



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - PPGECB**

**JESSYCA LUANA SILVA TEIXEIRA**

**INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT NA EXPORTAÇÃO DE  
BIOMASSA DOS PEIXES RECIFAIS EM UNIDADES DE  
CONSERVAÇÃO MARINHA**

**ILHÉUS – BAHIA**

**2021**

**INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT NA EXPORTAÇÃO DE  
BIOMASSA DOS PEIXES RECIFAIS EM UNIDADES DE  
CONSERVAÇÃO MARINHA**

Tese apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Orientador: Prof. Alexandre Schiavetti

Coorientador: Carlos Hackradt

**ILHÉUS – BAHIA**

**2021**

T266

Teixeira, Jessyca Luana Silva.

Influência da qualidade do habitat na exportação de biomassa dos peixes recifais em unidades de conservação marinha / Jessyca Luana Silva Teixeira. – Ilhéus, BA: UESC, 2021.

100 f. : il.

Orientador: Alexandre Schiavetti.

Coorientador: Carlos Hackradt.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Peixes. 2. Peixes recifais. 3. Habitat (Ecologia). 4. Biodiversidade marinha – Conservação. I. Título.

# **INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT NA EXPORTAÇÃO DE BIOMASSA DOS PEIXES RECIFAIS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MARINHA**

Tese apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Ilhéus, 30 de agosto de 2020.

---

Prof. Dr. Alexandre Schiavetti  
UESC  
(Orientador)

---

Dr. Cleverson Zapelini dos Santos  
UFRGS

---

Prof. Dr. João Lucas Feitosa  
UFPE

---

Prof. Dr. Mirco Solé kienle  
UESC

---

Prof. Dr. Vinicius Giglio  
UFRJ

*Dedico essa tese à minha família, ao meu parceiro Victor, que me apoia em tudo, ao meu cachorro fiel companheiro, aos meus amigos, e por fim, à Jessyca de anos atrás, que mesmo desacreditando nela mesma, escolheu continuar.*

## AGRADECIMENTOS

---

Primeiramente eu quero muito agradecer a mim, porque eu não desisti. Se eu contar tudo o que eu passei, ninguém acreditariam. Às vezes nem eu acredito.

Agradeço a Deus e ao universo por me permitir trabalhar com o que amo.

Ao meu parceiro Victor, por me incentivar a fazer a primeira matrícula, não deixar eu desistir, entender minhas viagens de campo e minhas ausências, até mesmo, estando dentro de casa mergulhada nas minhas análises. Tenho muita sorte de dividir a vida com você.

Obrigada aos meus pais Gutemberg e Joelma por todo apoio e investimento na minha formação, e meus irmão pelo incentivo.

Ao meu cachorro, Lui. Fiel companheiro de horas a fio no computador, ao meu lado.

Ao meu amigo e parceiro Ramon, pela cumplicidade, melhores mergulhos e ajuda, sem medir esforços. Você é um menino de ouro!

Felipe, meu parceiro para construir a câmara de deriva. Sou muito grata a você.

Aos meus amigos, que me apoiaram e sofreram ouvindo horas eu falar dos meus modelos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao LECOMAR, à Carlos e Fabiana pelos incrementos na minha formação.

Ao prof. Alexandre Schiavetti por sempre tentar me acalmar quando (quase sempre) algo dava errado.

À secretária do PPG Amábille, pela paciência e boa vontade em ajudar.

À Universidade Estadual de Santa Cruz pela infraestrutura pública concedida para o desenvolvimento deste trabalho

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela oportunidade.

# **INFLUÊNCIA DA QUALIDADE DO HABITAT NA EXPORTAÇÃO DE BIOMASSA DOS PEIXES RECIFAIS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MARINHA**

## **RESUMO**

As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) são reconhecidas mundialmente por serem um mecanismo eficiente para a conservação e uso sustentável da biodiversidade marinha. Estudos demonstraram que dentro das Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) ocorre o aumento médio na densidade dos peixes em até duas vezes, da biomassa e do tamanho médio das espécies alvo da pesca. Sabe-se ainda que AMP tem o potencial de beneficiar áreas adjacentes através da exportação de larvas e ovos pelas correntes marinhas e da emigração de indivíduos. A escassez de conhecimento acerca dos mecanismos que podem influenciar o transbordamento, pode implicar em desenhos de AMPs e/ou gestão pouco eficientes quanto à seus objetivos. Diante disso, o presente estudo buscou avaliar, as principais lacunas em estudos avaliando o transbordamento de reserva, testar o nível de complexidade para diferentes habitats marinhos a partir de modelos 3D e utilizando a metodologia de censo visual subaquático, como a qualidade do habitat afeta o processo de exportação de biomassa das espécies de peixes recifais, de dentro para fora do Parque Marinho do Recife de Fora (PMMRF), elucidar a existência ou não de transbordamento da reserva.

Palavras-chave: Spillover, censo visual, no-take, gestão, estrutura de habitat, espécie ameaçada.

# **INFLUENCE OF HABITAT QUALITY ON THE EXPORT OF BIOMASS FISH REEF IN MARINE CONSERVATION UNITS**

## **ABSTRACT**

Marine Protected Areas (MPAs) are recognized worldwide for being an efficient mechanism for the conservation and sustainable use of marine biodiversity. Studies have shown that within the Marine Protected Areas (MPAs) there is an average increase in fish density of up to two times, in biomass and in the average size of the fish target species. It is also known that MPAs have the potential to benefit adjacent areas through the export of larvae and eggs through marine currents and the emigration of individuals. The lack of knowledge about the mechanisms that can influence the spillover may imply in MPAs designs and/or management that are inefficient in terms of their objectives. Therefore, the present study sought to assess the main gaps in studies evaluating reserve overflow, test the level of complexity for different marine habitats from 3D models and using the underwater visual census methodology, as habitat quality affects the biomass export process of reef fish species, from the inside to the outside of the Recife de Fora Marine Park (PMMRF), elucidate the existence or not of overflowing the reserve.

Keywords: Spillover, visual census, no-take, management, habitat structure, size, endangered species.





## Sumário

RESUMO .....	8
ABSTRACT .....	9
CAPÍTULO I:.....	12
RESUMO .....	13
1. Introdução .....	14
2. Material e métodos .....	15
3. Resultados .....	16
4. Discussão .....	23
5. Conclusão .....	26
Agradecimentos .....	26
Referência.....	26
Material complementar .....	38
CAPÍTULO II:.....	39
Inferindo a complexidade estrutural de diferentes habitats marinhos a partir de modelos em 3D .....	40
Resumo .....	40
1. Introdução .....	41
2. Métodos .....	44
3. Resultados .....	53
4. Discussão .....	58
Agradecimentos .....	60
Referências .....	61
CAPÍTULO III: .....	72
Resumo .....	74
2. Métodos .....	76
3. Resultados .....	83
Discussão .....	90
Considerações finais.....	94
Agradecimentos .....	95
Referências .....	95



---

# AVALIAÇÃO DE TRANSBORDAMENTO EM RESERVAS MARINHAS E SEUS DESAFIOS

---

CAPÍTULO I:



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ | Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade | O manuscrito a seguir está formatado de acordo com as normas para submissão ao periódico Fisheries Management and Ecology.

---

## **AVALIAÇÃO DE TRANSBORDAMENTO EM RESERVAS MARINHAS E SEUS DESAFIOS**

---

Jessyca Luana Silva Teixeira\*<sup>1,2,3</sup>, Carlos Werner Hackrad<sup>2</sup>, Alexandre Schiavetti<sup>3,5</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>2</sup>Marine Ecology and Conservation Lab. - Centre for Environmental Science, Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, Bahia, Brasil

<sup>4</sup>Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (LECAP), Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>5</sup> Associate Researcher at Centro Para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR), Centro Nacional Patagónico (CENPAT), Puerto Madryn, Chubut, Argentina

\* Autor correspondente.

Endereço email: [jlsteixeira@uesc.br](mailto:jlsteixeira@uesc.br) (J. Teixeira)

### **RESUMO**

As áreas marinhas protegidas (AMPs) que apresentam áreas de exclusão de pesca, podem servir como ferramenta efetiva para a conservação de espécies ameaçadas, podendo aumentar o tamanho médio, a densidade e a biomassa dos peixes, além de beneficiar áreas adjacentes sem proteção (áreas de pesca), através da exportação de ovos e larvas pelágicas pelas correntes marinhas e da emigração líquida de indivíduos juvenis e adultos, efeito conhecido como transbordamento (*spillover*). Evidências das vantagens das reservas marinhas para a conservação crescem exponencialmente, todavia, desafios ainda existem no que tange a sua aplicação e efetividade para o manejo e gestão da pesca. Avaliando cerca de 85 trabalhos publicados em uma janela temporal de 23 anos, em escala global, desenvolvemos uma abordagem para investigar as principais lacunas e desafios nos estudos ecológicos com transbordamento em reservas marinhas.

**Palavras-chave:** Reserve Effect. Marine management. Marine Reserve. Habitat complexity.

## 1. Introdução

A concepção do uso de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) para a garantia da conservação e uso sustentável da biodiversidade marinha é amplamente difundida em estudos ecológicos (Pauly et al. 2002). As reservas marinhas com áreas de exclusão de pesca (no-take) estão bem documentadas e são uma ferramenta para aumentar a sustentabilidade a longo prazo dos estoques pesqueiros já sobreexplorados (Gell e Roberts, 2003; Sobel e Dahlgren, 2004).

Sabe-se que as AMPs promovem um aumento médio de densidade nos peixes (García-Charton et al. 2008), além de um incremento no tamanho médio de organismos (Lester et al. 2009) e na diversidade (Roberts e Hawkins, 2000), contribuindo assim para a manutenção e restauração de estoques marinhos sobreexplorados (Roberts, Valkan, e Cook, 2018). A recuperação conferida pela AMP também pode beneficiar áreas adjacentes sem proteção, através da exportação de larvas e ovos pelas correntes marinhas circundantes (Chung et al. 2017) e da imigração de indivíduos, tanto jovens como adultos, efeito nomeado como transbordamento (Russ e Alcala, 1996; Gell e Roberts, 2003; Harmelin-Vivien et al. 2008; Hackradt et al. 2014).

O transbordamento é um processo dependente de densidade, ou seja, a limitação de espaço e recursos dentro de uma AMP deve ocasionar uma maior taxa de comportamentos agonísticos entre coespecíficos e/ou congêneres fazendo com que indivíduos subordinados sejam forçados a deixar a área (Abesamis e Russ, 2005). Independentemente, o efeito recrutamento também ocorre devido ao fato de os indivíduos protegidos poderem crescer, envelhecer e produzir mais ovos e larvas que após dispersão pelas correntes marinhas, recolonizam áreas dentro e fora da AMP (Félix-Hackradt et al. 2018).

Existem diversos mecanismos subjacente para que ocorra o efeito transbordamento em uma AMP como: tamanho da reserva (Edgar et al. 2014), idade da reserva, ontogenia das espécies (Jiao et al. 2018), a pressão exercida pela pesca sob as espécies, e as variáveis ambientais, como cobertura e rugosidade (Dugan e Davis 1993).

Apesar do transbordamento de reserva ser amplamente discutido, por muitas vezes é observado uma grande dificuldade de mensurá-lo (Russ 2002, Sale et al. 2005), gerando uma incerteza do potencial da AMP de promover além da conservação in situ, o reabastecimento de áreas adjacentes. Segundo Goñi e colaboradores (2006), os trabalhos não devem afirmar a detecção do transbordamento sem que os resultados indiquem uma maior exportação líquida de migrantes do que as populações em áreas de pesca. Afirma ainda que, muitas vezes, o

transbordamento não é demonstrado. Isso pode ser resultado da utilização de metodologias inadequadas ou pouco eficientes.

Para avaliar o efeito do transbordamento, medidas do gradiente de abundância e biomassa são coletadas dentro da reserva, próximos aos limites da AMP, estendendo-se a quilômetros de distância da borda da reserva (Gell e Roberts 2003), dependendo da mobilidade da espécie avaliada em questão (Russ e Alcalá, 1996; Kaunda-Arara e Rose, 2004). Para a coleta de dados são empregados diversos tipos de metodologias, desde de censo visual a marcação e recapturam, mas ainda existem questões em aberto sobre quais metodologias são mais eficientes.

Considerando o potencial que as reservas possuem para exportação de biomassa, beneficiando a atividade pesqueira, assim como a influência da complexidade do habitat no funcionamento ecossistêmico marinho, neste processo, o objetivo deste estudo foi realizar uma revisão sobre estudos que avaliam o transbordamento e os principais desafios e lacunas.

## **2. Material e métodos**

### *Levantamento de dados*

Esta pesquisa seguiu os princípios de uma revisão sistemática. Foram selecionados prioritariamente trabalhos que tragam consigo uma investigação do potencial ocorrência de transbordamento a partir de Áreas Marinhas Protegidas. Para esta revisão foi utilizado como critério trabalhos que abordam AMP nas quais possuem implementados zonas com exclusão de pesca. Estas áreas ou zonas de exclusão de pesca, correspondem ao fechamento permanente ou temporário do local, com o objetivo de viabilizar a recuperação de estoques pesqueiros de espécies sobreexplotadas (Roberts e Polunin, 1991; Dayton et al. 2000; Gell e Roberts, 2002).

### *Base de dados*

Foram revisamos artigos sobre transbordamento revisada por pares, publicados até 07 de dezembro de 2018. Por meio da base de dados da *Web of Science* e ISI Web of Knowledge (ISI WoK), foram selecionados os primeiros 75 itens de cada conjunto de termo de busca. *Os termos compreendem em: “Spillover AND habitat complexity”, “spillover AND no-take”, “spillover AND marine reserve”, “spillover AND marine protected área”, “no-take AND (perception OR evidence OR increase OR effectiveness)”, “marine reserve AND (richness OR abundance OR biomass OR cpue)”, “marine protected area AND fisheries”, “marine protected area AND*

*(richness OR abundance OR biomass OR cpue)”, ” fisheries AND spillover AND (richness OR abundance OR biomass OR cpue)”, “fisheries AND spillover AND (perception OR evidence OR increase OR effectiveness)”, ” fisheries AND marine reserve AND (perception OR evidence OR increase OR effectiveness)”, ” fisheries AND marine protected area AND (perception OR evidence OR increase OR effectiveness)”, ” Designing Marine Reserves for Fisheries”.*

### *2.1. Critério de inclusão*

As referências recuperadas passaram por uma sequência de critérios para sua inclusão no estudo. Primeiramente, foram considerados estudos com título e resumo relevante. Como critério também foram avaliados: Presença de áreas protegidas (no-take), indícios ou confirmação de transbordamento e citações das variáveis ambientais da área de estudo. Os artigos de revisão não foram considerados.

### *2.2. Análise dos dados*

As referências recuperadas foram classificadas por ecorregião (polar, temperado, tropical) e os respectivos oceanos, permitindo avaliarmos a sua distribuição no mundo.

As metodologias também foram características separadas dos estudos para entender a empregabilidade das mesmas. O mesmo foi feito para os tópicos usados em estudos com transbordamento de reservas marinhas e sua capacidade de locomoção.

## **3. Resultados**

Inicialmente foram selecionados um total de 900 estudos (12 conjuntos de termos \* 75 itens). Destes, 815 foram desclassificados por não possuírem as características de inclusão.

Após a remoção dos estudos duplicados, 240 potenciais estudos foram selecionados para a fase de elegibilidade. Assim, tivemos 85 estudos que foram selecionados para avaliação completa (ver Material Complementar) conforme ilustrado pela **Figura 1**.

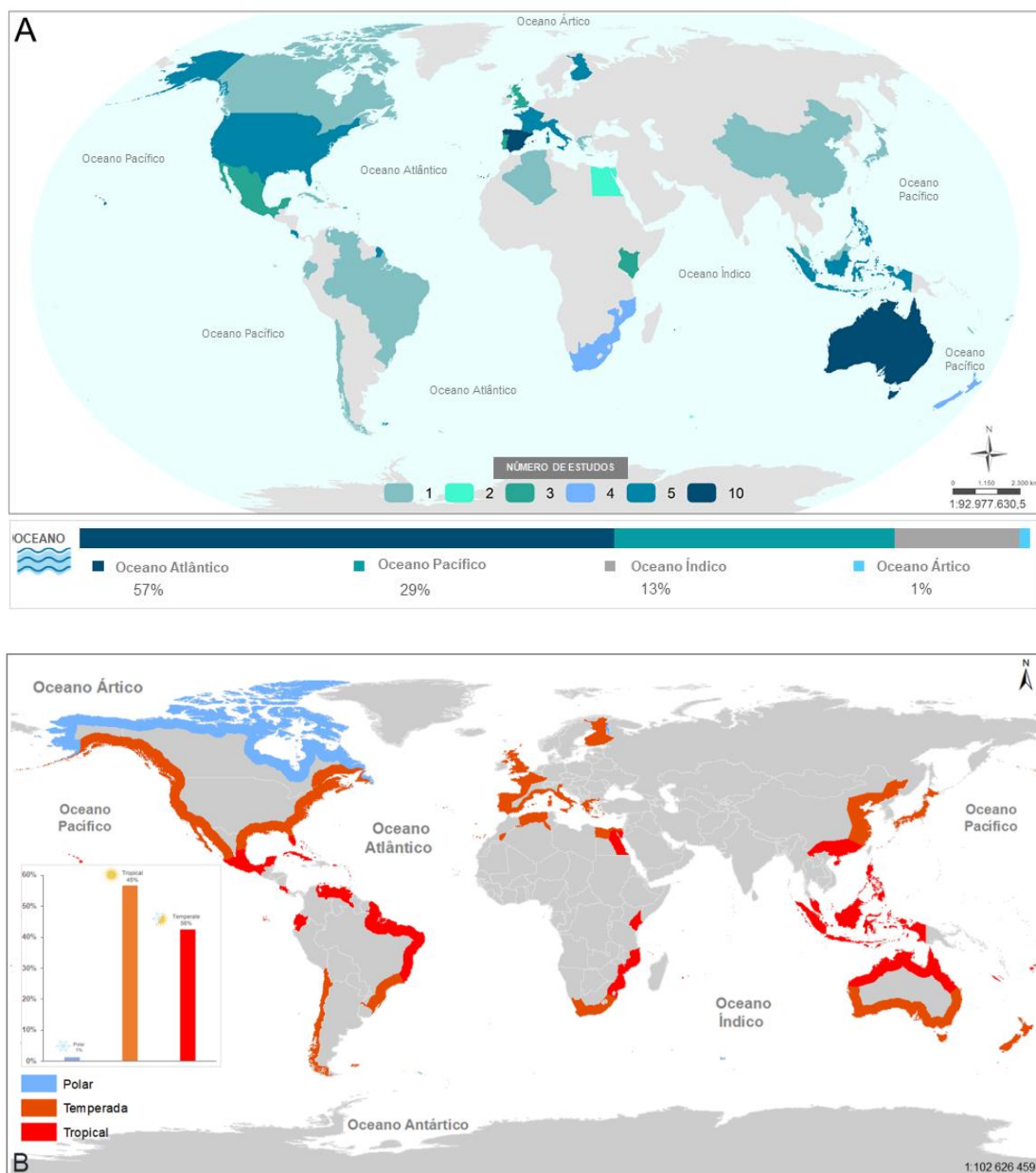


**Figura 1.** Fluxograma do processo de seleção dos artigos pesquisados. O número de artigos científicos para identificação, triagem, elegibilidade e inclusão na revisão sobre potencial ocorrência de transbordamento de Áreas Marinhas Protegidas ao redor do mundo. Em cada etapa está indicado entre parênteses o número de artigos científico.

### *Distribuição dos estudos*

Os estudos sobre o transbordamento de reservas marinhas mostraram estar distribuídos em todos os oceanos, mas não na mesma proporção, sendo predominantes em regiões temperadas, localizadas no oceano Atlântico, sendo estes, metade no mar Mediterrâneo (**Figura 2.**).





**Figura 2. A:** Mapa da distribuição dos trabalhos avaliados segundo os oceanos ( Ártico, Atlântico, Índico e Pacífico). Gráfico com a porcentagem dos trabalhos em cada oceano. **B:** Mapa e gráfico de distribuição dos trabalhos avaliados por ecorregião (polar, temperado, tropical).

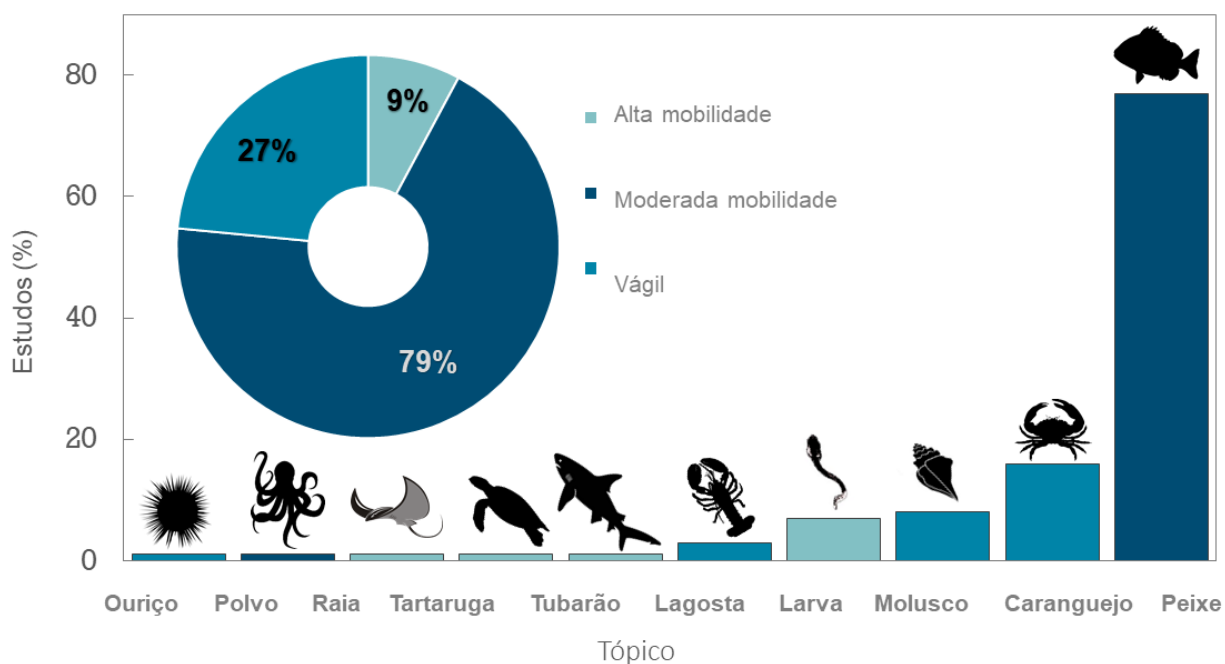
A distribuição dos estudos indicou uma correlação (78%) positiva com regiões que possuem reservas marinhas (AMPs) mais antigas, e também com regiões que recebem incentivos para pesquisas e monitoramentos através dos subsídios batizados de ‘Subsidies that boost sustainability’, que são subsídios governamentais aplicados a gestão da pesca, as regulamentações, e as investigações científicas sobre as populações de peixes (Cisneros-Montemayor et al. 2016). Esse tipo de subsídio pode chegar a US\$ 11 bilhões de dólares anualmente, sendo que em países desenvolvidos, os valores fornecidos são mais aplicados, como avaliado por Sumaila et al. 2016.

Com maior investimento em pesquisas científicas, o sistema pesqueiro pode usufruir dos seus resultados para aumentar seu potencial, utilizando conhecimentos com base na combinação de tecnologia e conhecimento obtidos nos estudos, permitindo a expansão de inovações mais ambiciosas e eficientes para vantagem comercial nesse âmbito.

A legislação para a pesca nos países também refletiu no grande registro de estudos. Como exemplo, a Austrália, que possui uma legislação bem delineada e possui uma grande porcentagem de reservas marinhas, o que envolve mais incentivo em pesquisa (Oliveira et al. 2020).

### *Tópicos e mobilidade*

Foram observados os mais variados tópicos para avaliação do transbordamento, sendo a maioria com enfoque em peixes (68%), seguido por lagosta (14%), moluscos (7%) e larva (5%). Houve estudos (5%) que abordaram mais de um tópico. Dos tópicos avaliados, 79% consiste em grupos de mobilidade moderada (**Figura 2**).



**Figura 2.** Representação dos tópicos (em porcentagem) avaliados nos trabalhos (Caranguejo, Lagosta, Larva, Molusco, Ouriço, Peixe, Polvo, Raia, Tartaruga e Tubarão). Altamente móvel, moderadamente móvel e vago.

A quantidade significativa de estudos com peixes, está diretamente relacionada a sua mobilidade moderada, tornando propensos a serem beneficiados pela proteção por se manterem dentro da reserva e assim existir um padrão de transbordamento de indivíduos.

Outro fator importante a ser considerado, são os interesses comerciais pesqueiros por trás dos incentivos as pesquisas. Os peixes são a principal fonte de proteína para um quinto da

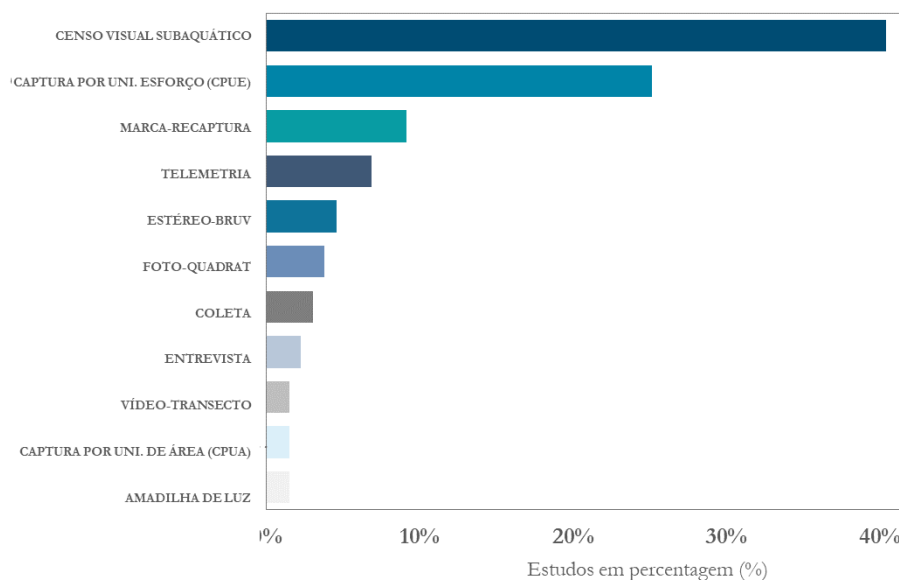
população mundial, refletindo o investimento anual no setor da pesca em subsídios ou pagamentos governamentais estimado em \$ 38 bilhões em todo o mundo, no qual a Europa, Canadá e Estados Unidos se destacam (Cisneros-Montemayor et al. 2016).

Por outro lado, podemos verificar a escassez de estudos com tópicos que possuem alta mobilidade. Isso se deve ao fato de realizarem grandes migrações, não sendo bons indicadores de transbordamento, pois podem ser menos propensos a se beneficiar de proteção, exceto em reservas muito grandes (Le Quesne e Codling, 2009), o que diminui a possibilidade de serem o foco de estudos de transbordamento. O mesmo vimos com tópicos de baixíssima mobilidade, os vagéis, por não se movimentarem tanto, não se espera que apresentem um padrão de transbordamento (Kellner et al. 2007).

