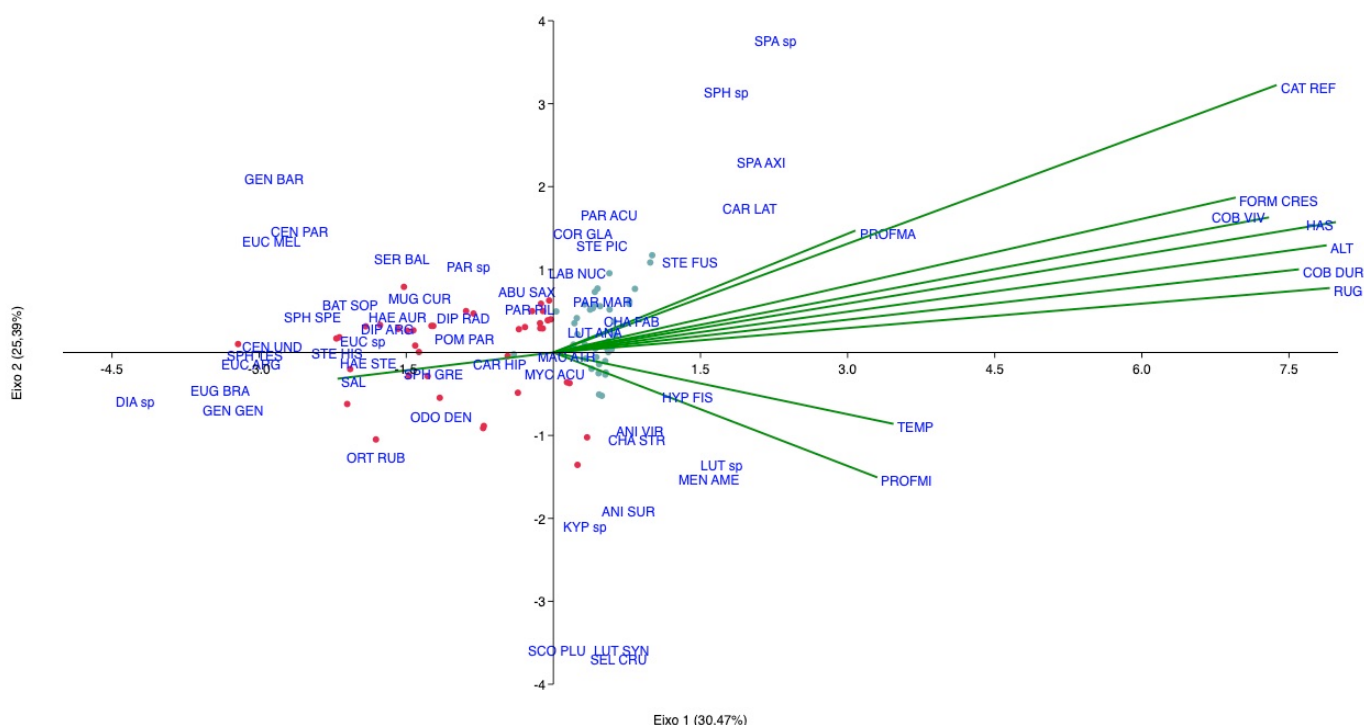


Figura 20. Análise de Correlação Canônica (CCA) relacionando a abundância e a composição de espécies com as variáveis ambientais e as localidades. Ilha das Palmas (pontos em vermelho) e Ilha do Mato (pontos em verde). As abreviações encontram-se na lista de abreviaturas.

DISCUSSÃO

Neste estudo, as famílias Haemulidae, Gerreidae, Blenniidae, Sciaenidae, Tetraodontidae, Carangidae, Lutjanidae, Pomacentridae e

Serranidae foram as mais representativas em número de espécies e algumas em número de indivíduos. Essas famílias são típicas de habitats recifais que compõem a fauna de peixes ao longo de toda a costa brasileira (FLOETER et al., 2003; FLOETER & GASPARINI, 2000; HOSTIM-SILVA et al., 2006).

Tanto na Ilha das Palmas quanto na Ilha do Mato, é notável confirmar a teoria ecológica onde poucas espécies foram muito abundantes e muitas espécies foram raras (MAGURRAN, 2004). Altas discrepâncias nas densidades das espécies de uma comunidade podem indicar sinais de distúrbios, onde poucas espécies são favorecidas, enquanto que as suas densidades foram substancialmente reduzidas (MILAZZO et al., 2002; MAGURRAN, 2004; MEDEIROS et al., 2007).

A diversidade no outono (1,430 bel/indivíduo) é estatisticamente maior que na primavera (1,134 bel/indivíduo), provavelmente devido aos maiores valores de temperatura e menores valores de salinidade registrados nessa estação durante o estudo. A temperatura média do outono foi $24,67 \pm 2,09$ e da primavera $23,72 \pm 0,45$. Visto que é esperado que o outono seja mais frio que a primavera, esse ano foi atípico. A salinidade média do outono foi $35,35 \pm 3,38$ e da primavera $39,21 \pm 1,57$, os valores mais baixos de salinidade registrados no outono provavelmente estão relacionados a chuvas. Outros estudos mostram a ocorrência de variações temporais na composição da ictiofauna na maior parte dos estuários (PESSANHA et al., 2000; SPACH et al., 2004), e as abundâncias são maiores nos meses mais chuvosos durante o verão (SANTOS et al., 2016). Moreno-Valcárcel et al. (2013) descrevem que a variação temporal das espécies de peixes do estuário de Guadalquivir, no sul da Espanha, está principalmente relacionada com o ciclo hidrológico, ou seja, a variação deste grupo está mais relacionada com a pluviosidade do que com a temperatura. Um estudo realizado na região do estuário de Paranaguá (PR), a principal variável que explicou as variações sazonais foi a pluviosidade (SPACH et al., 2003). De acordo com Day et al. (1989) as variações temporais da ictiofauna em estuários estão relacionados ao fato de que poucas espécies completam o seu ciclo de vida nesse habitat, onde a maior parte dos teleósteos são sazonais ou entram no estuário para se reproduzirem ou se alimentarem e depois retornam ao oceano.

De forma geral, a salinidade na Ilha das Palmas variou mais que

aquela da Ilha do Mato. Este fato pode ser devido à sua maior proximidade ao estuário.

Em relação a profundidade, a diferença entre as ilhas, provavelmente se dá devido a proximidade com a costa. A Ilha das Palmas se conecta com o Guarujá e está dentro da Baía de Santos, e Ilha do Mato fica a 800 m da costa e fora da Baía de Santos.

A diferença da complexidade estrutural do hábitat entre as ilhas foi testada através do teste t não pareado. Mesmo os valores das duas distribuições sendo diferentes, o resultado do teste t ainda é robusto, pois as duas amostras têm o mesmo tamanho (ZAR, 2010). Dessa forma, através do protocolo *Habitat Assessment Score* (HAS), foi possível identificar que a Ilha do Mato apresenta maior complexidade do hábitat do que a Ilha das Palmas, apesar desta possuir alguns pontos de alta complexidade. A complexidade estrutural do hábitat pode ter diferentes efeitos no comportamento dos indivíduos, por disponibilizar recursos adicionais como locais de abrigo, alimentação, reprodução e recrutamento, elevando o número total de indivíduos e a riqueza (CHARTON & RUZAFKA, 1998; ABURTO-OROPREZA & BALART, 2001; BROTTTO et al., 2007). Por exemplo, a maior abundância de *Stegastes fuscus* na Ilha do Mato, provavelmente se dá devido a maior complexidade do hábitat, um hábitat quase que totalmente composto de rochas, bastante rugoso e com muitas cavidades, onde esta e outras espécies usam as fendas como abrigo (HOSTIM-SILVA et al., 2006).

Na Ilha das Palmas registramos maior número de espécies em relação a Ilha do Mato. Essa diferença pode ser por conta da heterogeneidade ambiental calculada através da complexidade do hábitat de cada ilha. A ilha do Mato apresentou os maiores valores do HAS, se mostrando um hábitat mais homogêneo, diferente da Ilha das Palmas, que apresenta valores baixo, médio e alto, iniciando um hábitat mais heterogêneo. Os recifes rochosos são hábitats bastante complexos e estruturalmente heterogêneos, constituindo um mosaico de microhabitats formados a partir da colonização de vários organismos bentônicos e sésseis em diferentes substratos (JONES & SYMS, 1998). Áreas com maior heterogeneidade estão geralmente atrelados a comunidade de peixes mais ricas e numerosas (LUCKHURST & LUCKHURST, 1978; GRIGG, 1994).

Dessa forma, no momento em que o hábitat oferece refugio contra predadores, proteção ao hidrodinamismo, recursos alimentares, ou qualquer benefício ou malefício direto aos indivíduos nele viventes, ele também pode causar mudanças nas interações entre os animais agindo como co-determinante para a ocorrência de maior ou menor número de indivíduos ou espécies (SHIMA et al., 2008).

Diversos estudos com enfoque na questão estrutural do hábitat recifal têm tentado responder de que forma essa característica pode influenciar na diversidade e abundância dos peixes recifais. Essa abordagem que engloba diversas variáveis foi determinante para classificarmos a complexidade do hábitat, pois as correlações entre diferentes variáveis de complexidade estrutural do hábitat têm indicado interdependências entre elas (GRATWICKE & SPEIGHT, 2005; WILSON et al., 2007).

O conhecimento de que diferentes medidas de complexidade topográfica podem fornecer diferentes interpretações sobre o efeito da estrutura tridimensional em peixes, nos levam ao questionamento do uso de apenas um descritor da estrutura do hábitat (JONES & SIMS, 1998). Silveira (2010) recomenda uma inspeção prévia do hábitat para avaliar o número de classes possíveis de serem diferenciadas visualmente, além de fornecer subsídios à definição de parâmetros que caracterizem cada classe.

Apesar do registro do número de espécies ter sido maior na Ilha das Palmas, não houve diferença estatística entre os índices de diversidade das comunidades de peixes, entre as duas ilhas. Porém, espécies exclusivas foram registradas em cada ilha, o que pode ser devido as pequenas diferenças de salinidade, temperatura e profundidade e pela diferença significativa da complexidade estrutural do hábitat, como já discutido acima.

