



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE

THAÍS CHRISTINA TORRES DE OLIVEIRA

O efeito da atividade turística de flutuação sobre a comunidade bentônica do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA.

ILHÉUS, BA

2020

THAÍS CHRISTINA TORRES DE OLIVEIRA

O efeito da atividade turística de flutuação sobre a comunidade bentônica do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ações e Planejamento em Conservação da Biodiversidade

Orientador: Carlos Werner Hackradt
Co-orientador: Alexandre Schiavetti

ILHÉUS, BA

2020

O48

Oliveira, Thaís Christina Torres de.

O efeito da atividade turística de flutuação sobre a comunidade bentônica do Parque Natural Municipal Recife de Fora, BA / Thaís Christina Torres de Oliveira. – Ilhéus, BA: UESC, 2020.

58f. : il.; anexo.

Orientador: Carlos Werner Hackradt.

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

Inclui referências.

1. Recifes e ilhas de coral – Conservação. 2. Impacto ambiental. 3. Mergulho. 4. Turismo. I. Título.

CDD 577.789

THAÍS CHRISTINA TORRES DE OLIVEIRA

**O efeito da atividade turística de flutuação sobre a comunidade bentônica do Parque Natural
Municipal Recife de Fora, BA**

Comissão examinadora:

Prof^a Dr^a Anaide Wrublevski
Aued (UFF)

Prof. Dr. Erik Costa Tedesco
(GEF-MAR)

Prof. Dr. Alexandre
Schiavetti (Co-Orientador –
UESC)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer especialmente a minha mãe e ao meu pai, Ana Paula e Wilson Luíz, por todos os sacrifícios e incentivos dados para conseguir realizar meus sonhos. Dedico essa dissertação principalmente aquelas que são meus exemplos de força, dedicação e coragem, minhas avós Ana, Júlia e Elizabeth.

Agradeço as excelentes profissionais do LECOMAR que me inspiram cada dia mais, Fabiana, Aline, Jora, Manoela, Rafaella, Jéssyca, Karis, Juliana, Ana, Jade, Elcia, e Inaiara obrigada por acompanharem nesta caminhada e pelas oportunidades de aprendizagem.

Gratifico imensamente o companheiro de trabalho Ramon pelo auxílio de campo, correções de trabalho e por todo suporte científico. Você foi a peça principal para a efetividade deste projeto, muito obrigada.

Agradeço também minhas amigas Maria Clara, Amanda, Carol e Larissa, por todo o apoio desde o Ensino Médio até hoje e por me construírem como pessoa. E as minhas companheiras da graduação e da vida Milena, Rafaella, Naiara, Maíra e Thaís Pansani, obrigada por serem meu porto seguro no início da minha formação profissional, vocês me fazem ir mais longe.

Gostaria de agradecer meu namorado, Rafael, por estar presente nos melhores e piores momentos dessa trajetória. Obrigada por toda dedicação, carinho e paciência para conclusão deste trabalho, só você sabe como foi um sonho realizar este projeto.

Aos companheiros do PPGECEB minha sincera gratidão, Espiridião, Bianca, Ilana, Julia, Mariana, Rebeca, Diego, Clemensou e Fernando, agradeço por todos os conselhos na primeira fase de mestrado.

Aos meus orientadores, Alexandre e Carlos por confiarem um projeto que me abriu muitas portas e me formou como cientista. Agradeço por toda a paciência e direcionamento durante este percurso.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela base teórica científica e proporcionar momentos intensos de formação acadêmica. A FAPESB e a CAPES por possibilitar a minha permanência na pesquisa a partir da concessão da bolsa.

E também agradeço imensamente ao aceita da banca, Anaide e Erik, obrigada por ceder o tempo e compartilhar o conhecimento de vocês para a conclusão desta pesquisa.

RESUMO

Os ambientes recifais provêm importantes serviços ecossistêmicos como o turismo de mergulhos recreativos. O gerenciamento ineficiente do mergulho recreativo em Áreas Marinhas Protegidas pode alterar a estrutura e a composição da cobertura bentônica através do contato dos turistas sobre os corais. Este estudo investigou como o comportamento de contato direto dos turistas praticantes de flutuação influencia na cobertura dos organismos bentônicos no Parque Natural Municipal Recife de Fora. No primeiro capítulo encontra-se a análise do comportamento de contato dos turistas e suas motivações, sendo contabilizados os toques e as quebras dos corais durante a prática de flutuação, estes foram relacionados tanto o perfil dos turistas quanto com as características do passeio. Tendo base nos dados identificou-se a classificação predominante dos contatos diretos como toque, e as maiores taxas foram encontradas para o perfil do gênero masculino, na faixa etária de 41 a 50 anos e sem experiência de flutuação. Enquanto o passeios com duração entre 80 a 90 minutos, de grupos de 21 a 30 turistas e altura média da maré até 0,45 metro corresponderam a grande parte dos toques observados. Já no segundo capítulo contrastou-se a cobertura bentônica do local da atividade de flutuação com dois locais sem atividade turística. A cobertura bentônica variou entre os locais com e sem flutuação para as porcentagens de corais quebrados, sedimento sobre os corais, macroalgas, algas calcárias e zoantídeo *Palythoa caribaeorum*. Assim, compreender como o comportamento dos turistas infere na comunidade bentônica possibilita estratégias de gestão para minimizar os impactos, sendo sugerido a fixação da raia de flutuação em pontos estratégicos onde a variação da maré seja maior de um metro, realizar treinamento que aprimorem a capacidade de flutuar dos turistas e promover monitoramento da comunidade bentônica na área de flutuação.

Palavras-chave: recife coralíneo, *snorkeling*, impacto do turismo, conservação recifal, AMP

ABSTRACT

Reef environments provide important ecosystem services such as recreational diving tourism. The inefficient management of recreational diving in Marine Protected Areas can alter the structure and composition of the benthic cover through the contact of tourists on the corals. This study investigated how the direct contact behavior of tourists who practice snorkeling influences the coverage of benthic organisms in the Recife de Fora Municipal Natural Park. In the first chapter there is an analysis of the contact behavior of tourists and their motivations, being accounted for the touches and breaks of the corals during the practice of snorkeling these were related both to the profile of the tourists and to the characteristics of the tour. Based on the data, the predominant classification of direct contacts was identified as touch and the highest rates were found for the male gender profile, aged 41 to 50 years and with no fluctuation experience. While the tours lasting between 80 to 90 minutes, groups of 21 to 30 tourists and average tide height up to 0.45 meters corresponded to most of the touches observed. In the second chapter, the benthic coverage of the snorkeling site was contrasted with two sites without tourist activity. The benthic cover varied between sites with and without snorkeling for the percentage of broken corals, sediment on corals, macroalgae, calcareous algae and zoanthid *Palythoa caribaeorum*. Thus, understanding how the behavior of tourists infers in the benthic community enables management strategies to minimize impacts, suggesting the fixation of the fluctuation streak at strategic points where the tidal variation is greater than one meter, conduct training that improves the ability to float from tourists and promote monitoring of the benthic community in the snorkeling area.

Keywords: coral reef, snorkeling, impact of tourism, reef conservation, MPA

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Porcentagem das respostas dadas pelos participantes para cada categoria de coral e não coral, com as opções planta, animal e não vivo.....	14
Tabela 2. Caracterização do perfil dos turistas e dos passeios com a quantidade (N) e o percentual (%) de turistas para cada categoria investigada.	15
Tabela 3. Resultado da análise do GLM binomial, dado de estimativa, erro padrão e o valor de significância (P). As variáveis equipamento de flutuabilidade, duração da atividade, equipamento fotográfico, deixa etária, gênero, certificação do curso de mergulho e frequência da prática de flutuação foram avaliadas com $p < 0,05$	17
Tabela 4. Resultado da análise de correlação de Pearson's, dado valor de T, grau de liberdade e valor de significância (P). As variáveis tamanho total do grupo, tempo total da flutuação, composição dos turistas próximos, quantidade de instrutores e tamanho médio da altura da maré foram avaliadas com $p < 0,05$	17
Tabela 5. Classificação dos corais afetados pela quantidade de contato direto dos turistas durante a atividade de flutuação. N= quantidade de contato, PP = por passeio.	20
Tabela 6. Distribuição dos táxons amostrados entre os tratamentos e as porções. O grupo das algas e esponjas foram classificadas em grupos morfofuncionais, enquanto os corais pétreos, octocorais, hidrocorais, zoantídeos foram analisados a nível de espécie. O símbolo “x” representa a presença e o símbolo “-” a ausência.	38
Tabela 7. Variação da média percentual \pm do desvio padrão da cobertura das principais categorias dos organismos bentônicos encontrados nos tratamentos controles e impactado, junto a porção para cada local.....	40
Tabela 8. Resultados das 9999 permutações do PERMANOVA com similaridade de Bray Curtis do tipo III são apresentados os valores de G.L. (graus de liberdade), S.S. (soma dos quadrados), valor p para identificar a variação da porcentagem da comunidade bentônica nos tratamentos controles (C1 e C2) e no impactado (I). Além da variação entre porção (topo e parede).	41
Tabela 9. Resultados da análise PERMIDISP, comparando a homogeneidade de dispersão através dos valores de t e P (permutação) da porcentagem da comunidade bentônica entre os tratamentos controles (C1 e C2) e os tratamentos controles com o tratamento impactado (I I vs C1; I vs C2) para as variáveis <i>Palythoa caribaeorum</i> , sedimento, coral quebrado, alga calcária, macroalga e coral pétreo.....	42

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Gráfico de barras da variação dos toques a) acidentais e b) intencionais para a faixa etária, e dos toques c) acidentais e d) intencionais para os gêneros dos turistas observados ... 18
- Figura 2.** Gráfico de barras da variação dos toques a) acidentais e b) intencionais para os equipamentos de fluutuabilidade, e dos toques c) acidentais e d) intencionais para o tamanho dos grupos. 19
- Figura 3.** Mapa de localização do Parque Natural Municipal Recife de Fora no Brasil e no sul da Bahia, à direita, mapa da área de estudo com destaque para os tratamentos impacto e controle. 35
- Figura 4.** Boxplot da variação da cobertura percentual dos corais pétreos (a), macroalgas (b), alga calcária (c), coral quebrado (d), *Palythoa caribaeoum*(e) e sedimento (f) nos tratamentos controles e impactado. Junto as porções parede e topo representam o intervalo interquartil que contém 50% dos valores. A linha em toda a caixa indica a mediana. As linhas representam os percentis de 5 e 95 e círculos preenchidos são os outliers..... 43
- Figura 5.** Gráfico de barras do percentualcobertura bentônica dos grupos amostrados entre os tratamentos controles e impacto. 44
- Figura 6.** Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) com base no índice de dissimilaridade Bray- Curtis, dos grupos da cobertura bentônica dos tratamentos (controles e impactado) e porção (P= parede; T= topo). N= 900 amostras (foto quadrados) e 42 táxons... 45
- Figura 7.** Análise de Ordenação Multidimensional Baseada em Distância (dbRDA) dos locais controles e impactado, identificando a maior variação com base nos grupos que compõe a cobertura bentônica de cada local. A sobreposição vetorial mostra as variáveis mais fortemente correlacionadas, calculadas por múltiplas correlações parciais. ZOSO = *Zoanthus sociatus*; COPE = coral pétreo; MORTO = coral morto; SEDI = sedimento; QUEB= coral quebrado; ALCA = alga calcária; PALY= *Palythoa cariberaeorum*; MATRIZ = matriz algal 46

Sumário

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. OBJETIVOS GERAIS	4
3. ORGANIZAÇÃO DA TESE	5
4. Avaliação do comportamento de contato direto dos turistas praticantes de flutuação sobre os corais no Parque Natural Municipal Recife de Fora, Porto Seguro (BA)	6
Resumo	7
Abstract.....	8
4.1. Introdução	9
4.2. Materiais e Métodos.....	11
4.2.1. Área de estudo	11
4.2.2. Comportamento dos mergulhadores	12
4.2.3. Perfil dos turistas do passeio de flutuação.....	12
4.2.4. Análise de dados	13
4.3. Resultados.....	14
4.3.1. Perfil do turista e características da atividade de flutuação	14
4.3.2. Comportamento de contato direto	16
4.4. Discussão	20
4.4.1. Caminhos para um turismo sustentável	23
4.5. Referências bibliográficas.....	25
5. A influência da atividade de flutuação sobre a comunidade bentônica do Parque Natural Municipal Recife de Fora	29
Resumo	30
Abstract.....	31
5.1. Introdução	32
5.2. Materiais e métodos	34
5.2.1. Área de estudo	34
5.2.2. Desenho Beyond-BACI	35
5.2.3. Cobertura da comunidade bentônica	36
5.2.4. Processamento de imagens.....	36
5.2.5. Análise de dados	36
5.3. Resultados.....	38
5.3.1. Estrutura da comunidade bentônica.....	39
5.3.2. O efeito da atividade de flutuação sobre a comunidade bentônica	40

5.4. Discussão	47
5.5. Referências bibliográficas.....	50
6. CONCLUSÕES GERAIS	53
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os ambientes recifais coralíneos são compostos por diversas e produtivas comunidades biológicas que possibilitam importantes serviços ecossistêmicos como fonte de alimentos, recreação, proteção à costa, produtividade primária, ciclagem de nutrientes e habitat para organismos marinhos (ROGERS *et al.*, 2015). Países como EUA, Filipinas e França valoraram o serviço de proteção à costa com valores de US\$ 8.442.000 a US\$ 41.650.000 anualmente. Enquanto as atividades de recreação e de abastamento alimentar arrecadam mundialmente cerca de US\$ 35,8 bilhões e US\$ 85 bilhões por ano, respectivamente (PASCAL *et al.*, 2016; SPALDING *et al.*, 2017; SUMAILA *et al.*, 2011).

Apesar dos serviços prestados pelos recifes de corais, estes ambientes estão ameaçados localmente por sobrepesca, turismo desordenado e desenvolvimento costeiro (WEAR, 2016; ROCHE *et al.*, 2016). O turismo não regularizado de mergulho recreativo, na modalidade *scuba* ou flutuação (*snorkeling*), pode alterar a estrutura e a composição da assembleia bentônica local (TRAVE *et al.*, 2017; LYONS *et al.*, 2015).