### Metodologias dos estudos

Diferentes metodologias foram abordadas nos estudos, a saber: Armadilha luminosa, Coleta, Censo Visual Subaquático (CVS), Pesca experimental (medida pela captura por unidade de esforço (CPUE) e captura por unidade de área CPUA), Entrevista (percepção de pescadores), Foto-quadrat, marcação-recaptura, Stereo-BRUV, Telemetria e Vídeo-transecto (Figura 3).

Respectivamente o percentual de cada tópico estudado refletiu diretamente no percentual de metodologias utilizadas. Das metodologias utilizadas, Censo Visual Subaquático (40%) e CPUE (captura por unidade de esforço) (25%) foram as metodologias mais abundantes. Alguns estudos utilizaram mais de um método (5%), sendo considerados na avaliação.



**Figura 3.** Representação da percentagem das metodologias utilizadas nas obras que tratam de spillover de reservas marinhas. Armadilha luminosa, Censo Visual Submarino (CVS), captura por unidade de esforço (CPUE), marcação-recaptura, telemetria, estéreo-BRUV, foto-quadrat, coleta, entrevista (percepção dos pescadores),

Ambas as técnicas mais utilizadas nos estudos são relativamente fáceis de se obter os dados: CVS por ser um método relativamente barato e CPUE por obter dados de registro de desembarque pesqueiro, atividade recorrente e obrigatória em portos do mundo inteiro.

A técnica de censo visual subaquático é o método mais comumente usado para monitoramento de reservas marinhas (Caldwell et al. 2016). Uma técnica não destrutiva, capaz de fornecer, através de mergulhadores treinados, dados valiosos e econômicos de diversidade (Brock, 1954), densidade, além de classes de tamanho e biomassa das espécies (Bohnsack, 1986). Porém certas limitações e desafios operacionais merecem atenção, especialmente para estudos com spillover, pois a técnica UVC pode mostrar um panorama momentâneo da população numa escala refinada, podendo inferir, mas não comprovar que os indivíduos atravessam o limite da reserva.

Características comportamentais e morfológicas também influenciam a eficácia da metodologia para espécie-específica desse tipo de abordagem em amostragem (Samoilys et al. 2000; Pais e Cabral, 2018), como o período ativo da espécie (considerando que os censos visuais são feitos durante o dia), o impacto da presença e movimento do mergulhador, resultando no afastamento dos indivíduos (Brock, 1982), e até mesmo o nível de atividade das espécies, visto que a detecção de espécies sedentárias é baseada no mergulhador encontrar as espécies, e a velocidade do movimento das espécies mais ágeis pode gerar super-representação, podendo ser registrado o mesmo indivíduo mais de uma vez (Samoilys et al. 2000).

A segunda metodologia mais utilizada foi a CPUE, que são avaliações rotineiras do estoque pesqueiro que empregam índices de captura por unidade de esforço e permite estimar o status dos estoques (Bigelow et al. 1999). Esses dados são essenciais para o ajuste de modelos de produção excedentes, e são usados em todo o mundo. O maior desafio dessa técnica é sem dúvida a despadronização dos dados, dificultando as análises (Poulsen e Holm, 2007). Períodos de ausência de registros também podem gerar resultados conflitantes para a flutuação da população de espécies (Francesca et al. 2019). Além disso, com o tempo, os apetrechos de pesca sofreram mudanças significativas, o que podem resultar em variabilidade na capacidade de captura, tornando a CPUE um índice não confiável em análises a longo prazo, chamadas de *longline* (Yokawa e Uozumi, 2001).

Avaliando as metodologias menos utilizadas, a light trap foi de menor adesão (2%) entre todas, reflexo da seletividade quanto ao seu uso. Outras metodologias que apresentaram porcentagem maior de uso, permite o estudo de mais de um tipo de tópico em diversas fases de vida, já as light traps, são utilizadas na avaliação do spillover no intuito de avaliar somente a exportação de larvas em uma reserva, pois o aparato só captura larvas e juvenis de pré-

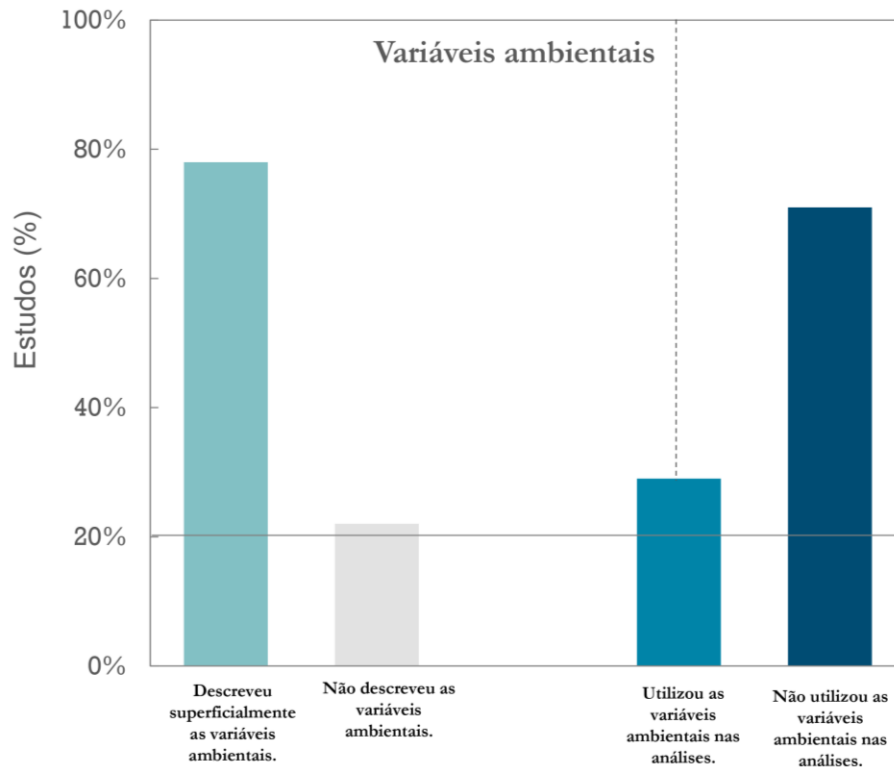
assentamento (Brogan, 1994). Essa metodologia também tem vieses de amostragem para táxons, já que algumas espécies em sua fase larval não são fotopositivos ou são incapazes de entrar nas armadilhas durante os estágios larval ou juvenil (Choat et al. 1993).

Outras metodologias, apesar de serem grandes aliadas na detecção do spillover, como de marcação-recaptura (9%) e telemetria acústica (7%) que são capazes de detectar o movimento dos indivíduos, foram pouco aplicadas. Na técnica de marcação-recaptura é possível afirmar se realmente o indivíduo marcado está transitando fora dos limites da reserva, porém não possível diferenciar a causa da mobilidade do indivíduo, sendo registrado apenas na hora da marcação e na recaptura (Kipling and Le Cren, 1984), tornando grande esforço para amostrar. Já a telemetria acústica (ativa e passiva) tem vantagem ao comparar com o método marca-recaptura, pois o indivíduo pode ser localizado repetidamente, por longos períodos, sem a necessidade do pesquisador está em campo. Além disso, o animal precisa ser manipulado apenas uma vez, garantindo mais segurança e menos estresse ao animal (Donaldson et al. 2014). São potentes metodologias para avaliar o spillover, porém são dispendiosas.

As metodologias que foram menos utilizadas nos estudos são na maioria de grande custo (ex. telemetria), requer grande tempo de obtenção/análise (ex. marcação-recaptura, coleta), ou são técnicas que existem a menos tempo (ex. stereo BRUV, vídeo-transecto), por isso não obtiveram maiores usos.

### *Variáveis ambientais*

As variáveis ambientais, como tipo de fundo ou cobertura dos locais onde foram realizados os estudos foram citadas superficialmente por 78% dos trabalhos, porém apenas 29% dos estudos utilizaram os dados ambientais nas análises para avaliar o efeito do transbordamento em reservas marinhas.



**Figura 4.** Porcentagem de estudos que citam variáveis ambientais e a porcentagem de estudos que efetivamente usam variáveis ambientais nas análises.

## 4. Discussão

### *Distribuição dos estudos*

É notório os benefícios para geração de conhecimento acerca da fauna local, manejo e ecologia das espécies em AMP, onde parte do investimento em subsídios para a pesca, é revertido para pesquisa. Tais políticas públicas devem ser estimuladas e implementadas em todos os países.

Considerando que os estudos sobre o potencial de transbordamento de AMP servem não apenas para testar (e eventualmente comprovar) a eficácia de uma área de exclusão de pesca, mas fundamentalmente, para obter o reconhecimento, nortear a comercialização da pesca e ganhar apoio de pescadores que são os diretamente afetados com a criação das reservas. Neste sentido, a desigual distribuição de estudos ao redor do mundo enfatiza a necessidade de mais esforço de pesquisa com AMP do Atlântico Tropical e Índico. Essas regiões possuem milhões de pessoas que dependem diretamente dos recursos pesqueiros e que convivem com fatores que afetam a sustentabilidade, tais como crescente demandas pelos recursos, governança deficiente, pobreza e falta de alternativas.

### *Tópicos e mobilidade*

Os benefícios de conservação particularmente para espécies que apresentam baixa a moderada mobilidade, dentro de áreas fechadas, para a pesca estão bem documentados, (Boersma e Parrish, 1999; Gell e Roberts, 2003) e esse fator deve ser considerado nos estudos de spillover, assim como no objetivo da eficácia das ações de gestão (Grüss et al. 2011). Por outro lado, poucos são os estudos que investigam os mecanismos que influenciam à migração de adultos das AMPs, como movimentos dependentes da densidade de indivíduos competitivamente subordinados de habitats preferidos (Abesamis e Russ, 2005), migrações sazonais (Kaunda-Arara e Rose, 2004) ou aleatórios e movimentos na área que circunda o local de vivência ou realocação (Tupper, 2007).

Porém, ressaltamos a extrema importância em testar o mecanismo do spillover com espécies de maior mobilidade em grandes reservas, a fim de entender também o seu deslocamento, possibilitando o aumento da área de proteção para as áreas de movimentação. Um grande exemplo de sucesso na restauração da população, ao incluir áreas de movimentação do tópico de alta mobilidade, é a Baleia Jubarte (Bejder et al. 2016), no qual foi observado um aumento exponencial da população. Dessa forma, destacamos a importância de estudos com tópicos que estão com populações criticamente ameaçados em todo o mundo, como tubarões, raias (Pacoureau et al. 2021) e tartarugas marinhas (Robinson et al. 2021) e que são de alta mobilidade.

### *Metodologias dos estudos*

A baixa adesão a estudos com light trap, e conseqüentemente com a fase larval dos tópicos, mostra uma grande lacuna no que tange conhecimentos sobre a dinâmica e ecologia das populações (Félix-Hackradt et al. 2014). A necessidade de entender o aporte larval, principalmente em reservas marinhas e áreas adjacentes, implica em uma maior efetividade da reserva ao exportar recrutas. Ao passo que entendido o ciclo completo da espécie, a proteção pode ser direcionada desde a fase larval até a fase reprodutiva, tornando áreas de berçário também protegidas (Harrison et al. 2012).

Outra lacuna preocupante nos estudos foi a baixa aderência da metodologia considerando o conhecimento ecológico tradicional. Os estudos utilizando o conhecimento e ações das comunidades tradicionais, objetivando a conservação e entendimento dos ambientes marinhos, já provou ser bastante eficaz (Giaretta et al. 2021), e sendo fundamental principalmente, quando não

há estudos prévios (Heyman et al. 2004; Bezerra et al. 2021). Saber o histórico do local é tão importante quanto a situação atual. Por isso, envolver a comunidade tradicional (pesqueira), público de maior interesse no efeito de *spillover* da reserva marinha, é muito necessário.

Como observamos, as metodologias para análise do *spillover* em reservas marinhas são bem variáveis de acordo com o tópico a ser estudado, e apesar de serem eficientes, possuem algumas limitações. Por isso, o ideal é a combinação de mais de uma metodologia, e que essencialmente sejam consideradas as variáveis ambientais, para que se tenha um resultado mais robusto. Recentemente novas técnicas, baratas e acessíveis, como modelagem de nicho e mapeamento de habitats do fundo do mar em alta precisão, estão se tornando ferramentas imprescindíveis para os pesquisadores (Brown et al. 2011). Ecólogos marinhos empregaram esta tecnologia para explorar as relações entre as medidas de sensoriamento remoto, tais como a complexidade estrutural e as assembleias biológicas em ambientes de corais e recifes (Ferrari et al. 2017). Essas medidas tornam possível a orientação do designer de reservas que tenha não só o papel de proteger, mas de exportar biomassa (Rees et al. 2014).

### *Variáveis ambientais*

O baixo uso das variáveis ambientais para avaliar o *spillover* traz preocupações quanto aos modelos ecológicos resultantes e decisões de gestão tomadas a partir desses estudos. É consenso entre os ecólogos que as variáveis ambientais e de transição são as chaves para entender os processos evolutivos e ecológicos das espécies em escala espacial e temporal (Ferro e Morrone, 2014) e ignorar a importância do movimento dependente do habitat pode prejudicar o entendimento da necessidade real da espécie no que tange gestão e preservação.

Como visto por Thorbjornsen et al. 2018, que ao verificar o efeito do transbordamento de lagostas, que se movimentaram a para os limites das reservas influenciada pelas características do habitat, observou que as movimentações podem estar ligadas ao habitat. Os movimentos ontogenéticos também podem estar relacionados às características ambientais e indicar decisões comportamentais que visam maximizar os benefícios líquidos, aumentando a taxa de crescimento e reduzindo o risco de mortalidade (Dahlgren e Eggleston, 2000), como observado por Félix-Hackradt et al. 2018, no qual verificou seleção de habitats preferidos por larvas de peixes para assentamento, bem como a retenção larval, influenciada pela geomorfologia.

Considerando que a complexidade estrutural de um ecossistema influencia na dinâmica populacional, além de aumentar a estabilidade, produtividade e resiliência, essa potencial falta de clareza dos efeitos ambientais, podem mascarar as tendências ecológicas da relação entre estrutura de habitat e transbordamento. Portanto, o uso indevido de informações com lacunas que incorpora



os fatores proteção e habitat, pode levar a sérias consequências no contexto empírico e levar os gestores a tomar decisões erradas na gestão e criação de reservas marinhas com objetivo de reabastecer áreas adjacentes, que possuam sua população sobre-explotada, atenuando a efetividade das AMPs.

A complexidade ambiental, assim como as variáveis ambientais,, devem ser incluídas como co-variáveis em testes estatísticos de efetividade da reserva marinha e spillover, melhorando assim a precisão da avaliação (Claudet e Guidetti, 2010).

## **5. Conclusão**

Estudos abordando o transbordamento de organismos marinhos para áreas adjacentes a uma AMP possuem grandes e importantes lacunas. Estudos de transbordamento de reservas marinhas, nos trópicos, área de grande produtividade marinha, devem ser mais explorados. Os tópicos de mobilidade moderada, são os mais indicados e utilizados na avaliação do transbordamento. Todavia, populações de tópicos de mobilidade alta e que estão criticamente ameaçadas merecem atenção em futuros estudos. O método de CVS é o mais utilizado nos estudos, porém, futuros trabalhos abordando o processo do transbordamento devem utilizar metodologias com escalas espaciais complementares, além de incorporar a perspectiva dos usuários dos recursos. Variáveis ambientais, apesar de serem cruciais para o entendimento da dinâmica das espécies, são constantemente negligenciadas nas análises para avaliação do spillover.

## **Agradecimentos**

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor.

## **Referência**

Abesamis, R. A., e Russ, G. R. (2005). Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecological applications*, 15(5), 1798-1812.

Abesamis, R. A., Russ, G. R., e Alcala, A. C. (2006). Gradients of abundance of fish across no-take marine reserve boundaries: evidence from Philippine coral reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(4), 349-371.

Andrés M. Cisneros-Montemayor, Enrique Sanjurjo, Gordon R. Munro, Victor. Hernández-Trejo, U. Rashid Sumaila, Strategies and rationale for fishery subsidy refor. *Marine Policy*. Volume 69. 2016. Pages 229-236. ISSN 0308-597X. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.001>.

Bigelow, K.A., Boggs, C.H., He, X., 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fish. Oceanogr.* 8, 178–198.

Boersma, P. D., e Parrish, J. K. (1999). Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31(2), 287-304.

Bohnsack JA, Bannerot SP. A Stationary Visual Census Technique for Quantitatively Assessing Community Structure of Coral Reef Fishes. 1986.

Brock RE. A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations. University of Miami—Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science; 1982.

Brock VE. A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations. *The Journal of Wildlife Management*. 1954;18: 297. doi: 10.2307/3797016.

Brogan, M. W. 1994. Two methods of sampling fish larvae over reefs: a comparison from the Gulf of California. *Mar. Biol.* 118: 33–44.

Caldwell ZR, Zgliczynski BJ, Williams GJ, Sandin SA (2016) Reef Fish Survey Techniques: Assessment the Potential for Standardizing Methodologies. *PLoS ONE* 11 (4): e0153066. doi: 10.1371 / journal.pone.0153066

Choat, J. H., P. J. Doherty, B. A. Kerrigan, and J. M. Leis. 1993. A comparison of towed nets, purse seine, and light-aggregation devices for sampling larvae and pelagic juveniles of coral reef fishes. *Fish. Bull., U.S.* 91: 195–209.

Chung, F. C., Komilus, C. F., e Mustafa, S. (2017). Effect of the creation of a marine protected area on populations of Coral Trout in the Coral Triangle region. *Regional Studies in Marine Science*, 10, 1–9.

Claudet, J., Osenberg, C. W., Domenici, P., Badalamenti, F., Milazzo, M., Falcón, J.

M., ... e Borg, J. A. (2010). Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecological applications*, 20(3), 830-839.

Dahlgren, C. P., e Eggleston, D. B. (2000). Ecological processes underlying ontogenetic habitat shifts in a coral reef fish. *Ecology*, 81(8), 2227-2240.

Donaldson MR, Hinch SG, Suski CD, Fisk AT, Heupel MR, Cooke SJ. Making connections in aquatic ecosystems with acoustic telemetry monitoring. *Front Ecol Env*. 2014; 12(10):565–73.

Dugan, J. E., e Davis, G. E. (1993). Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(9), 2029-2042.

Edgar, G. J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T. J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., ... e Buxton, C. D. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506(7487), 216.

Eloísa Pinheiro Giareta, Aline Cristina Prado, Renata Daldin Leite, Érica Padilha, Ingrid Hyrcena dos Santos, Caroline Da Costa De Lima Wosiak, Natascha Wosnick, Fishermen's participation in research and conservation of coastal elasmobranchs. *Ocean e Coastal Management*. Volume 199, 2021. 105421. ISSN 0964-5691. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105421>.

Félix-Hackradt, F. C., Hackradt, C. W., Treviño-Otón, J., Pérez-Ruzafa, Á., e García-Charton, J. A. (2018). Effect of marine protected areas on distinct fish life-history stages. *Marine environmental research*, 140, 200-209.

Ferrari, A. L., e Riccomini, C. (2017). Campo de esforços plio-pleistocênico na ilha da trindade (oceano atlântico sul, brasil) e sua relação com atectônica regional. *Revista Brasileira de Geociências*, 29(2), 195-202.

Ferro, I., e Morrone, J. J. (2014). Biogeographical transition zones: a search for conceptual synthesis. *Biological Journal of the Linnean Society*, 113, 1–12.

Francesca C. Forrestal, Michael Schirripa, C. Phillip Goodyear, Haritz Arrizabalaga, Elizabeth A. Babcock, Rui Coelho, Walter Ingram, Matthew Laretta, Mauricio Ortiz, Rishi Sharma, John Walter. Testing robustness of CPUE standardization and inclusion of environmental variables with simulated longline catch datasets. *Fisheries Research*. Volume 210. 2019. Pages 1-13, ISSN 0165-7836. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.09.025>.

- Friedlander, A. M., e Parrish, J. D. (1998). Temporal dynamics of fish communities on an exposed shoreline in Hawaii. *Environmental Biology of Fishes*, 53(1), 1-18.
- García-Charton, J. A., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Claudet, J., Badalamenti, F., Benedetti-Cecchi, L., ... e Vandeperre, F. (2008). Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems?. *Journal for Nature Conservation*, 16(4), 193-221.
- Gell, F. R., e Roberts, C. M. (2003). Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology e Evolution*, 18(9), 448-455.
- Global fisheries subsidies: An updated estimate. *Marine Policy*. Volume 69, 2016.
- Goñi, F. M., e Alonso, A. (2006). Biophysics of sphingolipids I. Membrane properties of sphingosine, ceramides and other simple sphingolipids. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes*, 1758(12), 1902-1921.
- Gratwicke, B., e Speight, M. R. (2005). Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 292, 301-310.
- Habitat use and ontogenetic shifts of fish life stages at rocky reefs in South-western Mediterranean Sea. *Journal of Sea Research*. Volume 88. 2014. Pages 67-77. ISSN 1385-1101. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.12.018>.
- Hackradt, C. W., García-Charton, J. A., Harmelin-Vivien, M., Pérez-Ruzafa, Á., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., ... e Valle, C. (2014). Response of rocky reef top predators (Serranidae: Epinephelinae) in and around marine protected areas in the Western Mediterranean Sea. *PloS one*, 9(6), e98206.
- Halpern, BS, Lester, SE e Kellner, JB (2009). Spillover of marine reserves and replacement of fish stocks. *Environmental Conservation*, 268-276.
- Harmelin-Vivien, M., Le Diréach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J. A., Ody, D., ... e Valle, C. (2008). Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover?. *Biological conservation*, 141(7), 1829-1839.
- Harrison, H. B., Williamson, D. H., Evans, R. D., Almany, G. R., Thorrold, S. R., Russ, G. R., ... e Jones, G. P. (2012). Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Current biology*, 22(11), 1023-1028.

Inajara Marques Bezerra, Mauricio Hostim-Silva, Jessyca Luana Silva Teixeira, Carlos Werner Hackrad, Fabiana C. Félix-Hackrad, Alexandre Schiavetti, Spatial and temporal patterns of spawning aggregations of fish from the Epinephelidae and Lutjanidae families: An analysis by the local ecological knowledge of fishermen in the Tropical Southwestern Atlantic. *Fisheries Research*, Volume 239. 2021. 105937. ISSN 0165-7836. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105937>.

Jennings, N. R., Faratin, P., Lomuscio, A. R., Parsons, S., Wooldridge, M. J., e Sierra, C. (2001). Automated negotiation: prospects, methods and challenges. *Group Decision and Negotiation*, 10(2), 199-215.

Kaunda-Arara, B., e Rose, G. A. (2004). Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biological Conservation*, 118(1), 1-13.

Kellner, J.B., Tetreault, I., Gaines, S.D. e Nisbet, R.M. (2007) Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications* 17(4): 1039–1054.

Kipling, C. and Le Cren, E.D. (1984), Mark-recapture experiments on fish in Windermere, 1943–1982. *Journal of Fish Biology*, 24: 395-414. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1984.tb04811.x>

Le Quesne, W.J.F. e Codling, E.A. (2009) Managing mobile species with MPAs: the effects of mobility, larval dispersal, and fishing mortality on closure size. *ICES Journal of Marine Science* 66(1): 122–131.

Lester, S. E. e Halpern, B. S. Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 367, 49–56 (2008).

Michelle Bejder, David W. Johnston, Joshua Smith, Ari Friedlaender, Lars Bejder. Embracing conservation success of recovering humpback whale populations: Evaluating the case for downlisting their conservation status in Australia. *Marine Policy*,

Miller, K. I., e Russ, G. R. (2014). Studies of no-take marine reserves: Methods for differentiating reserve and habitat effects. *Ocean e Coastal Management*, 96, 51-60.

Oliveira-Júnior JG, Ladle RJ, Correia R, Batista VS (2016) Measuring what matters - Identifying indicators of success for Brazilian marine protected areas. *Mar Policy*, 74, 91-98.

Pacoureau, N., Rigby, CL, Kyne, PM et al. Half a century of global shark decline and ocean rays. *Nature* 589, 567–571 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03173-9>. Pages

Pais MP, Cabral HN. 2018 .Efeito da metodologia de levantamento visual subaquático na tendência e na precisão da contagem de peixes: uma abordagem de simulação . PeerJ 6 : e5378 <https://doi.org/10.7717/peerj.5378>.

Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., ... e Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418(6898), 689.

Poulsen RT, Holm P. O que os historiadores da pesca podem aprender com a ciência marinha? O Conceito de Captura por Unidade de Esforço (CPUE). *International Journal of Maritime History* . 2007; 19 (2): 89-112. doi: 10.1177 / 084387140701900205.

Rashid Sumaila U., Vicky Lam, Frédéric Le Manach, Wilf Swartz, Daniel Pauly,

Robinson, DP, Hyland, K., Beukes, G., Vettan, A., Mabadikate, A., Jabado, RW, ... e Baverstock, W. (2021). O rastreamento por satélite de tartarugas marinhas reabilitadas sugere uma alta taxa de sobrevivência de curto prazo após a soltura. *Plos um* , 16 (2), e0246241.

Rosenzweig ML (1995) *Species diversity in space and time*.

Cambridge University Press

Russ, G. R. (2002). Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*, 24, 421.

Russ, G. R., e Alcala, A. C. (1996). Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132, 1-9.

Sale, P. F., Cowen, R. K., Danilowicz, B. S., Jones, G. P., Kritzer, J. P., Lindeman, K. C., ... e Steneck, R. S. (2005). Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in ecology e evolution*, 20(2), 74-80.

Samoilys MA, Carlos G. Determining Methods of Underwater Visual Census for Estimating the Abundance of Coral Reef Fishes. *Environ Biol Fish*. Kluwer Academic Publishers; 2000;57: 289–304.

Sciberras, M., Jenkins, S. R., Kaiser, M. J., Hawkins, S. J., e Pullin, A. S. (2013). Evaluating the biological effectiveness of fully and partially protected marine areas. *Environmental Evidence*, 2(1), 4.

Sobel, J., e Dahlgren, C. (2004). *Marine reserves: a guide to science, design, and*

use. Island Press.

Sumaila, U. R., & Pauly, D. (2006). Catching more bait: a bottom-up re-estimation of global fisheries subsidies.

Abecasis, D., Afonso, P., e Erzini, K. (2014). Can small MPAs protect local populations of a coastal flatfish, *Solea senegalensis*?. *Fisheries management and ecology*, 21(3), 175-185.

Abesamis, R.A.; Russ, G.R. (2005). Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. *Ecological Applications* 15(5): 1798-1812.

Abesamis, R.A.; Russ, G.R.; Alcalá, A.C. (2006). Gradients of abundance of fish across no-take marine reserve boundaries: evidence from Philippine coral reefs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 349–371.

Advani S, Rix LN, Aherne DM, Alwany MA, Bailey DM (2015) Distance from a Fishing Community Explains Fish Abundance in a No-Take Zone with Weak Compliance. *PLoS ONE* 10(5): e0126098. doi:10.1371/journal.pone.0126098. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.008>.

Alcalá, A.C.; Russ, G.R.; Maypa, A.P.; Calumpong, H.P. (2005). A long-term, spatially replicated experimental test of the effect of marine reserves on local fish yields. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 98–108.