Os índices de diversidade e riqueza são utilizados para caracterizar uma comunidade em função da variedade e abundância das espécies em uma área de estudo definida (MAGURRAN, 2004). Chaves (2006) ao analisar os padrões de distribuição de peixes em três ilhas costeiras no Rio de Janeiro reconheceu variações das comunidades em função de características do hábitat, tais como rugosidade, profundidade, declividade e visibilidade. Gibran & Moura (2012) ao compararem a distribuição e a abundância da ictiofauna recifal em 33 áreas da costa norte do Estado de São Paulo, concluíram que o fator profundidade e

distância da costa tiveram maior influência sobre as comunidades, seguido pelos fatores transparência da água, temperatura e cobertura bentônica. Ademais, evidenciaram que a comunidade de peixes da região da Ilha de São Sebastião responde a fatores ambientais como a transparência da água e outros fatores, como as propriedades físico-químicas da água que estão sujeitas a sofrer alterações devido a expansão dos portos e acidentes crônicos da indústria de petróleo e gás.

A elevada riqueza e diversidade dos costões rochosos têm sido impactadas pelo excesso da pesca, pela urbanização da zona costeira, poluição e a implantação de portos (HOSTIM-SILVA et al., 2006). Este alto grau de contaminação ocorre em razão das atividades do Porto de Santos e do maior polo industrial do país, localizado em Cubatão. Além da descarga de efluentes domésticos, com a consequente bioacumulação de contaminantes em peixes (LAMPARELLI et al., 2001).

Embora a Ilha das Palmas se localize próxima ao canal de navegação de Santos, isso não influenciou de forma negativa na diversidade da comunidade dos peixes quando comparada a Ilha da Mato, localizada mais distante do canal. Porém, no futuro ambas podem vir a sofrer alterações devido o aumento do tráfego naval e a dragagem do canal estuarino, devido a expansão do porto de Santos.

Considerando todos os impactos potencialmente prejudiciais causados pelas atividades nos portos e terminais, a dragagem representa a maior preocupação ambiental a curto prazo. Mudanças na qualidade da água e nos padrões de circulação afetam a fauna e flora dos organismos estuarinos e de áreas adjacentes, sendo diretamente responsáveis pela diminuição da qualidade da água, geração de grandes quantidades de resíduos contaminados que se acumulam ao longo dos anos, alteração do fundo do mar, habitats costeiros, dinâmicas litorâneas e impactos na paisagem (PERIS-MORA et al., 2005; BARLETTA et al., 2016).

Os efeitos indiretos da dragagem estão relacionados à ressuspensão dos sedimentos de fundo e incluem o aumento da turbidez, limitada penetração de luz, maior consumo de oxigênio dissolvido e diminuição da produtividade primária. A natureza e a extensão dos impactos ambientais associados à perturbação física dos sedimentos podem incluir a destruição direta do habitat

bentônico e a diminuição da qualidade da água como resultado da ressuspensão dos sedimentos (BARLETTA et al., 2016).

A Ilha do Mato está próxima ao Polígono de Disposição Oceânica (PDO), local de despejo do sedimento dragado do canal de navegação de Santos (PORTO DE SANTOS, 2018). Dessa forma, não se descarta a ideia de que a menor riqueza e abundância de peixes registrada nesta ilha, possa estar associada a alguma influência da contaminação desse material descartado e trazido pelas correntes marítimas até a região costeira. E na Ilha das Palmas, devido as correntes que apresentam recirculações que bordejam a Ilha (BERZIN et al., 1999), carregam grande quantidade de matéria orgânica proveniente do estuário de Santos, o que pode contribuir muito para uma ictiofauna mais rica.

Pouco artigos no Brasil consideram os efeitos do tráfego naval sobre a ictiofauna. Na Europa há publicações específicas sobre os efeitos dos ruídos causados pelos navios na comunicação entre os peixes (ABDULLA & LINDEN, 2008). Os peixes usam sons para se comunicar e para receber informações do habitat. Assim, mais de 50 famílias de peixes usam o som, geralmente abaixo de 2-3 kHz, em uma alta variedade de comportamentos, incluindo proteção do território, defesa e reprodução. Os efeitos de sons antropogênicos em peixes podem mascarar sua comunicação (WAHLBERG & WESTERBERG, 2005), gerar estresse afetando seu bem-estar (WYSOCKI et al., 2006), induzir os peixes a abandonarem áreas ruidosas (MITSON & KNUDSEN, 2003), destruir células sensoriais e a longo prazo, causar perda temporária e possivelmente permanente da audição, além de danificar seus ovos (MCCAULEY et al., 2003; POPPER, 2003; ABDULLA & LINDEN, 2008).

Embora haja poucas evidências de que o ruído dos navios tenha um efeito imediatamente agudo ou letal, os impactos repetidos e o aumento dos níveis de ruído, podem ser potencialmente importantes a longo prazo no nível populacional ou do estoque pesqueiro (ABDULLA & LINDEN, 2008).

Além da poluição sonora, a estrutura da comunidade de peixes também pode ser afetada pela poluição luminosa. A poluição dos habitats aquáticos pela iluminação noturna artificial é um fenômeno relativamente comum, (NIGHTINGALE et al., 2006). A luz artificial modifica a intensidade, os espectros, a frequência e a duração da luz noturna ao alcançar e penetrar a

superfície da água.

Respostas à luz dependem das condições de luminosidade a que os organismos estão submetidos antes da introdução de uma nova fonte de luz. Assim, a velocidade de progressão das alterações fisiológicas no olho, do escuro para a luz e vice-versa, é influenciada tanto pela intensidade da nova luz como pela intensidade de luz à qual os peixes estiveram expostos previamente. Por exemplo, os peixes previamente expostos à luz de intensidade mais elevada se adaptam mais lentamente ao escuro quando comparados com aqueles expostos a menores intensidades de luz. A luz estroboscópica, que é capaz de emitir flashes de luz extremamente rápidos, curtos e brilhantes, tem capacidade de espantar os peixes, o que é usado de modo eficiente no hemisfério norte para prevenir a entrada de peixes juvenis em migração descendente em tomadas d'águas que levam a turbinas. Nesse caso é utilizada uma frequência de emissão de 300 flashes/min (PLOSKEY & JOHNSON, 2001).

Os peixes apresentam uma gama preferida de iluminação para forragear e formar cardumes, com variação entre as espécies, os indivíduos, entre os estádios ontogenéticos, e outras condições ambientais. Por exemplo, o “minnow” europeu *Phoxinus phoxinus* é menos ativo acima de um limiar de iluminação de cerca de 0,2 lux, mas pode forragear sob iluminação mais intensa quando está faminto (HARDEN JONES, 1956; WOODHEAD, 1956). Assim as respostas variam muito entre as espécies e entre classes de idade dos peixes; uma vez que a iluminação noturna artificial influencia sua estratégia de forrageamento, o comportamento e a formação de cardumes, a distribuição espacial, o risco de predação, a migração e a reprodução. A implicação destas diferenças é que a luz artificial determinará respostas diferentes entre as espécies. Dessa maneira, a iluminação artificial de uma área de forrageamento de forma contínua ou intermitente, pode fornecer uma vantagem competitiva para os peixes que se alimentam normalmente sob iluminação mais intensa, em detrimento de outras espécies. Prinslow et al. (1980) documentaram essas mudanças nas comunidades locais forrageando sob luz artificial. Esses autores relatam alterações nas assembleias de peixes e nas taxas de predação decorrentes da alta intensidade da luz de segurança no cais da base naval americana no canal de Puget Sound's Hood. Neste local, o nível de intensidade

de iluminação noturna (200-400 lux) pareceu influenciar o comportamento dos peixes adjacentes à linha costeira, atraindo agregações forrageiras dos juvenis do salmão *chum* e outros peixes de pequeno porte que normalmente estariam em repouso.

Além disso, a ancoragem em fundos rochosos representa uma ameaça para as associações de algas infralitorais e espécies sensíveis que estão associadas a tais tipos de habitats. A exemplo são as algas pertencentes ao gênero *Cystoseira* e ao coral *Cladocora caespitosa* que ocorrem no Mar Mediterrâneo. Este dano físico também afeta a fauna associada, particularmente as espécies sésseis, por alteração da estrutura do habitat, redução da produção primária e mudanças nas relações tróficas (GARCÍA CHARTON et al., 2000).

Em relação ao ROV, Patterson et al. (2008), mostraram a eficiência da utilização de micro ROVs para estimar a estrutura e distribuição da comunidade de peixes presentes em recifes artificiais, mostrando que não houve mudança comportamental dos indivíduos. Johnson et al. (2003), observaram o comportamento do bodião (peixe da família Labridae) e descreveu seu habitat através do uso do ROV, mostrando a eficiência do mesmo e concluindo que o submersível não prejudica e nem atrai as espécies observadas. Porém, para melhor aplicação deste equipamento, o ROV deve ser equipado com motores mais silenciosos e navegue com luzes de baixa intensidade (CARLSON & STRATY, 1981; SPANIER et al., 1994).

Embora haja subjetividade na classificação das variáveis da complexidade, a análise das imagens geradas por ele permitiu uma avaliação rápida e satisfatória, pois as vantagens do uso desse equipamento incluem a disponibilização de registros permanentes para estudos subsequentes, menos tempo em campo e áreas de pesquisa mais amplas (LAM et al. 2006). Além disso, o ROV nos permite adicionar acessórios tais como manipuladores, CTDs (*conductivity, temperature and depth*), sonares e lasers que nos permite fazer medições dos peixes e do habitat, o que diminuiria a subjetividade e, entre outros acessórios. Tudo isso sem colocar um humano na água e ir além dos limites de profundidade de mergulhos tradicionais.

Um dos principais motivos da inserção desta tecnologia no meio científico é o fato de não ser destrutiva (protegendo o habitat) e nem sacrificial,

permitindo ao cientista fazer análises repetidas e ininterruptas, inclusive em áreas protegidas e locais de alta sensibilidade.

Dessa forma, é fundamental para o desenvolvimento de novas estratégias de proteção dos habitats, compreender como as comunidades de peixes são estruturadas em diferentes locais (HUGHES et al. 2005, 2007, MUMBY et al. 2006, TAYLOR et al. 2006), pois além de proporcionar melhorias no conhecimento da biologia e na evolução dos peixes, também servirá como base para o desenvolvimento de políticas públicas de conservação dos habitats recifais (KRAJEWSKI & FLOETER, 2011).

CONCLUSÃO

Apesar das diferenças ambientais que caracterizam a Ilha das Palmas e a Ilha do Mato, isso não diferenciou a diversidade de peixes entre elas, apenas o fator climático que já era esperado.