Tendo como ações danosas e recorrentes dos mergulhos recreativos o contato direto dos turistas com os organismos, a ancoragem dos barcos de passeio e a ressuspensão de sedimento (HAMMERTON & BUCHERE, 2015; BRAVO *et al.*, 2015; RENFRO & CHADWICK, 2017). O sedimento em ressuspensão depositado sobre os corais afeta a sobrevivência dos recrutas, fixação do carbono na fotossíntese e pode ocasionar a anóxia nos corais (ABIDIN & MOHAMED, 2015; JONES *et al.*, 2016). Já o comportamento de contato direto dos turistas nos corais, geralmente causados por partes do corpo, nadadeiras ou outros equipamentos de mergulho podem resultar em danos físicos ao fraturar os esqueletos e abrasar os tecidos finos dos corais (GIGLIO, LUIZ & SCHIAVETTI, 2016; WEBLER & JAKUBOWSKI, 2016).

Devido à suscetibilidade dos corais expostos aos efeitos das atividades turísticas por adoecerem ou serem predados com maior frequência, ocorre a liberação de espaço no recife para colonização de organismos competidores superiores, como no caso das macroalgas e dos zoantídeos (NESTOR *et al.*, 2018; BRAVO *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2015). Recifes coralíneos que experimentam uma redução severa na cobertura coralínea junto à dominância das macroalgas, zoantídeos e sedimento causam a diminuição da diversidade, complexidade, e resiliência do sistema recifal (ROSSI, 2013; GIL *et al.*, 2015).

Apesar da alteração na estrutura bentônica acarretar consequências biológicas a longo prazo há impactos estéticos e visuais responsáveis por reduzir a satisfação dos

mergulhadores de curto a médio prazo (DEPELLEGRIN, 2016; VERCELLONI et al., 2018). Tais impactos podem afetar negativamente tanto a recreação local quanto o setor econômico do turismo, já que as expectativas dos turistas dependem da visibilidade, diversidade e abundância de organismos marinhos observados durante o passeio (GRAFELD *et al.*, 2016; AUGUSTINE, DEARDEN & ROLLINS, 2016).

Com o intuito de minimizar os efeitos das ações antrópicas sobre o ecossistema marinho, as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) têm sido amplamente defendidas como ferramenta de conservação e manejo da biodiversidade através da regulamentação das atividades antrópicas. (ALMEIDA, 2019; ROMAN, DEARDEN & ROLLINS, 2017; PENDLETON *et al.*, 2018; GILL *et al.*, 2017).

Assim, o ecoturismo de mergulhos recreativos em AMPs foi aclamado como uma solução à degradação do ecossistema causada pelo uso extrativista da pesca, por incentivar a preservação e fazer uso não destrutivo dos recursos marinhos (COBBINAH, 2015; KC, RIJAL & SAPKOTA, 2015). Além de promover a conscientização dos turistas sobre a importância da conservação dos recifes de corais e o pagamento de taxas que contribui financeiramente para manutenção das AMPs (ONG & MUSA, 2012; RANI *et al.*, 2020).

No entanto, sustentar a indústria de mergulho recreativo requer regulamentação do número de visitas, instruções educacionais pré-mergulho e acompanhamento de guias, de modo a diminuir os danos aos recifes de corais (EASTWOOD, CLARY & MELNICK, 2017; SIRIWONG, TRUE & PIROMVARAKORN, 2018; GIGLIO *et al.*, 2018; HAMMERTON & BUCHER, 2015; HAMMERTON, 2017). A escolha prévia das áreas permitidas para o mergulho recreativo também requer planejamento da gestão em AMPs, pois ambientes rasos e com abundância de espécies de corais estruturalmente vulneráveis são propensos a impactos durante a visita turística (ROMAN, DEARDEN & ROLLINS, 2007; HANNAK *et al.*, 2011).

Outra estratégia de conservação é selecionar a modalidade de atividade compatível com as devidas características das áreas. Ambientes compostos por afloramentos de recifes podem implementar a proposta dos turistas nadarem ao longo de um caminho subaquático, de modo a evitar o contato direto sobre os organismos bentônicos (PLATHONG, INGLIS & HUBER, 2000). Tal modalidade é denominada como trilhas de flutuação, na qual obteve sua primeira implementação no Parque Nacional das Ilhas Virgens dos EUA em 1958 (PLATHONG, INGLIS & HUBER, 2000).

A partir da popularização das trilhas de flutuação em AMPs houve o aumento nos estudos em relação aos efeitos da prática, de modo a compreender como o comportamento dos

turistas pode estar associado a distribuição e a severidade dos impactos (YULIANDA *et al.*, 2017; DEN HARING & SUTTON, 2019).

Para inferir as possíveis motivações do comportamento de contato direto dos turistas nos corais considera-se o perfil dos turistas, composto pela experiência em realizar a atividade de flutuação, o gênero e a idade, assim como investigar o uso de equipamentos adicionais e de equipamentos fotográficos durante a prática (LUCREZI *et al.*, 2019; GIGLIO, LUIZ & SCHIAVETTI, 2016; JADOT *et al.*, 2016).

Há estudos que averiguam a relação entre as características das trilhas de flutuação e o comportamento de contato direto, tendo por finalidade propor alternativas para evitar o comportamento indevido e os impactos na cobertura bentônica (HAMMERTON & BUCHER, 2015; RENFRO & CHADWICK, 2017).

No caso do Brasil, pesquisas que visem compreender o comportamento dos turistas durante a atividade de flutuação atrelado à inferência da atividade na comunidade bentônica são escassas, apesar do turismo de mergulho ser visto como uma das principais ameaças para estes recifes de corais (CALADO, 2018). Devido as características singulares dos recifes brasileiros, as espécies de corais encontradas nos recifes são altamente endêmicas e apresentam baixa riqueza, torna-se imprescindível a fomentação de informações dos efeitos do turismo do mergulho recreativo sobre os recifes de corais e suas motivações (NEVES *et al.* 2006; CORREIA & SOVIERZOSKI, 2012).

O município de Porto Seguro é conhecido como um dos maiores destinos turísticos do país, tendo 85% da renda local e 25% dos empregos formais baseados no setor de turismo (PINHEIRO, 2013). Localizado no extremo Sul da Bahia, região caracterizada pelos recifes de corais mais extensos e ricos do país, com cerca de 60 áreas de mergulho inseridas em Unidades de Conservação (CALADO, 2018; CARVALHO & DE KIKUCHI, 2013). Sendo o Parque Natural Municipal Recife de Fora (PNMRF) um dos principais atrativos turísticos de Porto Seguro, esta Unidade de Conservação (UC) possui proteção integral da formação recifal composta por espécies de corais endêmicas do Brasil (PLANO DE MANEJO, 2015).

O complexo recifal é composto por platôs rasos e fundos, onde foram delimitadas áreas de visitas ao público (COSTA JÚNIOR *et al.*, 2002). Dentre as atividades turísticas implementadas pelo Plano de Manejo do parque, a comercialização da atividade de flutuação se encontra irregular, já que está previsto estudos para viabilizar a atividade atrelada aos objetivos de conservação do Parque (PLANO DE MANEJO, 2015).

2. OBJETIVOS GERAIS

Investigar como o comportamento do contato direto dos turistas praticantes de flutuação sobre a comunidade bentônica influencia na cobertura bentônica do Parque Natural Municipal Marinho Recife de Fora, Porto Seguro (BA). Além de propor alterações na atividade que visem os objetivos de conservação do Parque. De modo a viabilizar tais ações foram propostos como objetivos específicos:

- Quantificar os contatos diretos dos turistas praticantes de flutuação sobre os corais, e compara-los dentre as classificações de intencionalidade e de dano nos corais;
- Verificar a variação na quantidade de contatos diretos em função ao perfil do turista, conhecimento prévio da classificação dos corais, caracterização do passeio, uso de equipamentos de flutuação e de câmeras fotográficas;
- Comparar a variação da comunidade bentônica no local onde ocorre a atividade de flutuação com locais de proteção integral, sem atividades turísticas;
- Verificar se a cobertura bentônica varia nas porções topo e parede do recife entre as áreas de flutuação e de proteção integral.

3. ORGANIZAÇÃO DA TESE

A tese está estruturada em dois capítulos que visam a obtenção de informações para avaliar a viabilidade da atividade de flutuação do Parque Natural Municipal Recife de Fora. Atualmente a comercialização desta atividade encontra-se em situação irregular, já que não foram realizados estudos prévios dos possíveis impactos sobre a biota previstos pelo Plano de Manejo do parque. A construção de ambos os capítulos seguiu as normas das revistas científicas almejadas para as publicações. O Capítulo 1 refere-se a avaliação do comportamento de contato direto dos turistas sobre os corais, com os resultados deste estudo pretende-se reduzir a taxa de contatos dos turistas e os impactos gerados por este comportamento. Enquanto no Capítulo 2 houve a verificação de como a atividade de flutuação pode afetar a abundância dos organismos bentônicos, e estabelecer os possíveis impactos locais. Por fim, a conclusão do trabalho apresenta os principais resultados obtidos e a elaboração das sugestões aplicáveis à gestão da atividade turística de flutuação. Cabe ressaltar que as propostas serão apresentadas ao Conselho Municipal de Meio Ambiente de Porto Seguro (CMMA), órgão responsável pela gestão do Parque, de modo a contribuir para a construção de estratégias sustentáveis na prática de flutuação.

4. Avaliação do comportamento de contato direto dos turistas praticantes de flutuação sobre os corais no Parque Natural Municipal Recife de Fora, Porto Seguro (BA)

THAÍS CHRISTINA TORRES DE OLIVEIRA^a, ALEXANDRE SCHIAVETTI^b e CARLOS WERNER HACKCRADT^c.

Journal of sustainable tourism

Behavior of recreational divers and physical contact with corals in Recife de Fora Park, Porto Seguro

^a*Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.*

^a*Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha, Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, BA, Brasil.*

^a*Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.*

^b*Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.*

^c*Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha, Centro de Ciências Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, BA, Brasil.*

Resumo

A riqueza de espécies nos ambientes recifais atrai mergulhadores recreativos do mundo inteiro, de modo a impulsionar a econômica dos setores turísticos. Caso o turismo de mergulho não seja ordenado pode ocasionar em ações danosas aos recifes de corais através do comportamento de contato direto dos turistas sobre os corais. Investigar as motivações do contato direto por meio do perfil do turista são informações necessárias para o gerenciamento das Áreas Marinhas Protegidas. Para este estudo houve a avaliação do comportamento dos turistas praticantes de flutuação no Parque Natural Municipal Recife de Fora, foram mensurados os contatos diretos dos turistas e investigado suas motivações a partir da observação indireta dos turistas durante a prática de flutuação e aplicação do questionário a posteriori. A taxa dos toques e das quebras foi relacionada ao perfil dos turistas e as características do passeio. De modo geral, os turistas praticantes de flutuação realizaram mais toques do que quebras nos corais, e as maiores taxas foram observadas ao perfil do gênero masculino, na faixa etária de 41 a 50 anos e sem experiência. Já os passeios com duração entre 80 a 90 minutos, de grupos de 21 a 30 turistas e altura média da maré até 0,45 metro representaram maioria dos contatos. Além do uso de equipamentos para a flutuabilidade apresentar a redução na taxa de contato físico dos turistas com os corais. Assim, a avaliação do comportamento de contato direto dos turistas sobre os corais possibilita propostas para estratégias de gestão na atividade de flutuação, como a implementação de programas de conscientização ambiental, práticas de flutuabilidade, fixação e pontos de descanso na raia de flutuação.

Palavras-chave: *snorkeling*, Área Marinha Protegida, recife de corais, Atlântico Sul, impacto do turismo.

Abstract

The richness of species in the reef environments attracts recreational divers from all over the world in order to boost the economy of the tourism sectors. If diving tourism is not ordered, it can lead to damaging actions on coral reefs through the direct contact behavior of tourists on corals. Investigating the motivations of direct contact through the tourist profile are necessary information for the management of Marine Protected Areas. For this study there was an assessment of the behavior of tourists snorkeling in the Recife de Fora Municipal Natural Park, the direct contacts of tourists were measured and their motivations were investigated from the indirect observation of tourists during the practice of snorkeling and application of the questionnaire a posteriori. The rate of touches and breaks was related to the profile of tourists and the characteristics of the tour. In general, snorkeling tourists performed more touches than coral breaks, and the highest rates were observed for the male gender profile, aged 41 to 50 years old and inexperienced. The trips lasting between 80 to 90 minutes, groups of 21 to 30 tourists and average tide height up to 0.45 meters represented the majority of contacts. In addition to the use of equipment for buoyancy, there is a reduction in the rate of physical contact between tourists and corals. Thus, the assessment of the direct contact behavior of tourists on the corals makes it possible to propose management strategies in the snorkeling activity, such as the implementation of environmental awareness programs, buoyancy practices, fixation and rest points along the buoyancy line.

Keywords: snorkeling; Marine Protected Area; coral reef; South Atlantic; contact behavior.

4.1. Introdução

Os recifes de corais são ecossistemas marinhos de águas rasas, considerados *hotspots* da vida marinha devido à alta concentração de biodiversidade encontrada neste ambiente (ROBERTS et al., 2002; MITTERMEIER et al., 2011). A riqueza de espécies nos ambientes recifais atrai mergulhadores recreativos do mundo inteiro, sendo uma das atividades turísticas em ascensão econômica na geração de renda e no setor empregatício (OMT, 2001; MUSA & DIMMOCK, 2012).

O mergulho recreativo é considerado como atividade de baixo impacto contraposto à pesca predatória (HARRIOT, 2004). Contudo, o aumento de pontos de mergulhos recreativos intensifica os danos ocasionados por tráfego dos turistas e por ancoragem das embarcações (BESSA & GONÇALVES-DE-FREITAS, 2014; GIGLIO et al., 2017). Como também os danos relacionados as ações diretas dos turistas a partir da ressuspensão de sedimento, perturbação da fauna e contato direto dos mergulhadores sobre os corais (LAMB et al., 2014; ATRONI, SIMPSON & NEWSOME, 2018; SÁNCHEZ-QUILES & TOVAR-SÁNCHEZ, 2015; GIGLIO et al., 2017).

A ressuspensão resulta na deposição de sedimento sobre os corais, na qual pode afetar o desenvolvimento da assembleia coralínea ao reduzir a capacidade de reprodução, crescimento e sobrevivência das colônias (JONES, RICARDO & NEGRI, 2015; BROWNE et al., 2015; MOELLER et al., 2017). Enquanto para a vida recifal, o declínio das colônias dos corais corresponde na perda de biodiversidade e de resiliência do ecossistema (GLADSTONE et al. 2013).

No caso do contato direto, os corais com formatos ramificado e maciço são mais propensos a danos estruturais, a ruptura do tecido ou do esqueleto calcário podem ser resultados da pressão sobre os corais através do contato direto das nadadeiras, pés, mãos e tronco dos mergulhadores (ZHANG, CHUNG & QIU, 2016; QIUHAMMERTON, 2018; GIL, 2015).