Alós J, Puiggrós A, Díaz-Gil C, Palmer M, Rosselló R, Arlinghaus R (2015) Empirical Evidence for Species-Specific Export of Fish Naïveté from a No-Take Marine Protected Area in a Coastal Recreational Hook and Line Fishery. *PLoS ONE* 10(8): e0135348. doi:10.1371/journal.pone.0135348

Ashworth, J.S.; Ormond, R.F.G. (2005). Effects of fishing pressure and trophic group on abundance and spillover across boundaries of a no-take zone. *Biological Conservation* 121: 333–344.

Austin A., b, Stuart Fultona, Jacobo Alejandro Caamal-Madrigala, Alejandro Espinoza-Tenoriob. (2018). Halfway to sustainability: Management lessons from community-based, marine no-take zones in the Mexican Caribbean. *Marine Policy* 93 (2018) 22–30.

BQ Mann, H Winker, JQ Maggs e SN Porter (2016) Monitoring the recovery of a previously exploited surf-zone fish community in the St Lucia Marine Reserve, South Africa, using a no-take sanctuary area as a benchmark, *African Journal of Marine Science*, 38:3, 423-441, DOI:10.2989/1814232X.2016.1224779

Bryce W. McLaren a, Tim J. Langlois a, Euan S. Harvey b, Helen Shortland-Jones c, Russell Stevens c. 2015. A small no-take marine sanctuary provides consistent protection for small-bodied by-catch species, but not for large-bodied, high-risk species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 471 (2015) 153–163.

Camacho, R. A., e Steneck, R. S. (2017). Creating a TURF from the bottom-up: Antigua's community-based coral reef no-take reserve. *Bulletin of Marine Science*, 93(1), 217-232.

Carter, A. B. Davies, C. R. Emslie, M. J. Mapstone, B. D. Russ, G. R. Tobin A. J. e A. J. (2017). Reproductive benefits of no-take marine reserves vary with region for an exploited coral reef fish. *Scientific Reports*.7: 9693 | DOI:10.1038/s41598-017-10180-w

Charalampos Dimitriadisa,\*, Maria Sinib, Vasilis Trygonisb, Vasilis Gerovasileiouc, Laurent Sourbès, Drosos Koutsoubasa, b. Assessment of fish communities in a Mediterranean MPA: Can a seasonal no-take zone provide effective protection?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 207 (2018) 223–231.

Clements CS, Hay ME (2017) Size matters: Predator outbreaks threaten foundation species in small Marine Protected Areas. *PLoS ONE* 12(2): e0171569. doi:10.1371/journal.pone.0171569

Cole, R. G., Villouta, E., e Davidson, R. J. (2000). Direct evidence of limited dispersal of the reef fish *Parapercis colias* (Pinguipedidae) within a marine reserve and adjacent fished areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10(6), 421-436.

Colléter, M., Gascuel, D., Albouy, C., Francour, P., de Morais, L. T., Valls, A., e Le Loc'h, F. (2014). Fishing inside or outside? A case studies analysis of potential spillover effect from marine protected areas, using food web models. *Journal of Marine Systems*, 139, 383-395.

Edwige Bellier a,b, Philipp Neubauer c, Pascal Monestiez a, Yves Letourneur d, Laurence Ledireach e, Patrick Bonhomme e, Frédéric Bachet f .Marine reserve spillover: Modelling from multiple data sources. *Ecological Informatics* 18 (2013) 188–193.

Evans, R.D. and Russ, G.R. 2004. Larger biomass of targeted reef fish in no-take marine reserves on the Great Barrier Reef, Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 505–519.

Félix-Hackradt, F. C., Hackradt, C. W., Treviño-Otón, J., Pérez-Ruzafa, Á., e García-Charton, J. A. (2018). Effect of marine protected areas on distinct fish life-history stages. *Marine environmental research*, 140, 200-209.

Follesa, M.C.; Cannas, R.; Cau, A.; Cuccu, D.; Gastoni, A.; Ortu, A.; Pedoni, C.; Porcu, C.; Cau, A. 2011. Spillover effects of a Mediterranean marine protected area on the European spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) resource. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21: 564–572.

Follesa, M.C.; Cuccu, D.; Cannas, R.; Cabiddu, S.; Murenu, M.; Sabatini, A.; Cau, A. 2008. Effects of marine reserve protection on spiny lobster (*Palinurus elephas* Fabr., 1787) in a central western Mediterranean area. *Hydrobiologia*, 606: 63–68.

Forcada, A.; Bayle-Sempere, J.T.; Valle, C.; Sánchez-Jerez, P. 2008. Habitat continuity effects on gradients of fish biomass across marine protected area boundaries. *Marine Environmental Research*, 66: 536–547.

Forcada, A.; Valle, C.; Bonhomme, P.; Criquet, G.; Cadiou, G.; Lenfant, P.; Sánchez-Lizaso, J.L. 2009. Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 379: 197–211.

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. *Fisheries Research*, 93: 346–356.

Freeman, D.J.; MacDiarmid, A.B.; Taylor, R.B. 2009. Habitat patches that cross marine reserve boundaries: consequences for the lobster *Jasus edwardsii*. *Marine Ecology Progress Series*, 388: 159–167.



Fung Chen Chung a,b, Connie F. Komilus c, Saleem Mustafa a. 2017. Effect of the creation of a marine protected area on populations of Coral Trout in the coral triangle region. *Regional Studies in Marine Science* 10 (2017) 1–9

García-Rubies, A.; Hereu, B.; Zabala, M. 2013. Long-Term Recovery Patterns and Limited Spillover of Large Predatory Fish in a Mediterranean MPA. *PLoS ONE* 8(9): e73922.

Goñi, R.; Adlerstein, S.; Alvarez-Berastegui, D.; Forcada, A.; Reñones, O.; Criquet, G.; Polti, S.; Cadiou, G.; Valle, C.; Lenfant, P.; Bonhomme, P.; Pérez-Ruzafa, A.; Sánchez-Lizaso, J.L.; García-Charton, J.A.; Bernard, G.; Stelzenmüller, V.; Planes, S. 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 366: 159–174.

Goñi, R.; Quetglas, A.; Reñones, O. 2006. Spillover of spiny lobsters *Palinurus elephas* from a marine reserve to an adjoining fishery. *Marine Ecology Progress Series*, 308: 207–219.

Guenther, C., López-Carr, D., e Lenihan, H. S. (2015). Differences in lobster fishing effort before and after MPA establishment. *Applied Geography*, 59, 78-87.

Harmelin-Vivien, M.; Le Diréach, L.; Bayle-Sempere, J.; Charbonnel, E.; García-Charton, J.A.; Ody, D.; Pérez-Ruzafa, A.; Reñones, O.;

Hackradt, C.W.; García-Charton, J.A.; Harmelin-Vivien, M.; Pérez-Ruzafa, Á.; Le Diréach, L.; et al. (2014). Response of Rocky Reef Top Predators (Serranidae: Epinephelinae) in and Around Marine Protected Areas in the Western Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 9(6): e98206

Harasti, D., Williams, J., Mitchell, E., Lindfield, S., e Jordan, A. (2018). Increase in relative abundance and size of snapper *Chrysophrys auratus* within partially-protected and no-take areas in a temperate marine protected area. *Frontiers in Marine Science*, 5, 208. 5:208. doi: 10.3389/fmars.2018.00208

Hing Ling Chan, Minling Pan. (2016). Spillover Effects of Environmental Regulation for Sea Turtle Protection in the Hawaii Longline Swordfish Fishery. *Marine Resource Economics*, 31(3):259-278.

Horta e Costa, B., Erzini, K., Caselle, J.E., Folhas, H., Gonçalves, E.J. 2013. ‘Reserve effect’ within a temperate marine protected area in the north-eastern Atlantic (Arrábida Marine Park, Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 481: 11–24.

Hoskin, M.G.; Coleman, R.A.; von Carlshausen, E.; Davis, C.M. 2011. Variable population responses by large decapod crustaceans to the establishment of a temperate marine no-take zone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 185–200.

Howarth, L. M., Roberts, C. M., Hawkins, J. P., Steadman, D. J., e Beukers-Stewart, B. D. (2015). Effects of ecosystem protection on scallop populations within a community-led temperate marine reserve. *Marine Biology*, 162(4), 823-840.

Howarth, L.M.; Roberts, C.M.; Hawkins, J.P.; Steadman, D.J.; Beukers-Stewart, B.D. 2015. Effects of ecosystem protection on scallop populations within a community-led temperate marine reserve. *Marine Biology*, 162:823–840.

Januchowski-Hartley, F. A., Graham, N. A., Cinner, J. E., e Russ, G. R. (2013). Spillover of fish naïveté from marine reserves. *Ecology letters*, 16(2), 191-197.

John W. Turnbull<sup>1,3</sup> · Yasmina Shah Esmaeili<sup>2,3</sup> · Graeme F. Clark<sup>1</sup> · Will F. Figueira<sup>2,3</sup> · Emma L. Johnston<sup>1,3</sup> · Renata Ferrari<sup>2,3,4</sup>. 2018. Key drivers of effectiveness in small marine protected areas. *Biodivers Conserv.* 27:2217–2242.

Kaunda-Arara, B. and Rose, G.A. 2004. Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biological Conservation*, 118:1–13.

Kay, M. C., Lenihan, H. S., Guenther, C. M., Wilson, J. R., Miller, C. J., e Shrout, S. W. (2012). Collaborative assessment of California spiny lobster population and fishery responses to a marine reserve network. *Ecological Applications*, 22(1), 322-335.

Kay, M.C.; Lenihan, H.S.; Kotchen, M.J.; Miller, C.J. 2012. Effects of marine reserves on California spiny lobster are robust and modified by fine-scale habitat features and distance from reserve borders. *Marine Ecology Progress Series*, 451: 137–150.

Kerwath, S.E.; Winker, H.; Götz, A.; Attwood, C.G. 2013. Marine protected area improves yield without disadvantaging fishers. *Nature Communications*, 4:2347. doi:10.1038/ncomms3347

KostantinosA. Stamoulis<sup>1,2</sup>, Alan M. Friedlander<sup>2,3</sup>, CarlG. Meyer<sup>4</sup>, Iria Fernandez-Silva<sup>4,5</sup> e Robert J.Toonen<sup>4</sup>. 2017. *Scientific Reports*. 7:43819 | DOI: 10.1038/srep43819

La Mesa, G.; Molinari, A.; Bava, S.; Finoia, M.G.; Cattaneo-Vietti, R.; Tunesi, L. 2011. Gradients of abundance of sea breams across the boundaries of a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research*, 111:24–30.

Lau, D. C., Dumont, C. P., Lui, G. C., e Qiu, J. W. (2011). Effectiveness of a small marine reserve in southern China in protecting the harvested sea urchin *Anthocidaris crassispina*: a mark-and-recapture study. *Biological Conservation*, 144(11), 2674-2683.

Luca Appolloni<sup>1</sup> | Stanislao Bevilacqua<sup>2</sup> | Luisa Sbrescia, Roberto Sandulli<sup>1</sup>. Antonio Terlizzi<sup>3,4</sup> | Giovanni Fulvio Russo. 2016. Does full protection count for the maintenance of  $\beta$ -diversity patterns in marine communities? Evidence from Mediterranean fish assemblages. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2017;27:828–838.

Maggs, J.Q., Mann, B.Q., Cowley, P.D. 2013. Contribution of a large no-take zone to the management of vulnerable reef fishes in the South-West Indian Ocean. *Fisheries Research*, 144: 38– 47.

Marshall, A., Mills, J. S., Rhodes, K. L., e McIlwain, J. (2011). Passive acoustic telemetry reveals highly variable home range and movement patterns among unicornfish within a marine reserve. *Coral Reefs*, 30(3), 631-642.

McClanahan e Kaunda-Arara. 1996. Fishery Recovery in a Coral-reef Marine Park and Its Effect on the Adjacent Fishery. *Conservation Biology*, Pages 1187-1199

McClanahan, T.R. and Mangi, S. 2000. Spillover of exploitable fishes from a Marine Park and its effects on the adjacent fishery. *Ecological Applications*, 10(6): 1792-1805.

MDV Nakin e CD McQuaid (2016) Effects of marine reserves on the reproductive biology and recruitment rates of commonly and rarely exploited limpets, *African Journal of Marine Science*, 38:4, 549-561, DOI: 10.2989/1814232X.2016.1255255

Micheli F, Saenz-Arroyo A, Greenley A, Vazquez L, Espinoza Montes JA, et al. (2012) Evidence That Marine Reserves Enhance Resilience to Climatic Impacts. *PLoS ONE* 7(7): e40832. doi:10.1371/journal.pone.0040832.

Pedro Afonso, Jorge Fontes, Ricardo S. Santos. 2011. Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. *Biological Conservation* 144 (2011) 2739–2744

Pelc, R. A., Baskett, M. L., Tanci, T., Gaines, S. D., e Warner, R. R. (2009). Quantifying larval export from South African marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 394, 65-78.

Peters JW, Eggleston DB, Puckett BJ and Theuerkauf SJ (2017) Oyster Demographics in Harvested Reefs vs. No-Take Reserves: Implications for Larval Spillover and Restoration Success. *Front. Mar. Sci.* 4:326. doi: 10.3389/fmars.2017.00326

Philip Boulcott | David Stirling | John Clarke | Peter J. Wright. 2018. Estimating fishery effects in a marine protected area: Lamalash Bay. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*. 2018;28:840–849.

Pierpaolo, C., Gianluca, S., Gianfranco, M., Pietro, B., Teresa, R., Vincenzo, I., Franco, A. 2013. The effects of protection measures on fish assemblage in the Plemmirio marine reserve (Central Mediterranean Sea, Italy): A first assessment 5 years after its establishment. *Journal of Sea Research*, 79: 20–26.

Pillans, S., Pillans, R.D., Johnstone, R.W., Kraft, P.G., Haywood, M.D.E., Possingham, H.P. 2005. Effects of marine reserve protection on the mud crab *Scylla serrata* in a sex-biased fishery in subtropical Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 201–213.

Pina-Amargós, F., González-Sansón, G., Martín-Blanco, F., Valdivia, A. 2014. Evidence for protection of targeted reef fish on the largest marine reserve in the Caribbean. *PeerJ* 2:e274; DOI 10.7717/peerj.274

Pittman SJ, Monaco ME, Friedlander AM, Legare B, Nemeth RS, et al. (2014) Fish with Chips: Tracking Reef Fish Movements to Evaluate Size and Connectivity of Caribbean Marine Protected Areas. *PLoS ONE* 9(5): e96028. doi:10.1371/journal.pone.0096028

Rakitin, A. and Kramer, D.L. 1996. Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 91-113.

Roberts, C. 1995. Rapid Build-up of Fish Biomass in a Caribbean Marine Reserve. *Conservation Biology*, 9(4): 815-826.

Rowe, S. 2001. Movement and harvesting mortality of American lobsters (*Homarus americanus*) tagged inside and outside no-take reserves in Bonavista Bay, Newfoundland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58: 1336–1346.

Russ, G. R., e Alcala, A. C. (2011). Enhanced biodiversity beyond marine reserve boundaries: The cup spillith over. *Ecological applications*, 21(1), 241-250.

Russ, G.R. and Alcala, A.C. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 1-9.

Russ, G.R. and Alcala, A.C. 2011. Enhanced biodiversity beyond marine reserve boundaries: The cup spillith over. *Ecological Applications*, 21(1): 241–250.

Russ, G.R., Cheal, A.J., Dolman, A.M., Emslie, M.J., Evans, R.D., Miller, I., Sweatman, H., Williamson, D.H. 2008. Rapid increase in fish numbers follows creation of world's largest marine reserve network. *Current Biology*, 18(12): R514-R515.

Russ, G.R.; Alcala, A.C.; Maypa, A.P. 2003. Spillover from marine reserves: the case of *Naso vlamingii* at Apo Island, the Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 15–20.

Russ, G.R.; Alcala, A.C.; Maypa, A.P.; Calumpong, H.P.; White, A.T. 2004. Marine Reserve Benefits Local Fisheries. *Ecological Applications*, 14(2): 597–606.

Sánchez-Jerez, P.; Valle, C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141: 1829–1839.

Salomé Buglassa, Harry Reyesb , Jorge Ramirez-González c , Tyler D. Eddy a,d,e, Pelayo Salinas-de-León a,f , José Marín Jarrina. 2018. Evaluating the effectiveness of coastal no-take zones of the Galapagos Marine Reserve for the red spiny lobster, *Panulirus penicillatus*. *Marine Policy* 88 (2018) 204–212

Silva, I.M.; Hill, N.; Shimadzu, H.; Soares, A.M.V.M.; Dornelas, M. 2015. Spillover Effects of a Community-Managed Marine Reserve. *PLoS ONE* 10(4): e0111774. doi:10.1371/journal.pone.0111774

Stamoulis, K. A., e Friedlander, A. M. (2013). A seascape approach to investigating fish spillover across a marine protected area boundary in Hawai'i. *Fisheries Research*, 144, 2-14.

Stobart, B.; Warwick, R.; González, C.; Mallol, S.; Díaz, D.; Reñones, O.; Goñi, R. 2009. Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47–60. doi: 10.3354/meps08007.

Thorbjørnsen, S. H., Moland, E., Huserbråten, M. B. O., Knutsen, J. A., Knutsen, H., e Olsen, E. M. (2018). Replicated marine protected areas (MPAs) support movement of larger, but not more, European lobsters to neighbouring fished areas. *Marine Ecology Progress Series*, 595, 123-133.

Tupper, M.H. 2007. Spillover of commercially valuable reef fishes from marine protected areas in Guam, Micronesia. *Fishery Bulletin*, 105: 527–537.

Tuya, F., García-Diez, C., Espino, F., Haroun, R.J. 2006. Assessment of the effectiveness of two marine reserves in the Canary Islands (eastern Atlantic). *Ciencias Marinas*, 32(3): 505–522.

W. J. Fletcher, R. E. Kearney, B. S. Wise and W. J. Nash. 2015. Large-scale expansion of no-take closures within the Great Barrier Reef has not enhanced fishery production. *Ecological Applications*, Vol. 25, No. 5 (July 2015), pp. 1187-1196

Williams, I.D.; Walsh, W.J.; Claisse, J.T.; Tissot, B.N.; Stamoulis, K.A. 2009. Impacts of a Hawaiian marine protected area network on the abundance and fishery sustainability of the yellow tang, *Zebrasoma flavescens*. *Biological Conservation*, 142: 1066–1073.

Williamson, D.H., Russ, G.R., Ayling, A.M. 2004. No-take marine reserves increase abundance and biomass of reef fish on inshore fringing reefs of the Great Barrier Reef. *Environmental Conservation*, 31(2): 149–159.

Willis, T.J., Millar, R.B., Babcock, R.C. 2003. Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology*, 40: 214–227.

Zeller, D.; Stoute, S.L.; Russ, G.R. 2003. Movements of reef fishes across marine reserve boundaries: effects of manipulating a density gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 269–280.

para cima dos subsídios globais à pesca (2ª versão). [R]. doi: <http://dx.doi.org/10.14288/1.0074773>

Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann M, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography* 31:79-92

Thorbjørnsen, S. H., Moland, E., Huserbråten, M. B. O., Knutsen, J. A., Knutsen, H., e Olsen, E. M. (2018). Replicated marine protected areas (MPAs) support movement of larger, but not more, European lobsters to neighbouring fished areas. *Marine Ecology Progress Series*, 595, 123-133.

Tupper, M., e Sheriff, N. (2008). Capture-based aquaculture of groupers. Capture-based aquaculture. Global overview, 217-253.

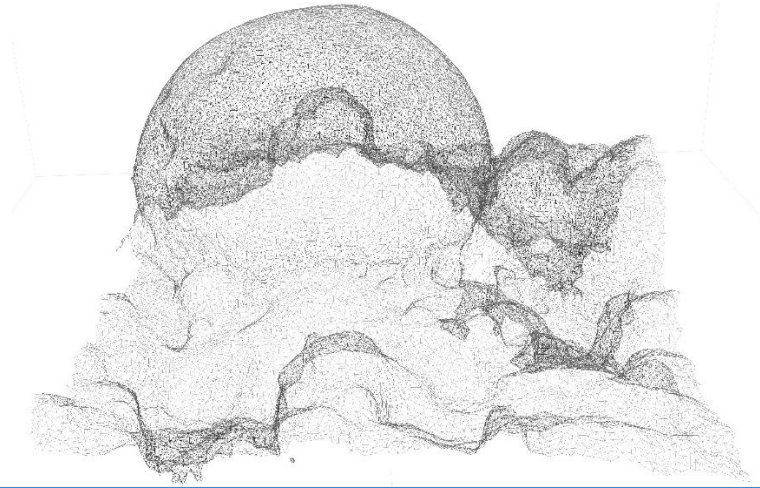
Underwood, A. J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 161(2), 145-178.

Volume 66. 2016. Pages 137-141. ISSN 0308-597X.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.05.007>.

Yokawa, K., Takeuchi, Y., Okazaki, M., e Uozumi, Y. (2001). Standardizations of CPUE of blue marlin and white marlin caught by Japanese longliners in the Atlantic Ocean. *Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 53, 345-355.

### **Material complementar**

#### **Artigos utilizados para as análises**



---

INFERINDO A  
COMPLEXIDADE  
ESTRUTURAL DE  
DIFERENTES HABITATS  
MARINHOS A PARTIR DE  
MODELOS 3D

---

CAPÍTULO II:



## **Inferindo a complexidade estrutural de diferentes habitats marinhos a partir de modelos em 3D**

Jessyca Luana Silva Teixeira\*<sup>1,2,3</sup>, Carlos Werner Hackrad<sup>2</sup>, Igor Cruz<sup>4</sup>, Alexandre Schiavetti<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>2</sup>Marine Ecology and Conservation Lab. - Centre for Environmental Science, Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, Bahia, Brasil

<sup>3</sup>Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (LECAP), Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>4</sup>Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia.

\* Autor correspondente.

Endereço email: [jlsteixeira@uesc.br](mailto:jlsteixeira@uesc.br) (J. Teixeira)

### **Resumo**

Em ambiente terrestre como aquático, a característica física ou estrutura de um habitat é o fator determinante na distribuição das espécies. Em recifes de corais, a complexidade da arquitetura (topologia, buracos, gretas e fendas) determinam a estrutura e diversidade da assembleia de peixes. Essa complexidade estrutural está cada dia mais ameaçada por ações antrópicas. Compreendendo a associação entre a forma física dos habitats e os organismos que eles sustentam, estudos são essenciais para prever e mitigar impactos. Objetivando compreender quais organismos/estruturas estão relacionados com o ganho de complexidade estrutural, usamos a metodologia de fotogrametria subaquática para extrair métricas, no qual nos permitiu associar o grau de complexidade estrutural dos habitats recifais e a distribuição de organismos nele existente. Criamos modelos 3D simulados de diferentes habitats marinhos naturais e avaliamos a

relação entre cobertura bentônica frente as métricas de complexidade estrutural. As diferenças na complexidade arquitetônica entre os habitats foram diretamente relacionadas à combinação da cobertura e altura de crescimento.

**Palavras-chave:** Métodos ecológicos de coral; Complexidade; Fotogrametria; Ecologia de recifes; Modelagem.

## 1. Introdução

A complexidade estrutural de um ecossistema pode ser definida como a heterogeneidade e irregularidade dos elementos estruturais (Taniguichi et al. 2005). Essa complexidade que forma uma estrutura tridimensional possui três fatores primordiais que a influenciam: i. a estrutura abiótica, que são as características geológicas as qual modela a topografia; ii. a estrutura biótica, resultante da ação de espécies ali existentes (conhecidos como engenheiros de ecossistema); e iii. a idade do ecossistema (Richardson et al. 2017).

A complexidade estrutural do habitat tem sido estudada na ecologia descrevendo sua influência em diferentes atributos a nível populacional (Kovalenko et al. 2012). E já é conhecido em estudos ecológicos, que a complexidade estrutural de um ecossistema possui forte influência na dinâmica populacional, tanto em ambientes terrestres como aquáticos (Huston, 1979; Graham e Nash 2013).

As características tridimensionais desempenham um papel fundamental na dinâmica dos ecossistemas naturais (interações presa-predador, oscilações populacionais, nicho) (Stachowicz 2001; Wilson et al. 2016), pois disponibiliza maior heterogeneidade em tamanho e características de espaço (abrigo, habitat), influenciando a biodiversidade associada (Carvalho e Barros 2017). É sabido também que uma complexidade estrutural alta de um dado habitat reflete no aumento da produtividade, estabilidade e resiliência dos ecossistemas (Nash et al. 2014, Richardson et al. 2017).

Sendo assim, a complexidade estrutural define principalmente a capacidade de abrigo e a qualidade do habitat para uma determinada área de um ecossistema (Pratchett et al. 2014). Este papel central no funcionamento do ecossistema e sua influência na biodiversidade associada, como também os processos sucessionais, foram demonstrados em ambientes terrestres (Tews et



al. 2004) e aquáticos, como em água doce (Kalacska et al. 2018) e ecossistemas marinhos (Graham e Nash 2013).

No ambiente marinho, os recifes de coral se destacam quanto a complexidade arquitetônica, no qual sustentam alguns dos ecossistemas mais diversos, produtivos e economicamente valiosos do planeta (Hughes et al. 2018).

Os recifes de coral são sistemas geomórficos complexos com uma das maiores biodiversidades do planeta (Hoegh-Guldberg et al. 2007). A maioria dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos recifes estão relacionados intrinsecamente a estrutura / rugosidade dos recifes (Perry et al. 2013). Em maior escala a rugosidade é um fator importante na produção do carbonato e desenvolvimento da estrutura recifal tridimensional (3D) (Hamyton et al. 2013) que, por sua vez, fornece abrigo em defesa das ondas para os ecossistemas costeiros (Saunders et al. 2014) e litorâneos (Alegria-Arzaburu et al. 2013). Em pequena escala, a aspereza plana do recife modifica a ação das ondas, que têm importante função no estresse físico exercido diretamente sob os recifes, agindo na maioria dos processos ecológicos e biogeoquímicos, misturando indiretamente a água e nutrientes e realizando o transporte de sedimentos, nutrientes e plâncton (Hopley et al. 2007; Hearn, 2011).

Além disso, a rugosidade do recife é um indicador ecológico chave, promovendo habitats bênticos importantes e têm mostrado forte correlação com a diversidade de peixes (Harborne et al. 2012) e composição da comunidade coralínea (McCormick, 1994).

Diante disso, a complexidade da arquitetura do recife (topologia, buracos, gretas e fendas) é considerada como uma das características fundamentais que determinam a estrutura e diversidade da assembleia de peixes em habitats recifais, inclusive sendo fator preponderante à disponibilidade de alimento na estruturação de assembleias de peixes.

Porém, essa complexidade estrutural dos ambientes recifais estão ameaçadas no mundo inteiro por efeitos sinérgicos das atividades humanas, ampliados pelos efeitos das mudanças climáticas globais (Hughes et al. 2018).

Essa perda de complexidade dos ambientes coralíneos já foi relacionada a perda na biodiversidade (diminuição da riqueza, abundância e biomassa) e serviços ecossistêmicos nos recifes de corais no Caribe (Alvarez-Filip et al. 2009), relacionada ao efeito de branqueamento (Pratchett et al. 2008) na Austrália, e ao aumento da susceptibilidade de invasão de espécies oportunistas e/ou invasoras (Airoldi et al. 2008) ou dominância por uma espécie (Richardson et al. 2017).