A riqueza e a abundância de peixes foram maiores na Ilha das Palmas em relação a Ilha do Mato.

A Ilha do Mato apresentou alta complexidade do habitat, porém um ambiente mais homogêneo. A Ilha das Palmas apresentou menor complexidade do habitat, porém um habitat mais heterogêneo.

As três variáveis ambientais medidas (profundidade, temperatura e salinidade) e uma variável calculada (complexidade estrutural do habitat) foram importantes para determinar a ocorrência e distribuição das espécies de peixes nas duas ilhas.

Embora uma das ilhas seja localizada próxima ao canal de navegação de Santos, isso não influenciou de forma negativa na diversidade dos peixes quando comparada a uma Ilha mais distante. Esses resultados nos mostram que mesmo com tanta interferência humana, a comunidade de peixes recifais vem se mantendo. Porém, no futuro elas podem vir a sofrer alterações devido a expansão do porto de Santos, a dragagem do canal estuarino e o consequente aumento do tráfego naval.

O ROV (Remotely Operated Vehicle) se mostrou muito eficiente na realização deste estudo, sendo uma ferramenta muito satisfatória na caracterização da fauna de peixes recifais e da estrutura do habitat. O ROV ainda se mostra uma boa ferramenta para se trabalhar em áreas de

conservação e proteção marinha.

TRABALHO SUBMETIDO

Artigo submetido de acordo com a formatação da revista Biota Neotropica.

Reef fish from Island of Palmas and Island of Mato, Southwest Atlantic, Brazil

Amanda Aparecida Carminatto¹, Matheus Marcos Rotundo^{2,3}, Walter Barrella^{3,4},
Miguel Petrere Junior^{4,5}

¹ Bolsista CAPES do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo, Brasil.

² Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo, Brasil.

³ Programa de Pós-graduação em Auditoria Ambiental da Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo, Brasil.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo, Brasil.

⁵ Faculdade de Biologia, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil.

Abstract: This paper presents a list of reef fish species in the islands of Palmas and Mato, in the municipality of Guarujá (SP), SE, Brazil. The islands' ichthyofauna was monthly recorded by a ROV (Remotely Operated Vehicle) between July 2017 and June 2018, with three campaigns being carried out in each of the four climatic seasons. The apparatus recorded the fish in seven distinct transects of approximately 20 m in length each and at a distance of 20 m from the rocky coast, totaling 400 m² covered by the ROV in a standard time of 15 minutes per transect. We identified 56 species distributed in 13 orders and 24 families. In the Isle of Palmas, the ROV recorded 49 species, from which 39 we consider as accidental (79.59%), five ancillary (10.20%) and five constant (10.20%). In the Mato Island, the ROV recorded 34 species, from which 27 were accidental (79.41%), four were constant (11.76%) and three were accessory (8.82%). *Anisotremus surinamensis* (8.14%), *Haemulon aurolineatum* (5.56%) and *Kyphosus* sp (3.18%) were the most abundant species. The carnivorous category (36%) was richer in species. Most species prefer marine habitats (57.14%). Forty-six species (82.14%) are included in national, international and endangered red lists of species, and eight species (17.39%) are included in Vulnerable (VU), Near threatened (NT), Endangered (EN), Collapsed (CO), Overexploited (O) and Threatened Overexploitation (TO). The use of ROV was quite satisfactory in the identification of reef fish fauna, and we consider both islands two important biodiversity spots for the Brazilian reef fish community. The considerable number of species threatened on the islands indicates the importance of the study areas for reef and coastal fish conservation.

Keywords: Rocky reefs conservation; ROV; underwater video imagery; Neotropical ichthyofaunal; coastal islands

Peixes recifais da Ilha das Palmas e da Ilha do Mato, Atlântico Sudoeste, Brasil

Resumo: Este artigo apresenta uma lista de espécie de peixes recifais da Ilha das Palmas e da Ilha do Mato, Guarujá, Sudeste do Brasil. O registro da ictiofauna foi realizado pelo ROV (Remotely Operated Vehicle) mensalmente entre julho de 2017 a

junho de 2018, sendo realizadas três campanhas em cada estação climática. A captação dos vídeos foi realizada em sete transectos distintos de aproximadamente 20 m de comprimento cada e a uma distância de 20 m dos costões rochosos, totalizado 400 m² percorridos pelo ROV em tempo padronizado de 15 minutos por transecto. Foram identificados 56 espécies distribuídas em 13 ordens e 24 famílias. Na Ilha das Palmas foram observadas 49 espécies, sendo 39 consideradas acidentais (79.59%), cinco acessórias (10.20%) e cinco constantes (10.20%). Na Ilha do Mato foram observadas 34 espécies, sendo que 27 acidentais (79.41%), quatro constantes (11.76%) e três acessórias (8.82%). *Abudefduf saxatilis* (37.40%), *Anisotremus virginicus* (17.45%), *Stegastes fuscus* (14.78%), *Anisotremus surinamensis* (8.14%), *Haemulon aurolineatum* (5.56%) e *Kyphosus* sp (3.18%) foram as espécies mais abundantes nas ilhas. A categoria carnívora (36%) foi mais rica em espécies. A maioria das espécies preferem habitat marinho (57.14%). Quarenta e seis espécie (82.14%) estão inclusas em listas vermelhas de espécie ameaçadas estaduais, nacionais e internacionais, sendo que oito espécies (17.39%) estão incluídas nas categorias Vulnerável (VU), Quase Ameaçadas (NT), Em Perigo (EN), Colapsada (CO), Sobreexplotada (O) e Ameaçada de Sobreexplotação (TO). A utilização do ROV se mostrou satisfatória na identificação da fauna de peixes recifais. A Ilha das Palmas e a Ilha do Mato são considerados dois importantes pontos de biodiversidade para os peixes recifais brasileiros. O considerável número de espécie ameaçadas nas ilhas indica a importância das áreas de estudo para a conservação de peixes recifais e costeiros.

Palavras-chave: Conservação de recifes rochosos, ROV, imagens de vídeo subaquático, ictiofauna neotropical, ilhas costeiras, conservação

Introduction

The rocky shores or rocky reefs are characterized by rocks covered with algae, the presence of marine grasses and high diversity of benthic organisms, providing food and refuge for a rich nektonic fauna, mainly fishes (Nagelkerken et al. 2000, Dalben & Floeter 2012, Longo et al. 2012).

The rocky reefs of Southeastern Brazil often present a higher local ichthyofauna diversity when compared to coral reefs (Moura & Francini-Filho 2005, Gibran & Moura 2012), precisely because they are located in a tropical and subtropical transition zone (Floeter et al. 2001). There are 520 species inhabiting the rocky reefs in Brazil (Hostim-Silva et al. 2006), exhibiting an infinity of forms, colors, reproductive and trophic habits, as well as intra and interspecific associations.

The complexity of the habitat of these habitats is associated with a high diversity, since it provides shelter, shelter and feeding for many species with morphological and functional adaptations (Luckhurst & Luckhurst 1978, Alvarez-Filip et al. 2009, Ménard et al. 2012, Nunes et al. 2015).

Besides the ecological importance, the rocky reefs harbor an expressive number of species belonging to different functional groups, economically importance due to the commercial value of many species of fish, crustaceans and mollusks. The removal of these organisms in an unsustainable way might lead to overexploitation (Freitas et al. 2009, Rossi-Wongtschowski et al. 2009, Moreno & Rocha 2012). Other anthropogenic threats such as real estate speculation, uncontrolled tourist activity and the continuous port expansion might impact these habitats.

In this context, the proximity of the two study areas to the Port of Santos might or not influence its associated fish community. In this way, scientific studies close to these habitats are necessary to provide subsidies, which would assist in decision-making, public policies of conservation projects and contribute to the inventory of local

and regional biodiversity. Thus, the present study aimed to list the reef fish species of the island Palmas and Mato, located in the municipality of Guarujá (SP), considering the frequency of occurrence, fish habitat preferences, trophic categories and conservation status of the listed species.

Material and Methods

1. Study area

We carried out the study in two coastal islands of the south coast of São Paulo, Brazil, Palmas and Mato islands, in the city of Guarujá (SP) (Figure 1). The island of Palmas ($24^{\circ} 00'31.13''$ S, $46^{\circ} 19'28.21''$ W) is located between the mouth of Santos estuary and Ponta Grossa da Barra de Santos, which is the eastern end of the Santos Bay, under direct interference of the channel dredged for navigation. It has a total area of $15,587 \text{ m}^2$, housing the Santos Fishing Club. Island of Mato ($24^{\circ} 01'30.94''$ S, $46^{\circ} 17'33.88''$ W) is more distant from the Santos estuary. Its area is $18,900 \text{ m}^2$ and is located 800 m away from the coast. This island is part of the APA (Environmental Protection Area) Marinha Litoral Centro (Guaíbe sector) (State of São Paulo Decree 53,526 of October 08, 2008). Many fishers take advantage of these two areas for commercial and sport fishing.

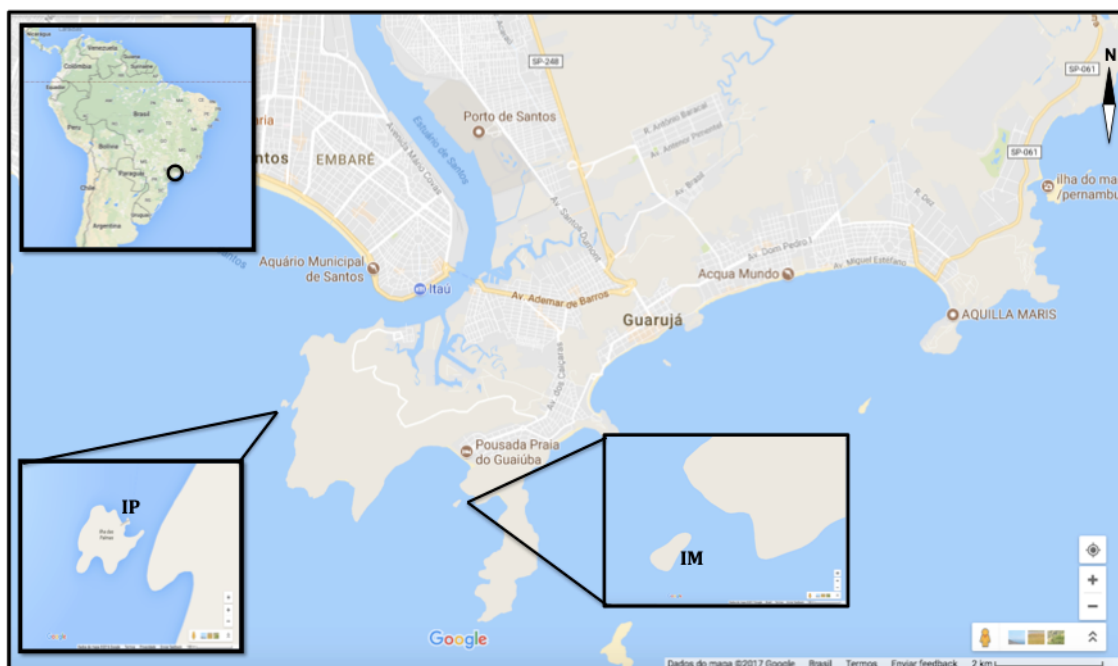


Figure 1. Study areas. IP (Island of Palmas) e IM (Island of Mato), in the municipality of Guarujá (SP), Brazil.