Conforme as demandas para reduzir os impactos na comunidade bentônica, estudos em diversos recifes do mundo empenham-se em compreender quais os possíveis fatores que contribuem para o comportamento de contato dos mergulhadores (GIGLIO, LUIZ & SCHIAVETTI, 2016; WEBLER & JAKUBOWSKI, 2016; HAMMERTON, 2018). A investigação do perfil do mergulhador e das características do mergulho são ferramentas primordiais na construção de estratégias que contribuam para a sustentabilidade do mergulho recreativo (HAMMERTON, 2017; DE BRAUWER et al., 2018).

Com o intuito de proporcionar o uso sustentável dos serviços ecossistêmicos prestados pelos recifes de corais, a gestão das Áreas Marinhas Protegidas (AMP) proporciona

regulamentação para as áreas abertas à visitasões de turistas (LUCREZI et al., 2017; INMAN et al., 2016). O uso adequado de *briefings* educacionais, as intervenções dos guias de mergulhadores, a limitação do número de mergulhos diários, e o estabelecimento do tempo do mergulho como normas restritivas são capazes de reduzir as perturbações do turismo de mergulho (GIGLIO et al., 2018; PHILLIPS, 2018; GIL et al., 2015).

Apesar das normativas resultarem na diminuição dos impactos, a implementação do turismo sustentável permanece como desafio para a gestão, e os impactos causados pelo mesmo ameaça a eficiência das AMPs (ARAÚJO & BERNARD, 2016; ALMEIDA, 2019). Porém dentre os principais fatores contribuintes para o gerenciamento efetivo das AMPs no Brasil estão pesquisas científicas que resultem em alternativas para o uso sustentável dos recursos, e o alto nível de monitoramento (JÚNIOR et al., 2016). Assim, informações sobre as motivações do comportamento dos mergulhadores nos recifes brasileiros junto ao retorno prático dos resultados para auxiliar a gestão das AMPs podem contribuir na conservação dos ambientes coralíneos presentes em áreas marinhas (CALADO, 2018; ARAÚJO & BERNARD, 2016).

A importância das pesquisas nos recifes de corais brasileiros está relacionada com as características distintas dos indicadores ambientais e dos padrões de comportamento dos mergulhadores. Os recifes no sul da Bahia são exemplos de condições particulares no aporte de sedimento, além do alto grau de endemismo e baixa diversidade de espécies de corais que os tornam mais sucessíveis aos impactos antrópicos (WINTER, 2016).

Desta maneira, essa pesquisa visa avaliar o comportamento dos turistas praticantes de flutuação do Parque Natural Municipal Recife de Fora através da taxa de contato direto dos turistas nos corais, relacionada ao perfil do turista e as características do passeio. Sendo prevista Plano de Manejo do Parque, de modo a viabilizar a atividade de flutuação que se encontra comercializada de forma irregular.

4.2. Materiais e Métodos

4.2.1. Área de estudo

O Parque Natural Municipal Recife de Fora (PNM Recife de Fora) está localizado a aproximadamente 8 km da costa do município Porto Seguro (BA) (FILGUEIRAS et al., 2017). Esta Unidade de Conservação foi criada a partir da Lei Municipal Nº 260/97 de 16 Dezembro de 1997, com área total aproximada de 17,5 km² (COSTA et al., 2002).

O município de Porto Seguro é o segundo maior pólo turístico do estado da Bahia, com atrativos históricos e de lazer fornecidos por agências de turismo (ARAÚJO, PELLEGRINO & BERNARDES, 2005). O turismo beneficia o desenvolvimento municipal por contribui em 85% da arrecadação monetária média e geração de 25% dos empregos formais no setor municipal (PNMRF, 2015). Dentre as atividades turísticas o PNM Recife de Fora possui alta procura por mergulhadores de *scuba* e de flutuação, devido a conservação do recife e a existência de espécies endêmicas (FILGUEIRAS et al., 2017; SEOANE & ARANTES, 2018).

A estrutura física do PNM Recife de Fora caracteriza-se do mosaico de ambientes formado por face abrigada, face exposta, platô recifal, lençóis de areia, piscinas de maré, canal, recife em manchas e cabeço algálico (PNMRF, 2015). A área onde ocorreu o estudo foi a raia de flutuação localizada na porção rasa do platô recifal, no qual se aflora durante a maré baixa tendo profundidade máxima de três metros (ARANTES, 2012). Nesta raia de flutuação ocorre a atividade turística de flutuar sobre os corais, na qual consiste na observação da fauna marinha com a exposição do recife de corais (PNMRF, 2015). Sendo empregadas normativas de gerenciamento da atividade a partir da limitação da área de uso, quantidade limite de 150 visitantes diários e 50 turistas simultaneamente na raia, além dos equipamentos permitidos durante o passeio serem máscara snorkel, nadadeira de pequeno porte e coletes (PNMRF, 2015).

Entretanto, a comercialização da atividade de flutuação ocorre de maneira irregular, já que o Plano de Manejo (2015) prevê a necessidade de estudos prévios relacionados aos possíveis impactos da atividade e elaboração de estratégias que mitiguem os efeitos sobre a biota. A iniciação da atividade aconteceria a partir da apresentação dos resultados e aceite do Conselho Municipal de Meio Ambiente de Porto Seguro (CMMA) órgão gestor da Unidade, porém a comercialização da atividade de flutuação se estabeleceu sem os estudos necessários, o que remete a situação da atividade estar em desacordo com as regulamentações do PNM Recife de Fora.

4.2.2. *Comportamento dos mergulhadores*

A observação do comportamento de contato direto dos turistas ocorreu nos meses de Janeiro a Junho de 2019 no PNM Recife de Fora. Tendo como metodologia aplicada para quantificar o contato dos turistas sobre a assembleia de corais foi modificada a partir de PHILLIPS (2018), e utilizou-se da observação indireta por meio de filmagens do comportamento dos turistas. Cada turista foi filmado por dez minutos, a observadora manteve o anonimato durante a atividade e assumiu uma distância média de três metros para evitar a mudança de comportamento.

Os turistas observados foram sorteados antes da atividade iniciar com a ajuda de um aplicativo de sorteio, no qual cada número correspondia a um turista presente na lista de presença fornecida pela empresa de turismo. As seguintes informações foram registradas sobre cada turista sorteado: 1) quantidade de contato com os corais; 2) número de pessoas inseridas no grupo; 3) uso de equipamento para flutuabilidade; 4) utilização de equipamento fotográfico; 5) quantidade de intervenção dos guias a partir do comportamento indevido. Após os turistas retornarem ao barco foram coletados os dados do tamanho total do grupo, duração da atividade, quantidade de guias, e orientações sobre as normas do passeio fornecidas no início da prática.

Posteriormente, os vídeos foram executados em um computador e verificou-se o período da atividade (início, meio e fim) no qual o turista foi observado, junto a média da altura da maré e a quantidade de contatos diretos dos turistas sobre os corais. Durante a análise dos vídeos foram contabilizados apenas os contatos diretos dos turistas que permaneceram sobre os corais por no mínimo três minutos, ou seja, um terço do tempo total de observação do comportamento.

Os contatos diretos obtiveram classificações diferentes conforme ao dano estrutural no coral (toque ou quebra) e a intenção (intencional ou acidental) de realizá-los. Considerou-se toque quando não foi notado dano na estrutura física do coral, enquanto a quebra foi classificada para ruptura do coral após o contato do turista (MEYER & HOLLAND, 2008). A distinção do contato intencional ou acidental ocorreu através da observação do turista ter demonstrado intencionalidade no momento do toque ou da quebra (GIGLIO, 2016).

4.2.3. *Perfil dos turistas do passeio de flutuação*

Para explorar os principais elementos capazes de motivar o comportamento de contato direto dos turistas foi aplicado um questionário a posteriori (Anexo), tendo como intuito relacionar os dados dos turistas observados com a taxa de contato direto dos mesmos (autorizada pelo Comitê de Ética nº 09947118.4.0000.5526). A participação ocorreu de forma

voluntária, e caso o observado se recusasse a participar da pesquisa a filmagem durante o passeio seria deletada na presença do mesmo.

Os dados coletados para a análise do perfil do praticante de flutuação abrangeram a idade, o gênero, a experiência através da certificação de mergulhador (credenciado ou não credenciado) e da frequência da prática de flutuação, caso o participante estivesse realizado a prática anteriormente foi considerado como experiente. Além da apresentação das imagens de diferentes grupos de corais (Pétreo, Hidrocoral e Octocoral) para que o turista pudesse classificá-los como animais, plantas e elementos não vivos. As imagens dos corais foram utilizadas para indicar se a displicência dos contatos diretos remete ao conhecimento prévio dos turistas por associar os corais com grupos de plantas ou elementos não vivos.

4.2.4. Análise de dados

Para compreender o padrão do número de contatos entre os gêneros, certificação, intervenção, experiência na atividade de flutuação, equipamento de flutuabilidade, faixa etária, período do passeio e uso de equipamento fotográfico foi usado o GLM da família binomial com o link logit. E a correlação de Pearson entre as variáveis altura média da maré, quantidade de guias no passeio, quantidade de turistas próximas ao observado, tamanho total do grupo e tempo do passeio. As análises estatísticas foram conduzidas através do software R 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012) a partir do nível de significância de $P < 0,05$.

4.3. Resultados

4.3.1. Perfil do turista e características da atividade de flutuação

Foram analisadas 47 entrevistas ao longo de 17 passeios, o perfil dos turistas estão descritos na Tabela 2. As características do perfil predominantes foram o gênero masculino (57,45%, N=27) com faixa etária de 31 a 40 anos (42,56%, N=20). O gênero masculino apresentou maior representatividade no intervalo de 41 a 50 anos (37%), enquanto o gênero feminino foi mais representativo no intervalo de 31 a 40 anos (60%).

A experiência foi avaliada através da certificação e da frequência dos participantes em realizar a atividade flutuação, sendo mais representativo a classe de não certificados (80,85%, N=38) e da primeira prática em flutuação (72,34%, N=34).

Enquanto o conhecimento dos turistas na identificação dos corais demonstraram que 68,08% (N=32) dos entrevistados identificam Hidrocoral e Octoral como plantas (Tabela 1), e apenas a imagem Pétreo foi identificada como animal por quase metade dos entrevistados (44,68%, N= 21). Dentre a alternativa para elemento não vivo o coral Pétreo obteve maior porcentagem (17,02%, N= 8) seguido por Hidrocoral (4,25%, N=2) e Octocoral (2,13%, N=1).

Tabela 1. Porcentagem das respostas dadas pelos participantes para cada categoria de coral e não coral, com as opções planta, animal e não vivo.

Respostas (%)	Hidrocoral	Octoral	Pétreo	Elemento não vivo
Planta	68,08	68,08	38,30	23,40
Animal	27,66	29,79	44,68	4,23
Não vivo	4,25	2,13	17,02	68,08

Durante a prática de flutuação os turistas foram caracterizados ao equipamento de flutuabilidade e de fotografia, assim 46,81% (N = 22) dos turistas fizeram uso apenas do flutuador ou do colete, e 72,34% (N=34) não utilizaram máquina fotográfica ou celular durante o passeio (Tabela 2).

A composição (número de turistas próximos ao turista observado) e o período da atividade no qual o turista foi filmado também foram ponderados. Resultando em proporções similares para o período e 53,19% (N=25) dos turistas que estavam acompanhados apenas por uma pessoa durante a observação (Tabela 2). Cerca de 38,3% dos turistas (N=18) estavam em grupos de 31 a 41 pessoas, 40,43% (N=19) em passeios com tempo total de 90 minutos, 38,30% (N=18) presentes em maré de 0,7 a 1,15, e 80,85% (N=38) estavam sendo orientados por quatro guias (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização do perfil dos turistas e dos passeios com a quantidade (N) e o percentual (%) de turistas para cada categoria investigada.

Perfil	N	(%)
Gênero		
Feminino	20	42,55
Masculino	27	57,45
Faixa etária		
20-30	11	23,4
31-40	20	42,56
41-50	11	23,4
51-60	5	10,64
Frequência		
Primeira vez	34	72,34
>1 vez	13	27,66
Certificação		
Certificado	9	19,15
Não certificado	38	80,85
Composição		
Sozinho	13	27,66
1 pessoa	25	53,19
2 pessoas	5	10,64
3 pessoas	3	6,38
4 pessoas	1	2,13
Equipamento		
Colete	22	46,81
Flutuador	22	46,81
Colete e flutuador	1	2,13
Sem equipamento	2	4,25
Período da atividade		
Início	15	31,91
Meio	17	36,18
Fim	15	31,91
Fotografia		
Câmera	8	17,02
Celular	5	10,64
Não fez uso	34	72,34
Tamanho do grupo		
22-26	8	17,02
27-31	5	10,64
32-36	18	38,3
37-41	16	34,04
Duração da atividade		
50 min	2	4,25
60 min	8	17,02
80 min	14	29,79
90 min	19	40,43
100 min	4	8,51
Maré		
0-0,45 m	17	36,17
0,7-1,15 m	18	38,3
1,20-1,5 m	12	25,53
Número de guias		
3	6	12,77
4	38	80,85
5	5	6,38

4.3.2. *Comportamento de contato direto*

Houve a participação de 73 turistas em 17 passeios com tempo total de observação de 1.353 minutos. Após o critério de exclusão do tempo mínimo de permanência sobre os corais durante as observações foram contabilizados os contatos de 47 turistas que permaneceram por mais de três minutos sobre os corais.

A partir destes, a taxa total foi de 35 contatos diretos proporcionados por 23,40% (N =11) dos turistas observados. Destes contatos diretos, 97,14% (N=34) foram classificados como toques e em 2,86% (N=1) houve quebra de maneira intencional na assembleia coralínea. Os toques acidentais corresponderam a 55,88% dos toques (N=19), enquanto os intencionais foram estimados por 44,12% (N=15).

As principais características do perfil do turista para o comportamento de toque foram: (1) 88,23% (N=30) realizados pelo gênero masculino, (2) 64,71% (N=22) causados por turistas da faixa etária de 41 a 50 anos, (3) apenas os turistas não certificados apresentaram o comportamento de toque na assembleia coralínea, (4) 47,06% (N=16) dos toques foram causados por turistas compostos de uma pessoa, (5) 52,94% (N=18) dos toques ocorreram em turistas nos quais fizeram uso dos coletes para flutuabilidade, (6) 67,64% (N=23) foram analisados durante a primeira prática de flutuação, (7) 38,23% (N=13) aconteceram na metade do passeio, (8) 58,82% (N=20) dos toques os turistas responsáveis não utilizaram equipamentos fotográficos, (9) 73,53% (N=25) dos toques foram por entrevistados que classificaram corais como plantas.