Estudos afirmam ainda que essa diminuição na complexidade estrutural dos habitats marinhos tende a se agravar e aumentar sua frequência (Knowlton 2001; Hughes et al. 2018). Portanto, é extremamente importante quantificar e monitorar as mudanças subsequentes nas estruturas físicas e como também seus efeitos irão alterar processos ecológicos. Diante disso, avanços recentes em modelagens computacionais e na fotogrametria vem trazendo novas possibilidades de análise em três dimensões estruturas de todas as dimensões.

Baseado nessas informações, nova técnica para avaliação da complexidade estrutural de habitats com fotogrametria se baseia na Structure-from-Motion (SfM). A técnica utiliza dezenas a centenas de imagem, que de forma automatizada, gera modelos em malhas que permitem estimar a tridimensionalidade do objeto (Fonstad et al. 2013).

A precisão das técnicas SFM para reconstrução e análise topográfica tridimensional de alta resolução foi validada por estudos em ambientes terrestres e marinhos, e provou ser um método rápido e acessível para criar modelos de alta precisão (Leon et al. 2014). Com a fotogrametria é possível extrair dados métricos confiáveis (Rossi et al. 2019) em laboratório, baseado em fotografias tiradas *in situ*, sem a necessidade de aumentar o tempo de mergulho (Burns et al. 2015). Também é possível recriar em altas resoluções os ambientes marinhos, permitindo avaliar as reais relações do ambiente e seu funcionamento (Westoby et al. 2012).

Apesar desses avanços na tecnologia aplicada a ecologia, visando medir complexidade arquitetônica, ainda há extrema necessidade de expandir e popularizar essas técnicas de investigação ecológica. Poucos estudos avaliam empiricamente a relação entre a complexidade estrutural dos refúgios marinhos e as interações das espécies. Isso se deve em grande parte às limitações inerentes à quantificação de forma técnica da arquitetura dos refúgios, em diferentes escalas, utilizando as 3 dimensões.

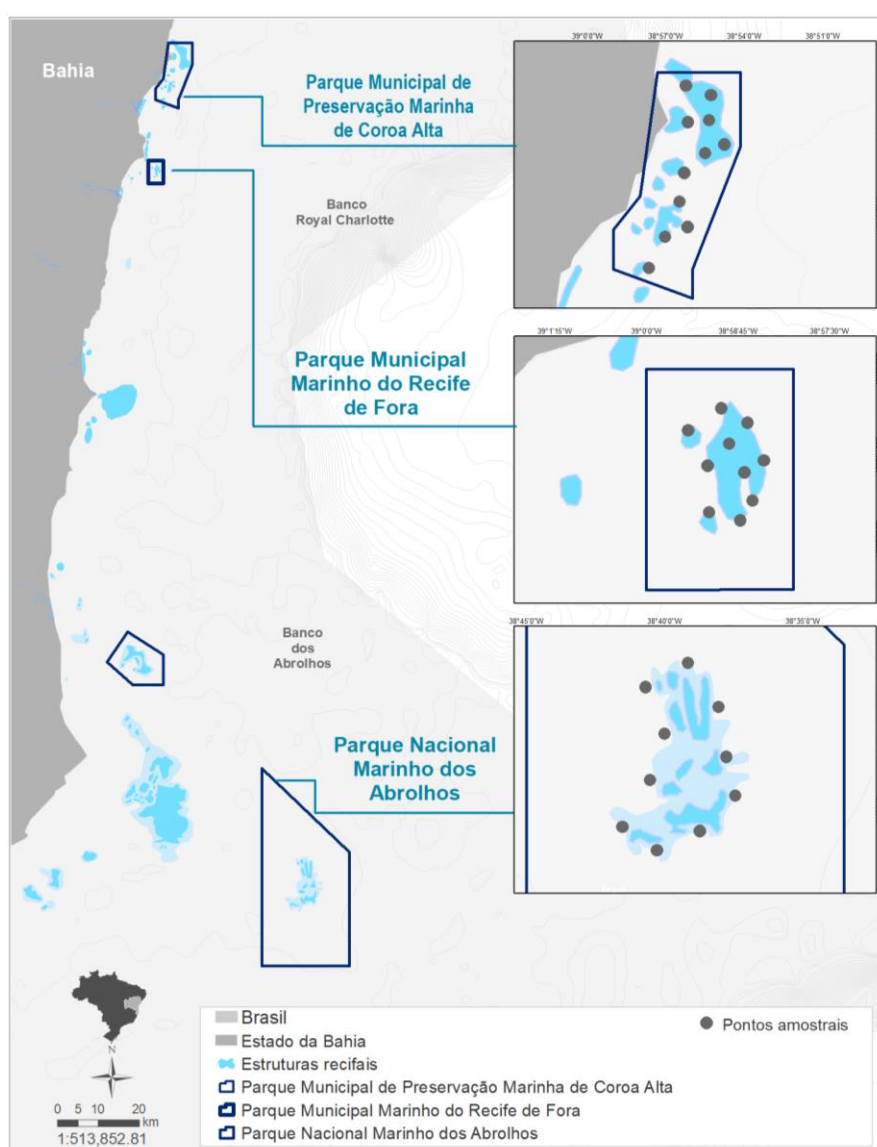
Utilizando a técnica de modelagem em 3D, este estudo traz as métricas de estrutura marinha de diferentes habitats a fim de investigar: 1. as diferenças estruturais particular de cada tipo de habitat e, 2. avaliar o efeito da cobertura bentônica na complexidade do habitat.

Esperamos que os tipos de habitats recifais sejam diferenciados por seus níveis de complexidade estrutural. Esperamos ainda que habitats predominantemente coralíneos seja mais variável estruturalmente que os outros habitats.

## 2. Métodos

### 2.1. Área de estudo

Os diferentes habitats recifais amostrados no presente estudo foram estudados em três porções recifais localizadas na na costa sul da Bahia, onde encontram-se as principais formações recifais no Atlântico Sul. Os locais foram: I) Parque Municipal de Preservação Marinha de Coroa Alta, I) Parque Municipal Marinho do Recife de Fora, e III) Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Todos situados no sul do estado da Bahia (**Figura 1**).



**Figura 1.** Locais onde foram realizadas as fotogrametrias. I) Parque Municipal de Preservação Marinha de Coroa Alta, I) Parque Municipal Marinho do Recife

de Fora, e III) Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

#### *Parque Marinho de Coroa Alta*

O Parque Marinho de Coroa Alta, com área de aproximadamente 50km<sup>2</sup>, foi criado em 1998 pela Lei no 140/98 do município de Santa Cruz de Cabrália. O parque possui duas plataformas de formações recifais principais; o recife da Coroa Alta e o recife do Araripe. Possuem ilhas arenosas no topo da plataforma recifal principal, podendo ser classificados, de uma forma geral, como recifes em franja (Wilson, 1974).

#### *Parque Marinho do Recife de Fora*

O Parque Marinho do Recife de Fora (PMRF), segundo a Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Porto Seguro - Bahia, responsável pela implantação e administração do parque, tem sido utilizado por várias gerações como local de pesca. A grande procura desse local pelos turistas motivou a criação do parque (Decreto municipal no 260, de 16.12.1997), que está situado a cinco milhas náuticas da costa, ocupando uma área que totaliza 1.750 hectares e apresenta uma profundidade média de 6m (De Paula et al. 2018).

#### *Parque Nacional Marinho dos Abrolhos*

O Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, com área de cerca de 91.300 hectares, foi criado pelo Decreto nº 88.218, de 6 de abril de 1983 (MMA, 2015). O complexo recifal de Abrolhos abrange recifes de corais, ilhas vulcânicas, bancos rasos e canais, ocupando uma área de aproximadamente 6.000 km<sup>2</sup> na parte norte do banco de Abrolhos (entre as coordenadas de 17 o 20-18 o 10'S e 38 o 35'-39 o 20'W) (ANP, 2015). Seus recifes são os maiores e os mais ricos recifes de corais do Brasil, possuindo grande quantidade de espécies de corais, espécies endêmicas e grande diversidade na ictiofauna (Leão, 2000).

As áreas de estudo ficam localizadas na região dos bancos Royal Charlotte e o banco dos Abrolhos, localizados ao largo da costa sul do estado da Bahia, Brasil. Caracterizam-se por possuírem uma plataforma larga (40 a 160 km), e detentoras dos maiores e os mais ricos recifes de corais do Brasil e do Atlântico Sul, possuindo grande quantidade de espécies de corais, espécies endêmicas e grande diversidade na ictiofauna (Leão,1999; 2000).

#### *Tipos de habitats*

De forma resumida, habitat é um termo utilizado na ecologia referente ao local onde uma

determinada espécie vive e desenvolve-se, incluindo sobrevivência e reprodução por um determinado organismo, onde pode ser encontradas espécies específicas (Block and Brennan, 1993; Hall et al. 1997).

Existe uma grande variedade de habitats bentônicos marinhos em todo o mundo, mas aqui considerando o conhecimento das áreas antes da realização do estudo, criamos uma classificação clara para separar os tipos de habitats avaliados.

A classificação de habitat com base em características ecológicas ou geomorfológicas adaptados de Sander et. al, 2017, permitiu selecionar 6 tipos (Figura 2): habitat arenoso, recife rochoso, recife coralíneo, rodolito, banco de grama e banco de macroalga. Os tipos classificados possuem características físicas e/ou biológicas diferentes entre si, possibilitando inferir como cada tipo de habitat influencia na complexidade.



**Figura 2.** Os seis tipos de habitats marinhos avaliados em fotogrametria, em ordem: fundo arenoso, recife rochoso, coralíneo, rodolito, banco de grama e banco de macroalga (adaptado de Sander et. al, 2017).

### *Coleta de dados*

#### *Medidas de complexidade estrutural*

Fotogrametria é a técnica na qual modelos 3D são gerados a partir de múltiplas fotos

tiradas de diferentes ângulos, posteriormente unidas, gerando um resultado muito próximo do real (Fonstad et al. 2013). O mapeamento e reconstrução da malha 3D dos habitats marinhos foram realizados usando o método que envolve a captura sistemática de imagens em todos os ângulos de cada retângulo na configuração 2x1m, de modo a reconstruir a forma do substrato usando fotogrametria. Para estruturas altamente complexas, como colônias ramificadas, foliáceas ou tabulares, devem ser tiradas fotos em diferentes ângulos para garantir sobreposição adequada de imagens.

O número de fotos realizadas em cada modelo variou de acordo com o formato e tamanho da estrutura, porém foram realizados bem mais que o mínimo recomendado, que seria 30 fotos, como recomenda Leon et al. (2015).



**Figura 3** Ilustração da metodologia de Fotogrametria.

O método tem precisão de até 3 cm e gera reconstruções digitais dos habitats. Para se obter imagens em escala real e, portanto, ser capaz de fazer medições virtualmente, utilizamos os valores da borda da estrutura que forma o retângulo com 3 cm de espessura. As malhas então foram separadas por tipo de habitat para análise. Ao todo foram realizadas 486 fotogrametrias, sendo 100 utilizadas para calibrar cada tipo de habitat.

Embora todos os tipos de habitats (exceto rodolito) estivessem presentes em todos os locais coletados, os modelos não foram eficientemente gerados em todos os locais, portanto só utilizamos modelos gerados completos (2x1m).

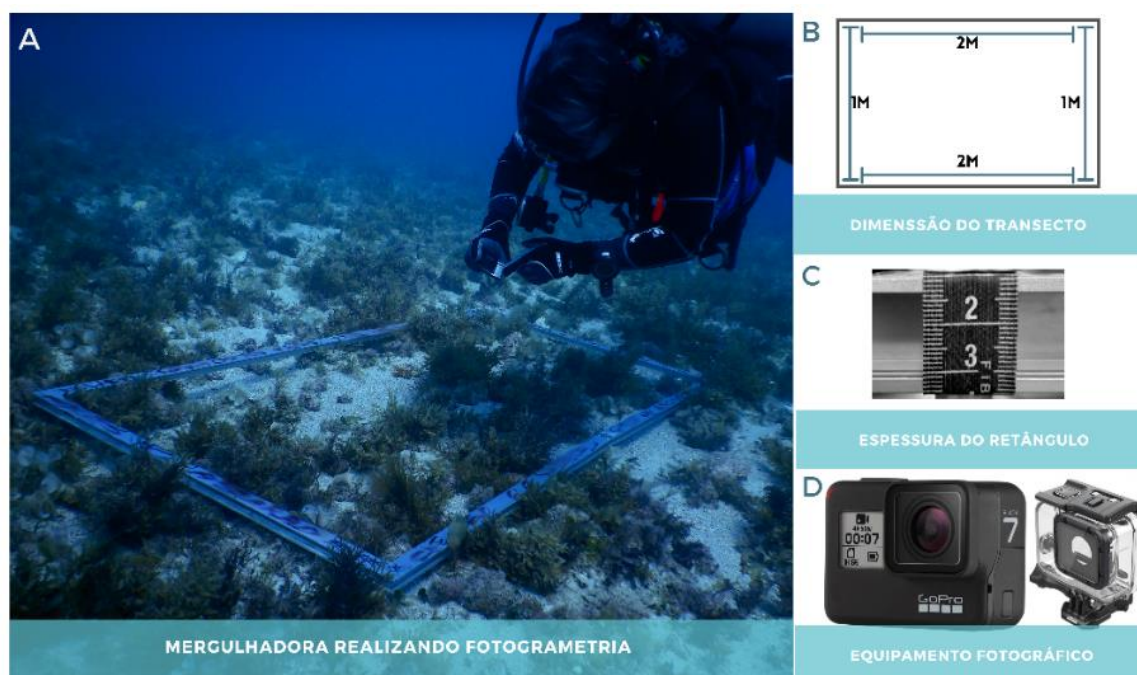
Exemplos dos habitats marinhos capturados em 3D estão disponíveis para visualização

em Sketchfab.com nos seguintes links:

- ❖Fundo arenoso: <https://skfb.ly/oosPD>
- ❖Consolidado: <https://skfb.ly/oosPG>
- ❖Coralíneo: 1) <https://skfb.ly/oosQt> 2) <https://skfb.ly/oosQI>
- ❖Rodolito: <https://skfb.ly/oosPs>
- ❖Erva marinha: <https://skfb.ly/oosQM>
- ❖Macroalga: <https://skfb.ly/oosPU>

### *Equipamento fotográfico*

Optamos por usar o equipamento que respondeu a uma melhor qualidade para os modelos fotogramétricos. Usamos a câmera GoPro Hero 7 Black. Frame de 12MP com cartão microSD de alta velocidade de 32 Gb. Caixa estanque também da GoPro.



**Figura 4.** A. Mergulhadora realizando a fotogrametria em banco de roldolito. B. Dimensões do retângulo utilizado. C. Espessura da estrutura do quadrat para parâmetro de profundidade. D. Equipamento fotográfico para a realização do estudo - GOPRO hero7.

### *Renderização das imagens*

Para a renderização dos modelos 3D foi utilizado o software Agisoft PhotoScan ( versão 1.4.5.7354). Com a função de fluxo de trabalho para o processamento, foi utilizada as seguintes fases:

# Fluxo de trabalho



**Figura 5** Etapas de reconstrução 3D no Agisoft Metashape considerando o fluxo de trabalho.

1. Uma vez que as fotografias carregadas, elas foram alinhadas, ou seja, foi encontrada a posição da câmera e orientação para cada foto e construído um modelo de nuvem de pontos esparsos.
2. Com base nas posições de câmara estimadas, nesta etapa é calculada a informação de profundidade para cada câmara, para ser combinados numa única malha, gerando a nuvem de pontos.
3. Nessa etapa há o dimensionamento correto do modelo, permitindo uma área de superfície e medições de volume, tornando o modelo possível de ser carregado em geoviewers e software de geoinformação.
4. Nessa etapa foram construídas nuvens de pontos mais robustas, garantindo mais detalhes nos modelos e sendo possível diversificar a exportação dos resultados de processamento em relação a diferentes tipos de objetos dentro da cena.
5. Nessa etapa houve a renderização da malha de nuvens para ser possível a texturização. O resultado é uma nuvem de pontos densa, um modelo 3D composto por uma infinidade de pontos com coordenadas 3D derivadas da triangulação das posições em suas imagens originais.
6. Nessa etapa ocorreu a renderização e texturização da superfície digital, permitindo então calcular distâncias no modelo, bem como de área de superfície e volume do modelo 3D reconstruído. DEMs são frequentemente usados para produzir mapas de relevo. A precisão desses dados é determinada principalmente pela resolução (a distância entre os pontos de amostra), comumente conhecida como distância de amostragem do solo (GSD) por resolução ou



pixel.

7. Por fim, nessa etapa é gerado o orthomosaico do modelo, onde foram unidas todas as fotos em apenas um mapa de alta resolução. A partir dos orthomosaicos, medições, demarcações e análises podem ser realizadas. Esses orthomosaicos também foram utilizados para análise de cobertura dos modelos no CoralNet. O orthomosaico é o único produto de imagem mosaico a partir de uma coleção de imagens, onde a distorção geométrica (lente) é corrigida e a perspectiva é retificada (ortorretificação) e projetada em um plano de projeção (vista ortográfica). Isso pode ser usado como um mapa de uma área.

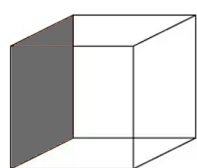
Após concluir o fluxo de trabalho, foi tabulado para cada modelo o valor de:

- Número de imagens alinhadas;
- Número de alinhamentos;
- Número de pontos de nuvem denso;
- Número de faces;
- Número de vértices;
- Valor do DEM em mm (Modelo Digital de Elevação);
- Valor da orthomosaico em milímetro;
- Valor do ISO médio das imagens (sensibilidade do sensor à luz);
- Valor da orthomosaico em milímetro (fotografia produzida em escala e livre de distorções).

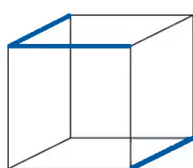
Os valores de acurácia foram padronizados em alta para todos os modelos, assim como a qualidade da nuvem densa para média (por limitação da potência do computador utilizado para as análises).

### *Definindo métricas*

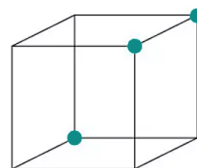
Toda superfície poliédrica em três dimensões é composta por vértices, arestas e faces. A vértice apresenta pontos no espaço tridimensional. As arestas são os segmentos retos que ligam dois vértices. Já as faces são polígonos planares sem frestas, elas são definidas pela sequência circular de semi-arestas ao longo de sua borda (kettner, 1999).



**FACE**



**ARESTA**



**VÉRTICE**



**MALHA DE  
NUVEM DE PONTOS**

**Figura 6** Exemplificação de vértices, arestas e faces (Yu et al, 2010).

Definimos a métrica dos valores de *faces*, ou seja, a quantidade de triângulos que formam as malhas, como índice da complexidade estrutural, seguindo estudos como o de Pendleton et al. 2016 e Williams e Graham, 2019.

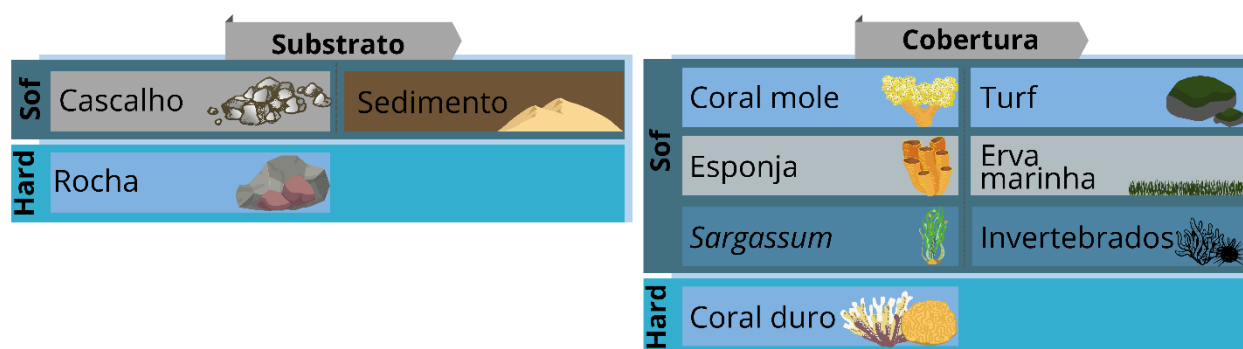
*Caracterização e quantificação da cobertura bentônica e substrato*

Visando caracterizar a cobertura bentônica e substrato, foi utilizado os orthomosaicos gerados (8000x8000 megapixel) dos modelos tridimensionais. Os orthomosaicos foram importados para o software online CoralNet (Beijbom et al. 2012), utilizando o catálogo Sul\_da\_Bahia\_Brazil, criado exclusivamente para esse estudo. A cobertura bentônica foi avaliada com 100 pontos aleatórios por orthomosaicos e descreveu categorias de coberturas bentônicas e substrato distintas.



**Figura 7** Análise do orthomosaico pelo CoralNet a partir de 100 pontos aleatórios.

O substrato e a cobertura bentônica foram subdivididos de acordo com a sua complexidade funcional (Sander et. al, 2017) (Figura 8).



**Figura 8.** Variáveis que compuserem o codfile utilizado no CoralNet para avaliação dos orthomosaicos: Cascalho; Rocha; Sedimento; Coral mole; Esponja; Macoalga; Turf; Erva marinha; Invertebrados; Coral duro.

### *Seleção dos Modelos 3D – Fotogrametria*

Diversos parâmetros influenciaram a qualidade das reconstruções dos modelos, restrições ambientais, turbidez da água e luminosidade influenciaram ao ponto de modelos serem descartados para a análise, sendo utilizado apenas os modelos completos. Exceto os modelos de banco de macroalga e banco de grama, que não geraram nenhum modelo completo.

De todos os modelos 3D gerados, 62 foram selecionados para compor as análises. Essa seleção se deu a partir da qualidade final dos modelos. Foram geradas 4 modelos de fundo arenoso, 13 de recife rochoso, 25 recife coralíneo, 8 de rodolito, 3 de banco de grama e 9 de banco de macroalga.

### *Análises estatísticas*

Os valores de tridimensionalidade (faces) não foram normalmente distribuídos, conforme indicado por testes de normalidade Shapiro-Wilk significativos, porém, os dados não foram transformados, pois a PERMANOVA unifatorial e assimétrica é robusta o bastante para não normalidade quando os tamanhos das amostras grandes ou pequenas (Underwood 1997).

Utilizou-se a análise de PERMANOVA, no software PRIMER 6, com base no fator fixo “Habitat”, a partir de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, para avaliar se existiam diferenças quanto a complexidade entre os habitats estudadas. Realizamos 9.999 permutações para determinar o valor de pseudo-F. Quando o número total de permutações mínimas alcançadas foi menor que 70% do total de permutações, o teste de Monte Carlo (MC) foi

aplicado para obtenção do valor de p. Para retirar o efeito da cobertura sobre os dados de complexidade, foi utilizado a matriz de cobertura como uma covariáveis na PERMANOVA.

Para elucidar questões de interações, análises post-hoc Testes Pairwise ANOSIM (One-way) foram realizadas redefinindo a variável categórica Habitat, permitindo que todos os tipos de habitats sejam comparados entre si, usando valores de p corrigidos (Rice, 1989).

Regressão linear foi realizada para avaliar a flutuação dos valores de faces por tipo de sedimento.

Utilizou-se uma análise de ordenação, a partir das variáveis de cobertura, por meio da análise dos componentes principais (PCA), com intuito de identificar possíveis variáveis explicativas que definissem diferenças na complexidade entre o habitat estudados.

### 3. Resultados

#### *Complexidade*

Ao aplicarmos a PERMANOVA aos valores de Faces para avaliar a similaridade da complexidade dos Habitats (H) estudados, acrescentando como covariáveis os valores da cobertura extraídos dos orthomosaicos para retirarmos o seu efeito. Foi observado que existem diferenças significativas entre a complexidade dos habitats (tabela 1).

**Tabela 1.** Resultados da PERMANOVA aplicada à Faces extraídos dos modelos 3D, tendo como covariáveis as características de cobertura. H: Habitat; df: graus de liberdade; SS: somas dos quadrados; MS: quadrados médios; Pseudo-F: valor de F; Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

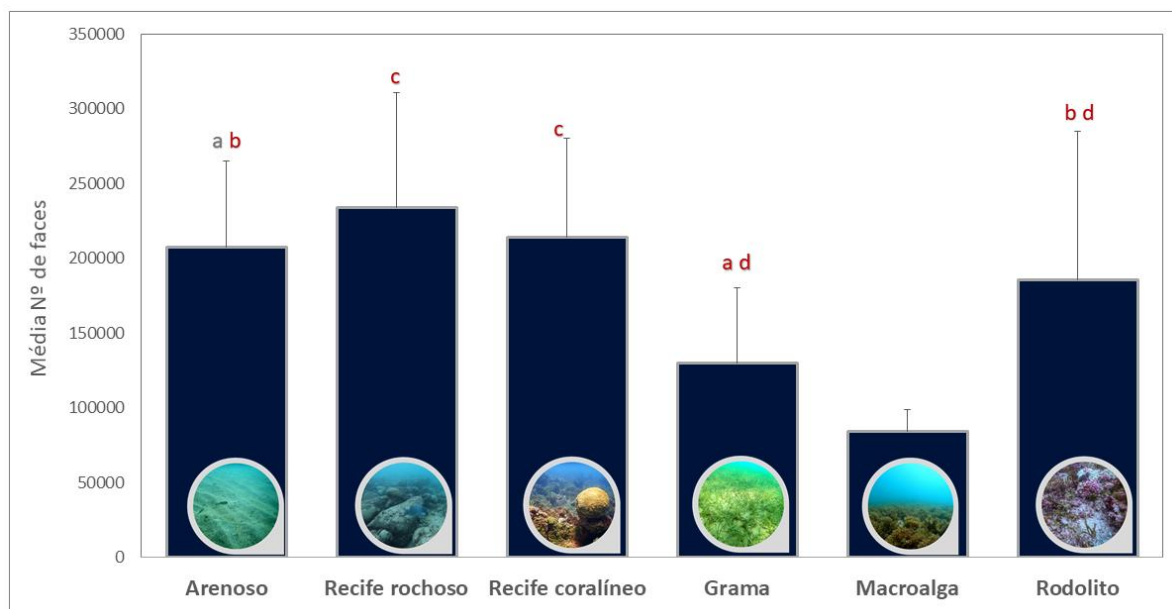
	Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Faces	H	5	7.0136	1.4027	7.746	0.0001	9958	<b>0.0001</b>
	Res	55	9.9599	0.18109				
	Total	60	16.973					

Ao aplicarmos a PERMANOVA para entender às relações da cobertura com a complexidade dos Habitats (H) estudados, também foram encontradas diferenças significativas (Tabela 2).