2. Data collection

The ROV (Remotely Operated Vehicle) model Guardian 3.1 of the French manufacturer SUBSEA TECH that has a maximum diving capacity of 100 m depth recorded the ichthyofauna. The ROV has compass, temperature and salinity sensors, coupled with a high-resolution camera, which aided in the posterior identification of the species in the laboratory when watching the footages, since all the micro and mini ROVs have cameras of low resolution, with a maximum of 600 lines and 0.15 lux.

We carried out the study three excursions in each season, between July 2017 and June 2018. The ROV recorded the videos in seven distinct transects of approximately 20 m in length each and at a distance of 20 m from the rocky coast, totaling 400 m^2 in a constant filming time of 15 minutes per transect. During the course, all the fish that

passed through the camera's field of vision were filmed (figures 2 and 3). The water depth of Palmas Island ranged from 1.00 to 5.59 m (2.49 ± 0.94 , $n = 84$) and in Mato Island, ranged from 1.92 to 8.70 m (4.09 ± 1.24 , $n = 84$).



Figure 2. Sampling transects (T1- T7) in Island of Palmas, municipality of Guarujá (SP), Brazil.



Figure 3. Sampling transects (T1- T7) in Island of Mato, municipality of Guarujá (SP), Brazil.

The species were identified following Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Menezes & Figueiredo (1980, 1985), Carvalho-Filho (1999), Menezes et al. (2015) and Marceniuk (2005). The systematics and nomenclature adopted follow Nelson et al. (2016) and Fricke et al. (2018). For the genus *Kyphosus*, the differentiation between species is only possible with the capture of specimens for inspection of

meristic data. Thus, we identified the observed specimens only up to the genus taxonomic level. We did not identify some individuals of other genera, such as *Parablennius*, *Diapterus*, *Eucinostomus*, *Lutjanus* and *Sphoeroides* due to its small size and high water turbidity.

In order to determine the species frequency of occurrence in each island, we followed Dajoz (1983) grouping the species into the following categories: C = constant species (present in more than 50% of samples), AC = accessory species, present in 25 to 50% of the samples) and AD = accidental species (present in less than 25% of samples).

The habitat preference for salinity was based on the classification proposed by Fricke et al. (2018) where FBM = species occurring in freshwater, brackish and marine habitats, BM = species occurring in brackish and marine habitats and M = species occurring in marine habitats.

We classified the species into six trophic levels according to Carvalho-Filho (1999) Hostim-Silva et al. (2006), Floeter et al. (2007), Luiz Jr et al. (2008), Hackradt & Felix-Hackradt (2009), Froese & Pauly (2018). So, CAR = carnivore (feeding upon fish and invertebrates), OMN = omnivore (feed upon diverse organisms, animal and plant), MIP = mobile Invertebrate Predator (feed upon benthic mobile invertebrates such as mollusks and crustaceans), SIP = sessile Invertebrate Predator (feed on benthic sessile invertebrates), HER = herbivore (feed on debris, turf algae and macroalgae) and PLK = planktivore (they feed upon plankton).

Conservation status was based on (i) the International Red List of Threatened Species (IUCN, 2018), where LC = least concern; VU = vulnerable; NT = near threatened; DD = data deficient. (ii) In the National Fauna - Invertebrate and Aquatic Fishes (MMA, 2014), where VU = vulnerable; EN = endangered; (iii) in the list of endangered species of the State of São Paulo (Bressan et al. 2009), where CO = collapsed; O = overexploited; TO = threatened overexploitation. We did not evaluate the conservation status of those species just identified until genera.

Results

During the study, we identified 56 species belonging to 13 orders and 24 families (Table 1). We identified 49 species In Isle of Palmas, from which 39 were accidental (79.59%), five ancillary (10.20%) and 5 constant (10.20%). We identified 34 species in Mato Island, from which 27 were accidental (79.41%), four were constant (11.76%) and three were accessory (8.82%) (table 1).

The orders with the highest number of families were Perciformes (9 families, 37.50%), Gobiiformes, Blenniiformes and Tetraodontiformes (2 families, 8.33%). The most abundant families were Blenniidae, Haemulidae and Gerreidae (with five species, 8.93%), followed by Serranidae, Sciaenidae and Tetraodontidae (with four species, 7.14%). The species with the highest abundance were *A. saxatilis* (5234 individuals; 37.40%), *A. virginicus* (2442; 17.45%), *S. fuscus* (2069; 14.78%), *A. surinamensis* (1139; 8.14%), *H. aurolineatum* (778; 5.56%) and *Kyphosus* sp (446; 3.18%) (figure 4).

Twenty-one species (36%) are carnivores, 15 species (26.79%), are omnivores, 12 species (21.43%) are predators of mobile invertebrates, 5 species (8.93%) are herbivores, 3 species (5.36%) are predators of sessile invertebrates and one species (1.79%) is planktivorous.

Based on habitat preference, 32 species (57.14%) prefer marine habitat, 15 (26.79%) transit between freshwater, estuarine and marine habitat and 9 (16.07%) prefer estuarine and marine habitats.

Considering the state, national and international conservation status classification, we evaluated 46 species (82.14%). Eight species are included in the

categories vulnerable (VU), near threatened (NT), endangered (EN), collapsed (CO), overexploited (O) and threatened overexploitation (TO) (figure 4).

Table 1. List of orders, families and species, occurrence, habitat preference, trophic category and conservation status of reef fish species recorded on the islands of Palmas and Mato, south coast of São Paulo, Brazil. Occurrence in each locality: IP (Island of Palmas) and IM (Island of Mato): C = constant species; AC = accessory species; AD = Accidental species. Habitat: FBM = freshwater, brackish, marine; BM = brackish, marine and M = marine. Food Category: CAR = carnivore; OMN = omnivore; MIP = mobile invertebrate predator; SIP = sessile invertebrate predator; HER = herbivore; PLK = planktivore. IUCN: LC = least concern; VU = vulnerable; NT = near threatened; DD = deficient date. Brazil: VU = vulnerable; EN = endangered. SP (São Paulo) state: CO = collapsed; O = overexploited; TO = threatened overexploitation.

Order/Family/species	IP	IM	Habitat	Trophic Category	IUCM	Brazil	SP state
ANGULLIFORMES							
Muraenidae							
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani 1839	AD		M	CAR	LC	-	O
SILURIFORMES							
Ariidae							
<i>Genidens barbus</i> (Lacepède, 1803)	AD		BM	CAR	-	EN	-
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	AD		BM	CAR	LC	-	-
GOBIIFORMES							
Gobiidae							
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	AD	AD	FBM	OMN	LC	-	-
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863	AD		M	OMN	LC	-	-
Pomacentridae							
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	CO	CO	M	OMN	LC	-	-
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	CO	CO	M	HER	LC	-	-
<i>Stegastes pictus</i> (Castelnau, 1855)	AD	AD	M	HER	-	-	-
MUGILIFORMES							
Mugilidae							
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	AC	AD	FBM	OMN	LC	-	-
CARANGIFORMES							
Carangidae							
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	AD	AD	FBM	CAR	LC	-	-
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	AD	AD	FBM	CAR	LC	-	-
<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	AD		M	PLA	LC	-	-
BLENNIIFORMES							
Blenniidae							
<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	AD	AD	M	MIP	LC	-	-
<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)	AD	AD	M	MIP	LC	-	-
<i>Parablennius marmoreus</i> (Poey, 1876)	AD	AD	M	MIP	LC	-	-
<i>Parablennius sp</i>	AD	AD	M	MIP	-	-	-
<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus 1758)	AD		M	MIP	LC	-	-

Labrisomidae

<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	AC	AC	M	MIP	LC	-	-
<i>Malacoctenus delalandii</i> (Valenciennes 1836)	AD		M	MIP	LC	-	-

LABRIFORMES

Scaridae

<i>Sparisoma axillare</i> (Steindachner 1878)		AD	M	HER	DD	VU	CO
<i>Sparissoma sp</i>		AD	M	HER	-	-	-

PERCIFORMES

Centropomidae

<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	AD		FBM	CAR	LC	-	TO
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	AD		FBM	CAR	LC	-	TO

Gerreidae

<i>Diapterus sp</i>	AD		FBM	OMN	-	-	-
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	AD		FBM	OMN	LC	-	-
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	AD		FBM	OMN	LC	-	-
<i>Eucinostomus sp</i>	AD		FBM	OMN	-	-	-
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	AD		M	CAR	LC	-	-

Kyphosidae

<i>Kyphosus sp</i>	AD	AD	M	HER	-	-	-
--------------------	----	----	---	-----	---	---	---

Serranidae

<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	AD	AD	BM	CAR	LC	-	-
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	AD		BM	CAR	VU	VU	O
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes, 1828)	AD	AD	M	CAR	LC	-	-
<i>Serranus baldwini</i> (Evermann & Marsh, 1899)	AD	AD	M	CAR	LC	-	-

Priacanthidae

<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier 1829	AD		M	SIP	LC	-	-
---	----	--	---	-----	----	---	---

Chaetodontidae

<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus, 1758)	AD	AD	M	SIP	LC	-	-
--	----	----	---	-----	----	---	---

Pomacanthidae

<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	AD		M	OMN	LC	-	TO
---------------------------------------	----	--	---	-----	----	---	----