Enquanto as características do passeio identificaram a taxa de toques sobre os corais ocorreram a partir de 80 minutos, em grupos de 21 a 28 turistas simultaneamente na água apresentaram 55,88% dos toques (N=19), com altura da média da maré até 0,45 metro (47,06% dos toques, N=16), e passeios com quatro guias obteve 76,47% (N=26) dos toques. Não houve intervenções dos guias ao comportamento inadequado dos turistas observados e as normas do passeio foram comunicadas em todos os passeios.

A variação dos toques foi significativa para o gênero masculino (P=0,001), faixa etária entre 31 a 40 anos (P=0,01), uso de celular (P= 0,03), duração da atividade (P=0,04), tamanho do grupo (P=0,04), e altura média da maré (P=0,01) (Tabelas 3 e 4). Contudo, as variáveis tamanho do grupo e altura média da maré resultaram no valor de T de -2,11 e -2,59, respectivamente, sendo indicativo que grupos menores e amplitudes baixas de marés favoreceram o toque dos turistas sobre os corais.

Tabela 3. Resultado da análise do GLM binomial, dado de estimativa, erro padrão e o valor de significância (P). As variáveis equipamento de flutuabilidade, duração da atividade, equipamento fotográfico, faixa etária, gênero, certificação do curso de mergulho e frequência da prática de flutuação foram avaliadas com $p < 0,05$.

Variável	GLM binomial		
	Estimativa	Erro padrão	P
Equipamento (flutuador)	-0,595	0,526	0,26
Sem equipamento	2,1275	1,186	0,07
Período (início)	0,217	0,683	0,75
Período (meio)	0,458	0,661	0,49
Fotografia (celular)	-2,610	1,204	0,03
Faixa etária (31-40)	-2,456	0,920	0,01
Faixa etária (41-50)	1,162	0,734	0,11
Faixa etária (51-60)	-18,201	1697,947	0,99
Gênero (masculino)	2,122	0,656	0,001
Certificação	-17,825	1318,727	0,99
Experiência	0,305	0,515	0,55

Tabela 4. Resultado da análise de correlação de Pearson's, dado valor de T, grau de liberdade e valor de significância (P). As variáveis tamanho total do grupo, tempo total da flutuação, composição dos turistas próximos, quantidade de instrutores e tamanho médio da altura da maré foram avaliadas com $p < 0,05$.

Variável	Correlação de Pearson's		
	T	Grau de liberdade	P
Tamanho	-2.1137	69	0,04
Tempo	2.035	69	0,04
Composição	0.54654	69	0,59
Número de guias	-1.9381	69	0,06
Maré	-2.5883	69	0,01

As variáveis estatisticamente significativas para os toques acidentais foram: 1) gênero masculino ($P=0,02$), 2) faixa etária entre 41 a 50 anos ($P=0,03$), 3) tamanho do grupo ($P=0,01$) e 4) quantidade de guias ($P=0,005$). Enquanto para os toques intencionais as variáveis foram: 1) faixa etária entre 31 a 40 anos ($P=0,001$), 2) sem equipamento para flutuabilidade ($P=0,01$), 3) tamanho do grupo ($P=0,01$) e 4) quantidade de guias ($P=0,005$).

Apesar do gênero masculino predominar a frequência de toques totais durante a flutuação, os toques acidentais (94,74%, $N=18$) apresentaram porcentagem maior do que os toques intencionais (80%, $N=12$). Enquanto o gênero feminino obteve o triplo de contato intencional (20%, $N=3$) ao considerar a quantidade de toques acidentais (5,26%, $N=1$) (Figura 1).

A faixa etária de 41 a 50 anos proporcionou a maior taxa de toque acidental (78,95%, N=15), já a frequência de 46,67% (N=7) dos toques intencionais foi dada tanto em grupos de 41 a 50 anos quanto em turistas de 20 a 30 anos (Figura 1).

Foi observado que os turistas com uso de colete obtiveram 63,16% (N=12) dos toques acidentais, enquanto 40% (N=6) toques intencionais ocorreram sem equipamento de fluuabilidade (Figura 2). Entre os equipamentos de fluuabilidade, o uso do flutuador resultou em menores taxas de toques acidentais (36,84%, N= 7) e intencionais (13,33%, N=2).

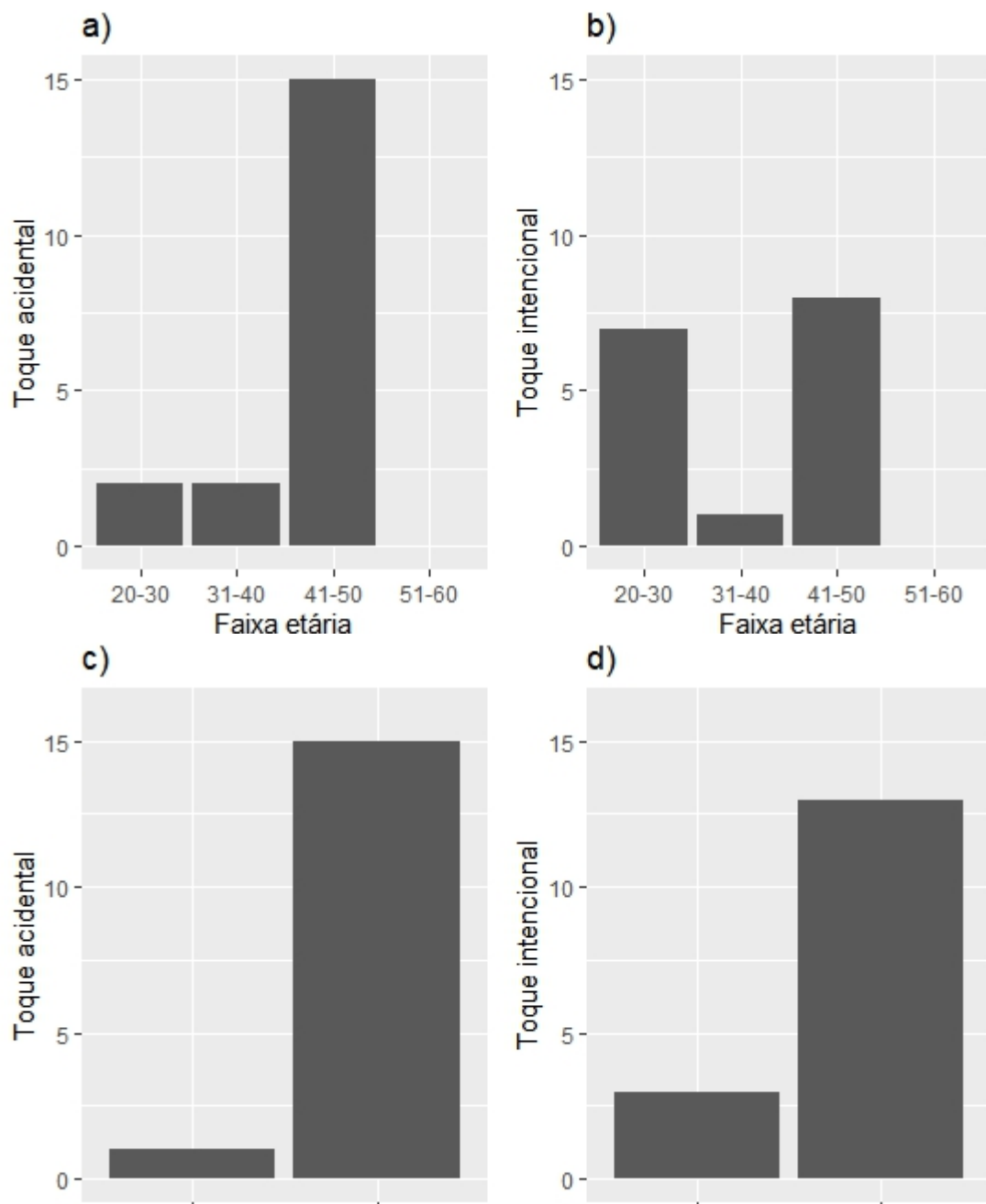


Figura 1 Figura 1. Gráfico de barras da variação dos toques a) acidentais e b) intencionais para a faixa etária, e dos toques c) acidentais e d) intencionais para os gêneros dos turistas observados

Já as características do passeios mostraram que o número de toques acidentais em grupos de 27 a 31 turistas foram de 36,84% (N=7), e para grupos de 37 a 41 turistas foram responsabilizados por 50% (N=8) dos toques intencionais (Figura 2). Os grupos com quatro guias representaram a maior quantidade para toques acidentais e intencionais, 63,36% (N=12) e 93,33% (N=14) respectivamente. Grupos com três guias apresentaram sete vezes mais toques acidentais do que intencionais.

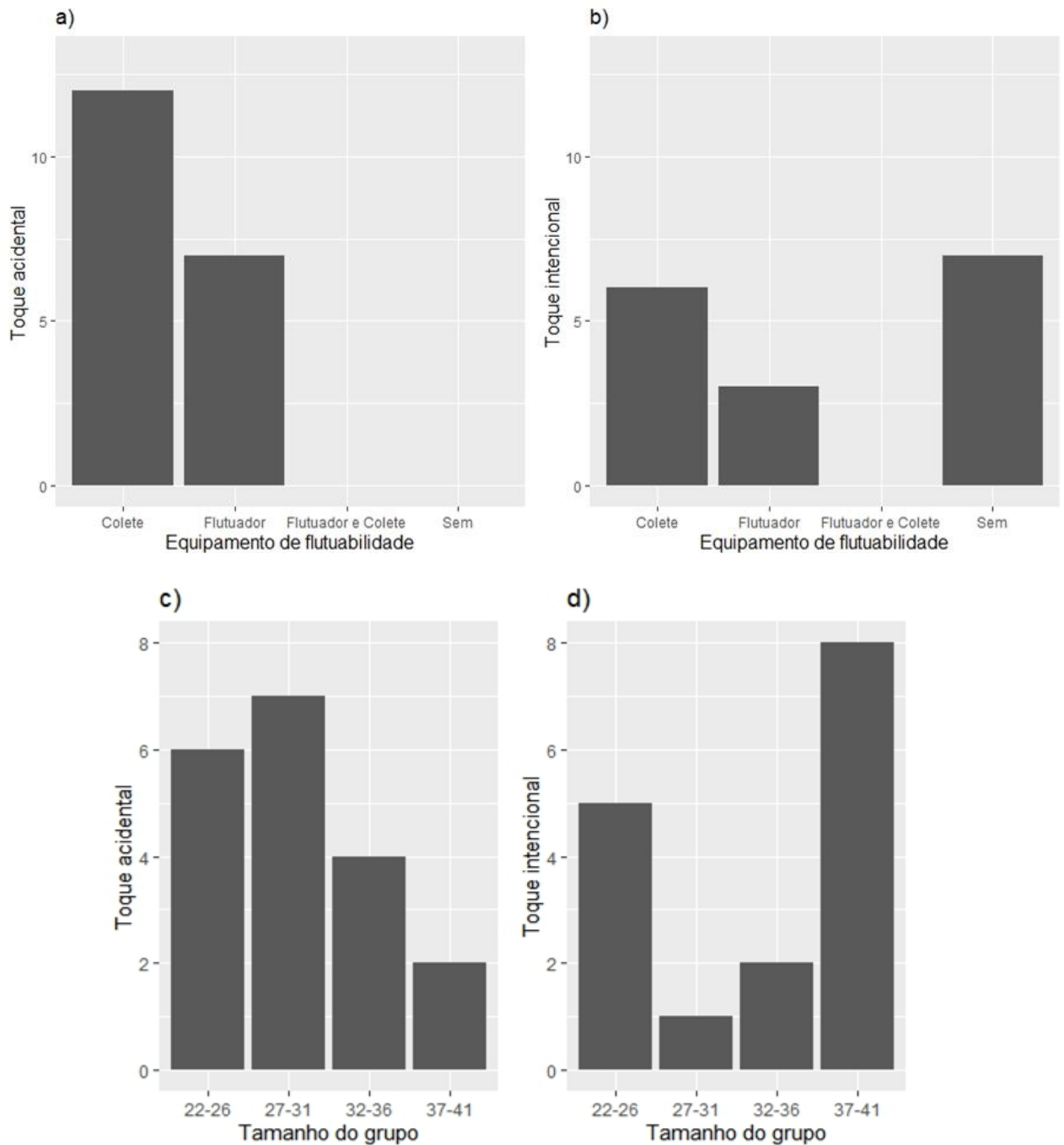


Figura 2. Gráfico de barras da variação dos toques a) acidentais e b) intencionais para os equipamentos de flutuabilidade, e dos toques c) acidentais e d) intencionais para o tamanho dos grupos.

Em relação a parte do corpo dos turistas responsável pela alta taxa de toque, os pés foram os mais representativos com 88,23% dos toques (N=30), seguido pelo tronco (8,82%, N=3) e mão (5,88%, N=2) (Tabela 5). Os pés foram responsáveis por 76,47% (N = 26) acidentais, e os contatos com as mãos foram classificados como intencionais.

A classe da biota mais afetada pelos toques foram os corais maciços e ramificados, identificados pelo gênero *Mussismilia sp.* e *Millepora sp.*, representados pelas taxas de 44,12% (N=15) e 50% (N=17) respectivamente. Em relação aos danos, o gênero *Millepora sp.* foi o único afetado correspondente a 2,94% (N=1) dos contatos (Tabela 6).

Tabela 5. Classificação dos corais afetados pela quantidade de contato direto dos turistas durante a atividade de flutuação. N= quantidade de contatos, PP = por passeio.

Contato	Intenção	Hidrocoral		Coral pétreo		Octocoral		Outros	
		N	PP	N	PP	N	PP	N	PP
Toque	Intencional	9.0	0.5	10.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0
	Acidental	6.0	0.4	7.0	0.4	1.0	0.1	1.0	0.1
	Total	15.0	0.9	17.0	1.0	1.0	0.1	1.0	0.1
Quebra	Intencional	1.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Acidental	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Total	1.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

4.4. Discussão

O interesse científico em avaliar os impactos do mergulho recreativo nos recifes de corais está em ascensão no Brasil e no mundo, porém apenas dois estudos retratam o comportamento de contato direto atrelado ao perfil do turista nos recifes de corais brasileiros (CALADO, 2018; GIGLIO et al., 2016). Devido a esta lacuna de conhecimento, os resultados deste estudo acrescentam informações para a caracterização do perfil dos turistas praticantes de flutuação junto aos possíveis danos nos recifes do Brasil.