**Tabela 2.** Resultados da PERMANOVA aplicada à cobertura dos habitats. H: Habitat; df: graus de liberdade; SS: somas dos quadrados; MS: quadrados médios; Pseudo-F: valor de F; Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

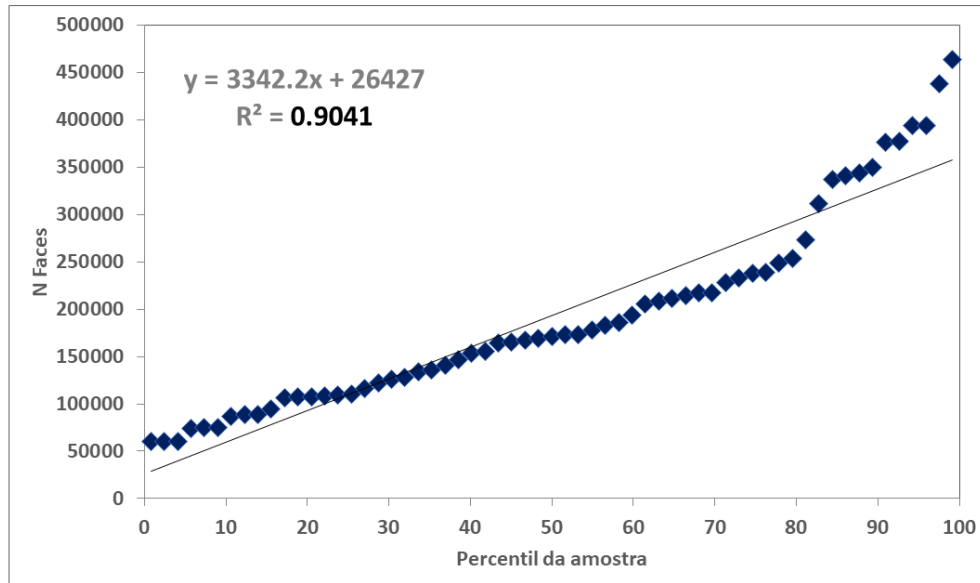
	Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
Fases	H	5	565.36	113.07	15.306	0.0001	9885	<b>0.0001</b>
	Res	55	406.3	7.3873				
	Total	60	971.66					

A média e variação dos valores de faces dos habitats responderam como já esperavam. Ambientes mais complexos tridimensionalmente como habitats consolidados e coralíneo apresentaram maiores valores de faces.



**Figura 9.** Complexidade (faces) (média + erro padrão) para os 6 tipos de habitat (arenoso, recife rochoso, coralíneo, grama, banco de macroalga e rodolito). Em teste post-hoc (Permanova Pair-wise), foi possível indicar grupos significativos (valor ajustado de  $p < 0,05$ ) marcados com letras iguais.

Ao realizarmos uma regressão linear entre os tipos de habitat e a sua complexidade, foi observado uma forte correlação ( $R^2 = 0.9041$ ), ou seja, cerca de 90% da complexidade do habitat pode ser descrita (ou explicada) pelo tipo de habitat (**Figura 10**). A significância da regressão também foi obtida no p-valor (**Tabela 3**).

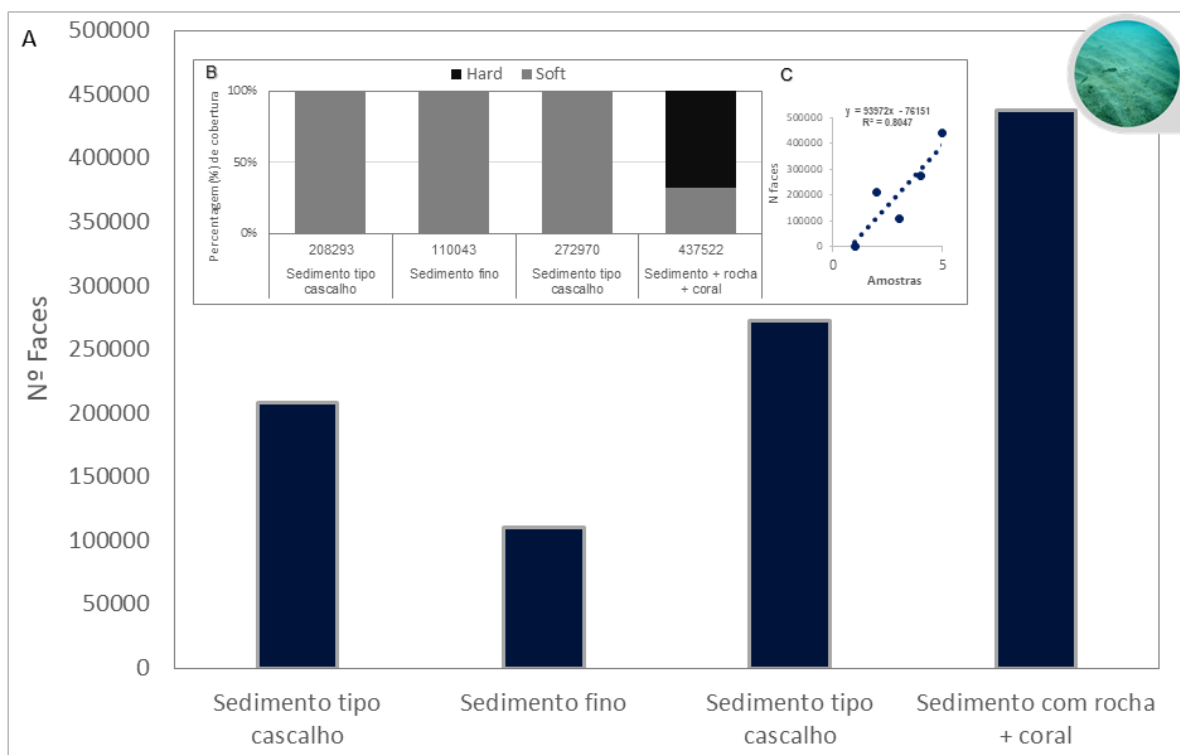


**Figura 10.** Grafico da regressão linear entre os tipos de habitat e a sua complexida (n de faces).

**Tabela 3. Resultado da regressão aplicada ao tipo de habitat frente a complexidade.** df: graus de liberdade; SQ: somas dos quadrados; MS: quadrados médios; F: valor de F; p: Valores de p, em **negrito** indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ).

	<i>gl</i>	<i>SQ</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>p-valor</i>
<b>Regressão</b>	1	9.85E+10	9.85E+10	10.98368	<b>0.001575</b>
<b>Resíduo</b>	59	5.29E+11	8.97E+09		
<b>Total</b>	60	6.28E+11			

Ao questionarmos sobre os valores inesperados encontrados nos modelos de habitat arenoso comparado aos outros habitats, verificamos a frequência dos valores e os dados de habitat arenoso separadamente. A baixa quantidade de amostras (devido a limitações ambientais) do habitat arenoso pode ter influenciado nos resultados, porém, ao avaliarmos o número de faces e os dados de cobertura, nos orthomosaicos, observamos que se tratava de ambientes arenosos de diferentes texturas. O que fez com que os valores de faces flutuassem bastante na escala que aqui foi estudada (2x1m). Assim, foi possível observar que sedimentos mais grossos ou com pequenas estruturas de rochas e corais fizeram com que os valores de faces aumentassem.

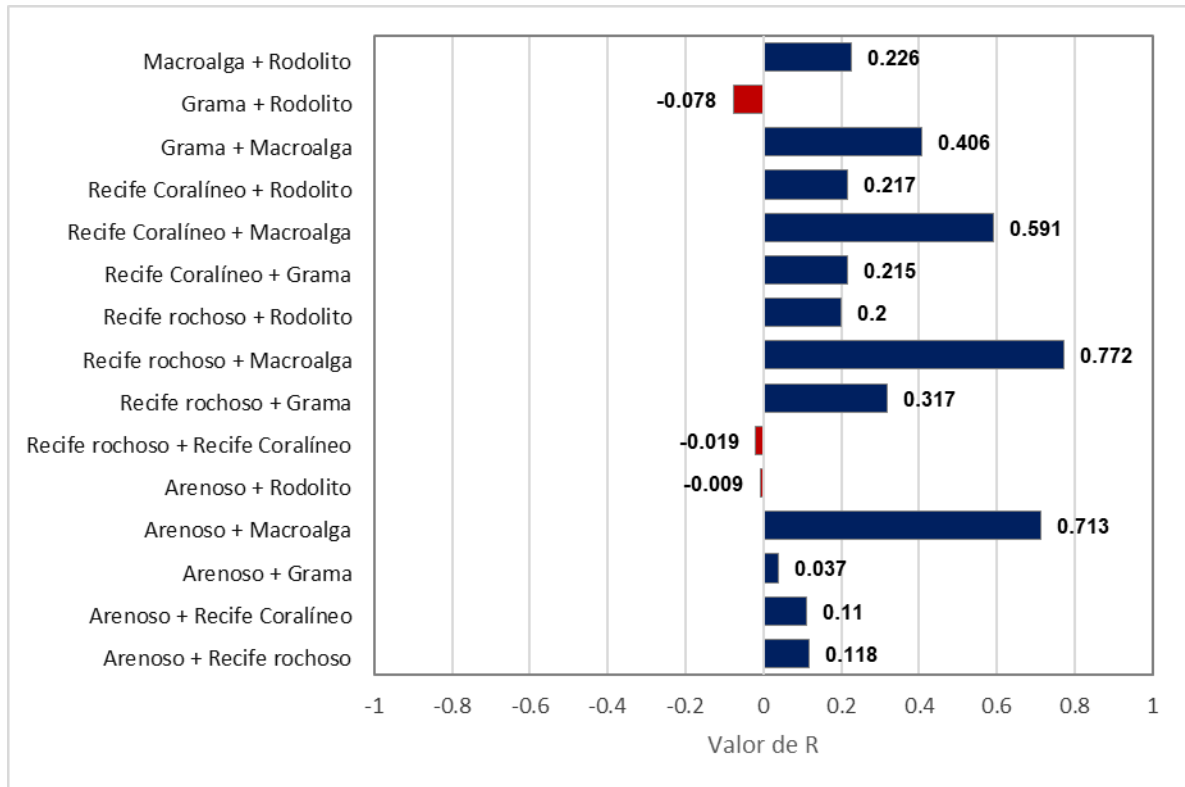


**Figura 11 A:** Valores de faces das amostras do habitat arenoso correlacionada a característica do sedimento. **B:** Valores de faces das amostras do habitat arenoso e percentagem de cobertura (soft e hard). **C:** Regressão do tipo de sedimento das amostras do habitat arenoso com a quantidade de faces.

Quanto aos habitats grama e macroalga, foram os mais limitados quanto a interpolação dos seus modelos, pois para que o programa faça a união das imagens, precisa que as estruturas contidas nela estejam estáticas, o que é impossível para algas e erva marinha de modo geral, visto que as mesmas estão sempre em movimento no fundo do mar, dificultando a aquisição de boas imagens (Rossi et al. 2019). Entretanto, mesmo os modelos de banco de macroalga possuem muitas falhas em sua malha e sua maioria possuem área 1x1m, ainda sim apresentou um número considerável de faces, indicando que são ambiente complexos.

O mesmo problema não foi observado para o habitat rodolito, pois apesar desse habitat ser composto também por macroalgas, muitas estruturas de algas calcárias serviram de orientação para o programa gerar os modelos com mais eficiência.

Utilizando os valores de faces (complexidade) entre os habitats através do teste ANOSIM (Pair-wise Tests One-way), foi possível observar a similaridade forte (acima de 59%) entre grama + macroalga, recife rochoso + banco de macroalga e fundo arenoso + recife rochoso. Também é possível observar três correlações negativas, porém fracas (menores que 59%).



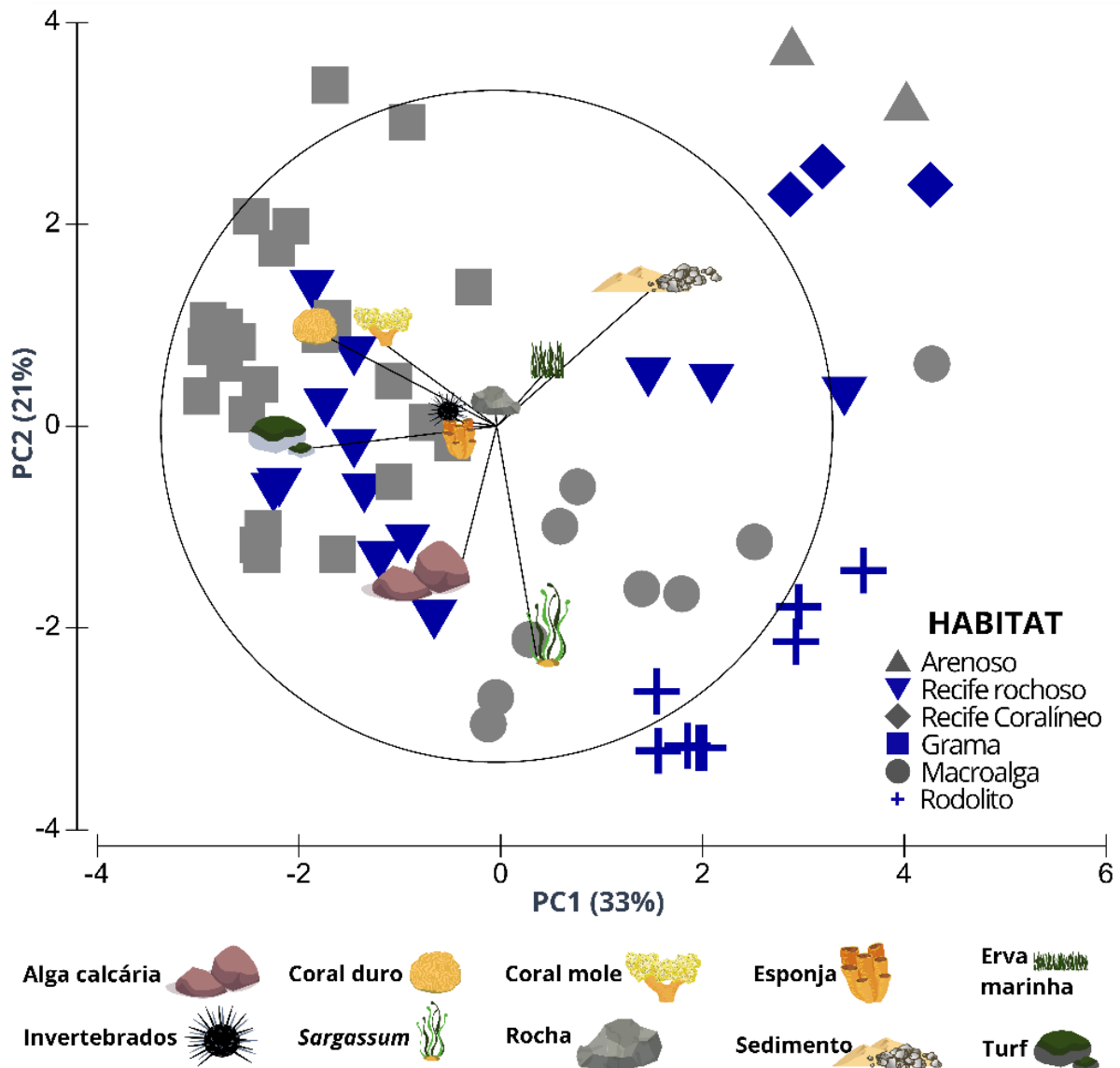
**Figura 12** Pairwise Tests ANOSIM (One-way) aplicada aos valores de faces entre os tipos de habitats. (Global R: 0.266), nível de significância estatística de 0.01%. Cor azul, correlação positiva. Cor vermelha, correlação negativa.

Para entendermos as diferenças entre os habitats correspondente a cobertura utilizamos a análise de PCA, e pode ser observado que os vetores que representam nos dois primeiros eixos, uma ordenação principal no primeiro eixo explicando 33% e o segundo eixo 21% dos dados de complexidade, totalizando 53% da variabilidade total dos dados, sendo estes eixos retidos para interpretação.

A princípio identificamos uma ordenação, principalmente de alguns pontos dentro dos habitats (H), com o eixo PC2 (**Figura 13**), estruturado pela cobertura de alga calcária, turf, coral duro, coral mole e Erva marinha. Enquanto o eixo formado entre macroalga e sedimento foram os fatores estruturantes dos habitats associadas ao eixo PC1(**Figura 13**).

No primeiro eixo, apenas macroalga, sedimento e grama foram correlacionados positivamente. Já no segundo eixo, apenas macroalga, alga calcária, turf e esponja correlacionaram negativamente.





**Figura 13** Análise de Componentes Principais entre as variáveis de cobertura/substrato extraídas das ortofotomosaico (alga calcária; coral duro; coral mole; esponja; erva marinha; invertebrados; sargassum; rocha; sedimento e turf) dos habitats marinhos estudados agrupados pelo morfotipos: Arenoso ▲; Recife rochoao ▼; Recife coralíneo ■; Banco de Grama ◆; Banco de Macroalga ●; e Rodolito +.

#### 4. Discussão

Na ecologia, estudos buscando investigar a influência das características dos ecossistemas marinhos na complexidade estrutural são recorrentes, pois tais características moldam e determinam a disponibilidade de abrigo, nicho, alimento e condições hidrodinâmicas favoráveis (Price et al. 2019), e que por sua vez, reflete na biodiversidade associada.

Nossos modelos tridimensionais dos habitats avaliados neste estudo mostraram diferir significativamente em caráter estrutural, um do outro. Ou seja, existem diferenças na disponibilidade de abrigo nos seis diferentes habitats.

Nas configurações analisadas neste estudo (2x1m), o habitat de recife rochoso e coralíneo apresentaram as maiores complexidades em relação aos outros habitats, tendo em vista que em um provável estudo de escala ainda mais refinada, mostraria que existe maior rugosidade em recifes coralíneos comparado aos recifes rochosos (Burns e Delparte, 2017).

A forma do crescimento (altura) também determina a disponibilidade dos espaços fornecidos. E de fato, foi observado que os valores mais altos referentes a complexidade estrutural corresponderam aos habitats de características estruturais mais altas, tendo correlação direta; indicando que aqueles habitats de menor complexidade, comporta menos e menores espaços fornecidos, o mesmo foi encontrado por Urbina-Barreto et al. (2020).

O habitat arenoso foi uma exceção do que esperávamos, por ter baixo valor de complexidade de superfície. Porém, ao avaliar o conjunto de dados dos orthomosáicos, protuberâncias rochosas e pequenos cabeços de corais duros foram constatados, contribuindo para os valores de complexidade. Mais interessante ainda, foi observar que diferentes granulometrias do sedimento foi captado e foi capaz de alterar os valores de faces. Assim, o mesmo tipo de habitat pode ter uma disponibilidade de abrigo idêntica, mas não necessariamente o mesmo valor de complexidade estrutural medidas com fotogrametria.

Com isso, ficou evidente que a metodologia é bastante refinada (Ferrari et al. 2016) nas configurações analisadas neste estudo (2x1m<sup>2</sup>) a ponto de haver essa diferenciação, evidenciando a importância de analisar o conjunto de dados como um todo. Incluir nas análises de fotogrametria as informações de cobertura mostraram ser fundamental para avaliação de complexidade, principalmente para estudos com habitats diferentes, pois a cobertura foi a responsável pelo nível de complexidade que um habitat tem (González-Barrios e Álvarez-Filip, 2018).

Os habitats que constituíam basicamente de macroalgas tipo *sargassum* ou ervas marinhas foram bastante prejudicadas no estudo. Como consequência, provavelmente subestimamos seus valores de complexidade, bem como sua disponibilidade de espaços. Resultados similares foram vistos por Rossi et al. 2019, avaliando com fotogrametria ambientes folhoso.

A metodologia de fotogrametria já foi testada e aprovada em diferentes estudos no

mundo todo com ambientes recifais, porém no Brasil, este estudo é o pioneiro. Com isso, observamos algumas dificuldades ambientais características da costa brasileira, que podem ser observadas também em outros lugares no mundo e merecem atenção para futuros estudos utilizando a fotogrametria.

Assim como foi visto por Troisi et al. (2015), a baixa luminosidade e a turbidez foram os principais fatores que influenciaram para que um terço dos modelos criados, fossem descartados. A pouca profundidade também pode atrapalhar, a medida que a sombra em movimento das ondas alcança o objeto a ser registrado.

A câmera a ser utilizada também merece atenção, pois como visto em vários estudos (Burns et al. 2015; Troisi et al. 2015; Guo et al. 2016; Pizarro et al. 2017; Youg et al. 2017), as configurações da câmera devem ser alteradas de acordo com as necessidades das condições da água. E, apesar da câmera de ação utilizada neste estudo permitir tirar fotografias em alta resolução, suas configurações são limitadas, o que pode ter trazido grandes ruídos aos modelos.

Outro fator a ser considerado é a potência do computador a ser feito as análises. Quanto mais básico for as configurações da máquina utilizada, mais tempo levará para realizar todas as etapas necessárias para gerar o modelo. Esse obstáculo pode ser minimizado, alterando a acurácia dos modelos para médio ou baixo, tendo a ciência de estar perdendo algumas informações dos modelos.

Apesar desses poucos pontos negativos que pode induzir ruídos nos modelos, a metodologia se mostrou bastante eficiente no que tange reproduzir com a máxima realidade, os habitats marinhos (Young et al. 2017), além de ficar evidente os benefícios considerando o custo-tempo da coleta de dados in-situ (Young et al. 2017; Marre et al. 2019).

Diante disso, a técnica de fotogrametria, que demonstrou ser de fácil acesso, redutor de custos e de grande acurácia para medições, deve ser amplamente aplicada em estudos e monitoramento com ambientes recifais. Conhecer a complexidade estrutural que molda a capacidade de espaços nos ambientes marinhos permite expandir nossa compreensão do funcionamento do ecossistema marinho e nortear gestores em ações de conservação.

## **Agradecimentos**

Os autores agradecem financiamento pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível

## Referências

Amado-Filho, G.M., Moura, R.L., Bastos, A.C., Salgado, L.T., Sumida, P.Y., Guth, A.Z., Francini-Filho, R.B., Pereira-Filho, G.H., Abrantes, D.P., Brasileiro, P.S., Bahia, R.G., Leal,

Bates, A.E., Barrett, N.S., Stuart-Smith, R.D., Holbrook, N.J., Thompson, P.A., Edgar, G.J., 2014. Resilience and signatures of tropicalization in protected reef fish communities. *Nat. Clim. Change* 4, 62–67.

Bellwood, D.R., Wainwright, P.C., Fulton, C.J., Hoey, A., 2002. Assembly rules and functional groups at global biogeographical scales. *Funct. Ecol.* 16, 557–562.

Berkes, F., Mahon, R., McConney, P., Pollnac, R., Pomeroy, R., 2001. *Managing Small-scale Fisheries: Alternative Directions and Methods*. Ottawa, ON: International Development Research Centre.

Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A., Kell, L.T., 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure ? *ICES J. Mar. Sci.* 62, 405–411.

Block, W. M., & Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology. In *Current ornithology* (pp. 35-91). Springer, Boston, MA.

Blondel, J., 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100, 223–231.

Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Branch, T.A., Watson, R., Fulton, E.A., Jennings, S., McGilliard, C.R., Pablico, G.T., Ricard, D., Tracey, S.R., 2010. The trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468, 431–5. Brazil's mainland and oceanic islands. Fisheries Centre, University of British Columbia. Fisheries Centre Research Reports vol.23(4): p. 3-30.

Bremner, J., 2008. Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366, 37–47.

Bundy, A., Dunn, D., Fulton, E.A., Hall, M., Heino, M., Law, R., Makino, M., 2012. Reconsidering the Consequences of Selective Fisheries. *Science* 335, 1045–7.

Cailliez, F., 1983. The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika* 48, 305-310.

Carmona, C.P., de Bello, F., Mason, N.W.H., Lepš, J., 2016. Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales. *Trends Ecol. Evol.* 31, 382-394.

Castriota, L., Pipitone, C., Campagnuolo, S., Romanelli, M., Potoschi, A., Andaloro, F., 2007. Diet of *Coryphaena hippurus* (Coryphaenidae) associated with FADs in the Ionian and Southern Tyrrhenian Seas. *Cybium* 31(4), 435-441.

Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Cheng, L.I.N., Blanchet, S., Zhang, T., Lek, S., Lek-ang, S., Li, Z., 2014. Temporal changes in the taxonomic and functional diversity of fish communities in shallow Chinese lakes: the Coleman, M.A., Bates, A.E., Stuart-Smith, R.D., Malcolm, H.A., Harasti, D., Jordan, A., Knott, N.A., Edgar, G.J., Kelaher, B.P., 2015. Functional traits reveal early responses in marine reserves following protection from fishing. *Divers. Distrib.* 21, 876–887.

Comeros-Raynal, M.T., Choat, J.H., Polidoro, B.A., Clements, K.D., Abesamis, R., Craig, M.T., Lazuardi, M.E., McIlwain, J., Muljadi, A., Myers, R.F., Nañola Jr., C.L., Pardede, S., Rocha, L.A., Russell, B., Sanciangco, J.C., Stockwell, B., Harwell, H., Carpenter, K.E., 2012. The Likelihood of Extinction of Iconic and Dominant Herbivores and Detritivores of Coral Reefs: The Parrotfishes and Surgeonfishes. *PLoS ONE* 7(7), e39825.

Cordell, J. 2006., Brazil: dynamics and challenges of marine protected area development and coastal protection, in: *Scaling Up Marine Management: The Role of Marine Protected Areas*. The World Bank, Washington, pp. 58–77.

Costello, M.J., Claus, S., Dekeyzer, S., Vandepitte, L., Ó Tuama, É., Lear, D., Tyler-Walters, H., 2015. Biological and ecological traits of marine species. *PeerJ* 3, e1201.

Cousins, S.H., 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. *TRENDS in Ecol. Evol.* 6, 190–192.

Creed, J.C., Amado-Filho, G.M., 1999. Disturbance and recovery of the

macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 235, 285–306.

Crowder, L.B., Hazen, E.L., Avissar, N., Bjorkland, R., Latanich, C., Ogburn, M.B., 2008. The Impacts of Fisheries on Marine Ecosystems and the Transition to Ecosystem-Based Management. *Ann. Rev. Ecol. Evol. S.* 39, 259–278.

Cushing, D.H., 1974. A link between science and management in fisheries. *Fish. B-NOAA* 72, 859–864.

Di Lorenzo, M., Claudet, J., Guidetti, P., 2016. Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *J. Nat. Conserv.* 32, 62–66.

Díaz, S. e Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16, 646–655.

Díaz, S., Symstad, A.J., Chapin III, F.S., Wardle, D.A., Huenneke, L.F., 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends Ecol. Evol.* 18, 140–146.

Dumay, O., Tari, P.S., Tomasini, J.A., Mouillot, D., 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *J. Fish Biol.* 64(4), 970–983.  
effects of river – lake connections and aquaculture. *Aquat. Conserv.* 24, 23–34.

Essington, T.E., Beaudreau, A.H., Wiedenmann, J., 2006. Fishing through marine food webs.

Fauconnet, L., Trenkel, V.M., Morandeau, G., Caill-Milly, N., Rochet, M.J., 2015. Characterizing catches taken by different gears as a step towards evaluating fishing pressure on fish communities. *Fish. Res.* 164, 238–248.

Feitoza, B.M., Rosa, R.S., Rocha, L.A., 2005. Ecology and zoogeography of deep-reef fishes in Northeastern Brazil. *B. Mar. Sci.* 76(3), 725-742.

Ferreira, C.E.L. e Gonçalves, J.E.A., 2006. Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *J. Fish Biol.* 69, 1533–1551.

Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. *Fish Fish.* 14, 119–136.

Fonseca, C.R. e Ganade, G., 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *J. Ecol.* 89, 118–125.

Francini-Filho, R.B. e Moura, R.L. 2008a., Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquat. Conserv.* 18, 1166–1179.

Francini-Filho, R.B. e Moura, R.L. 2008b., 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, 346–356.