Haemulidae

<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	AC	CO	M	MIP	DD	-	-
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	CO	CO	M	MIP	LC	-	-
<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	CO	AC	M	MIP	LC	-	-
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	AD	AD	M	MIP	LC	-	-
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	AD	AD	BM	MIP	LC	-	-

Lutjanidae

<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier 1828)		AD	FBM	CAR	NT	-	CO
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	AD		M	CAR	NT	-	-
<i>Lutjanus sp</i>	AD		FBM	CAR	-	-	-

SCORPAENIFORMES

Scorpaenidae

<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	AD		M	CAR	LC	-	-
---------------------------------------	----	--	---	-----	----	---	---

MORONIFORMES

Ephippidae

<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	AD	AD	FBM	SIP	LC	-	-
--	----	----	-----	-----	----	---	---

ACANTHURIFORMES

Sciaenidae

<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)		AD	BM	CAR	-	-	-
---	--	----	----	-----	---	---	---

<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	AD	AD	M	CAR	LC	-	-
--	----	----	---	-----	----	---	---

<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)		AD	M	CAR	LC	-	-
--	--	----	---	-----	----	---	---

<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)		AD	FBM	CAR	LC	-	-
---	--	----	-----	-----	----	---	---

SPARIFORMES

Sparidae

<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	AC	AC	M	OMN	LC	-	-
--	----	----	---	-----	----	---	---

TETRAODONTIFORMES

Tetraodontidae

<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	AD		BM	OMN	LC	-	-
---	----	--	----	-----	----	---	---

<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	AC	AD	BM	OMN	LC	-	-
--	----	----	----	-----	----	---	---

<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	CO	AD	FBM	OMN	LC	-	-
---	----	----	-----	-----	----	---	---

<i>Sphoeroides</i> sp		AD	BM	OMN	-	-	-
-----------------------	--	----	----	-----	---	---	---

Monacanthidae

<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	AD		M	OMN	LC	-	-
--	----	--	---	-----	----	---	---

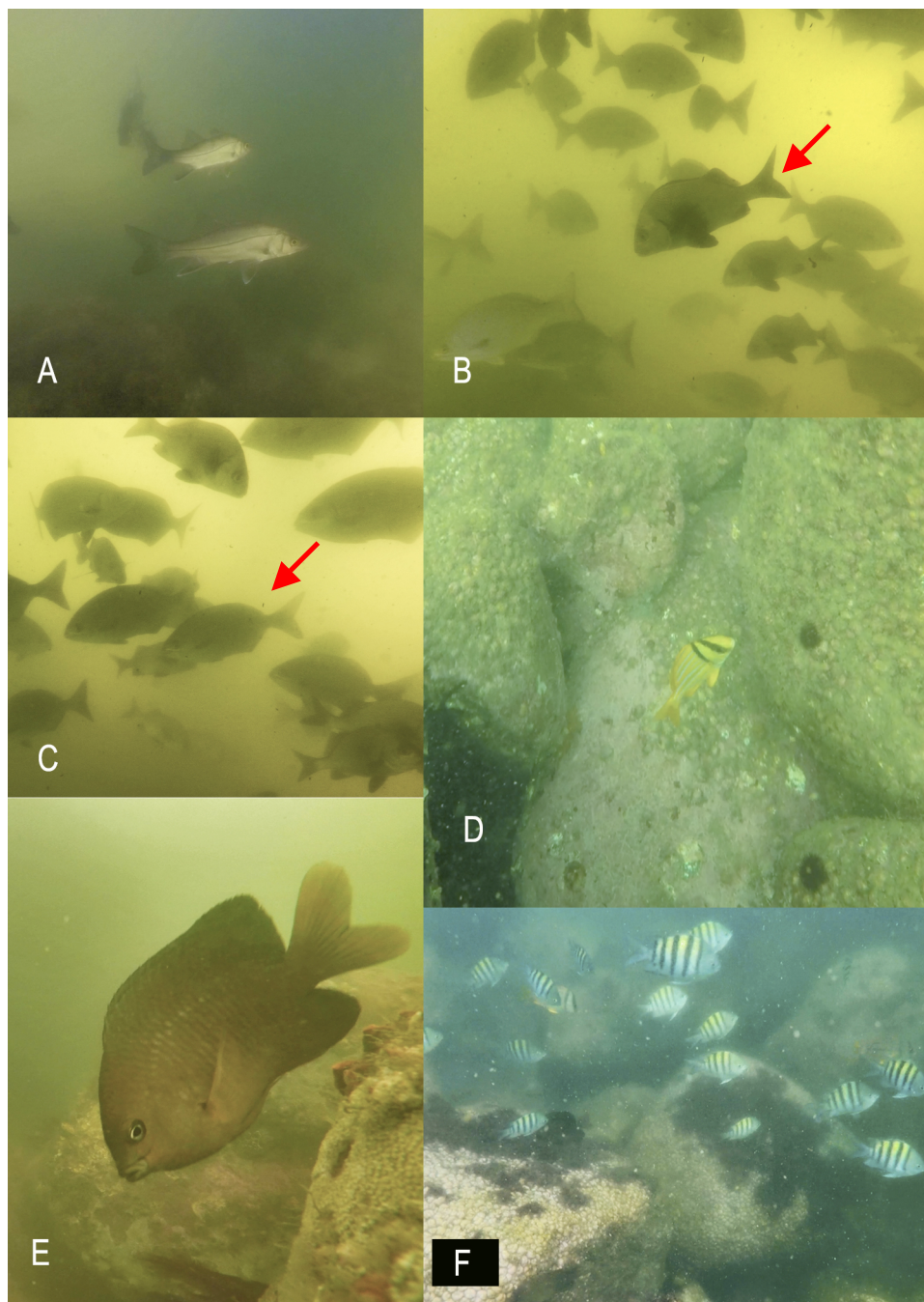


Figure 4. Species recorded on the rocky reefs islands of Palmas and Mato, Guarujá (SP), Brazil. A) *Centropomus undecimalis*, B) Individuals of *Anisotremus surinamensis* together with *Kyphosus* sp., C) Individuals of *Kyphosus* sp. with *Anisotremus surinamensis*, D) *Anisotremus virginicus*, E) *Stegastes fuscus*, F) *Abudefduf saxatilis*.

Discussion

Several authors have used ROVs for studies on fish and marine benthic communities. Among them, we can highlight Moser et al. (1998), Hunt et al. (2000); Johnson et al. (2003), Consoli et al. (2007), Patterson et al. (2009), Freiwald et al. (2009), Ioakeimidis et al. (2015), Lastras et al. (2016). The use of ROV becomes very interesting, since the recording of the footage allows us to posteriorly and carefully identify the species in the laboratory, since some species pass very fast or remain invisible by divers. It is our unanimous opinion that using the ROV was satisfactory in the identification of the reef fish fauna. The ROV is also a good tool to work in

conservation and marine protection areas, where it is not possible or recommendable to collect specimens.

The species richest families were Blenniidae, Haemulidae, Gerreidae, Serranidae, Sciaenidae and Tetraodontidae, being typical of reef habitats along the entire Brazilian coast (Floeter & Gasparini 2000, Floeter et al. 2003, Hostim-Silva et al. 2006, Luiz Jr et al. 2008).

Moura & Francini-Filho (2005) consider the Brazilian reefs a hotspot within the Atlantic Ocean due to the high endemism, albeit suffering great risks. So, for its immediate conservation attention, more trained scientists and specialists are necessary.

In this study and in others such as Luiz Jr et al. (2008) and Daros et al. (2012), the carnivores were the most abundant. The richest families were Serranidae, Scianidae, each with 4 species and Lutjanidae with 3 species. The carnivores are more representative in high latitudes, due to the decreasing of herbivores and feeders upon mobile invertebrates (Ferreira et al. 2004). The herbivores and predators of sessile invertebrates were less representative in the islands, probably due to the algae cover reduction and sediment deposition from the Santos port channel dredging (Barletta et al. 2016).

Based on the results regarding habitat preferences in relation to salinity, we observed that 24 (42.86%) species transit between marine, estuarine and freshwater habitats, due to the proximity of low salinity or influence of continental water habitats.

Seasonal salinity fluctuation, reproduction, and recruitment patterns induce changes in fish assemblage composition in tropical estuaries, according to Barletta-Bergan et al. (2002).

Among the species evaluated concerning its conservation status, we highlight those which are highly targeted by the fishery: *E. marginatus*, *L. analis*, *L. synagris*, *C. parallelus*, *C. undecimalis* and *G. barbatus*, as well as species targeted for aquarium: *S. axillare* and *P. paru* (Floeter et al. 2006, Francini-Filho & Moura 2008, Teixeira-Neves et al. 2015). From these six species, occur in the Island of the Palms and two in the Island of Mato.

Thus, we consider that the islands of Palmas and Mato are important reef fish spots. That species which are highly valued by fishers and aquarists, need attention, as the islands they are located near the coast.

Acknowledgments

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.

References

- ALVAREZ-FILIP, L., DULVY, N.K., GILL, J.A., CÔTÉ, I.M. & WATKINSON, A.R. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 276: 3019-3025.
- BARLETTA-BERGAN, A., BARLETTA, M. & SAINT-PAUL, U. 2002. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 193–206.
- BARLETTA, M., CYSNEIROS, F.J.A., LIMA, A.R.A. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical–subtropical transition estuary. *Journal of fish biology*, v. 89, n. 1, p. 890-920.
- BRESSAN, P. M., KIERULFF, M. C. M., & SUGIEDA, A. M. 2009. Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente.