A partir das variáveis analisadas foram encontradas maiores taxas de toques sobre os corais para o perfil do turista de gênero masculino, na faixa etária de 31 a 40 anos, não certificado, e que associou as imagens dos corais ao grupo de planta. Enquanto as características dos passeios obtiveram a frequência de toques relacionada ao uso de celular durante a atividade, grupos de 21 a 26 pessoas, passeios com duração superior a 60 minutos e altura média da maré menor do que 0,45 metro.

No que se refere a intencionalidade em realizar os toques, o gênero masculino com faixa etária de 41 a 50 anos caracterizaram os toques acidentais, já a faixa etária de 31 a 40 anos e o desuso de equipamento de flutuabilidade foram responsáveis pelos toques intencionais. Os

grupos de 37 a 41 turistas causaram metade dos contatos intencionais, e os passeios organizados por três guias aconteceram sete vezes mais contatos acidentais.

Com base na literatura, não há consenso na relação do comportamento de contato direto com o gênero do turista, porém justifica-se as maiores taxas de toques para o gênero masculino por apresentar comportamento subaquático imprudente, aventureiro e propenso a correr riscos (LUNA, PÉREZ & SÁNCHEZ-LIZASO, 2009; HANNAK et al., 2011). No contexto dos recifes do Nordeste brasileiro, a frequência superior de toques para os turistas praticantes de flutuação do gênero masculino também foi verificada no recife de Maracajaú, tendo como observação na baixa taxa de toques do gênero feminino a companhia de crianças e a permanência próximo a superfície durante o passeio (CALADO, 2018).

Os demais aspectos do perfil dos turistas foram contrapostos as taxas de toques encontradas nos referenciais teóricos, enquanto a faixa etária de 41 a 50 anos contribuiu para o aumento na frequência de toques neste estudo, direto a faixa etária dos turistas entre 31 e 40 anos ser mais representativa na atividade de flutuação, os grupos de 41 a 50 anos contribuíram para o aumento na taxa de contato direto (MUSA et al., 2011). Apesar da predominância da faixa etária ser relatada em outros recifes localizados no Nordeste brasileiro, a contribuição na taxa de contato direto para faixa etária esteve acima dos 50 anos (CALADO, 2018).

Já a frequência dos toques na prática de flutuação foi divergente aos dados encontrados nos demais recifes brasileiros que apresentaram aumento para turistas mais experientes na prática (CALADO, 2018). Os resultados deste estudo não demonstraram variação na interferência de contato direto, apesar dos turistas sem certificação de mergulho serem caracterizarem a totalidade na taxa de toques.

Outra distinção foi o uso de equipamento fotográfico com maior quantidade de toques para os turistas que fizeram uso dos celulares, entretanto os considerados fotógrafos de “*selfie*” e usuários de mini-câmeras não foram prejudiciais para outros recifes brasileiros (CALADO, 2018; GIGLIO et al., 2016). Sendo observado os contatos no momento que os turistas praticantes de flutuação estavam dispostos na posição vertical para realizarem as “*selfies*” fora da água, diferente do comportamento de contato dos mergulhadores *scuba* nos quais utilizam os corais como apoio (GIGLIO et al., 2016).

A efetividade da empresa ao combater comportamento inapropriado pode ocorrer através da obrigatoriedade no uso de equipamentos de flutuabilidade, por auxiliar o turista a manter-se na superfície evitando o contato com os organismos bentônicos (BESSA & GONÇALVES-DE-FREITAS, 2014). Atualmente, o uso durante a prática de flutuação no PNM Recife de Fora é facultativo, a exigência do uso de equipamento pode minimizar os efeitos

dos contatos intencionais de turistas devido a facilidade de submergirem próximos ao recife durante a prática.

Além do uso de *briefings* pré-atividade, no qual a empresa pode disponibilizar aos turistas de modo a abranger as instruções ecológicas podem apresentar resultados satisfatórios para diminuir os contatos nos corais, já que a análise do conhecimento dos turistas indica octorais e hidrocorais como plantas (KRIEGER & CHADWICK, 2013). Conteúdos visuais das espécies coralíneas locais e dos comportamentos indevidos são eficazes para sensibilização da conservação dos ecossistemas coralíneos e conscientizam os turistas da maneira que devem se portar durante o passeio (SAPHIER & HOFFMANN, 2005).

As intervenções e o número de guias se mostraram ineficazes para minimizar o impacto físico dos turistas durante a observação do ambiente recifal, o número adequado de guias capaz de supervisionar junto a intervenção em caso de contato com os corais deve ser enfatizada como responsabilidade ambiental das empresas que proporcionam esta atividade recreativa (ROCHE et al., 2016). A ineficácia da intervenção também pode indicar a dificuldade dos guias a monitorarem a área com a dispersão dos turistas, pois grupos menores possuem uma área maior de exploração, como foi observado.

PHILLIPS (2018) observou que o tamanho do grupo pode estar vinculado ao comportamento de contato, grupos com dois a sete turistas, simultaneamente na água, são menos propensos a causar contato nos corais. Os grupos de turistas que realizam o passeio no PNM Recife de Fora são maiores do que encontrado no estudo anterior, de 20 a 40 turistas, porém acima de 33 pessoas há aumento da taxa de contato.

As últimas características do passeio, duração e a maré, devem ser consideradas pela gestão, já que os contatos diretos foram observados apenas em passeios com tempo superior a 70 minutos. A redução da duração do tempo de passeio pode diminuir a taxa de contatos, principalmente os de cunho intencionais. Os toques intencionais também foram causados na maioria dos passeios com marés até 0,45 metro da altura média da maré (HANNAK et al., 2011). A partir da maré com 0,89 metro não foram contabilizados contatos com a assembleia coralínea, porém há a necessidade de estudos que possam inferir o tamanho da maré ideal para a saída da atividade de flutuação.

Os contatos acidentais, em geral, foram causados pelos pés como observados em outros recifes coralíneos do nordeste brasileiro, e do Mar Vermelho (CALADO, 2018; LEUJAK & ORMOND, 2008). Enquanto as mãos foram as partes do corpo responsáveis exclusivamente por contatos intencionais, os mergulhadores na África do Sul e nos países

baixos obtiveram resultados parecidos para a intencionalidade do contato (WALTERS & SAMWAYS, 2001; JADOT et al., 2016).

Dentre os corais com maiores taxas de contato estava os de formato ramificado, a área abriga assembleia de corais ramificados endêmicos do Brasil, as espécies de hidrocorais *Millepora braziliensis* e *Millepora nitida*, sendo organismos com esqueletos frágeis e baixas taxas de crescimento (LEWIS, 1989; PNMRF, 2015).

Tais organismos sésseis não estão adaptados a perturbações graves, e sua recuperação após pressão moderada pode ser difícil (GARRABOU et al., 1998; SALOMIDI et al., 2012). A sustentabilidade da atividade de flutuação em locais específicos depende do número de turistas que acessam os locais e da capacidade do ecossistema em regenerar-se do dano sofrido (HARRIOT et al., 1997; LIU et al., 2012).

Programas de monitoramento precisam ser estabelecidos para detectar mudanças ambientais nos locais da flutuação antes que os níveis de impacto da atividade se tornem críticos e, talvez, irreparáveis. Bem como realizar investigações que visem a ressuspensão de sedimento e o contato com outros organismos bentônicos seriam importantes para complementar as informações a respeito dos efeitos da atividade de flutuação. Além da observação do comportamento de contato dos guias, sendo um fator que pode estar aliado as ações recorrentes dos turistas por considerar o comportamento como aceitável, visto que se procede dos líderes da atividade. O efeito da raia de flutuação também poderia ser considerado para auxiliar a gestão da validar a eficiência frente ao comportamento de contato direto dos turistas.

4.4.1. Caminhos para um turismo sustentável

As informações contidas neste trabalho sugere alguns pontos a serem considerados a gestão do PNM Recife de Fora para diminuir o comportamento de contato nos recifes, como:

- 1) programas de conscientização ambiental e ecológica sobre a vida marinha observada durante o passeio;
- 2) treinamentos no início do passeio para aprimorar a habilidade de flutuação;
- 3) incentivar os guias a realizarem cursos sobre técnicas de flutuabilidade e educação ambiental;
- 4) técnicas para desembarçar, ajustar a máscara e habituar os turistas a respirarem pelo snorkel;
- 5) o local onde será proposto o treinamento deve ser fundo e distante do platô recifal;
- 6) fixação da raia de flutuação, evitando áreas de uso proibidas;
- 7) considerar a profundidade conforme o nível da maré para fixação da raia e horário do passeio (> 0,8 metro);
- 8) diminuição da área de uso para a atividade de flutuação por favorecer o monitoramento dos guias aos comportamentos indevidos dos turistas;
- 9) proibir o uso de nadadeiras por parte dos guias, evita o contato acidental com comunidade bentônica e a submersão para exibir os animais bentônicos aos turistas;
- 10) implementação de pontos de descanso ao decorrer da raia de flutuação, na porção

externa do recife de corais e com profundidade, podem evitar que os turistas busquem apoio na comunidade bentônica.

Os dispositivos, bote a remo e caiaque, foram cedidos durante os passeios sem estarem previstos no Plano de Manejo, de modo a atender o público infantil e aos idosos. O bote possui o fundo vítreo e foi conduzido sobre os corais por um dos guias. Enquanto o caiaque também com fundo translúcido esteve a disposição dos turistas para explorarem o local. Este estudo não considerou os efeitos desses dispositivos, porém a acessibilidade para ambos os públicos podem ocorrer através de atividades educativas que possam ser implementadas sem que aja prejuízo aos organismos recifais. Como usar o bote próximo ao barco de passeio atracado, por ter profundidade aceitável para minimizar os efeitos aos corais e ser possível de realizar atividades de observação de peixes e de cardumes.

4.5. Referências bibliográficas

ARANTES, Renata Carolina Mikosz; SEOANE, José Carlos Sícoli. Base de dados em SIG aplicada à Modelagem Ambiental em recifes de rochal: Recife de Fora, Porto Seguro, BA. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 9, 2018.

ARAÚJO, Júlio Lustosa; BERNARD, Enrico. Management effectiveness of a large marine protected area in Northeastern Brazil. **Ocean & coastal management**, v. 130, p. 43-49, 2016.

ARAUJO, Cristina Pereira; PELLEGRINO, Paulo Renato Mesquita; BERNARDES, Sérgio. A paisagem litorânea e o mercado de resorts: um olhar sobre a paisagem do município de Porto Seguro (BA), 2005.

BESSA, Eduardo; GONÇALVES-DE-FREITAS, Eliane. How does tourist monitoring alter fish behavior in underwater trails?. **Tourism Management**, v. 45, p. 253-259, 2014.

BROWNE, Nicola K. et al. Fluctuations in coral health of four common inshore reef corals in response to seasonal and anthropogenic changes in water quality. **Marine environmental research**, v. 105, p. 39-52, 2015.

CALADO, Janaina Freitas. Impactos do mergulho recreativo em ambientes recifais tropicais do Brasil. 2018.

DE BRAUWER, Maarten et al. Time to stop mucking around? Impacts of underwater photography on cryptobenthic fauna found in soft sediment habitats. **Journal of environmental management**, v. 218, p. 14-22, 2018.

FILGUEIRAS, Maria Clara B. et al. Distribuição espacial dos visitantes na piscina de visitação do Parque Natural Municipal do Recife de Fora, Porto Seguro (Bahia), 2017.

GARRABOU, Joaquim et al. The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. **Conservation Biology**, v. 12, n. 2, p. 302-312, 1998.

GIGLIO, Vinicius J. et al. Using an educational video-briefing to mitigate the ecological impacts of scuba diving. **Journal of Sustainable Tourism**, v. 26, n. 5, p. 782-797, 2018.

GIGLIO, Vinicius J. et al. Anchoring damages to benthic organisms in a subtropical scuba dive hotspot. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 2, p. 311-316, 2017.

GIGLIO, Vinicius J.; LUIZ, Osmar J.; SCHIAVETTI, Alexandre. Recreational diver behavior and contacts with benthic organisms in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. **Environmental management**, v. 57, n. 3, p. 637-648, 2016.

GIL, Michael A. et al. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. **Marine biology**, v. 162, n. 11, p. 2225-2233, 2015.

HAMMERTON, Zan. Determining the variables that influence SCUBA diving impacts

in eastern Australian marine parks. **Ocean & coastal management**, v. 142, p. 209-217, 2017.

HAMMERTON, Zan. Risk assessment of SCUBA diver contacts on subtropical benthic taxa. **Ocean & Coastal Management**, v. 158, p. 176-185, 2018.

HANNAK, Judith S. et al. Snorkelling and trampling in shallow-water fringing reefs: Risk assessment and proposed management strategy. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 10, p. 2723-2733, 2011.

HARRIOTT, Vicki J.; DAVIS, Derrin; BANKS, Simon A. Recreational diving and its impact in marine protected areas in eastern Australia. *Ambio*, p. 173-179, 1997.

INMAN, Anna et al. The use of marine wildlife-watching codes and their role in managing activities within marine protected areas in Scotland. **Ocean & Coastal Management**, v. 132, p. 132-142, 2016.

KRIEGER, Joseph R.; CHADWICK, Nanette E. Recreational diving impacts and the use of pre-dive briefings as a management strategy on Florida coral reefs. **Journal of coastal conservation**, v. 17, n. 1, p. 179-189, 2013.

JADOT, Catherine et al. Intentional and Accidental Diver's Contact to Reefs at Popular Locations in the Dutch Caribbean. **Diving For Science**, p. 74, 2016.

JONES, Ross; RICARDO, G. F.; NEGRI, A. P. Effects of sediments on the reproductive cycle of corals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, n. 1, p. 13-33, 2015.

JÚNIOR, José Gilmar C. Oliveira et al. Measuring what matters—Identifying indicators of success for Brazilian marine protected areas. **Marine Policy**, v. 74, p. 91-98, 2016.

LAMB, Joleah B. et al. Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. **Biological Conservation**, v. 178, p. 88-96, 2014.

LEUJAK, Wera; ORMOND, Rupert FG. Reef walking on Red Sea reef flats—Quantifying impacts and identifying motives. **Ocean & coastal management**, v. 51, n. 11, p. 755-762, 2008.

LEWIS, John B. The ecology of Millepora. **Coral reefs**, v. 8, n. 3, p. 99-107, 1989.

LUCREZI, Serena et al. Scuba diving tourism systems and sustainability: Perceptions by the scuba diving industry in two Marine Protected Areas. **Tourism management**, v. 59, p. 385-403, 2017.