Francini-Filho, R.B., Moura, R.L., Ferreira, C.M., Coni, E.O.C. 2008. Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional groups. *Neotrop. Ichthyol.* 6(2), 191-200.

Frédou, T., Ferreira, B.P., Letourneur, Y., 2009. Assessing the stocks of the primary snappers caught in Northeastern Brazilian reef systems. 1: Traditional modelling approaches. *Fish. Res.* 99, 90–96.

Freire, K.M.F., Aragão, J.A.N., Araújo, A.R.R., Ávila-da-Silva, A.O., Bispo, M.C.S., Canziani,

Freitas, M.O., Minte-Vera, C.V., Francini-Filho, R.B., Moura, R.L., Previero, M. 2012. Dados sobre a reprodução de *Scarus trispinosus* (Actinopterygii - Scaridae) no Banco dos Abrolhos. Relatório preliminar de atividades, 12pp.

Freitas, M.O., Moura, R.L., Francini-Filho, R.B., Minte-Vera, C.V., 2011. Spawning Patterns of Commercially Important Reef Fish (Lutjanidae and Serranidae) in the Tropical Western South Atlantic. *Sci. Mar.* 75, 135–146.

Freitas, M.O., Previero, M., Minte-Vera, C.V., Spach, H.L., Francini-Filho, R.B., Moura, R.L., 2017. Reproductive biology and management of two commercially important groupers in the SW Atlantic. *Environ. Biol. Fish.* <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0682-2>

Froese, R. e Pauly, D., 2017. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (06/2017).

G.V., Carneiro, M.H., Gonçalves, F.D.S., Keunecke, K.A., Mendonça, J.T., Moro, P.S., Motta, F.S., Olavo, G., Pezzuto, P.R., Santana, R.F., Santos, R.A., Trindade-Santos, I., Vasconcelos, J.A., Vianna, M., Divovich, E. 2015. Reconstruction of catch statistics for Brazilian marine waters (1950-2010), in: Freire, K.M.F. and Pauly, D. (eds). Fisheries catch reconstructions for

Gagic, V., Bartomeus, I., Jonsson, T., Taylor, A., Winqvist, C., Fischer, C., Slade, E.M., Steffan-Dewenter, I., Emmerson, M., Potts, S.G., Tschamtko, T., Weisser, W., Bommarco, R., 2015. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 282, 20142620.

Garcia, S.M., Kolding, J., Rice, J., Rochet, M., Zhou, S., Arimoto, T., Beyer, J.E., Borges, L., Garnier, E., Laurent, G., Bellmann, A., Debain, S., Berthelot, P., Ducout, B., Roumet, C., Navas, M.-L., 2001. Consistency of species ranking based on functional leaf traits. *New Phytol.* 152, 69-83.

Giglio, V.J., Ternes, M.L.F., Luiz, O.J., Zapelini, C., Freitas, M.O., 2018. Human consumption and popular knowledge on the conservation status of groupers and sharks caught by small-scale fisheries on Abrolhos Bank, SW Atlantic. *Mar Policy* 89, 142–146.

Gotelli, N.J. e McCabe, D.J., 2002. Species Co-Occurrence: A Meta-Analysis of J. M. Diamond's Assembly Rules Model. *Ecology* 83(8), 2091-2096.

Guillemot, N., Kulbicki, M., Chabanet, P., Vigliola, L., 2011. Functional Redundancy Patterns Reveal Non-Random Assembly Rules in a Species-Rich Marine Assemblage. *PLoS One* 6, e26735.

Hall, L. S.; Krausman, P. R.; Morrison, M. L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife society bulletin*, p. 173-182.

Halpern, B.S. e Floeter, S.R., 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 364, 147–156.

Hawkins, J.P. e Roberts, C.M., 2004. Effects of Artisanal Fishing on Caribbean Coral Reefs. *Conserv. Biol.* 18, 215–226.

Holmlund, C.M. e Hammer, M., 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol. Econ.* 29, 253–268.



Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.

Hughes, T.P., 1994. Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science* 265, 1547-1551.

Izsák, J. e Szeidl, L., 2002. Quadratic diversity: Its maximisation can reduce the richness of species. *Environ. Ecol. Stat.* 9, 423-430. J. (ed.), *Latin American Coral Reefs*, pp. 9–52. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.

Jackson, J.B., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Kantoussan, J., Ecoutin, J.M., Fontenelle, G., Morais, L.T., Laë, R., 2010. Ecological indicators based on trophic spectrum as a tool to assess ecosystems fishing impacts. *Ecol. Indic.* 10, 927– 934.

Karadimou, E.K., Kallimanis, A.S., Tsiripidis, I., Dimopoulos, P., 2016. Functional diversity exhibits a diverse relationship with area, even a decreasing one. *Sci. Rep-UK* 6, 35420.

Klippel, S., Olavo, G., Costa, P.A.S., Martins, A.S., Peres, M.B., 2005. Avaliação dos estoques de lutjanídeos da costa Central do Brasil: Análise de coortes e modelo preditivo de Thompson e Bell para comprimentos, in: Costa, P.A.S., Martins, A.S., Olavo, G. (eds.) *Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Série Livros 13*, Museu Nacional, Rio de Janeiro, 246p.

Koutsidi, M., Tzanatos, E., Machias, A., Vassilopoulou, V., 2016. Fishing for function: the use of biological traits to evaluate the effects of multispecies fisheries on the functioning of fisheries assemblages. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 1091–1103.

Kraft, N.J.B. e Ackerly, D.D., 2009. Response to comment on “Functional traits and niche- based tree community assembly in an Amazonian Forest”. *Science* 324, 1015.

Kuparinen, A. e Merila, J., 2007. Detecting and managing fisheries-induced evolution. *Trends Ecol. Evol.* 22, 652–659.

Laliberté, E. e Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305.

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., Bonis, A., 2008. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Funct. Ecol.* 22, 134–147.

Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Testa, V., 2003. Corals and Coral Reefs of Brazil, in Cortés,

Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–37.

Lessa, R.P., Nóbrega, M.F., Bezerra Jr., J.L., 2004. Dinâmica de Populações e Avaliação de Estoques dos Recursos Pesqueiros da Região Nordeste. Programa REVIZEE, SCORE-NE, Vol. II, Recife, 246p.

Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S., Warner, R.R., 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 33–46.

Lokrantz, J., Nyström, M., Thyresson, M., Johansson, C., 2008. The non-linear relationship between body size and function in parrotfishes. *Coral Reefs* 27, 967–974.

Loreau, M. e Hector, A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412, 72–76.

Loreau, M., 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos* 91, 3–17.

Maire, E., Grenouillet, G., Brosse, S., Villéger, S., 2015. How many dimensions are needed to accurately assess functional diversity? A pragmatic approach for assessing the quality of functional spaces. *Global Ecol. Biogeogr.* 24, 728–740.

Mangi, S.C. e Roberts, C.M., 2006. Quantifying the environmental impacts of artisanal fishing gear on Kenya's coral reef ecosystems. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 1646–60.

Martins, G.M., Arenas, F., Neto, A.I., Jenkins, S.R., 2012. Effects of Fishing and Regional Species Pool on the Functional Diversity of Fish Communities. *PLoS ONE* 7(8), e44297.

Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of

functional diversity. *Oikos* 111, 112–118.

McClanahan, T.R. e Mangi, S., 2000. Spillover of exploitable fishes from a Marine Park and its effect on the adjacent fishery. *Ecol. Appl.* 10, 1792–1805.

McClanahan, T.R., Graham, N.A.J., MacNeil, M.A., Cinner, J.E., 2014. Biomass-based targets and the management of multispecies coral reef fisheries. *Conserv. Biol.* 29, 409–417.

McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21, 178–185.

Micheli, F. e Halpern, B.S., 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecol. Lett.* 8, 391–400.

MMA – Ministério do Meio Ambiente., 2014. Portaria N° 445, de 17 de dezembro de 2014. *Diário Oficial da União, Seção 1, n° 245, pág. 126.* Brasília, 18 de dezembro de 2014.

Mora, C., Andréfouët, S., Costello, M.J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K.J., Myers, R.A., 2006. Coral Reefs and the Global Network of Marine Protected Areas. *Science* 312, 1750–1751.

Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Func. Ecol.* 24, 867–876.

Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J.A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71, 443–456.

Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* 28, 167–177.

Mouillot, D., Villéger, S., Parravicini, V., Kulbicki, M., Arias-González, J.E., Bender, M., Chabanet, P., Floeter, S.R., Friedlander, A., Vigliola, L., Bellwood, D.R., 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *P. Nat. Acad. Sci. USA* 111, 13757–13762.

Moura, R.L., Francini-Filho, R.B., Chaves, E.M., Minte-Vera, C.V., Lindeman, K.C., 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 95, 274–278.

Moura, R.L., Secchin, N.A., Amado-Filho, G.M., Francini-Filho, R.B., Freitas, M.O., Minte-Vera, C. V., Teixeira, J.B., Thompson, F.L., Dutra, G.F., Sumida, P.Y.G., Guth, A.Z., Lopes, R.M., Bastos, A.C., 2013. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. *Cont. Shelf Res.* 70, 109–117.

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, 98–101.

Nobre, D.M. e Schiavetti, A., 2013. Acordos de pesca, governança e conselho deliberativo de Reserva Extrativista: caso da Resex de Cassurubá, Caravelas, Bahia, Brasil. *Bol. Inst. Pesca* 39(4), 445–455. *P. Nat. Acad. Sci. USA* 103, 3171–5.

Pakeman, R.J., 2014. Functional trait metrics are sensitive to the completeness of the species' trait data? *Methods Ecol. Evol.* 5, 9–15.

R Core Team., 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

R.N., Kaufman, L., Kleypas, J.A., Farina, M., Thompson, F.L., 2012. Rhodolith beds are major CaCO<sub>3</sub> bio-factories in the tropical South West Atlantic. *PLoS One* 7(4), e35171.

Reynolds, J.D., Dulvy, N.K., Goodwin, N.B., Hutchings, J.A., 2005. Biology of extinction risk in marine fishes. *P. Roy. Soc. B-Biol. Sci* 272, 2337–2344.

Roberts, C.M., Hawkins, J.P., Gell, F.R., 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philos. T. Roy. Soc. B* 360, 123–132.

Rosenfeld, J., 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98(1), 156-162.

Russ, G.R. e Alcalá, A.C., 2011. Enhanced biodiversity beyond marine reserve boundaries: The cup spillith over. *Ecol. Appl.* 21(1), 241–250.

Russ, G.R., Alcala, A.C., Maypa, A.P., Calumpong, H.P., White, A.T., 2004. Marine reserve benefits local fisheries. *Ecol. Appl.* 14, 597–606.

Ruxton, G.D. e Neuhäuser, M., 2013. Improving the reporting of P-values generated by randomization methods. *Methods Ecol. Evol.* 4, 1033–1036.

Sadovy de Mitcheson, Y., Craig, M.T., Bertoincini, A.A., Carpenter, K.E., Cheung, W.W.L., Choat, J.H., Cornish, A.S., Fennessy, S.T., Ferreira, B.P., Heemstra, P.C., Liu, M., Myers, R.F., Pollard, D.A., Rhodes, K.L., Rocha, L.A., Russell, B.C., Samoilys, M.A., Sanciang, J., 2013.

Sander M., Juha S., John S., Erik M. 2017. Hyperspectral Coral Reef Classification of Bonaire. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C062/17. 38 pp.; number of tables 2; number of ref. 14. Doi: <https://doi.org/10.18174/422722>.

Santos Neto, J.R., Giglio, V.J., Schiavetti, A., 2016. A reply to Santos and Brannstrom: Livelihood strategies in a marine extractive reserve: Implications for conservation interventions. *Mar. Policy* 71, 71–72.

Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Argillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80, 469–484.

Sethi, S.A. e Hilborn, R., 2008. Interactions between poaching and management policy affect marine reserves as conservation tools. *Biol. Conserv.* 141, 506–516.

Shester, G.G. e Micheli, F., 2011. Conservation challenges for small-scale fisheries: bycatch and habitat impacts of traps and gillnets. *Biol. Conserv.* 144, 1673–1681.

Sibbing, F.A. e Nagelkerke, L.A.J., 2001. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. *Rev. Fish Biol. Fisher.* 10, 393–437.

Sokal, R.R. e Rohlf, F.J., 1962. The comparison of dendrograms by objective methods. *Taxon* 11, 30-40.

Steneck, R.S. e Sala, E., 2005. Large Marine Carnivores: Trophic Cascades and Top-Down Controls in Coastal Ecosystems Past and Present, in Ray, J., Redford, K.H., Steneck, R., Berger,

Stergiou, K. e Tsikliras, A., 2011. Fishing down, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 441, 295–301.

Stuart-Smith, R.D., Bates, A.E., Lefcheck, J.S., Duffy, J.E., Baker, S.C., Thomson, R.J., Stuart-Smith, J.F., Hill, N.A., Kininmonth, S.J., Airoidi, L., Becerro, M.A., Campbell, S.J., Dawson, T.P., Navarrete, S.A., Soler, G.A., Strain, E.M.A., Willis, T.J., Edgar, G.J. 2013. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature* 501, 539–42.

Teixeira, S.F., Ferreira, B.P. Padovan, I.P., 2004. Aspects of fishing and reproduction of the black grouper *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860) (Serranidae: Epinephelinae) in the Northeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 2(1), 19-30.

Villamor, A. e Becerro, M.A., 2012. Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected areas. *J. Sea Res.* 73, 109–116.

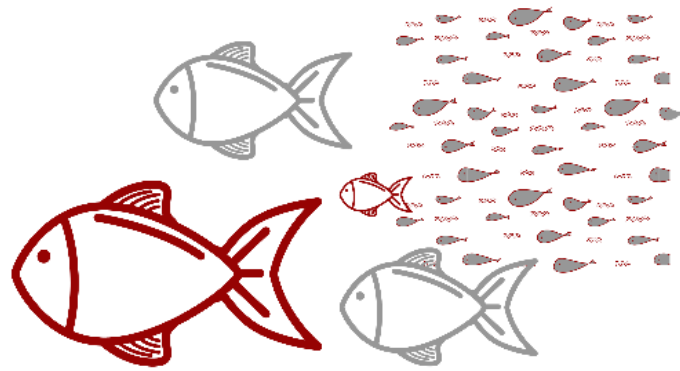
Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F., Mouillot, D., 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol. Appl.* 20, 1512–1522.

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892.

Weigel, J.-Y., Mannle, K.O., Bennett, N.J., Carter, E., Westlund, L., Burgener, V., Hoffman, Z., Silva, A.S., Kane, E.A., Sanders, J., Pianté, C., Wagiman, S., Hellman, A., 2014. Marine protected areas and fisheries: bridging the divide. *Aquat. Conserv.* 24(Suppl. 2), 199–215.

Winemiller, K.O. e Rose, K.A., 1992. Patterns of Life-History Diversification in North American Fishes: Implications for Population Regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 2196- 2218.



---

INFLUÊNCIA DA QUALIDADE  
DO HABITAT NA  
EXPORTAÇÃO DE BIOMASSA  
DOS PEIXES RECIFAIS EM  
UMA UNIDADE DE  
CONSERVAÇÃO MARINHA

---

CAPÍTULO III:



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ | **Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade** | O manuscrito a seguir está formatado de acordo com as normas para submissão ao periódico Marine Ecology.

---

Jessyca Luana Silva Teixeira\*<sup>1,2,3</sup>, Carlos Werner Hackrad<sup>2</sup>, Alexandre Schiavetti<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>2</sup>Marine Ecology and Conservation Lab. - Centre for Environmental Science, Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, Bahia, Brasil

<sup>3</sup>Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas (LECAP), Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, Brasil

<sup>4</sup> Associate Researcher at Centro Para el Estudio de Sistemas Marinos (CESIMAR), Centro Nacional Patagónico (CENPAT), Puerto Madryn, Chubut, Argentina

\* Autor correspondente.

Endereço            email:                            [jlsteixeira@uesc.br](mailto:jlsteixeira@uesc.br)                            (J.            Teixeira)



## Resumo

Os recifes de corais estão entre os ecossistemas de maior biodiversidade e produtividade do planeta. Sendo altamente vulneráveis a distúrbios antrópicos, vem sofrendo nos últimos tempos, um processo de degradação acelerado pelos efeitos sinérgicos das atividades humanas. Para minimizar estes efeitos recomenda-se a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) para a conservação e uso sustentável de sua biodiversidade marinha. Sabe-se que as AMPs que apresentam áreas de exclusão de pesca, podem servir como ferramenta efetiva para a conservação de espécies ameaçadas, com o aumento médio da densidade dos peixes em até duas vezes, a biomassa em até três vezes e  $\theta$  aumento no tamanho médio dos organismos pescados e ou coletados. Também se observa o aumento da diversidade, de 20 a 30% maior, se comparado às áreas sem proteção; além de beneficiar áreas adjacentes sem proteção, através da exportação de larvas e ovos pelas correntes marinhas e da emigração de indivíduos. Diante disso, o presente estudo buscou avaliar, utilizando a metodologia de censo visual subaquático, como a qualidade do habitat afeta o processo de exportação de biomassa das espécies de peixes recifais, de dentro para fora do Parque Marinho do Recife de Fora (PMMRF). O (PMMRF) não apresentou transbordamento de biomassa, mas mostrou apresentar taxas de abundância e biomassa maiores dentro da reserva. Indícios de proteção para uma espécie ameaçada também foi apresentada. Evidenciamos como a complexidade e continuidade do habitat é importante o transbordamento, e sugerimos melhor delineamento para criação de reservas considerando esses atributos.

Palavras-chave: Spillover, censo visual, no-take, gestão, estrutura de habitat, tamanho.

## 1. Introdução

Os ambientes recifais são ecossistemas marinhos que abrigam uma grande diversidade de corais, algas calcárias, pradeiras de gramíneas, bancos de gorgônias (Holbrook et al. 1990) e substratos consolidados (García-Charton e Pérez-Ruzafa, 2001) que formam um conjunto de microhabitats que podem ser estruturalmente complexos e proporciona a existência, de forma permanente ou temporária, de uma grande gama de espécies de peixes (D'Aloia et al. 2017).

A complexidade da arquitetura do recife (i.e., topologia, buracos, gretas e fendas) é considerada como uma das características fundamentais que determinam a estrutura e diversidade da assembleia de peixes em habitats recifais (e.g., García-Charton e Pérez-Ruzafa, 2001; Hackradt et al. 2011). Inclusive sendo fator preponderante à disponibilidade de alimento na estruturação de assembleias de peixes (Krohling et al. 2006).

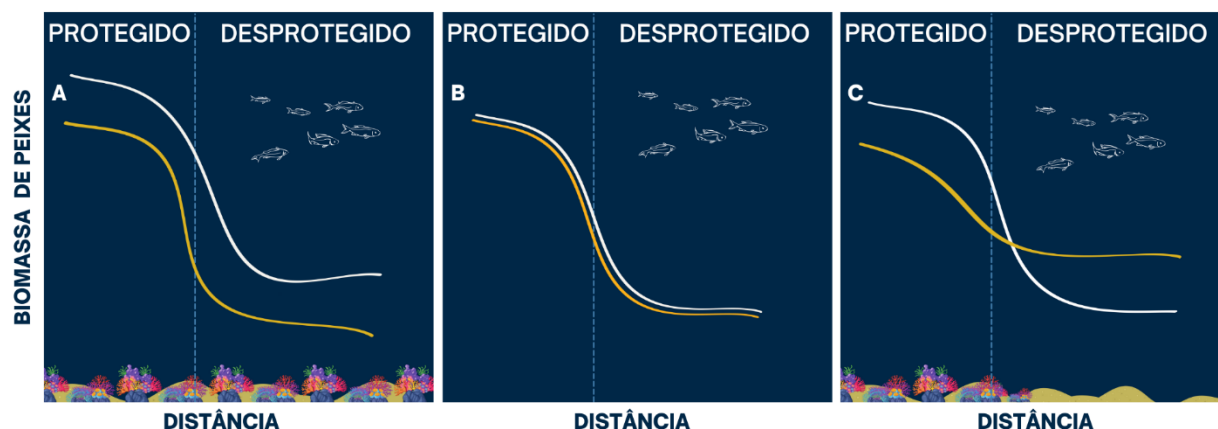
Resultado da sua produtividade e diversidade, os recifes são mundialmente utilizados (Reaka-Kudla, 1997) como fonte de alimento e emprego para milhões de pessoas (Russ e Alcalá, 1999). Na mesma medida em que os ambientes recifais são reconhecidos por sua relevância, também são vulneráveis à diversos distúrbios antrópicos (McLachlan e Brown, 2006) e vem sendo degradados de forma acelerada pela ação sinérgica das atividades humanas (Belwood et al. 2004). A pesca desenfreada, a coleta de espécies para a aquariofilia, a diminuição da complexidade do habitat e algumas atividades turísticas, como a alimentação artificial, afetam de forma significativa diferentes espécies e acabam por desestruturar estas comunidades (Costa et al. 2003; Gasparini et al. 2005; De Paula et al. 2018).

Uma das formas de mitigar o impacto sobre os ecossistemas recifais é a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs). Reconhecidas como mecanismo eficiente para a conservação da biodiversidade marinha, promovem um aumento médio da densidade dos peixes (Halpern, 2003; García-Charton et al. 2008), incremento no tamanho médio dos organismos (Hackradt et al. 2014) e na diversidade, servindo de manutenção e restauração de estoques marinhos sobreexplorados (García-Charton et al. 2008).

Essa recuperação também pode beneficiar áreas adjacentes sem proteção, através da exportação de larvas e ovos pelas correntes marinhas circundantes (Crec'hriou et al. 2010; Félix-Hackradt et al. 2018) e da imigração de indivíduos, tanto jovens como adultos, efeito conhecido como “spillover”, como visto por Russ e Alcalá, 1996; Gell e Roberts, 2003; Harmelin-Vivien et al. 2008 e em especial Hackradt et al. 2014.

Hackradt et al. 2014 sugeriu uma nova hipótese para o gradiente exportação de biomassa

de dentro para fora da AMPs, em relação ao efeito exercido pelo habitat (Figura 1).



**Figura 1.** Hipóteses para a forma do gradiente de biomassa de peixe ao longo dos limites do AMP com dados brutos (linha branca) e dados residuais depois de extrair a influência do habitat (linha amarela) onde a qualidade do habitat (a) é igualmente boa ou (b) não tem influência interna e externa fora do AMP, e (c) onde a qualidade do habitat é melhor dentro da AMP. A linha vertical indica o limite do MPA, com área protegida para a esquerda e zonas de pesca para a direita.

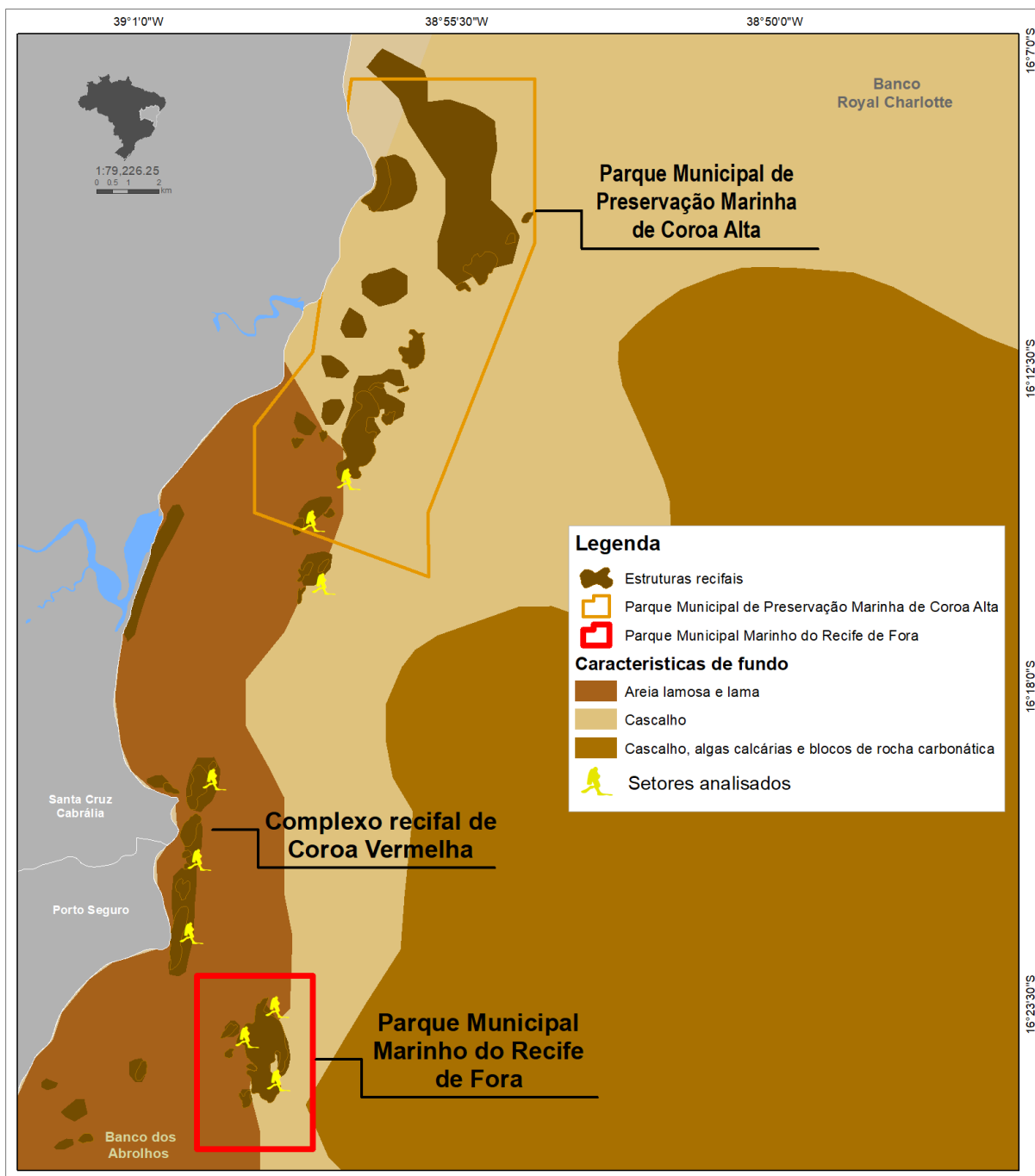
Eles consideraram que quando a qualidade do habitat é igual dentro e fora da MPA, ou não influencia a biomassa dos peixes, a extração da influência do habitat não afetaria a forma do gradiente de biomassa. Se a qualidade do habitat é melhor dentro que fora do MPA, e é removida a influência do habitat dos dados brutos, o gradiente de biomassa nos limites da AMP seriam atenuados.

Diante disso, nesta proposta buscou-se testar se existe um processo de exportação de biomassa das espécies de peixes recifais de dentro para fora do Parque Marinho do Recife de Fora, situado no extremo norte do Banco dos Abrolhos. Também, avalio-se como o habitat pode afetar o processo de exportação de biomassa.

## 2. Métodos

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado no Parque Marinho do Recife de Fora (PMRF) e áreas adjacentes. A reserva fica localizada na cidade de Porto Seguro, na costa sul da Bahia, onde encontram-se as principais formações recifais no Atlântico Sul (Figura 2).



**Figura 2.** Mapa da Área Marinha Protegida estudada e áreas adjacentes. Pontos em amarelo indicam os setores onde ocorreram os transectos.