- CARVALHO-FILHO, A. 1999. Peixes: Costa Brasileira. Marca D'água, São Paulo, 3a ed, p.320.
- CONSOLI, P., AZZURRO, E., SARÀ, G., FERRARO, M. & ANDALORO, F. 2007. Diversidad íctica asociada con plataformas extractivas: Evaluación de dos técnicas de censos visuales Fish diversity associated with gas platforms: Evaluation of two underwater visual census techniques. *Ciencias Marinas*, 33(2).
- DAJOZ, R. 1983. Ecologia geral. Vozes, Petrópolis, p. 472.
- DALBEN, A. & FLOETER, S.R. 2012. Cryptobenthic reef fishes: depth distribution and correlations with habitat complexity and sea urchins. *Journal of fish biology*, 80(4), 852-865.
- DAROS, F.A., BUENO, L.S., VILAR, C.C., PASSOS, A.C., & SPACH, H.L. 2012. Checklist of rocky reef fishes from the Currais Archipelago and Itacolomis Island, Paraná state, Brazil. *Check List*, 8(3), 349-354.
- FERREIRA, C.E.L., FLOETER, S.R., GASPARINI, J.L., FERREIRA, B.P. & JOYEUX, J.C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, 31, 1093–1106.
- FIGUEIREDO, J.L. & N.A. MENEZES. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- FIGUEIREDO, J.L. & 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.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: II. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.
- FLOETER S.R., GUIMARÃES R.Z.P., ROCHA L.A., FERREIRA C.E.L., RANGEL C.A. & GASPARINI J.L. 2001. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecol. Biogeogr.* 10: 423-431.
- FLOETER S.R., GASPARINI, J.L., ROCHA, L.A., FERREIRA, C.E.L., RANGEL, C.A & FEITOZA, B.M. 2003. Brazilian reef fishfauna: checklist and remarks. Brazilian Reef Fish Project: www.brazilianreeffish.cjb.net.
- FLOETER, S.R. & GASPARINI, J.L. 2000. The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. *Journal of Fish Biology* 56: 1099–1114.
- FLOETER, S.R., HALPERN, B.S. & FERREIRA, C.E.L. 2006. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Bio. Conserv.* 128: 391–402.
- FLOETER, S.R., KHROLING, W., GASPARINI, J.L., FERREIRA, C.E.L. & ZALMON, I.R. 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2), 147–160.
- FRANCINI-FILHO, R.B. & MOURA, R.L. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fish. Res.* 93(3): 346-356.
- FREITAS, M.C., VIEIRA, R.H.S.F. & ARAÚJO, M.E. 2009. Impact of the construction of the Harbor at Pecém (Ceará, Brazil) upon reef fish communities in tide pools. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(1), 187-195.
- FREIWALD, A., BEUCH, L., RÜGGERBERG, A., TAVIANI, M. & HEBBELN, D. 2009. The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV survey. *Oceanography*, 22(1), 58-74.
- FRICKE, R., ESCHMEYER, W.N. & VAN DER LAAN, R. (eds) 2018. Catalog of Fishes: Genera, Species, References.

- (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Version accessed day 20/11/2018).
- FROESE, R. & PAULY, D. 2018. Fishbase. World Wide Web Publication. Available in: www.fishbase.org.
- GIBRAN, F.Z. & MOURA, R.L. 2012. The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 10: 369–382.
- HACKRADT, C.W. & FELIX-HACKRADT, F.C. 2009. Assembléia de peixes associados a ambientes consolidados no litoral do Paraná, Brasil: uma análise qualitativa com notas sobre sua bioecologia. *Papéis Avulsos de Zoologia*, São Paulo, 49(31), 389-403.
- HOSTIM-SILVA, M., BERTONCINI, Á.A., MACHADO, L.F., GERHARDINGER, L.C., DAROS, F.A., BARREIROS, J.P. & GODOY, E. 2006. Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina: I. Arvoredo. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí.
- HUNT, J.C., ZEIDBERG, L.D., HAMNER, W.M. & ROBISON, B.H. 2000. The behaviour of *Loligo opalescens* (Mollusca: Cephalopoda) as observed by a remotely operated vehicle (ROV). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80(5), 873-883.
- IOAKEIMIDIS, C., PAPATHEODOROU, G., FERMELI, G., STREFTARIS, N. & PAPATHANASSIOU, E. 2015. Use of ROV for assessing marine litter on the seafloor of Saronikos Gulf (Greece): a way to fill data gaps and deliver environmental education. *SpringerPlus* 4(1), 463.
- IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. www.iucnredlist.org. (last access November 8).
- JOHNSON, S.W., MURPHY, M.L. & CSEPP, D.J. 2003. Distribution, habitat, and behavior of rockfishes, *Sebastes* spp., in nearshore waters of southeastern Alaska: observations from a remotely operated vehicle. *Environmental Biology of Fishes*, 66(3), 259–270.
- LASTRAS, G., CANALS, M., BALLESTEROS, E., GILI, J. & SANCHEZ-VIDAL, A. 2016. Cold-Water corals and anthropogenic impacts in La Fonera submarine canyon head, Northwestern Mediterranean Sea. *Plos One* 11(5).
- LONGO, G.O., KRAJEWSKI, J.P., SEGAL, B. & FLOETER, S.R. 2012. First record of predation on reproductive *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa: Sphenopidae): Insights on the trade-off between chemical defences and nutritional value. *Marine Biodiversity Records*, 5.
- LUCKHURST, B.E. & LUCKHURST, K. 1978. Analysis of influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49(4), 317-323.
- LUIZ JR, O.J., CARVALHO-FILHO, A., FERREIRA, C.E., FLOETER, S.R., GASPARINI, J.L., & SAZIMA, I. 2008. 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*, 1807(1), 1-25.
- MARCENIUK, A.P. 2005. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *B. Inst. Pesca*, São Paulo, 31(2):89-101.
- MÉNARD, A., TURGEON, K., ROCHE, D.G., BINNING, S.A. & KRAMER, D.L. 2012. Shelters and their use by fishes on fringing coral reefs. *PloS one*, 7(6): e38450.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: V. Teleostei (4). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.

- MENEZES, N.A., NIRCHIO, M., DE OLIVEIRA, C. & SICCHARAMIREZ, R. 2015. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. *Zootaxa*. 3941 (4): 1-38.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil: IV. Teleostei (3). São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. 2014. Portaria MMA nº445, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União 18/12/2014 - Seção 01: 126.
- MORENO, T.R. & ROCHA, R.M. 2012. Ecologia de costões rochosos. *Estud Biol Ambiente Divers*, 34(83), 191-201.
- MOSER, M.L.; AUSTER, P.J. & BICHY, J.B. 1998. Effects of mat morphology on large *Sargassum*-associated fishes: observations from a remotely operated vehicle (ROV) and free-floating video camcorders. *Environmental Biology of Fishes*, 51(4), 391-398.
- MOURA, R.L. & FRANCINI-FILHO, R.B. 2005. Reef and shore fishes of the Abrolhos Region, Brazil. Washington, DC: RAP Bulletin of Biological Assessment, 38: 40-55.
- NAGELKERKEN, I., DORENBOSCH, M., VERBERK, W.C.E.P., COCHERET DE LA MORINIÈRE, E. & VAN DER VELDE, G. 2000. Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fisher: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202:175-192.
- NELSON, J.S. 2016. *Fishes of the world*. 5th ed. New York: John Wiley & Sons. 707p.
- NUNES, J.A.C.C., SAMPAIO, C.L.S. & BARROS, F. 2015. The influence of structural complexity and reef habitat types on flight initiation distance and escape behaviors in labrid fishes. *Mar. Biol.* 162(3): 493-499.
- PATTERSON III, W.F., DANCE, M.A. & ADDIS, D.T. 2009. Development of a remotely operated vehicle based methodology to estimate fish community structure at artificial reef sites in the northern Gulf of Mexico. *Proc Gulf Caribb Fish Inst* 61: 263-270.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., VAZ-DOS-SANTOS, A.M., RODRIGUES DA COSTA, M., FIGUEIREDO, J.L., ÁVILA-DA-SILVA, A.D., LEÃO DE MOURA, R. & MENEZES, N.A. 2009. Peixes Marinhos. In *Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo* (P.M. Bressan, M.C.M. Kierulf & A.M. Sugieda, coords.). Fundação Parque Zoológico de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, p.427-567.
- SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual no. 53.526, de 08 de outubro de 2008, do Governo do Estado de São Paulo. Accessed in: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/2008/dec_53526_2008_criaapamarinhalitoralcentro_sp.pdf. Last access in 20/11/2018.
- TEIXEIRA-NEVES, T.P., NEVES, L.M. & ARAÚJO, F.G. 2015. Hierarchizing biological, physical and anthropogenic factors influencing the structures of fish assemblages along tropical rocky shores in Brazil. *Environ. Biol. Fish*, 98(6): 1645-1657.

REFERÊNCIAS

- ABDULLA, A. & LINDEN, O. 2008 Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: Review of impacts, priority areas and mitigation measures. IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain, 184p.
- ABURTO-OROPEZA, O. & BALART, E.F. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*. 22(4), 283-305.
- BARLETTA, M.; CYSNEIROS, F.J.A.; LIMA, A.R.A. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical–subtropical transition estuary. *Journal of fish biology*, v. 89, n. 1, p. 890-920.
- BERZIN, G.; LEITÃO, J. C.; NEVES, R. J. J. 1999. Modelação hidrodinâmica; uma ferramenta para a gestão de áreas costeiras: o caso do Estuário e Baía de Santos. Resumos do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte. s/p.
- BROTTO, D.S.; KROHLING, W. & ZALMON, I.R. 2007. Comparative evaluation of fish assemblages census on an artificial reef. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4), 1157-1162.
- BRYSON, M.; FERRARI, R.; FIGUEIRA, W.; PIZARRO, O.; MADIN, J.; WILLIAMS, S. & BYRNE, M. 2017. Characterization of measurement errors using structure- from-motion and photogrammetry to measure marine habitat structural complexity. *Ecology and Evolution*. 7:5669–5681.
- BUTTURI-GOMES, D.; PETRERE JUNIOR, M.; GIACOMINI, H. C. & DE MARCO JUNIOR, P. 2014. Computer intensive methods for controlling bias in a generalized species diversity index *Ecological Indicators* 37, 90–98.
- CARLSON, R.H. & STRATY, R.R. 1981. Habitat and nursery grounds of Pacific rockfish, *Sebastes* spp., in rocky coastal areas of southeastern Alaska. *Marine Fisheries Review*. 43: 13–19.
- CARVALHO-FILHO, A. 1999. Peixes: Costa Brasileira. Marca D'água, São Paulo, 3ª ed., 320p.
- CETESB. 2011. Sistema Estuarino de Santos e São Vicente. Relatório Técnico, São Paulo. 141p.
- CHARTON, J.A. & RUZAFRA, A.P. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwet Mediterranean. *Marine ecology*. 19(2), 111-128.
- CHAVES, L.C.T. 2006. Estrutura das comunidades de peixes recifais em três localidades no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado da Universidade Federal Fluminense, Brazil.
- COLARES, M.C.S. 2009. Áreas de pesca de lagosta: uma caracterização utilizando geoprocessamento e veículo de operação remota (R.O.V). Dissertação de Mestrado em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, Brasil.
- CONSOLI, P.; AZZURRO, E.; SARÀ, G.; FERRARO, M. & ANDALORO, F. 2007. Diversidad íctica asociada con plataformas extractivas: Evaluación de dos técnicas de censos visuales Fish diversity associated with gas platforms: Evaluation of two underwater visual census techniques. *Ciencias Marinas*, 33(2).
- DALBEN, A. & FLOETER, S.R. 2012. Cryptobenthic reef fishes: depth distribution and correlations with habitat complexity and sea urchins. *Journal of fish biology*, 80(4), 852-865.