LIU, Pi-Jen et al. Impacts of human activities on coral reef ecosystems of southern Taiwan: a long-term study. **Marine pollution bulletin**, v. 64, n. 6, p. 1129-1135, 2012.

LUNA, Beatriz; PÉREZ, Carlos Valle; SÁNCHEZ-LIZASO, Jose Luis. Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. **ICES Journal of Marine Science**, v. 66, n. 3, p. 517-523, 2009.

MITTERMEIER, Russell A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 3-22, 2011.

MEYER, Carl G.; HOLLAND, Kim N. Spatial dynamics and substrate impacts of recreational tourists and SCUBA divers in Hawaiian Marine Protected Areas. **Journal of Coastal Conservation**, v. 12, n. 4, p. 209-216, 2008.

MOELLER, Mareen et al. Low sediment loads affect survival of coral recruits: the first weeks are crucial. **Coral Reefs**, v. 36, n. 1, p. 39-49, 2017.

MUSA, Ghazali; DIMMOCK, Kay. Scuba diving tourism: introduction to special issue. **Tourism in Marine Environments**, v. 8, n. 1-2, p. 1, 2012.

MUSA, Ghazali et al. The influence of scuba divers' personality, experience, and demographic profile on their underwater behavior. **Tourism in Marine Environments**, v. 7, n. 1, p. 1-14, 2011.

OMT, Organização Mundial do Turismo. **Tourism 2020 vision: global forecast**. Madrid: UNWTO, 2001.

ONG, Tah Fatt; MUSA, Ghazali. Examining the influences of experience, personality and attitude on SCUBA divers' underwater behaviour: A structural equation model. **Tourism management**, v. 33, n. 6, p. 1521-1534, 2012.

ROCHE, Ronan C. et al. Recreational diving impacts on coral reefs and the adoption of environmentally responsible practices within the SCUBA diving industry. **Environmental management**, v. 58, n. 1, p. 107-116, 2016.

SALOMIDI, Maria et al. Assessment of goods and services, vulnerability, and conservation status of European seabed biotopes: a stepping stone towards ecosystem-based marine spatial management. **Mediterranean Marine Science**, v. 13, n. 1, p. 49-88, 2012.

SÁNCHEZ-QUILES, David; TOVAR-SÁNCHEZ, Antonio. Are sunscreens a new environmental risk associated with coastal tourism?. **Environment international**, v. 83, p. 158-170, 2015.

SAPHIER, Adam D.; HOFFMANN, Tegan C. Forecasting models to quantify three anthropogenic stresses on coral reefs from marine recreation: Anchor damage, diver contact and copper emission from antifouling paint. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 5-7, p. 590-598, 2005.

SPALDING, Mark et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. **Marine Policy**, v. 82, p. 104-113, 2017.

WALTERS, R. D. M.; SAMWAYS, M. J. Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. **Biodiversity & Conservation**, v. 10, n. 12, p. 2167-2179, 2001.

WEBLER, Thomas; JAKUBOWSKI, Karin. Mitigating damaging behaviors of tourists to coral reefs in Puerto Rico through a pre-trip media-based intervention. **Biological**

Conservation, v. 197, p. 223-228, 2016.

WINTER, Ana Paula Martins. Corais de águas turvas e o desafio das mudanças climáticas globais. **Braz. j. oceanogr.**, v. 64, n.3, p.1-1, 2016.

ZHANG, Li-Ye; CHUNG, Shan-shan; QIU, Jian-wen. Ecological carrying capacity assessment of diving site: A case study of Mabul Island, Malaysia. **Journal of environmental management**, v. 183, p. 253-259, 2016

5. A influência da atividade de flutuação sobre a comunidade bentônica do Parque Natural Municipal Recife de Fora

**THAÍS CHRISTINA TORRES DE OLIVEIRA^a, ALEXANDRE SCHIAVETTI^b e
CARLOS WERNER HACKCRADT^c.**

* Estrutura do artigo seguindo o modelo para publicação na revista *Marine Biology*

Influence of snorkeling on the benthic community of the Recife de
Fora Municipal Natural Park

^a*Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade,
Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.*

^a*Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha, Universidade Federal do Sul da Bahia,
Porto Seguro, BA, Brasil.*

^a*Laboratório de Etnoconservação e Áreas Protegidas, Universidade Estadual de Santa
Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.*

^b*Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa
Cruz, Ilhéus, BA, Brasil.*

^c*Laboratório de Ecologia e Conservação Marinha, Centro de Ciências Ambientais,
Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, BA, Brasil.*

Resumo

Os recifes de corais são ambientes biodiversos com interações complexas, tendo como construtores os corais pétreos e as algas calcárias incrustantes. Diversos distúrbios antropogênicos são capazes de causar o desequilíbrio entre organismos construtores e não construtores, dentre estes o turismo de mergulho. O estudo visa verificar como a atividade de flutuação no PNM Recife de Fora, localizado no nordeste brasileiro, afeta a abundância dos organismos bentônicos. Assim, a cobertura bentônica da área de flutuação (16°24'2.07"S 38°59'17.40"O) foi comparada à áreas sem atividade turística (16°24'37.44"S 38°58'55.08"O; 16°24'25.70"S 38°59'12.00"O). Os resultados demonstraram variação para cobertura de sedimento sobre os corais, macroalga, zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, algas calcárias, corais quebrados e pétreos. As características na cobertura bentônica da área de flutuação podem indicar o efeito da atividade de flutuação, já que a cobertura de corais pétreos foi menor do que as áreas sem turismo, enquanto a cobertura de sedimento, macroalgas, corais quebrados, algas calcárias e do zoantídeo *Palythoa caribaeorum* foram menores. Portanto, o monitoramento adequado da área de flutuação pode inferir se a variação da cobertura está relacionada com a atividade de flutuação ao invés de fatores intrínsecos da área.

Palavras-chaves: snorkeling; Áreas Marinhas Protegidas; Turismo; cobertura bentônica; Recifes de corais

Abstract

Coral reefs are biodiverse environments with complex interactions with stony corals and fouling algae as builders. Several anthropogenic disorders are capable of causing the imbalance between construction and non-construction organisms, among them diving tourism. The study aims to verify how the snorkeling activity in the PNM Recife de Fora located in northeastern Brazil affects the abundance of benthic organisms. Thus the benthic coverage of the snorkeling area (16° 24'2.07 "S 38° 59'17.40" O) was compared to areas without tourist activity (16° 24'37.44 "S 38° 58'55.08" O; 16° 24 '25 .70 "S 38° 59'12.00" O). The results showed variation for sediment cover over corals, macroalgae, zoantid *Palyhtoa caribaeorum*, calcareous algae, broken and stony corals. The characteristics in the benthic cover of the snorkeling area may indicate the effect of the flotation activity since the cover of stony corals was less than the areas without tourism while the cover of sediment, macroalgae, broken corals, calcareous algae and the zoanthid *Palyhtoa caribaeorum* were smaller. Therefore, adequate monitoring of the snorkeling area can infer whether the variation in coverage is related to the snorkeling activity instead of intrinsic factors of the area.

Keywords: snorkeling; Marine Protected Areas; Tourism impact; Benthic community; Coral reefs

5.1. Introdução

O turismo baseado em recifes de coral é um dos setores turísticos de mais rápido crescimento no mundo, atraindo milhões de pessoas para apreciar a vida subaquática (SPALDING et al. 2017). Os recifes de corais são as maiores estruturas do ambiente marinho, apresentando alta diversidade e complexidade ecológicas entre os organismos recifais (GRAHAM e NASH 2013). Visto que a tridimensionalidade estrutural dos recifes, construída principalmente por corais pétreos e algas calcárias, proporciona abrigo e permite a coexistência de diversas espécies no mesmo ambiente (VELÁSQUEZ e SÁNCHEZ 2015).

Os mergulhadores recreativos são atraídos especificamente por ambientes recifais preservados. Portanto, o futuro da indústria dependerá da manutenção dos ecossistemas naturais, especialmente onde a indústria depende do acesso contínuo às Áreas Marinhas Protegidas (AMP) (PARSONS e THUR 2008).

As AMPs são ferramentas de gerenciamento das atividades antrópicas como o turismo de mergulho, e regulariza o uso das áreas a partir da compatibilidade com os objetivos de conservação da biodiversidade marinha (GILL et al. 2017). Tendo como resultado à eficiência na proteção da cobertura coralínea de práticas destrutivas, o aumento na resiliência dos recifes em níveis locais (MELLIN 2016).

Assim, o ecoturismo na forma de mergulho *scuba* e flutuação foi aclamado como uma solução à degradação do ecossistema, já que incentiva a preservação e o uso não destrutivo dos recursos recifais. Embora o turismo dentro dos recifes tenha o potencial de fornecer uma alternativa ambiental e economicamente sustentável, o mergulho *scuba* ou a flutuação podem conduzir à alteração na abundância dos organismos bentônicos caso seja gerido de maneira ineficaz (ROCHE et al. 2016; RENFRO e CHADWICK 2017; PHILLIPS 2018).

A maior parte da comunidade bentônica recifal se baseia na cobertura coralínea, a partir do equilíbrio da abundância entre corais e organismos não construtores ocorre a manutenção do funcionamento e da estrutura dos recifes (GOREAU 1963; RIES e STANLEY 2006; McCOOK et al. 2001; RASHER e HAY 2010). Porém a prática de mergulho pode implicar diretamente na assembleia dos corais pétreos, evento de pisoteio ou comportamento de contato direto sobre os corais causados por mergulhadores podem resultar em danos ao fraturar os esqueletos e abrasar os tecidos finos de corais pétreos vivos (SANTIAGO, GERMÁN e TENA 2017; TERRÓN-SIGLER et al. 2016).

O dano físico enfraquece os corais pétreos, tornando-os mais suscetíveis a predadores e à doenças, ocasionando a morte das colônias coralíneas (LAMB e WILLIS 2011; KRIEGER e CHADWICK 2013). Enquanto há organismos bentônicos não construtores que

podem se beneficiar da morte dos corais para aumentar a cobertura no recife, como no caso das macroalgas e zoantídeos que são competidores superiores com alta capacidade de colonização em recifes (CREHAN et al. 2019; WEE et al. 2017).

Além dos fatores diretos, os mergulhadores podem gerar a ressuspensão de sedimento através de movimentos próximos ao substrato, na qual pode agir indiretamente na redução do recrutamento, crescimento e sobrevivência dos corais pétreos e das macroalgas (LAMB et al. 2014; WEBER et al. 2012). Embora o aumento de sedimento possa ser um estressor tanto para os corais quanto para as algas, os impactos negativos líquidos sobre os corais podem ser muito maiores (MUTHUKRISHNAN e FONG 2014).

Ao contrário dos grupos anteriores, o zoantídeo *Palythoa caribaeorum* possui adaptações para sobreviver em ambientes com alta sedimentação através da incorporação do sedimento em seus tecidos e da remoção das partículas por meio do muco (RABELO et al. 2015; DURANTE, CRUZ e LOTUFO 2018). Tendo uma correlação negativa entre a cobertura de corais pétreos e *P. caribaeorum*, portanto esta espécie de zoantídeo pode ser um agente do efeito indireto da sedimentação sobre a estrutura da comunidade bentônica (BELFORD e PHILLIP 2012).

No nordeste brasileiro tem sido registrada a diminuição da cobertura de corais nos últimos anos, com aumento na cobertura de macroalgas e zoantídeos no litoral da Bahia, por modificações na qualidade da água relacionada à pressões antrópicas (CRUZ et al. 2018). A partir disso, o atual estudo analisa como a abundância da comunidade bentônica do Parque Natural Municipal Recife de Fora (PNMRF) responde a atividade turística de flutuação com situação irregular para a comercialização da mesma.

5.2. Materiais e métodos

5.2.1. Área de estudo

A pesquisa ocorreu no Parque Natural Municipal Recife de Fora (PNM Recife de Fora), localizado no município Porto Seguro (BA), Brasil (Figura 3). O PNM Recife de Fora foi criado a partir da Lei Municipal N°260/97 em 1997, área total aproximada de 17,5 km², com objetivos de conservar a biodiversidade através do uso indiretos dos recurso para atividades de cunho educativo, científico e recreativo (PNMRF 2015). Sendo 1,55% do parque (0,3 km²) destina-se ao uso intensivo, com o número médio de 250 turistas diários (PNMRF 2015).

O parque é formado por um mosaico de ambientes, composto por face exposta, face abrigada, platô recifal, praias de areia, piscinas de maré, canal, recife em manchas e cabelo algálico (ARANTES e SEOANE 2017). Neste estudo foram utilizadas as porções noroeste e sudoeste do platô recifal, caracterizadas como por áreas rasas e expostas durante a maré baixa.

A atividade de flutuação possui área de 0,01 km² e 20 metros de largura, com 2 metros de profundidade média (PNMRF 2015). O Plano de Manejo restringe as visitas diárias para a atividade de flutuação em 150 turistas, e simultaneamente permite-se 2 embarcações e 50 turistas na área delimitada para o passeio. Enquanto os equipamentos autorizados para uso pessoal dos turistas são coletes, nadadeira de pequeno porte, máscara e *snorkel*. Apesar das regulamentações presentes no Plano de Manejo do parque, a comercialização da atividade de flutuação está ocorrendo de forma irregular, visto que estudos

de viabilidade da atividade em relação os possíveis impactos são previstos para a implementação efetiva da atividade.