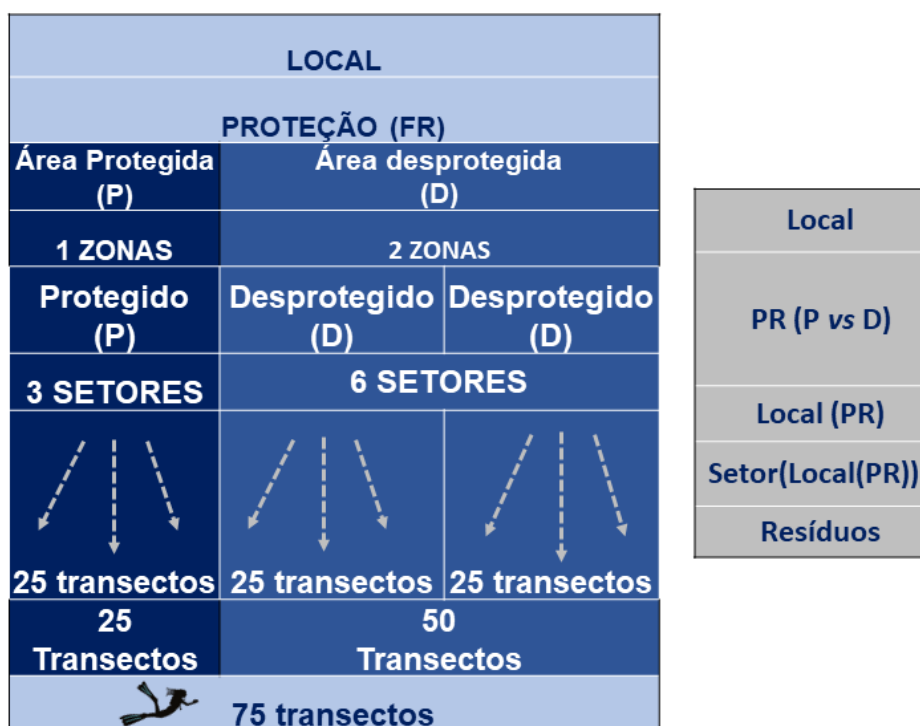
O Parque Municipal Marinho do Recife de Fora, localizada na cidade de Porto Seguro, , tem sido utilizado por várias gerações como local de pesca. A grande procura desse local pelos turistas motivou a criação do parque (Decreto municipal no260, de 16.12.1997), que está situado a cinco milhas náuticas do centro da cidade, ocupando uma área que totaliza 1.750 ha e apresenta uma profundidade média de 6m (MMA, 2015).

O complexo recifal de Coroa Vermelha que está situado no limites entre os municípios de Porto Seguro e Santa Cruz de Cabrália, é composto por 3 platôs recifais separados entre eles, por substrato não consolidado, e emergem com a maré baixa (Morais et al 2021).

Coroa Alta, que está localizada aproximadamente 15 km do Recife de Fora, situada na localidade de Santa Cruz de Cabrália. Podemos classificar este recife como recife em franja que possui uma plataforma coralina principal com diferentes recifes adjacentes ao redor (Galvão 2018). Esses recifes não estão a uma profundidade maior que 20 metros (Leão et al. , 2003)

### Desenho amostral

Para entendermos o efeito do tipo de habitat no gradiente de biomassa nas AMPs das espécies de peixes recifais, foi utilizado o desenho seguindo o Bayond - BACI (Bayond Before After Control Impact) (Underwood, 1994).



**Figura 3** Esquema simplificando o desenho amostral orientado seguindo a estrutura Beyond-BACI (Underwood 1991, 1994) e seus níveis de análise. Local: localidade; PR: Proteção; PxD(L): Local protegida em contraste com os locais desprotegidos. Z(P(L)): Zona Protegidas dentro da localidade; Setor(Local(PR)): Contraste dos setores entre as zonas protegidas com as desprotegidas

Em cada uma das localidades de estudo, o fator fixo Proteção, com dois níveis Área Protegida (P) e Área Desprotegida (D), foram testados através da comparação das médias e da

variância dos locais desprotegidos frente aos locais protegidos. Para cada classe do fator Proteção também serão avaliados os contrastes entre seus níveis - PR versus D (P vs. D). Adicionalmente, um fator aleatório espacial, Zona (Z), com três níveis (Setor 1, 2 e 3), foram testados de forma aninhada ao fator qualidade de habitat, assim com seus respectivos contrastes, a fim de controlar a variabilidade existente em pequena escala.

### *Coleta de dados*

#### *Estrutura, distribuição e abundância das espécies recifais.*

Os dados foram obtidos através de censos visuais subaquáticos (Brock, 1954), conduzidos através de transecções realizadas com auxílio de equipamento SCUBA. Em cada setor, de acordo com o desenho amostral disposto acima, foram conduzidas 12 transecções. As transecções foram feitas com o auxílio de uma trena estendida sobre o fundo, onde o mergulhador percorreu inicialmente a distância determinada de 20m, estendendo a trena e contabilizando todas as espécies de peixes que puderam ser observadas até uma distância lateral máxima de 2,5 m para cada lado do transecto (totalizando 5 m de largura) (**Figura 4**). Ao fim do transecto, o mergulhador retornou refazendo o censo de espécies crípticas e indivíduos menores que 10 cm, contabilizados a uma distância lateral máxima de 1 m para evitar problemas com a subestimativa desses (cf. Minte-Vera et al. 2008).



**Figura 4.** Ilustração da metodologia adotada pelos mergulhadores munido com equipamento SCUBA, realizando transecto de 20m x 2,5m. Espécies crípticas e indivíduos menores que 20 cm serão contabilizados a uma distância lateral máxima de 2,5m para evitar problemas com a subestimativa desses.

Conjuntamente à identificação da espécie, o observador estimou também a abundância em classes de uma escala geométrica (cf. Harmelin 1987; García-Charton e Pérez-Ruzafa 2001; Hackradt et al. 2011), além de estimar o tamanho em classes de 2 cm (p. ex. Hackradt et al. 2011) para minimizar o impacto do erro de estimativa de grandes cardumes.

#### *Variáveis ambientais*

As variáveis ambientais foram coletadas por um segundo mergulhador, realizando o mesmo trajeto do primeiro mergulhador, após o término do primeiro transecto de peixes. Utilizando a metodologia de amostragem de pontos por transecto (PIT - Point Intercept Transect- em inglês) sobre a trena, categorias do substrato foram identificados. A cada 0,5 m, totalizando 40 pontos ao longo da trena de 20 m (Figura 4). Depois de terminado o percurso de ida do transecto de 20m, o observador retornou coletando informações de invertebrados, além da profundidade e temperatura da água.

Para controlar as diferenças de habitat entre os transectos, estimativas visuais dos componentes dominantes dos bentos em cada área amostrada foram realizadas (cf. Polunin e Roberts, 1993). Depois de terminado o percurso de ida do transecto de 20m, o observador retornará estimando parâmetros abióticos a cada trecho de 5 m: a) Heterogeneidade - Tipo de substrato (estimando visualmente a % de recife, % de areia; % de cascalho; % de pradeira) b) Rugosidade – em escala de 1 a 5, sendo 1 o terreno liso e 5 o mais arrugado e alto possível (modificado de Félix-Hackradt et al. 2014), além da profundidade e temperatura da água.

#### *Análise de dados*

##### *Estrutura, distribuição e abundância das espécies recifais.*

Utilizou-se um análise de variância por permutações (PERMANOVA), no software PRIMER 6 & PERMANOVA+ (Clarke e Gorley, 2006), com base no desenho amostral descrito acima, a partir de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para avaliar o efeito da proteção sobre a abundância, biomassa e estrutura das populações de peixes recifais. Realizamos 9.999 permutações para determinar o valor de pseudo-F. Quando o número total de permutações mínimas alcançadas foi menor que 70% do total de permutações, o teste de Monte Carlo (MC) foi aplicado para obtenção do valor de p.

#### *Variáveis ambientais*

Para avaliar se existiam diferenças quanto às características do habitat entre as localidades estudadas, utilizou-se também a análise de PERMANOVA, no software PRIMER 6 (Clarke e Gorley, 2006). Utilizou-se uma análise de ordenação, a partir das variáveis ambientais estudadas, por meio da análise dos componentes principais (PCA), com intuito de identificar possíveis variáveis explicativas que definissem diferenças estruturais entre o habitat dentro x fora da zona fechada da reserva estudada. Também, realizou-se uma análise SIMPER para avaliar a contribuição de cada variável para o fator proteção.

#### *Avaliação do spillover*

Para avaliar a existência de transbordamento da reserva para abundância e biomassa em função da distância da reserva marinha, utilizamos um modelo aditivo generalizado (GAM). Inicialmente foram calculadas a distância de cada ponto de coleta dos transectos até o limite da borda da reserva. A distância então foi adicionada ao modelo como uma variável independente e contínua. Para análise usamos o pacote GAM no software R (R Core Team, 2021). Os resultados foram plotados graficamente e a proporção do efeito dos preditores sobre as variáveis avaliadas foi indicada por escala e negativa

#### *Avaliação da efetividade e descrição das espécies alvo avaliadas*

Reservas marinhas são criadas com diferentes objetivos como, por exemplo, para proteger espécies ameaçadas ou proteger aspectos mais gerais da biodiversidade (Halpern e Warner 2002), porém, sabe-se que espécies ameaçadas reagem de forma positiva e rápida ao simples fato da proteção contra a pesca (Rowley 1994; Lester et al. 2009; Goñi et al. 2011), pois o principal fator da redução da sua população é subitamente removido. Dessa forma, torna-se ótimos indicadores da efetividade das reservas. Desse modo, foram selecionadas duas espécies recifais (**Figura 5**) que sofrem diferentes efeitos da pressão da pesca, para avaliar a efetividade da reserve sobre a sua população.

*Haemulon aurolineatum* é uma das espécies de peixes recifais mais abundantes (**Figura 5**), ocorrendo desde o Cape Cod (EUA) até o Brasil, incluindo o Caribe, o Golfo do México e a costa da América Central (MANOOCH; BARANS, 1982). Tem como característica a formação de agregações denominadas como cardumes polarizados - grupos de indivíduos da mesma classe de tamanho que nadam em sincronia próximos a substratos duros durante o dia (DARCY, 1983). Peixes do gênero *Haemulon* são considerados dominantes em recifes tropicais do Caribe e de grande importância devido a sua abundância e importância trófica (FERREIRA et al.



2004).

Peixes dessa família também são considerados peixes de boa qualidade e carne branca, no entanto não possuem valor comercial agregado nem são organismos alvo da pesca comercial. Seu consumo se restringe em regiões costeiras, sendo recursos de relativa importância como espécie acessória para a pesca artesanal (MUNRO, 1996; LINDERMAN, 2002). No Nordeste do Brasil, costumam ser capturas acessórias da pesca de lagosta, ou até mesmo como espécie alvo devido a diminuição na abundância das espécies com maior valor comercial (LESSA et al. 2009; MARQUES e FERREIRA, 2013). Segundo os critérios da IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) e através da classificação regional do ICMBio (2018) as espécies da família Haemulidae presentes na costa nordeste, não estão sob iminente ameaça, encontrando-se na categoria pouco preocupantes (LC).

*Scarus trispinosus*, conhecido popularmente como peixe papagaio ou budião azul, é uma espécie endêmica da costa Brasileira (**Figura 5**), ocorrendo desde os recifes ao norte no Parcel Manoel Luís, MA (Moura et al. 2001) até os costões rochosos de Santa Catarina (Floeter et al. 2005). É um peixe herbívoro raspador ou escavador, que vive em ecossistemas recifais (Francini-Filho e Moura 2008), sendo capaz de controlar o crescimento das algas sobre os corais, contribuindo assim para o crescimento das colônias e capacidade do sistema em resistir a distúrbios/resiliência (Francini-Filho e Moura 2008). Contudo, nos últimos 20 anos, as populações de *S. trispinosus* diminuíram fortemente devido à caça submarina e a pesca, a ponto de a espécie ser considerada ecologicamente extinta em Arraial do Cabo (Bender et al. 2014).

Recentemente o declínio populacional devido suas características biológicas e ecológicas, associadas a comercialização de sua carne, resultou em sua inclusão na lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN como “em perigo” devido à sobre-exploração de suas populações, sendo considerada por Comeros-Raynal et al (2012) a espécie de budião mais ameaçada no mundo. Estima-se que a população global desta espécie tenha declinado em pelo menos 50% nos últimos 30 anos (ICMBIO, 2018). Com o objetivo de interromper esse processo, em 2014, foi promulgada legislação específica (Portaria no 445/14) do Ministério do Meio Ambiente (MMA) que proíbe a captura, pesca ou venda de budião azul em qualquer ponto do litoral brasileiro. Por outro lado, foram registrados recentemente, alguns juvenis e adultos iniciais e terminais de *S. trispinosus* no Atol das Rocas e um adulto no Arquipélago de Fernando de Noronha (Mazzei et al. 2017), indicando o início de um possível processo de colonização das Ilhas oceânicas do Nordeste.

### *Haemulon aurolineatum*



- ✓ Recifal
- ✓ Não é alvo da pesca
- ✓ Categorizada como LC (pouco preocupante) pela IUCN.



### *Scarus trispinosus*



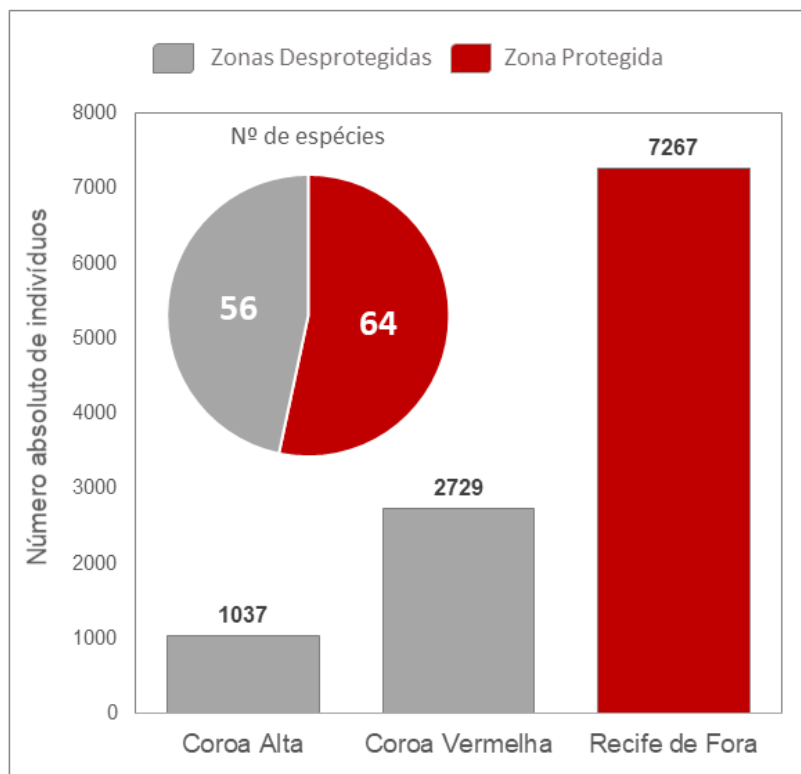
- ✓ Recifal
- ✓ É alvo da pesca
- ✓ Categorizada como EN (em perigo) pela IUCN.



**Figura 5.** Espécies de peixes recifais: *H. aurolineatum* e *S. trispinosus*.

## 3. Resultados

Durante as observações subaquáticas foram registrados 11.033 indivíduos, 7.267 dentro da área protegida e 3.766 fora da reserva. Ao todo foram registradas 80 espécies, 64 dentro da área protegida e 56 fora da reserva. Foram registrados maior número de indivíduo, como também de espécies dentro da zona protegida (**Figura 6**).

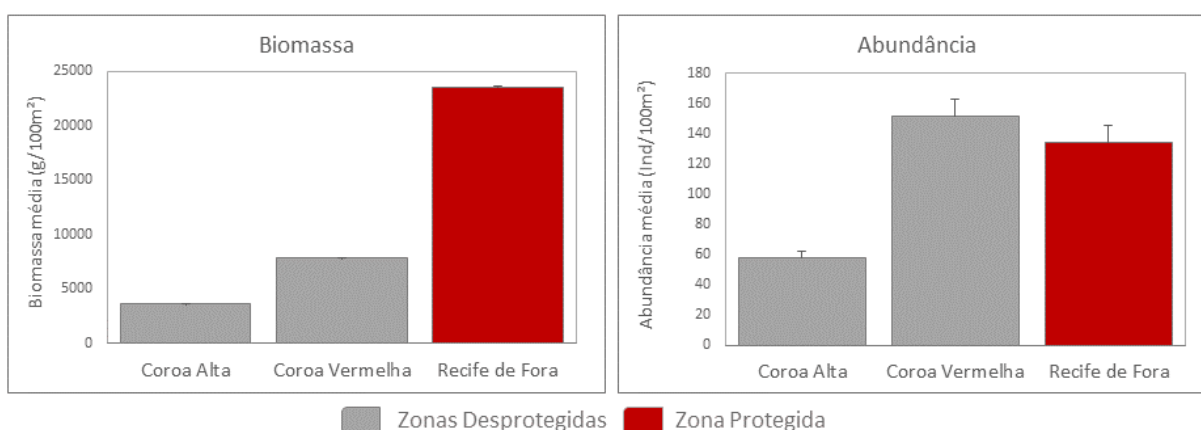


**Figura 6.** Número absoluto de registros por zona. Zonas desprotegidas: Coroa Alta e Coroa Vermelha. Zona protegida: Recife de Fora.

Com a PERMANOVA objetivamos elucidar às relações da biomassa e abundância das espécies para os diferentes fatores. Os resultados mostraram não haver diferenças significativas para nenhum dos fatores em termos de biomassa, mas que existe uma diferença de abundancia a pequena escala espacial (tabela 1). Da mesma forma, encontrou-se uma biomassa média maior na comunidade de espécies do Recife de Fora ( $\pm$ ), enquanto a abundância média foi maior em Coroa Vermelha ( $\pm$ ) (Figura 4).

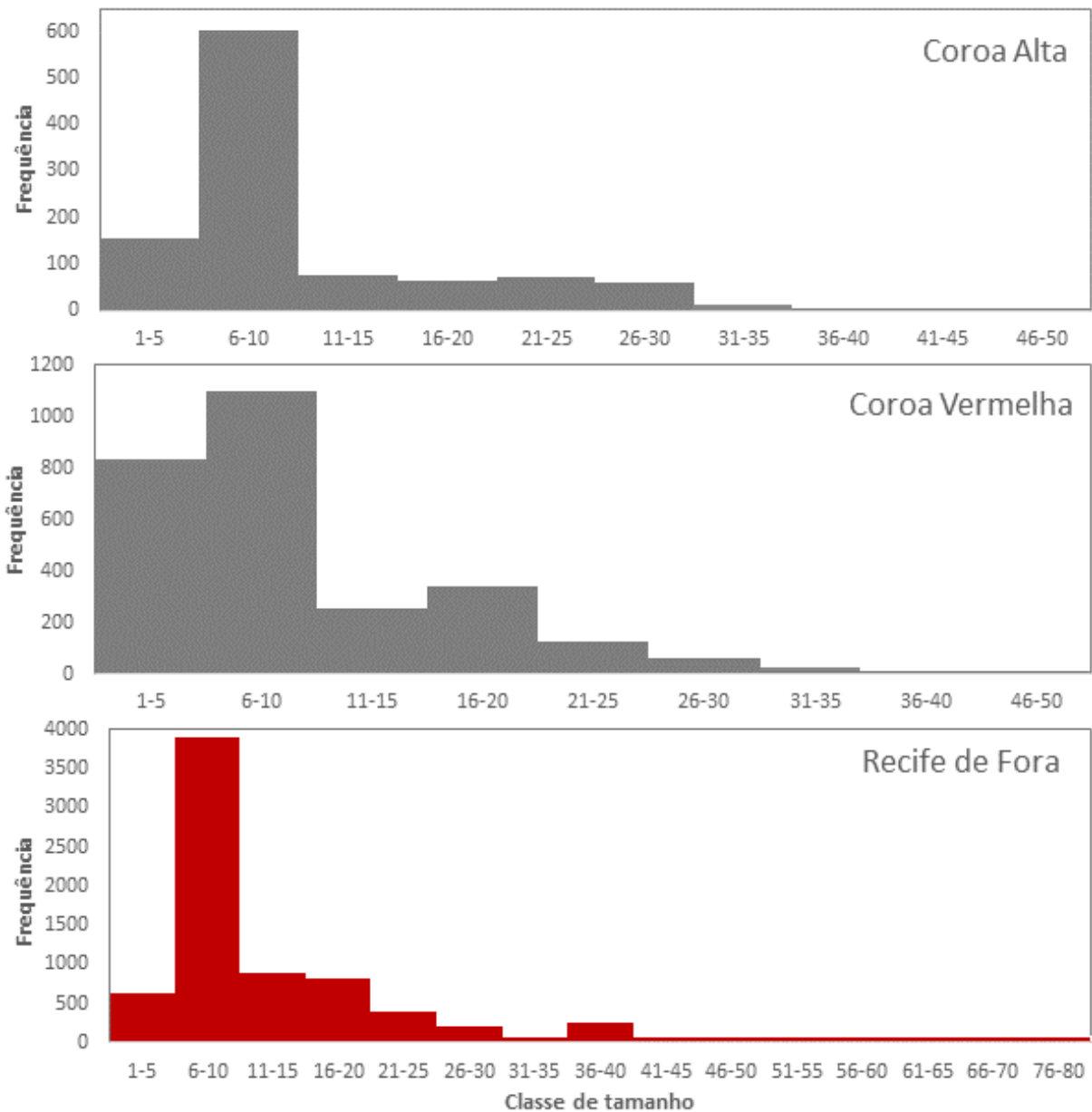
**Tabela 1.** Resultados da PERMANOVA aplicada à biomassa e abundância da comunidade de espécies. P: Proteção. Lo(P): Zona desprotegida em contraste com as zona protegida por localidade; S(P): Setores das zonas Protegidas por localidade; Se(Lo): Contraste dos setores entre as zonas desprotegidas; df: graus de liberdade; Pseudo-F: valor de F. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

Model	Biomassa			Abundancia	
	df	Pseudo-F	P(MC)	Pseudo-F	P(MC)
<b>P</b>	1	4.8339	0.1083	0.873	0.9054
<b>Lo(P)</b>	1	1.0287	0.3638	0.2398	0.2362
<b>Se(Lo(P))</b>	12	0.90592	0.6044	4.22	<b>0.0002</b>
<b>Res</b>	75				
<b>Total</b>	89				



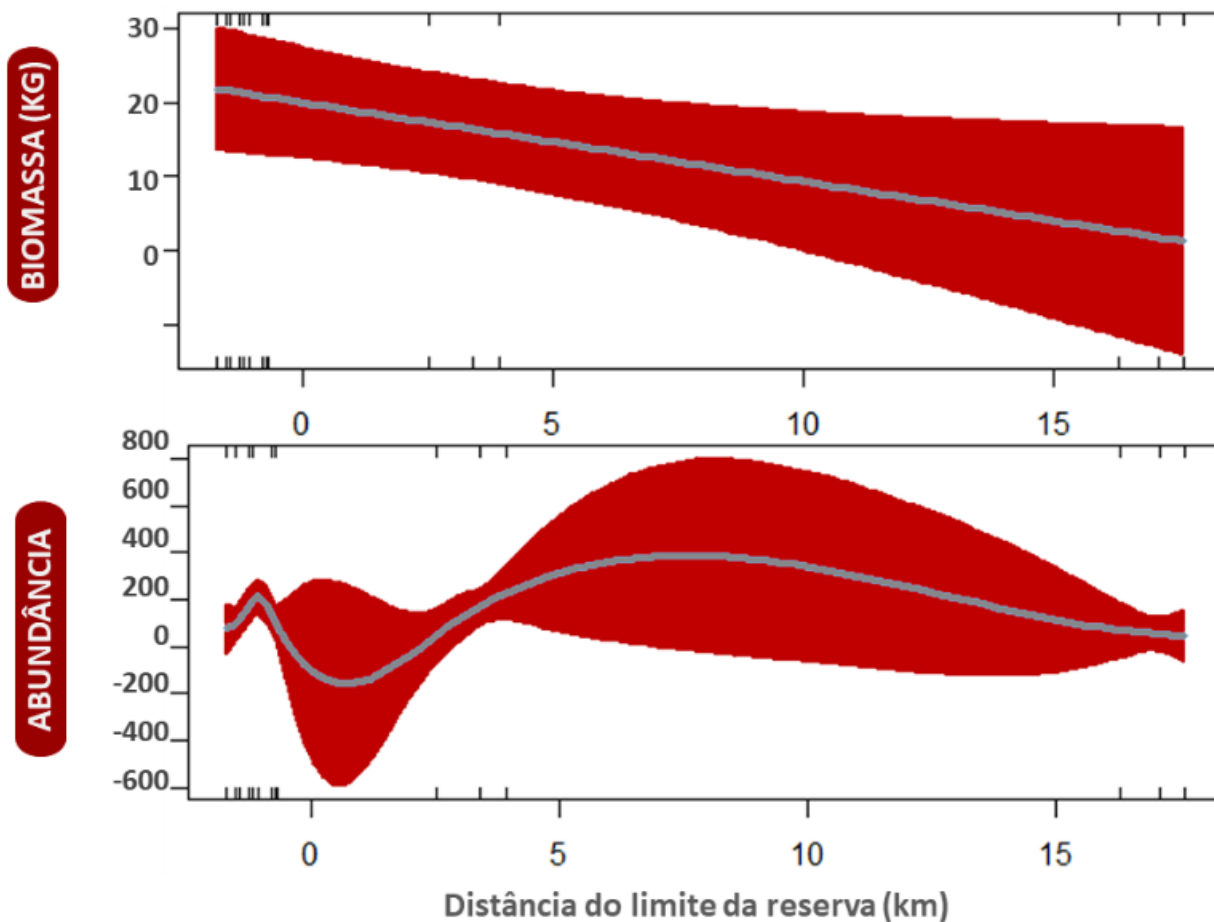
**Figura 7.** Abundância e biomassa (média + erro padrão) das espécies considerando-se a zona protegida (Recife de Fora) e as zonas desprotegidas (Coroa Alta e Coroa Vermelha).

Através da análise das frequências de classes de tamanhos, foi possível identificar a composição das assembleias dentro e fora das AMPs. A relação das maiores frequências nas maiores classes de tamanhos seguiu o mesmo padrão da biomassa para a maioria das espécies. Foi possível verificar que dentro da área protegida, com relação às áreas desprotegidas, possuíram indivíduos dos mais variados tamanhos e com representação dos indivíduos de maior porte (**Figura 8**).



**Figura 8.** Classe de tamanho por abundância numérica das espécies (baseado na metodologia de Nagelkerken e Van der Velde, 2002) considerando-se a zona protegida (Recife de Fora) e as zonas desprotegidas (Coroa Alta e Coroa Vermelha).

Buscou-se entender como a distância do área marinha protegida influencia na biomassa e na abundância e os resultados do GAM mostraram que para a biomassa existe uma relação negativa significativa (F-valor = 4.65, p – valor = 0.03) com o aumento da distância desde as área protegida para as áreas desprotegidas. Sem embargo, não encontramos diferença significativa da abundância com o aumento da distância ( F-valor = 2.06, p – valor = 0.06) para a comunidade de peixes recifais (**Figura 9**).