- DALY, A.J.; BAETENS, J.M. & DE BAETS, B. 2018. Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 2018, 6, 119; doi:10.3390/math6070119.
- DAY JR, J.W.; HALL, C.A.S.; KEMP, W.M. & YAÑEZ- ARANCIBIA, A. 1989. *Estuarine ecology*. New York: John Wiley and Sons, 559p.
- EDGAR, G.J.; BARRETT, N.S. & MORTON, A.J. 2004. Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(2), 269-290.
- ENGLISH, S.; WILKINSON, C. & BAKER, V. 1994. *Survey Manual for Tropical Marine Resources*. Australian Institute of Marine Science, 368p.
- 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*, 61(4), 353–369.
- FERREIRA, C.E.L.; FLOETER, S.R., GASPARINI, J.L.; FERREIRA, B.P. & JOYEUX, J.C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*, 31(7), 1093-1106.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. A. 1978. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Teleostei (1). v. 2*, São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110p.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. A. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. Teleostei (2). v. 3*, São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 90p.
- FIGUEIREDO, J.L. & N.A. MENEZES. 2000. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo.
- FLOETER, S.R. & GASPARINI, J.L. 2000. The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. *Journal of Fish Biology* 56: 1099–1114.
- FLOETER S.R.; GASPARINI, J.L.; ROCHA, L.A.; FERREIRA, C.E.L.; RANGEL, C.A & FEITOZA, B.M. 2003. Brazilian reef fishfauna: checklist and remarks. Brazilian Reef Fish Project: www.brazilianreeffish.cjb.net.
- FLOETER, S.R.; FERREIRA, C.E.L.; DOMINICI-AROSEMENA, A. & ZALMON, I. 2004. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. *Journal of Fish Biology* 64(6), 1680–1699.
- FLOETER, S.R.; KHROLING, W.; GASPARINI, J.L.; FERREIRA, C.E.L. & ZALMON, I.R. 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2), 147–160.
- FRANCOUR, P.; LIRET, C. & HARVEY, E., 1999. Comparison of fish abundance estimates made by remote underwater video and visual census. *Nat. Sicil.* XXIII, 155–168 (Suppl.).
- FREITAS, M.C.; VIEIRA, R.H.S.F. & ARAÚJO, M.E. 2009. Impact of the construction of the Harbor at Pecém (Ceará, Brazil) upon reef fish communities in tide pools. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(1), 187-195.
- FREIWALD, A.; BEUCH, L.; RÜGGERBERG, A.; TAVIANI, M. & HEBBELN, D. 2009. The white coral community in the central Mediterranean Sea revealed by ROV survey. *Oceanography*, 22(1), 58-74.
- FRICKE, R.; ESCHMEYER, W.N. & VAN DER LAAN, R. (eds) 2018. *Catalog*

- of Fishes: Genera, Species, References.
(<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Versão acessada dia 22 de outubro de 2018.
- FORD, B.M.; STEWART, B.A. & ROBERTS, J.D. 2017. Species pools and habitat complexity define Western Australian marine fish community composition. *Marine Ecology Progress Series*, 574, 157-166.
- GARCÍA CHARTON, J.A.; BAYLE SEMPÈRE, J.T.; SÁNCHEZ LIZASO, J.L.; CHIESA, P.; LLAURADO, F.; PÉREZ, C. & DJIAN, H. 1993. Respuesta de la pradería de *Posidonia oceanica* y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el parque nacional de Port-Cros (Francia). *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía*, 11:423–430.
- GIBRAN, F.Z. & MOURA, R.L. 2012. The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology. Sociedade Brasileira de Ictiologia*. 10(2): 369-382.
- GLEDHILL, C.T.; LYCZKOWSKI-SHULTZ, J.; RADEMACHER, K.; KARGARD, E.; CRIST, G. & GRACE, M.A., 1996. Evaluation of video and acoustic index methods for assessing reef-fish populations. *ICES J.Mar.Sci.* 53 (2), 483–485.
- GOMES, V. P.; AMARAL, C.; GONÇALVES JR, L. C.; CÉSAR, A. & ABESSA, D. M. S. 2009. Avaliação da contaminação por mercúrio nos sedimentos do Estuário De Santos-SP, Brasil. *Revista Ceciliana*, 1(2), 29-33.
- GRAHAM, N.A.J. & NASH, K.L. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*. 32(2):315–326.
- GRATWICKE, B. & SPEIGHT, M.R. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*. 66:650-667.
- GRIGG, R. W. 1994. Effects of sewage. Discharge, fishing pressure and habitat complex on coral ecosystems and reef fish in Hawaii. *Marine Ecology Progress Series* 103, 25-34.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education, ver. 3.14. Disponível em: <<https://folk.uio.no/ohammer/past/>> Acesso em 22 de outubro de 2018.
- HARBORNE, A.R., MUMBY, P.J., KENNEDY, E.V. & FERRARI, R. 2011. Biotic and multi-scale abiotic controls of habitat quality: Their effect on coral- reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*. 437: 201–214.
- HARDEN JONES, F.R. 1956. The behaviour of minnows in relation to light intensity. *Journal of Experimental Biology* 33:271–281.
- HARRISON, S. & CORNELL, H. 2008. Toward a better understanding of the regional causes of local community richness. *Ecology letters*, 11(9), 969-979.
- HOSTIM-SILVA, M.; BERTONCINI, A. A.; MACHADO, L. F.; GERHARDINGER, L. C.; DAROS, F. A.; BARREIROS, J. P. & GODOY, E. 2006. Peixes de Costão Rochoso de Santa Catarina: I. Arvoredo. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí.
- HUGHES, T.P.; BELLWOOD, D.R.; FOLKE, C.; STENECK, R.S. & WILSON, J. 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*. 20(7):380-386.
- HUGHES, T.P.; RODRIGUES, M.J.; BELLWOOD, D.R.; CECCARELLI, D.; HOEGH- GULDBERG, O.; MCCOOK, L.; MOLTSCHANIWSKYJ, N.; PRATCHETT, M.S.; STENECK, R.S. & WILLIS, B. 2007. Phase shifts,

- herbivory and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*. 17(4):360-365.
- HUNT, J.C.; ZEIDBERG, L.D.; HAMNER, W.M. & ROBISON, B.H. 2000. The behaviour of *Loligo opalescens* (Mollusca: Cephalopoda) as observed by a remotely operated vehicle (ROV). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 80(5), 873-883.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2015. Indicadores de desenvolvimento sustentável. Dimensão Ambiental – Biodiversidade. In: IBGE. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro, 352p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2016. Estimativa da população residente nos Brasil e unidades da Federação com data de referência em 1º de julho de 2016. Acessado em 11 de maio de 2017 em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2016/estimativa_dou_2016_20160913.pdf
- IOAKEIMIDIS, C.; PAPATHEODOROU, G.; FERMEI, G.; STREFTARIS, N. & PAPATHANASSIOU, E. 2015. Use of ROV for assessing marine litter on the seafloor of Saronikos Gulf (Greece): a way to fill data gaps and deliver environmental education. *SpringerPlus* 4(1), 463.
- JOHNSON, S.W.; MURPHY, M.L. & CSEPP, D.J. 2003. Distribution, habitat, and behavior of rockfishes, *Sebastes* spp., in nearshore waters of southeastern Alaska: observations from a remotely operated vehicle. *Environmental Biology of Fishes*, 66(3), 259–270.
- JONES, G.P.; SYMS, C. 1998. Disturbance, habitat structure and the ecology of fisher on coral reefs. *Australian Journal of Ecology*, 23, 287-297.
- KOVALENKO, K.E., THOMAZ, S.M. & WARFE, D. M. 2012. Habitat complexity: Approaches and future directions. *Hydrobiologia*. 685(1):1–17.
- KRAJEWSKI, J.P. & FLOETER, S.R. 2011. Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. *Environmental Biology of Fishes*, 92: 25-40.
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological Methodology*. New York: Harper & Row, 2.
- LAM, K.; SHIN, P.K.S.; BRADBEER, R.; RANDALL, D.; KU, K.K.K., HODGSON, P. & CHEUNG, S.G. 2006. A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 333(1):115–12.
- LAMPARELLI, M.L.; COSTA, M.P.; PRÓSPERI, V.A.; BEVILÁQUA, J.E.; ARAÚJO, R.P.; EYSINK, G.G.L. & POMPEIA, S. 2001 Sistema estuarino de Santos e São Vicente. Relatório Técnico CETESB, São Paulo, 28p.
- LANGLOIS, T.; WILLIAMS, J.; MONK, J.; BOUCHET, P.; CURREY, L.; GOETZE, J.; HARASTI, D.; HUVENEERS, C.; IERODIACONOU, D.; MALCOLM, H & WHITMARSH, S. 2018. Marine sampling field manual for benthic stereo BRUVS (Baited Remote Underwater Videos). In *Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters*, Przeslawski R, Foster S (Eds). National Environmental Science Programme (NESP). pp. 82-104.
- LARA, E.N. & GONZÁLEZ, E.A. 1998. The relationship between reef fish community structure and environmental variables in the southern Mexican Caribbean. *Journal of Fish Biology*, 53(sA), 209-221.
- LASTRAS, G.; CANALS, M.; BALLESTEROS, E.; GILI, J. & SANCHEZ-VIDAL, A. 2016. Cold-Water corals and anthropogenic impacts in La Fonera