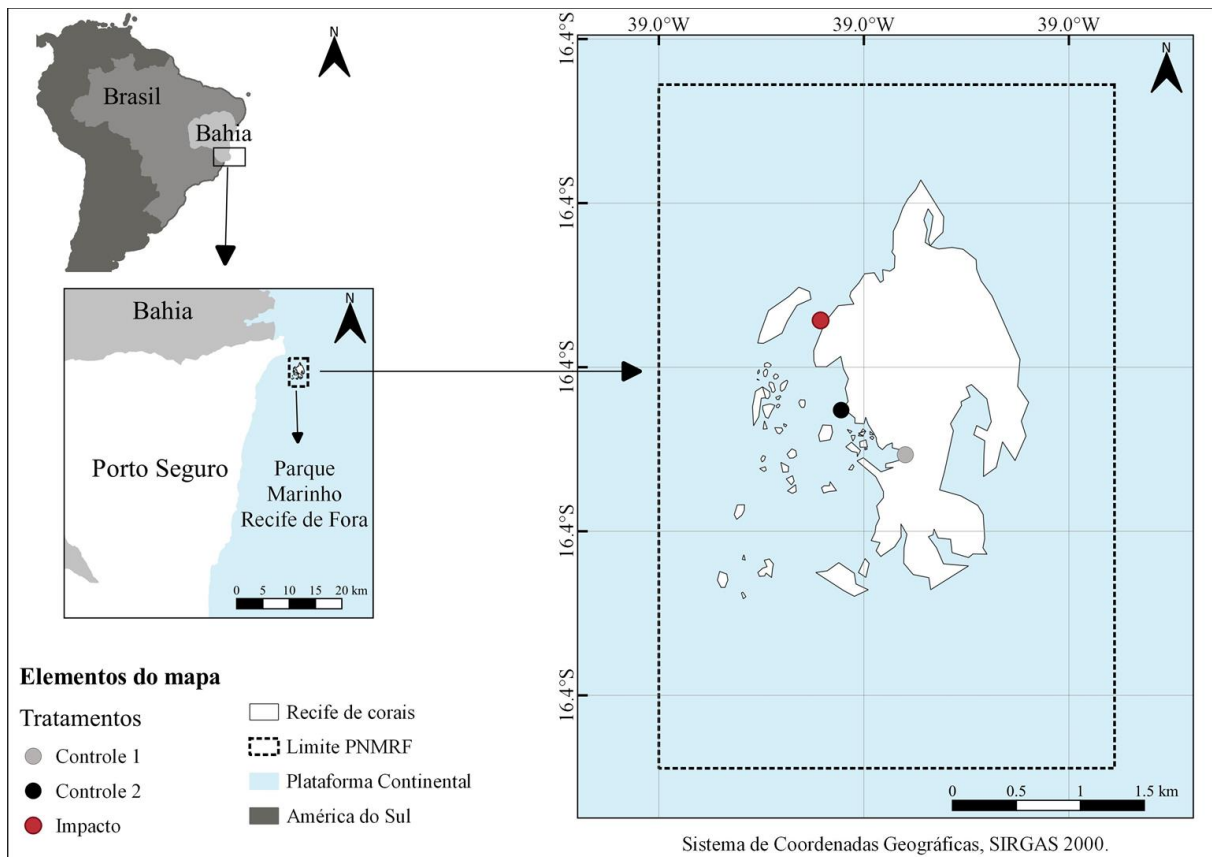


Figura 3. Mapa de localização do Parque Natural Municipal Recife de Fora no Brasil e no sul da Bahia, à direita, mapa da área de estudo com destaque para os tratamentos impacto e controle.

5.2.2. Desenho *Beyond-BACI*

A avaliação da inferência da atividade de flutuação sobre a comunidade bentônica foi delineada a partir do desenho *Beyond-BACI* (*Before-After-Control-Impact*), utilizado para detectar distúrbios antropogênicos através da variação média das populações entre os tratamentos, impacto e controle (UNDERWOOD 1994). Assim, considerou-se o local com atividade de flutuação como tratamento impactado, e os dois locais com proteção integral sem atividades turísticas tratamentos controles (UNDERWOOD 1991). Tendo como coordenadas para o local com atividade de flutuação $16^{\circ}24'2.07''S$ $38^{\circ}59'17.40''O$, e para os locais sem atividade turística $16^{\circ}24'37.44''S$ $38^{\circ}58'55.08''O$ (controle 1) e $16^{\circ}24'25.70''S$ $38^{\circ}59'12.00''O$ (controle 2).

Considerar apenas um conjunto de réplicas no mesmo ambiente pode resultar no diagnóstico das variações serem apenas características intrínsecas ao ambiente amostrado (UNDERWOOD 1992). Apesar da amostragem ser considerar um conjunto de réplicas, já que

os dados da cobertura bentônica foram coletados apenas no PNM Recife de Fora, o desenho Beyond-BACI possibilita que a amostragem para o tratamento controle ocorra em mais de um local (UNDERWOOD 1994). Deste modo, o diagnóstico das variações médias entre as populações não representam apenas características intrínsecas ao ambiente, pois resulta da variação entre os tratamentos controles e impactado, enquanto a média da população entre os tratamentos controles mantém-se homogênea (UNDERWOOD 1994).

5.2.3. Cobertura da comunidade bentônica

A partir dos tratamentos foram amostradas as porções topo (platô raso com estruturas expostas durante a maré baixa) e parede (platô fundo, permanece submerso no período de maré baixa) para cada local. Houve um reconhecimento prévio das condições ambientais do local onde ocorre a flutuação para selecionar as áreas controles no platô recifal (UNDERWOOD 1992).

A cobertura da comunidade bentônica foi avaliada usando o método não destrutivo de fotoquadrado (BOHNSACK 1979). Todos os fotoquadrados foram colocados em áreas planas do bento, com topografia e profundidade semelhantes. Vinte fotoquadrados de 1 m² foram aleatorizados, 10 no topo e 10 na parede, em cada local. A amostragem foi realizada no mês Abril do ano de 2019, e cada fotoquadrado resultou em 15 fotografias, tendo como total 900 fotografias para os três locais.

5.2.4. Processamento de imagens

Após um levantamento inicial dos possíveis organismos bentônicos que pudessem estar presente nas fotografias, um banco de dados foi criado no software CPCe (KOHLENER e GIL 2006), sendo as categorias majoritárias: macroalgas, matriz algal, algas calcárias, esponja, octocorais, corais pétreos, zoantídeos, hidrocorais e outras vidas.

A quantidade de pontos para a análise das imagens foi definida a partir da curva do coletor, no qual apresentou estabilidade no acréscimo de espécies com 120 pontos. Os pontos são distribuídos de modo aleatório no software CPCe, e cada ponto foi caracterizado visualmente entre as 64 subcategorias do banco de dados. Um total de 900 fotos e 108.000 pontos aleatórios foram analisados nos dois locais sem turismo e no local onde ocorre a flutuação.

5.2.5. Análise de dados

Ao considerar o modelo Beyond-BACI para um desenho desbalanceado, os dados foram analisados através da análise do PERMANOVA com a similaridade de Bray Curtis, 9999 permutações e erro do tipo I, foi avaliada a variação das abundâncias utilizando os contrastes

entre os tratamentos, e dentre as porções dos tratamentos (ANDERSON 2008; UNDERWOOD 1994).

A interação entre a diferença da variância dos contrastes foi avaliada na razão F, a abundância média foi verificada através da média quadrada (MS), em seguida, a potência de cada teste de relação foi usado o valor de $p < 0,05$ para detectar (como significativo) tal variação (UNDERWOOD 1991).

Os modelos multidimensionais Análise de Redundância Baseada em Distância (dbRDA) e Escalonamento Multidimensional (MDS) com semelhança de Bray-Curtis foram realizados para verificar visualmente a variação entre os tratamentos, por meio do agrupamento e da ordenação das variáveis dependentes.

E por fim, foi utilizada a análise Permutacional de Dispersões Multivariadas (PERMDISP) para investigar se as variações multivariadas são homogêneas em relação ao centróide (ANDERSON e WALSH 2013). O programa estatístico PRIMER 6.0 (CLARKE e GORLEY 2006) com PERMANOVA+ foi utilizado para efetuar as análises (ANDERSON et al. 2008).

5.3. Resultados

Os grandes grupos amostrados nas fotos forma: corais, zoantídeos, macroalgas, algas calcárias e esponjas. A assembleia coralínea foi identificada a nível taxonômico de espécie, apresentando maior riqueza para o grupo dos corais pétreos com 14 espécies de corais pétreos. Enquanto octocorais e hidrocorais foram identificados, 8 e 3 espécies respectivamente (Tabela 1).

A cobertura amostrada de zoantídeo foi composta por duas espécies, *Palythoa caribeorum* e *Zoanthus sociatus*. Já a comunidade algal foi caracterizada por alga calcária (incrustante e articulada), macroalgas (5 morfotipos) e matriz algal. E, por fim, as esponjas também foram agrupadas a partir de três morfotipos (palmada, incrustante e tubular) (Tabela 6)

Tabela 6. Distribuição dos táxons amostrados entre os tratamentos e as porções. O grupo das algas e esponjas foram classificadas em grupos morfofuncionais, enquanto os corais pétreos, octocorais, hidrocorais, zoantídeos foram analisados a nível de espécie. O símbolo “x” representa a presença e o símbolo “-” a ausência do grupo.

	Controle 1		Controle 2		Impactado	
	Parede	Topo	Parede	Topo	Parede	Topo
Matriz algal	x	x	x	x	x	x
Alga corticada	x	x	-	x	-	x
Alga filamentosa	x	x	x	x	x	x
Alga foliácea	x	x	-	x	x	x
Alga coriácea	x	x	-	-	-	x
Alga globulosa	x	x	x	x	x	x
Esponja incrustante	x	x	x	x	x	x
Esponja tubular	-	-	-	x	-	-
Calcária articulada	x	x	x	x	x	x
Calcária incrustante	x	x	x	x	x	x
Canjoa riisei	-	x	-	x	x	x
Elisella elongata	-	-	-	-	x	-
Muricea flamma	x	-	-	-	x	-
Muriceopsis sulphurea	x	-	x	x	x	x
Phyllogorgia dilatata	-	-	-	-	x	-
Agaricia agaricites	x	x	x	x	x	x
Favia grvida	x	x	x	x	x	x
Madracis decactis	-	x	-	x	-	-
Monstastrea cavemosa	-	-	x	x	x	x
Mussismilia braziliensis	-	-	x	x	-	-
Mussismilia hartii	x	x	x	x	x	x
Mussismilia hispida	x	x	x	x	x	x
Porites astreoides	x	x	x	x	x	x
Porites branneri	x	x	x	x	x	x
Siderastrea stellata	x	x	x	x	x	x
Palythoa caribeorum	x	x	-	x	x	x
Zoanthus sociatus	x	x	x	x	x	x
Millepora alcicornis	x	x	x	x	x	x
Millepora nitida	x	x	-	x	x	x

5.3.1. Estrutura da comunidade bentônica

Matriz algal, coral pétreo e zoantídeos corresponderam a 81,87% da cobertura bentônica média do local Controle 1 (Tabela 2). Em relação às categorias de corais foram amostradas: corais pétreos com cobertura média total de 26,09% \pm 15,75 (média \pm desvio padrão), seguido pela cobertura dos hidrocorais com 7,23% \pm 10,99, e os octocorais representaram apenas 0,22% \pm 0,31 da cobertura bentônica. Já para a categoria das algas a matriz algal novamente obteve maior cobertura média (40,95% \pm 13,16), enquanto as algas calcárias e as macroalgas corresponderam, respectivamente, a 2,56% \pm 2,99 e 1,84% \pm 4,08. E os zoantídeos foram amostrados com os percentuais de 9,05% \pm 2,92 para *Palythoa caribeorum* e 5,07% \pm 7,09 para *Zoanthus sociatus*.

A cobertura bentônica do Controle 2 para os grupos majoritários matriz algal, coral pétreo e sedimento corresponderam a 82,7% da cobertura bentônica média. A cobertura da assembleia de corais foram também foi maioritária para os corais pétreos expressos pelo percentual de 24,02% \pm 13,57, os hidrocorais correspondem a 3,80% \pm 6,49, os octocorais apenas 0,58% \pm 1,36. Enquanto a matriz algal apresentou a maior cobertura média (48,47% \pm 17,48) dentre o grupo das algas, seguido por algas calcárias com 1,36% \pm 1,61 e as macroalgas com cobertura média de 0,79% \pm 1,44. Para os zoantídeos, a cobertura bentônica apresentou a espécie *Palythoa caribeorum* o percentual de 0,27% \pm 0,75, já *Zoanthus sociatus* representou 0,85% \pm 1,14 da cobertura bentônica.

No local onde ocorre a atividade de flutuação, 64,87% da cobertura bentônica foi representada por matriz algal, octocorais e sedimento (Tabela 7). Dentre o grupo dos corais os octocorais apresentaram maior cobertura bentônica com o percentual de 10,93% \pm 9,66, enquanto os corais pétreos foram amostrados com o menor percentual de 5,79% \pm 5,98. A matriz algal correspondeu a maior cobertura média total de 19,46% \pm 11,21, seguida pelas algas calcárias com 7,88% \pm 6,40 e macroalgas com 5,20% \pm 7,16. E o grupo de zoantídeos foi composto 6,55% da espécie *Palythoa caribeorum* e 0,14% \pm 0,26 para a *Zoanthus sociatus*.

A cobertura de corais pétreos decresceu pela metade no topo, o mesmo ocorreu para os hidrocorais e os octocorais. No entanto, a cobertura de macroalgas e de sedimento foram maiores no topo, representando 54,37% da cobertura total. Além do aumento na cobertura de corais, a parede dos recifes foi caracterizada por maior cobertura de zoantídeo e de alga calcária ao comparar com a porcentagem do topo, sendo 10,84% \pm 17,16 e 12,32 % \pm 5,84 respectivamente.

Tabela 7. Variação da média percentual \pm do desvio padrão da cobertura das principais categorias dos organismos bentônicos encontrados nos tratamentos controles e impactado, junto a porção para cada local.