**Figura 9.** Resultados do modelo aditivo generalizado (GAM) ajustados para a abundância (N) e biomassa (Kg) das espécies registradas em função da distância do limite da reserva marinha (km).

Para entender o que pode estar influenciando ou não transbordamento de reserva, buscou-se determinar a existência de similaridades entre os habitats dos locais estudados, utilizando a PERMANOVA frente às variáveis do habitat. Foi possível observar que os habitats entre áreas estudadas são similares entre si para o fator proteção e para o fator localidade, mas tem diferenças significativas entre a pequena escala (entre setores) (Tabela 2).

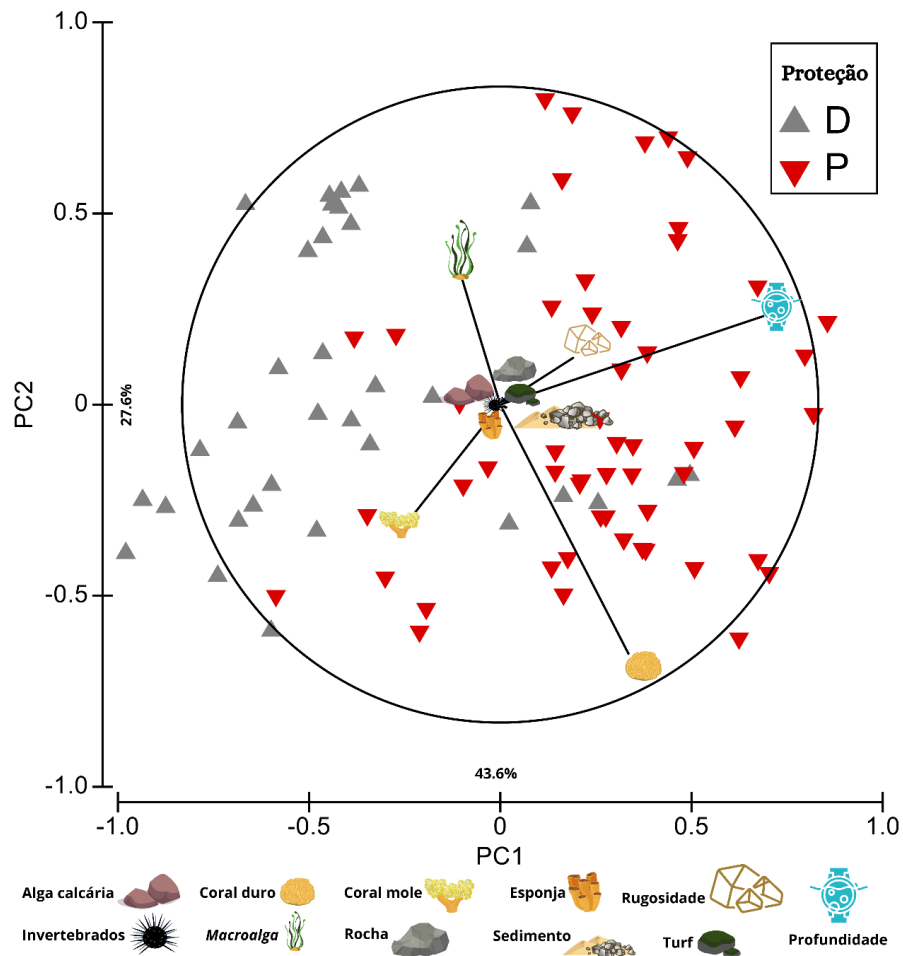
**Tabela 2.** Resultados da PERMANOVA aplicada à biomassa e abundância das espécies. P: Proteção. Lo(PR): Zona desprotegida em contraste com as zona protegida por localidade; S(P): Setores das zonas Protegidas por localidade; Se(Lo): Contraste dos setores entre as zonas desprotegidas; df: graus de liberdade; Pseudo-F: valor de F. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

**Variáveis ambientais**

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
--------	----	----	----	----------	---------	-------	-------

<b>P</b>	1	9.9328	9.9328	2.0874	0.307	9032	0.2345
<b>Lo(P)</b>	1	2.8924	2.8924	2.475	0.0883	9045	0.0601
<b>Se(Lo(P))</b>	12	14.024	1.1686	4.9033	<b>0.0001</b>	9886	<b>0.0001</b>
<b>Res</b>	75	17.875	0.23834				
<b>Total</b>	89	44.724					

Para avaliar a diferença das variáveis ambientais que compõem o habitat, tanto dentro como fora da área marinha protegida, utilizou-se um análise de PCA (Figura 10), e identificamos os dois primeiros eixos explicam uma variância de 43.6% e 27.6%, respectivamente. Também se observou que a profundidade e rugosidade foram positivas para o PC1 e PC2, entanto que coral duro foi positivo no PC1 e negativo para o PC2. Esta ordenação identificou que a maioria das amostras da localidade protegida, estão influenciadas por estas variáveis. O SIMPER revelou que estas três variáveis foram as que mais contribuíram com um 47.9%, 17.1% e 14.8%, respectivamente, na comparação do nível de proteção.



**Figura 10.** Análise de Componentes Principais entre as variáveis ambientais dos setores estudados, agrupadas pelo nível de proteção. Recife de Fora (▼: Protegida) Coroa Vermelha e Coroa Alta: ▲: Desprotegido).

Por outro lado, ao analisarmos através da PERMANOVA os valores de biomassa e abundância de *H. aurolineatum* e *S. trispinosus*, das espécies dentro e fora da reserva, observou-se diferenças significativas para o fator proteção (P) apenas para a biomassa do *S. trispinosus*. A espécie *H. aurolineatum* indicou significância estatística apenas para o fator localidade na abundância (Tabela 3).

**Tabela 3.** Resultados da PERMANOVA aplicada à biomassa e abundância das espécies. P: Proteção. Lo(PR): Zona desprotegida em contraste com as zona protegida por localidade; S(P): Setores das zonas Protegidas por localidade; Se(C2): Contraste dos setores entre as zonas desprotegidas; df: graus de liberdade; Pseudo-F: valor de F. Valores de p-MC em negrito indicam significância estatística ( $p < 0,05$ ) obtida pelo teste de permutação de Monte Carlo.

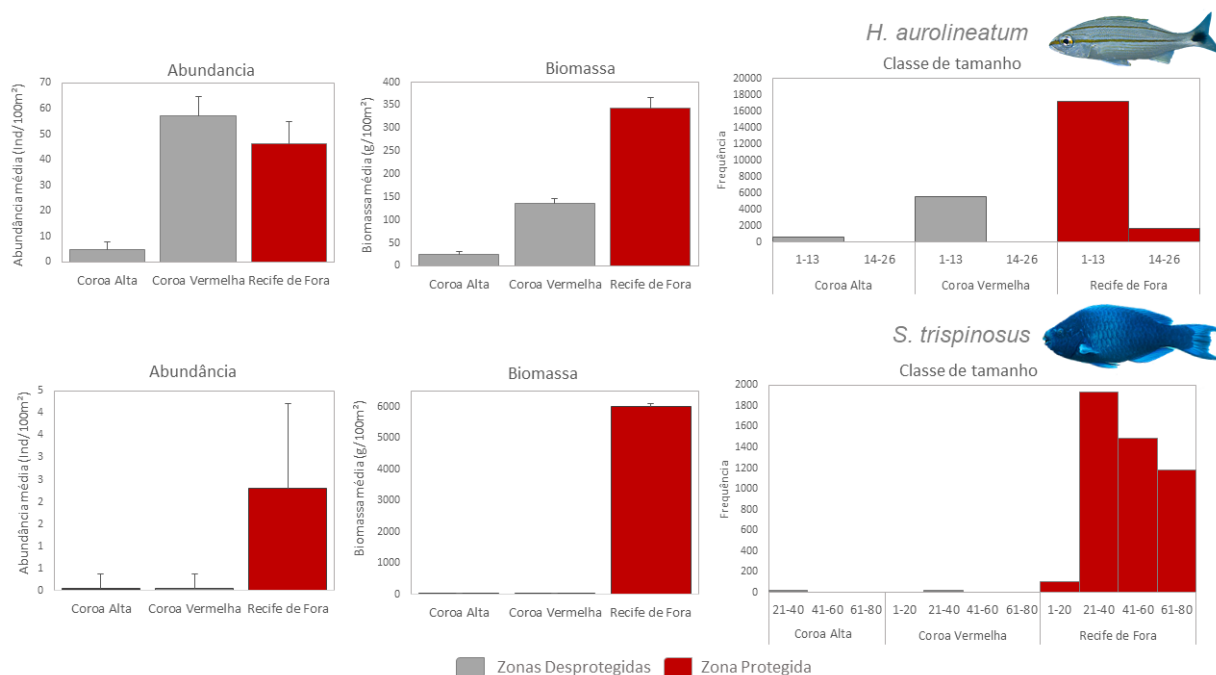
<i>Scarus trispinosus</i>					
		Biomassa		Abundância	
Source	df	Pseudo-F	P(MC)	Pseudo-F	P(MC)
<b>P</b>	1	14657	<b>0.0001</b>	4.7291	0.2347
<b>Lo(PR)</b>	1	6.24E-04	0.9998	0.32932	0.6342
<b>Se(Lo(PR))</b>	12	0.53505	0.8900	1.2001	0.2917
<b>Res</b>	75				
<b>Total</b>	89				
<i>Haemulon aurolineatum</i>					
		Biomassa		Abundância	
Source	df	Pseudo-F	P(MC)	Pseudo-F	P(MC)
<b>P</b>	1	0.18422	0.9399	0.21789	0.8914
<b>Lo(PR)</b>	1	4.24	0.0584	4.9461	<b>0.0398</b>
<b>Se(Lo(PR))</b>	12	4.9761	<b>0.0001</b>	4.5074	<b>0.0001</b>
<b>Res</b>	75				
<b>Total</b>	89				

Tais resultados podem ser interpretados como efeito positivo da proteção. Pois ao analisar onde ocorreram as maiores taxas de abundância e biomassa, observa-se que para a



espécie *S. trispinosus*, que é alvo da pesca, a área protegida foi onde encontramos maiores médias. Evidenciou ainda que, dentro da reserva, há grande representação de indivíduos que atingiram a maturação reprodutiva, o que não foi observado fora.

Para a espécie *H. Aurolineatum*, os resultados indicaram que não há diferenças significativas de abundância, mas as maiores taxas de biomassa foram observadas dentro da reserva.



**Figura 11.** Abundância (média + erro padrão), biomassa (média + erro padrão) e classe de tamanho por abundância numérica das espécies (baseado na metodologia de Nagelkerken e Van der Velde, 2002): *Haemulon aurolineatum* e *Scarus trispinosus*, considerando-se a zona protegida (Recife de Fora) e as zonas desprotegidas (Coroa Alta e Coroa Vermelha).

## Discussão

Sabe-se que as áreas marinhas protegidas podem beneficiar áreas adjacentes por meio do aumento da exportação de ovos e larvas (Cudney-Bueno et al. 2009; Harrison et al. 2012), ou por meio do aumento na biomassa dos organismos próximo ao limite da reserva, que podem se mover para áreas desprotegidas, e são capturados como “transbordamento” (Di Lorenzo et al, 2020). Os resultados do nosso estudo sugeriram que o Parque Municipal Marinho Recife de Fora não exporta biomassa para áreas adjacentes. A hipótese desenvolvida por Hackradt et al. 2014, que incorpora os principais fatores do “spillover” (proteção e habitat) em reservas, não foi

certificada devido à inexistência de indícios do efeito de exportação de biomassa. Diversos aspectos, alguns não avaliados neste estudo, podem estar influenciando o não transbordamento.

Apesar de avaliarmos a ictiofauna como um todo, foi possível desconsiderar a história de vida das espécies, pois mesmo espécies de crescimento lento e amadurecimento tardio, obteve teoricamente tempo mínimo necessário para restabelecer a sua população, haja vista que o parque possui 24 anos da sua implantação, e estudos já observaram que reservas marinhas podem responder a aumentos significativos nos níveis médios de densidade, biomassa e diversidade a partir de 3-5 anos da sua criação (Halpen 2002; McClanahan e Graham, 2005).

### *Efeito de borda*

A pressão em torno de reservas pode influenciar para que populações não consigam alcançar áreas mais distantes do limite da reserva. A prática conhecida como “pesca à linha” (Kellner et al. 2007) resulta numa maior pressão nas bordas da reserva. Estudos como o de Ohayon et al. 2021 destacam para esse efeito, estimando que as reservas marinhas em todo o mundo, provavelmente, alcançarão apenas 50% de seu potencial de conservação, em resultado do efeito da pesca à linha.

Para mitigar esses efeitos, Claudet et al, 2008 sugere a criação de zonas de amortecimento desses impactos, chamadas de zonas-tampão. As zonas tampão são áreas ao redor de reserva, sujeitas a regras específicas, que visam mitigar impactos e manter a integridade da reserva e a sua efetividade em cumprir os objetivos dela esperada (Morserllo, 2001).

### *Design da reserva*

Reservas que possuem como objetivo beneficiar áreas adjacentes a partir da exportação líquida de peixes, devem incluir habitats apropriados tanto dentro, como fora da reserva, para garantir o estabelecimento de espécies-alvo após deslocamentos (Meyer et al. 2007). Diversos estudos sugerem que, dentro de habitats fragmentados de recifes de coral, o potencial para os peixes se moverem entre os recifes ou se deslocarem para áreas além de sua área de vida é influenciada por diferenças na qualidade de habitat e a presença de barreiras físicas (Chapman e

Kramer, 2000), como visto por Chateau e Wantiez, 2009, a realocação para dois peixes (*E. maculatus* e *S. ghobban*), que definiram uma área de vida estável no recife.

As áreas aqui avaliadas não constituem habitats contínuos, existindo grandes áreas de areia+lama entre a reserva e os recifes desprotegidos, podendo servir de barreiras físicas para os movimentos dos peixes entre os recifes (Lowe et al, 2003; Chateau e Wantiez, 2009; Berkström et al, 2020).

Este fator implica diretamente no delineamento da reserva, pois os peixes recifais são no geral, altamente residentes (Roberts e Polunin, 1991; Kulbicki, 2007), sendo assim, os movimentos das espécies podem ser facilitados em áreas contínuas de habitats favoráveis e podem ser restritos em áreas com um alto nível de fragmentação e grandes áreas de substrato arenoso, com baixa complexidade estrutural (Barrett, 1995; Forcada et al. 2008; Goñi et al. 2011).

Outros estudos revelam a importância de estabelecer uma rede de áreas marinhas protegidas com diversos níveis de proteção e usos (Thiault et al 2019), para reforçar a proteção às diferentes espécies e interações que se reproduzem no ecossistema marinho, como movimento e conectividade ontogênica (D'Aloia et al 2017). Uma AMP isolada e pequena como é o caso do Recife de Fora, nem sempre é suficiente para conseguir uma proteção plena com estas interações.

Sugerimos novas medidas de gerenciamento para estas zonas, por exemplo, uma ampliação da mesma, que conecte as áreas mais próximas, como os platôs recifais de Coroa Vermelha, ou até mesmo, conectar com os recifes mais fundos (>15m) (área conhecida por pressão da pesca, mas que sofre menos estresse relacionados ao turismo e poluição), para haver o efeito do transbordamento da biomassa. Recentemente Negão et al. 2021 revelaram que esses recifes mais fundos (>15m), situado no banco Royal Charlotte, possuem um grande banco de rodolitos e recifes isolados, relativamente profundos. Também sugerimos a implementação de novas áreas ou uma gestão plena e com garantias para que estas áreas funcionem corretamente.

### *Efeito do habitat*

Com base nos nossos resultados, partindo do pressuposto de que o habitat é similar entre as zonas estudadas, as diferenças na biomassa e abundância média dos peixes podem ser atribuídas ao estabelecimento da reserva. Essa similaridade do habitat conferida às áreas quanto à composição e estrutura do habitat, na ausência de barreiras geográficas, podem vir a determinar as variações dentro e fora da AMP, implicando diretamente na ocorrência dos peixes (Ruitton et al. 2000, García-Charton e Pérez Ruzafa, 2001; Letourneu et al. 2003; Russ e Alcalá, 2004; Forcada et al. 2008).

Os componentes estruturais do habitat são sabidamente características ambientais extremamente importantes na estruturação das populações de peixes recifais e apresentam alta relevância na composição de suas assembleias (Ferreira et al. 2001; García-Charton et al, 2004), o que corrobora com os nossos resultados, que indicou a complexidade (rugosidade) do habitat como determinante na ocorrência dos peixes estudados. A profundidade junto com a rugosidade e porcentagem de coral duro foram as variáveis ambientais mais importantes e representativas para o habitat das localidades amostradas, especialmente na área protegida. Estas variáveis são responsáveis em conferir uma complexidade ao habitat, que pode influenciar diretamente na produção de alimento e uma disponibilidade maior de refúgios (McCoy y Bell, 1991; García-Charton et al. 2004; Oliveira et al, 2013).

#### *Efeito da proteção*

Sem embargo e apesar de não indicar transbordamento de biomassa da reserva, é notório um incremento na biomassa média dentro da reserva comparada às áreas desprotegidas. Esta maior biomassa pode estar relacionada com a presença de espécies de grande porte, comparado às áreas não protegidas, como já visto em outros estudos com AMP (Ashworth e Ormond 2005). No entanto, o mesmo não foi observado para os valores de abundância, indicando a influência do grande número de indivíduos de pequeno porte fora da reserva. A presença considerável de espécies abundantes, comuns e que não são alvos da pesca, como a *Haemulon aurolineatum* e *Acanthus bahianus*, fizeram com que a abundância total fossem muito influenciada pelas espécies mais comuns. O que foi constatado para *H. aurolineatum*, ao ser analisado isoladamente.

Por outro lado, o efeito da proteção para a biomassa de *S. trispinosus*, sugere que mesmo que a exportação líquida não tenha sido evidenciada, o PMMRF deu indícios de ser eficiente na

proteção de espécies ameaçadas. O fato de pertencer ao grupo dos scaridae, pode facilitar a recuperação da sua população, pois possuem taxa de crescimento extremamente alta, sendo os primeiros a se recuperarem com o fechamento de uma área (McClanahan e Mangi, 2000; McClanahan et al, 2007; Obura e Grimsditch, 2009 ).

No contexto das AMPs, a proteção e recuperação de peixes herbívoros é de grande importância para a conservação e recuperação da cobertura de corais e saúde, pois são de fundamentais para a manutenção da saúde dos recifes, evitando que as algas competam por espaço com os corais, tornando os recifes resiliêntes às mudanças climáticas (Obura e Grimsditch, 2009; Mumby e Harborne, 2010).

Nosso estudo também pode sugerir que o beneficiamento de áreas adjacentes, a partir da exportação de larvas, pode ser considerada, pois a presença de indivíduos de *S. trispinosus* dentro das classes de tamanho que já tenha alcançado no mínimo a primeira maturação reprodutiva é observado. Ainda com as classes de tamanho, foi possível afirmar a existência da pressão da pesca fora dos limites da reserva, por não apresentar indivíduos de grande porte, resultado da pesca seletiva com arpão.

Neste estudo, os recifes de Coroa Alta foram tratados como uma área desprotegida. Apesar de existir um Parque Municipal de Preservação Marinha de Coroa Alta, existe grande pressão da pesca ocorrendo na área. Existe uma polígono de proteção sobre esta área descrita na lei municipal, número 140, de 13 de dezembro de 1998, que estabelece uma proteção total (equivalente à categoria de proteção II da IUCN) de cerca de 50 km<sup>2</sup> (Lima et al 2021). Nossos resultados evidenciaram que, de fato, não foi corretamente implementada e/ou gerenciada, podendo ser considerada nas configurações da atualidade, como um parque no papel, **assim como** outros estudos que avaliaram a governança de esta área, evidenciaram (Lima et al. 2021).

### **Considerações finais**

O maior debate a respeito de AMPs gira em torno dos benefícios para a pesca em áreas adjacentes. É recorrente a comprovação em estudos o aumento na abundância e biomassa dos peixes dentro de reservas, mas lacunas, como questões de transbordamento discutidas no capítulo I, necessitam ainda serem preenchidas.

O PMMRF não apresentou transbordamento de biomassa, mas mostrou indícios de proteção

para uma espécie ameaçada, além de apresentar taxas de abundância e biomassa maiores.

Evidenciamos como a continuidade do habitat é tão importante quanto a complexidade para o transbordamento, e sugerimos que reservas marinhas devem ser delineada habitats contínuos e que tenham boa fiscalização, de forma que as atividades de pesca ao redor sejam gerenciadas (controle do esforço de pesca e número de pescadores),

Estudos avaliando o transbordamento de reservas marinhas são essenciais para demonstrar ao público de interesse (pescadores) a capacidade de uma reserva marinha em cumprir seu objetivo de reabastecer áreas, fortalecendo e credibilizando-a como ferramenta eficaz de gestão de pescados e garantindo condições de subsistência para as próximas gerações, de forma que o rendimento superará os custos associados com a perda de campos de pesca. Além disso, auxiliam no gerenciamento e criação de reservas marinhas que cumpra o papel de reabastecer áreas adjacentes, que possua sua população sobre-explotada e na detecção de áreas com alto potencial de exportação de biomassa, possibilitando o aumento da efetividade das AMPs.

### **Agradecimentos**

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor e à Petrobras que possibilita, através do patrocínio, o trabalho de pesquisa e conservação do Projeto Budiões.

### **Referências**

Bender MG, Machado GR, Silva PJdA, Floeter SR, Monteiro-Netto C, et al. (2014) Local Ecological Knowledge and Scientific Data Reveal Overexploitation by Multigear Artisanal Fisheries in the Southwestern Atlantic. PLoS ONE 9 (10): e110332. doi:10.1371/journal.pone.0110332

Chapman, M. R., and Kramer, D. L. 2000. Movements of fishes within and among fringing reefs in Barbados. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 11–24.

Chateau O, Wantiez L (2009) Movement patterns of four coral reef fish species in a fragmented habitat in New Caledonia : implications for the design of marine protected area networks. *ICES J Mar Sci* 66:50–55.

Lowe CG, Topping DT, Cartamil DP, Papastamatiou YP (2003) Movement patterns, home range, and habitat utilization of adult kelp bass. *Mar Ecol Prog Ser* 256:205–216.

Berkström C, Eggertsen L, Goodell W, Cordeiro CAMM, Lucena MB, Gustafsson R, Bandeira S, Jiddawi N, Ferreira CEL (2020) Thresholds in seascape connectivity: the spatial arrangement of nursery habitats structure fish communities on nearby reefs. *Ecography (Cop)* 43:882–896.

Clarke KR, Gorley RN. 2006. *PRIMER V6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, 192 p.

Claudet, J. et al. *Ecol. Lett.* 11, 481–489 (2008).

Comeros-Raynal, M. T., Choat, J. H., Polidoro, B. A., Clements, K. D., Abesamis, R., Craig, M. T., 2012. The Likelihood of Extinction of Iconic and Dominant Herbivores and Detritivores of Coral Reefs: The Parrotfishes and Surgeonfishes. *PLoS ONE*. 7 (7).

Cudney-Bueno, R., Lavín, M. F., Marinone, S. G., Raimondi, P. T. & Shaw, W. W. Rapid effects of marine reserves via larval dispersal. *PLoS ONE* 4, e4140 (2009)

Di Lorenzo, M., Guidetti, P., Di Franco, A., Calò, A. & Claudet, J. Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish Fish.* 21, 906–915 (2020).

Dwyer, R. G., Krueck, N. C., Udyawer, V., Heupel, M. R., Chapman, D., Pratt Jr, H. L., ... & Simpfendorfer, C. A. (2020). Individual and population benefits of marine reserves for reef sharks. *Current Biology*, 30(3), 480-489.

Félix-Hackradt, F. C., Hackradt, C. W., Treviño Otón, J., Pérez-Ruzafa, Á., & García-Charton, J. A. (2018). Effect of marine protected áreas on distinct fish life-history stages. *Marine Environmental Research*, 140(June), 200–209.  
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.06.012>

Floeter, S.R., Behrens, M.D., Ferreira, C.E.L., Paddock, M.J., Horn, M.H., 2005. Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. *Marine Biology*.

147, 1435–1447.

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. *Fisheries Research*, 93: 346–356.

Goñi, R., Badalamenti, F. & Tupper, M. H. Fisheries—effects of marine protected areas on local fisheries: Evidence from empirical studies. In *Marine Protected Areas: A Multidisciplinary Approach* (Cambridge Univ (ed. Claudet, J.) 73–102 (Press, Cambridge, 2011).

H. B. Harrison et al. Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Curr. Biol.* 22, 1023–1028 (2012). doi: 10.1016/j.cub.2012.04.008; pmid: 22633811

Halpern, B. S., Lester, S. E. & Kellner, J. B. Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environ. Conserv.* 36, 268–276 (2009).

Harrison, H. B., Bode, M., Williamson, D. H., Berumen, M. L. & Jones, G. P. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 117, 25595–25600 (2020).

Hart, D. R. When do marine reserves increase fishery yield?. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63, 1445–1449 (2006).

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Internet). Disponível em: [http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro\\_vermelho\\_2018\\_vol1.pdf](http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf). 2018.

Kellner, J. B., Tetreault, I., Gaines, S. D. & Nisbet, R. M. *Ecol. Appl.* 17, 1039–1054 (2007).

Kramer, D. L., and Chapman, M. R. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 65 –79.

Krueck, N.C. Marine conservation across protected area boundaries. *Nat Ecol Evol* 5, 1203–1204 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01503-2>

Lester, S. E. et al. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 33–46 (2009).

Mazzei, E; Pinheiro, H; Morais, R; Floeter, S; Vêras, D; Vêras, L; Joyeux, JC & Ferreira, C. 2017. Parrotfishes of the genus *Scarus* in southwestern Atlantic oceanic reef environments: occasional pulse or initial colonization?. *Marine Biodiversity*. 49. 1-7.



McClanahan TR, Graham NAJ (2005) Recovery trajectories of coral reef fish assemblages within Kenyan marine protected areas. *Mar Ecol Prog Ser* 294:241–248.

McClanahan TR, Graham NAJ, Calnan JM, Macneil MA (2007) Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17: 1044–1067.

Moland, E. et al. Lobster and cod benefit from small-scale northern marine protected areas: Inference from an empirical before-after control-impact study. *Proc. Royal Soc. B* 280, 20122679 (2013).

Morais et al 2021. Habitat-mediated reef fish assemblages in coral reef tidal pools.

MORSELLO, C. Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo. São Paulo: Annablume, 2001.

Mumby PJ, Harborne AR (2010) Marine Reserves Enhance the Recovery of Corals on Caribbean Reefs. *Plos one* 5: e8657. pmid:20066158

Obura D, Grimsditch G (2009) Resilience Assessment of Coral Reefs: Rapid assessment protocol for coral reefs, focusing on coral bleaching and thermal stress. Gland, Switzerland: IUCN.

Ohayon, S., Granot, I. & Belmaker, J. *Nat. Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01502-3> (2021)

Oliveira Cavalcanti Coni E, Ferreira Moitinho C, Moura R, Milet Meirelles P, Kaufman L, Francini-Filho R (2013) An evaluation of the use of branching fire- corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Environ Biol Fishes* 96:45–55

Thais Andrade Galvão de Medeiros 2018. Caracterização espectral e mapeamento de recifes de coral através de dados de alta resolução espacial e espectral