- submarine canyon head, Northwestern Mediterranean Sea. *Plos One* 11(5).
- LINDSAY, M.J., PATTERSON, H.M. & SWEARER, S.E. 2008. Habitat as a surrogate measure of reef fish diversity in the zoning of the Lord Howe Island Marine Park, Australia. *Marine Ecology Progress Series*. 353:265-273.
- LIVINGSTON, R. J. 2002. *Trophic organization in costal systems*. Boca Raton, CRC. 388p.
- LONGO, G.O.; KRAJEWSKI, J.P.; SEGAL, B. & FLOETER, S.R. 2012. First record of predation on reproductive *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa: Sphenopidae): Insights on the trade-off between chemical defences and nutritional value. *Marine Biodiversity Records*, 5.
- LUCKHURST, B.E. & LUCKHURST, K. 1978. Analysis of influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49(4), 317-323.
- LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. New York, John Wiley & Sons.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 256 p.
- MANLY, B.F.J. 2008. *Métodos estatísticos multivariados: uma introdução / Bryan F.J. Manly; tradução Sara Ianda Carmona*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 229p.
- MARCENIUK, A.P. 2005. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *B. Inst. Pesca, São Paulo*, 31(2):89-101.
- MCCAULEY, R., FEWTRELL, J. & POPPER, A.N. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *Journal of the Acoustical Society of America*, 113(1):638–642.
- MEAGER, J.J., SCHLACHER, T.A. & GREEN, M. 2011. Topographic complexity and landscape temperature patterns create a dynamic habitat structure on a rocky intertidal shore. *Marine Ecology Progress Series*. 428:1–12.
- MEDEIROS, P.R.; GREMPEL, R.G.; SOUZA, A.T.; ILARRI, M.I. & SAMPAIO, C.L.S. 2007. Effects of recreational activities on the fish assemblage structure in a northestearn Brazilian reef. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2, 288-300.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. Teleostei (3). v.4*, São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 96p.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. Teleostei (4). v.5*, São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 105p.
- MENEZES, N.A. & NIRCHIO, M.; DE OLIVEIRA, C. & SICCHARAMIREZ, R. 2015. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. *Zootaxa*. 3941 (4): 1-38.
- MILAZZO, M.; CHEMELLO, R.; BADALAMENTI, F.; CAMARDA, R. & RIGGIO, 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology*, 23:280-290.
- MITSON, R.B. & KNUDSEN, H.P. 2003. Causes and effects of underwater noise on fish abundance estimation. *Aquatic Living Resources*, 16:255–263.

- MORA, C.; CHITTARO, P.M.; SALE, P.F.; KRITZER, J.P. & LUDSIN, S.A. 2003. Patterns and processes in reef fish diversity. *Nature*, 421(6926), 933.
- MORENO-VALCÁRCEL, R.M.; OLIVA-PATERNA, F.J.; ARRIBAS, C. & FERNÁNDEZ-DELGADO, C. 2013. Fish composition and assemblage in the anthropogenic-modified tidally-restricted Doñana (Spain) marshlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 119(1): 54-63.
- MORENO, T.R. & ROCHA, R.M. 2012. Ecologia de costões rochosos. *Estud Biol Ambiente Divers*, 34(83), 191-201.
- MOSER, M.L.; AUSTER, P.J. & BICHY, J.B. 1998. Effects of mat morphology on large Sargassum-associated fishes: observations from a remotely operated vehicle (ROV) and free-floating video camcorders. *Environmental Biology of Fishes*, 51(4), 391-398.
- MOURA, R.L. 2003. Riqueza de espécies, diversidade e organização de assembléias de peixes em ambientes recifais: um estudo ao longo do gradiente latitudinal da costa brasileira. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.
- MUMBY, P.J.; DAHLGREN, C.P.; HARBORNE, A.R.; KAPPEL, C.V.; MICHELI, F.; BRUMBAUGH, D.R.; HOLMES, K.E.; MENDES, J.M.; BROAD, K.; SANCHIRICO, J.N.; BUCH, K.; BOX, S.; STOFFLE, R.W. & GILL, A.B. 2006. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science*. 311(5757): 98–101.
- NAGELKERKEN, I.; DORENBOSCH, M.; VERBERK, W.C.E.P.; COCHERET DE LA MORINIERE, E. & VAN DER VELDE, G. 2000. Importance of shallow-water biotopes of a Carribben bay for juvenile coral reef fisher: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 202:175-192.
- NELSON, J.S. 2016. *Fishes of the world*. 5th ed. New York: John Wiley & Sons. 707p.
- NERO, V.L. & SEALEY, K.S. 2006. Fish–environment associations in the coastal waters of Andros Island, The Bahamas. *Environmental Biology of Fishes*, 75(2), 223-236.
- NIGHTINGALE, B.; LONGCORE, T. & SIMENSTAD, C.A. 2006. Artificial night lighting and fishes. In: Rich, C & Longcore, T. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, USA, 257- 275.
- PATTERSON III, W.F., DANCE, M.A. & ADDIS, D.T. 2009. Development of a remotely operated vehicle based methodology to estimate fish community structure at artificial reef sites in the northern Gulf of Mexico. *Proc Gulf Caribb Fish Inst* 61: 263–270.
- PEREIRA, R.S.M. 2013. Caracterização das Megaesponjas do Batial Superior dos Açores. Dissertação de Mestrado em Estudos Integrados dos Oceanos. Horta: Universidade dos Açores.
- PERIS-MORA, E.; OREJAS, J.M.D.; SUBIRATS, A.; IBÁÑEZ, S. & ALVAREZ, P. 2005. Development of a system of indicators for sustainable port management. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1649 – 1660.
- PESSANHA, A.L.M.; ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C. & GOMES, I.D. 2000. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17(1): 251-261.
- PLOSKEY, G.R. & JOHNSON, P.N. 2001. Effectiveness on strobe lights and an infrasound device for eliciting avoidance by juvenile salmon. *American*

- Fisheries Society, Symposium 26, Bethesda, Maryland, 37-56.
- POPPER, A.N. 2003. Effects of anthropogenic sound on fishes. *Fisheries*, 28:24–31.
- PORTO DE SANTOS, 2018. Dragagem do Porto de Santos. Disponível em: <http://dragagem.portodesantos.com.br/portal/dragagem>. Acessado em: 25/11/2018.
- PRINSLOW, T.E.; WHITMUS, C.J.; DAWSON, J.J.; BAX, N.J.; SNYDER, B.P. & SALO, E.O. 1980. Effects of wharf lighting on outmigrating salmon, 1979. FRI-UW- 8007. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle.
- REES, M.J.; JORDAN, A.; PRICE, O.F.; COLEMAN, M.A. & DAVIS, A.R. 2014. Abiotic surrogates for temperate rocky reef biodiversity: Implications for marine protected areas. *Diversity and Distributions*. 20(3):284–296.
- RICKLEFS, R.E. 2010. A economia da natureza. 6a. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 572p.
- ROBERTS, C.M. & ORMOND, R.F.G. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progress Series*. (41):1–8.
- ROLIM, F.A.; LANGLOIS, T.; RODRIGUES, P.F.C.; BOND, T.; DOS SANTOS MOTTA, F.; NEVES, L.M. & GADIG, O.B.F. 2018. Network of small no-take marine reserves reveal greater abundance and body size of fisheries target species. *BioRxiv*, 422147.
- ROMESBURG, H.C. 1984. Cluster analysis for researchers Lifetime Learning Publications. Belmont, California, 128-135.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., VAZ-DOS-SANTOS, A.M., RODRIGUES DA COSTA, M., FIGUEIREDO, J.L., ÁVILA-DA-SILVA, A.D., LEÃO DE MOURA, R. & MENEZES, N.A. 2009. Peixes Marinhos. In Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo (P.M. Bressan, M.C.M. Kierulf & A.M. Sugieda, coords.). Fundação Parque Zoológico de São Paulo; Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 427-567p.
- SANTOS, J.A.P.; SCHMIEGELOW, J.M.M.; ROTUNDO, M.M. & BARRELLA, W. 2016. Composição e variação temporal da assembleia de peixes do alto sistema estuarino de Santos, São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 41(4), 945-959.
- SÃO PAULO (Estado). Decreto Estadual no. 53.526, de 08 de outubro de 2008, do Governo do Estado de São Paulo. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/2008/dec_53526_2008_criaapamarinhalitoralcentro_sp.pdf. Último acesso em 20/11/2018.
- SHIMA, J.S.; OSENBURG, C.W. & ST MARY, C.M. 2008. Quantifying site quality in a heterogeneous landscape: recruitment of a reef fish. *Ecology* 89(1), 86–94.
- SILVEIRA, M. 2010. Relações entre complexidade de habitat e comunidade de peixes de costão rochoso. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.
- SPACH, H.L.; GODEFROID, R.S.; SCHWARZ, R. & QUEIROZ, G.M.L. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Brazilian Journal of Oceanography*, 52(1): 47-58.
- SPACH, H.L.; SANTOS, C. & GODEFROID, R.S. 2003 Padrões temporais na

- assembleia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(4): 591-600.
- SPANIER, E.; COBB, J. S. & CLANCY, M. 1994. Impacts of remotely operated vehicles (ROVs) on the behavior of marine animals: An example using American lobsters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 104: 257–266.
- TABACHNICK, B.G & FIDELL, LS. 2001. Using multivariate statistics. Allyn and Bacon, Boston, 256p.
- TAYLOR, B.W.; FLECKER, A.S. & HALL JR., R.O. 2006. Loss of a harvested fish species disrupts carbon flow in a diverse tropical river. *Science*. 313(5788):833–836.
- TESSIER, E.; CHABANET, P.; POTHIN, K.; SORIA, M., & LASSERRE, G. 2005. Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 315(1), 17-30.
- TER BRAAK, C.J.F. 1987. Ordination. In: Data analysis in community and landscape ecology. (R.H.G. Jongman, C.J.F. Ter Braak.; O.F.R. Van Tongeren (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, 91-173.
- WAHLBERG, M. & WESTERBERG, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288:295–309.
- WILLING, M.R. & BLOCK, C.P. 2006. Latitudinal gradients of species richness: a test of the geographic area hypothesis at two ecological scales. *Oikos*, 112(1), 163-173.
- WILSON, S.K.; GRAHAM, N.A.J. & POLUNIN, N.V.C. 2007. Appraisal of visual assessments of habitat complexity and benthic composition on coral reefs. *Marine Biology* 151, 1069–1076.
- WOODHEAD, P.M.J. 1956. The behaviour of minnows (*Phoxinus phoxinus* L.) in a light gradient. *Journal of Experimental Biology* 33:257–270.
- WYSOCKI, L.E.; DITTAMI, J.P. & LADICH, F. 2006. Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. *Biological Conservation*, 128:501–508.
- ZAR, J.H. 2010. Biostatistical Analysis (5th ed.). Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, 944.