Média (%) \pm DP	Coral Pétreo	Hidrocoral	Octocoral	Matriz algal	Alga calcária	Macroalga	Zoantídeo	Espanja	Sedimento	Outras vidas
Controle 1	26,08 \pm 15,75	7,23 \pm 10,99	0,22 \pm 0,31	40,95 \pm 13,16	2,56 \pm 2,99	1,84 \pm 4,08	14,12 \pm 6,64	0,25 \pm 0,27	9,25 \pm 12,94	3,63 \pm 6,2
Topo	18,95 \pm 15,84	2,02 \pm 2,07	0,07 \pm 0,08	40,41 \pm 12,54	2,81 \pm 2,98	3,33 \pm 5,63	15,41 \pm 16,24	0,28 \pm 0,26	14,47 \pm 17,29	2,26 \pm 2,78
Parede	33,22 \pm 13,69	12,44 \pm 14,28	0,36 \pm 0,40	41,49 \pm 15,07	2,32 \pm 3,29	0,35 \pm 0,59	0,55 \pm 0,77	0,23 \pm 0,30	4,03 \pm 3,58	5,01 \pm 8,57
Controle 2	24,02 \pm 13,57	3,8 \pm 6,49	0,58 \pm 1,36	48,47 \pm 17,48	1,36 \pm 1,61	0,79 \pm 1,44	1,12 \pm 1,34	0,21 \pm 0,29	10,21 \pm 10,46	9,44 \pm 16,57
Topo	27,53 \pm 14,40	7,05 \pm 8,30	0,31 \pm 0,40	42,57 \pm 19,28	1,98 \pm 1,91	1,45 \pm 1,90	1,78 \pm 1,36	0,24 \pm 0,23	16,30 \pm 11,73	0,78 \pm 0,67
Parede	20,51 \pm 13,20	0,55 \pm 1,10	0,86 \pm 1,95	54,37 \pm 15,15	0,75 \pm 1,12	0,14 \pm 0,22	0,46 \pm 1,09	0,17 \pm 0,36	4,11 \pm 4,77	18,09 \pm 21,06
Impactado	5,79 \pm 5,98	7,99 \pm 9,68	10,93 \pm 9,66	19,46 \pm 11,21	7,88 \pm 6,40	5,20 \pm 7,16	6,69 \pm 13,46	0,26 \pm 0,41	34,48 \pm 17,28	1,32 \pm 1,02
Topo	3,88 \pm 2,91	3,91 \pm 2,65	8,39 \pm 6,81	22,22 \pm 10,18	3,45 \pm 2,05	10,04 \pm 7,10	2,54 \pm 3,92	0,16 \pm 0,13	44,33 \pm 12,34	1,09 \pm 0,66
Parede	7,71 \pm 5,59	12,07 \pm 11,74	13,46 \pm 10,88	16,71 \pm 10,96	12,32 \pm 5,84	0,36 \pm 0,53	10,84 \pm 17,16	0,36 \pm 0,52	24,64 \pm 14,87	1,55 \pm 1,20

5.3.2. O efeito da atividade de flutuação sobre a comunidade bentônica

A análise PERMANOVA apresentou diferenças entre a comunidade bentônica dos tratamentos impacto e controle para as variáveis macroalgas ($P < 0,001$), alga calcária ($P < 0,001$), coral pétreo ($P < 0,001$), corais com pontos de branqueamento ($P < 0,001$), *Palythoa caribaeorum* ($P = 0,003$), corais quebrados ($P < 0,001$), e sedimento ($P < 0,001$) (Tabela 8). Em relação a variação da cobertura bentônica entre a porção e o local, o valor de P mostrou-se significativo para as variáveis macroalgas ($P < 0,001$), alga calcária ($P < 0,001$), coral pétreo ($P = 0,008$), *Palythoa caribaeorum* ($P = 0,014$), corais quebrados ($P < 0,001$), e sedimento ($P = 0,009$).

Tabela 8. Resultados das 9999 permutações do PERMANOVA com similaridade de Bray Curtis do tipo III são apresentados os valores de G.L. (graus de liberdade), S.S. (soma dos quadrados), valor p para identificar a variação da porcentagem da comunidade bentônica nos tratamentos controles (C1 e C2) e no impactado (I). Além da variação entre porção (topo e parede).

Fatores	<i>P.caribaeorum</i>				Sedimento			Coral quebrado			Alga calcária			Macroalga			Coral pétreo		
	G.L.	S.S.	Pseudo-F	P(perm)	S.S.	Pseudo-F	P(perm)	S.S.	Pseudo-F	P(perm)	S.S.	Pseudo-F	P(perm)	S.S.	Pseudo-F	P(perm)	S.S.	Pseudo-F	P(perm)
Local (L)	2	8475,8	4341	0,0048	34023	13638	0,0001	4390,4	16051	0,0001	20853	14083	0,0001	8891,9	5,4208	0,0003	31900	16231	0,0001
Impacto (I) x Controle (C)	1	7641,6	7,8809	0,0027	32459	26319	0,0001	4304,9	31492	0,0001	19407	26017	0,0001	8162,4	10041	0,0001	31303	29959	0,0001
C1 vs. C2	1	834,21	1,4851	0,2099	1564	0,99197	0,3633	85576	1,0418	0,3707	1445,83	1,7269	166	729,46	0,99576	0,3623	597,06	0,58666	0,5775
Porção (P)	1	662,74	0,67886	0,4892	14985	12014	0,0002	912,42	5,0507	0,0018	3344	4,5166	0,0144	15355	18721	0,0001	2283,9	2,3242	93
L x P	2	5590,1	2,8631	0,0345	6052	2426	44	2588,5	4,3609	0,0005	8938,5	6,0366	0,0005	7676,9	4,6801	0,0006	6807,6	3,4639	8
I vs. C x P	1	4841,8	4,9934	14	5908,1	4,7906	0,0089	2574,2	8,1432	0,0002	8592,1	11519	0,0003	7173,5	8,8248	0,0002	1958,9	1,8748	0,1384
C1 vs. C2 x P	1	748,28	1,3321	0,2437	143,94	9,13E-02	0,9504	14336	0,76979	0,5235	346,37	0,41371	0,6935	503,41	0,68719	0,5333	4849	4,7645	0,0119
Resíduo	54	52717			67355			14777			39980			44288			53065		
Total	59	67446			1,22E+05			22668			73115			76212			94057		

O teste estatístico PERMIDISP evidenciou diferença significativa entre os tratamentos impacto e controle para as variáveis macroalga ($p=0,02$), *Palythoa caribaeorum* ($p=0,002$), coral quebrado ($p<0,001$) e sedimento ($p<0,001$) (Tabela 9).

Tabela 9. Resultados da análise PERMIDISP, comparando a homogeneidade de dispersão através dos valores de t e P (permutação) da porcentagem da comunidade bentônica entre os tratamentos controles (C1 e C2) e os tratamentos controles com o tratamento impactado (I I vs C1; I vs C2) para as variáveis *Palythoa caribaeorum*, sedimento, coral quebrado, alga calcária, macroalga e coral pétreo.

Fatores	<i>P. caribaeorum</i>		Sedimento		Coral quebrado		Alga calcária		Macroalga		Coral pétreo	
	t	P	t	P	t	P	t	P	t	P	t	P
C1 vs. C2	2,1424	0,2505	0,0428	0,9683	3,2694	0,0585	1,3986	255	0,716	0,6518	1,3165	0,3704
I vs. C1	3,0721	0,067	4,6445	0,0002	5,2133	0,0001	0,0273	981	2,9869	0,0486	0,33851	0,7811
I vs. C2	7,2192	0,0001	4,8537	0,0004	6,7267	0,0001	1,4054	208	4,5717	0,0032	1,21144	0,3004

A cobertura percentual de corais pétreos foi alta nos locais controles ($44,7\% \pm 11,7$), e baixa no tratamento impactado ($19,46\% \pm 9,14$). Enquanto o percentual de macroalgas ocorreu de maneira inversa, no tratamento controle variou de $1,32\% \pm 1,7$, e no tratamento impactado houve o aumento, com percentual de $5,2\% \pm 5,7$ (Figura 1.).

Outro fator significativo foi a quebra de corais que representou $0,052\% \pm 0,07$ no tratamento controle e $1,4\% \pm 1,7$ no tratamento impactado, com cobertura de alga calcária que obteve altas taxas no tratamento controle ($2 \pm 1,65$) em relação ao tratamento impactado ($7,88 \pm 4,79$) (Figura 2).

E apesar da variável sedimento apresentar alto percentual no tratamento impactado (24 a 43,4%), enquanto o tratamento controle varia de 1,79 a 15,66%, a espécie de zoantídeo *Palythoa caribaeorum* apresentou cobertura de 56,89% a 0,22% no tratamento impactado (Figuras 4 e 5).

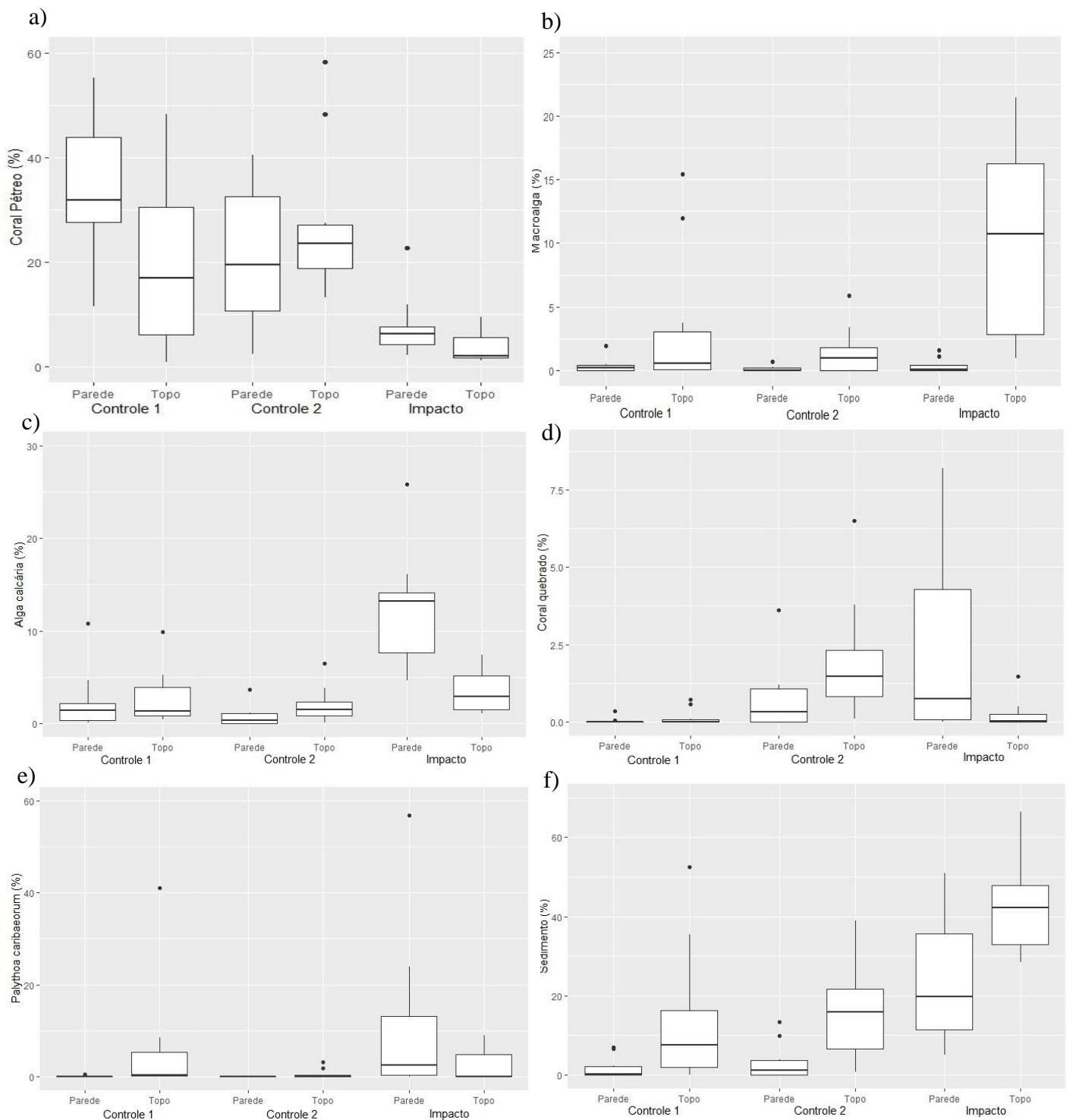


Figura 4. Boxplot da variação da cobertura percentual dos corais pétreos (a), macroalgas (b), alga calcária (c), coral quebrado (d), *Palythoa caribaeorum*(e) e sedimento (f) nos tratamentos controles e impactado. Junto as porções parede e topo representam o intervalo interquartil que contém 50% dos valores. A linha em toda a caixa indica a mediana. As linhas representam os percentis de 5 e 95 e círculos preenchidos são os outliers.

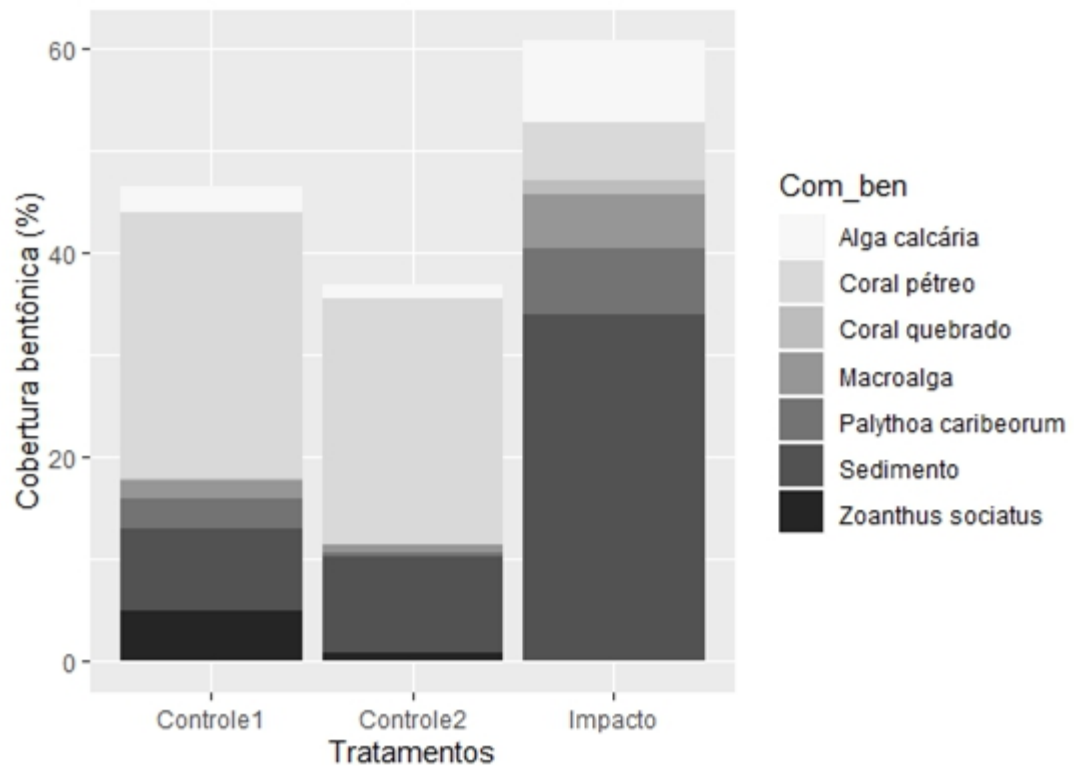


Figura 5. Gráfico de barras do percentualcobertura bentônica dos grupos amostrados entre os tratamentos controles e impacto.

A variação entre os tratamentos e as porções foram avaliadas através da análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) com a comunidade descrita acima. O gráfico MDS apresentou o agrupamento ao lado direito os locais controles divergindo do local impacto, ao lado esquerdo. Para o fator porção foi observado o agrupamento dos dados do topo na parte superior do gráfico MDS, já na parte inferior do gráfico os dados da parede do recife foram aglomerados (Figura 6).

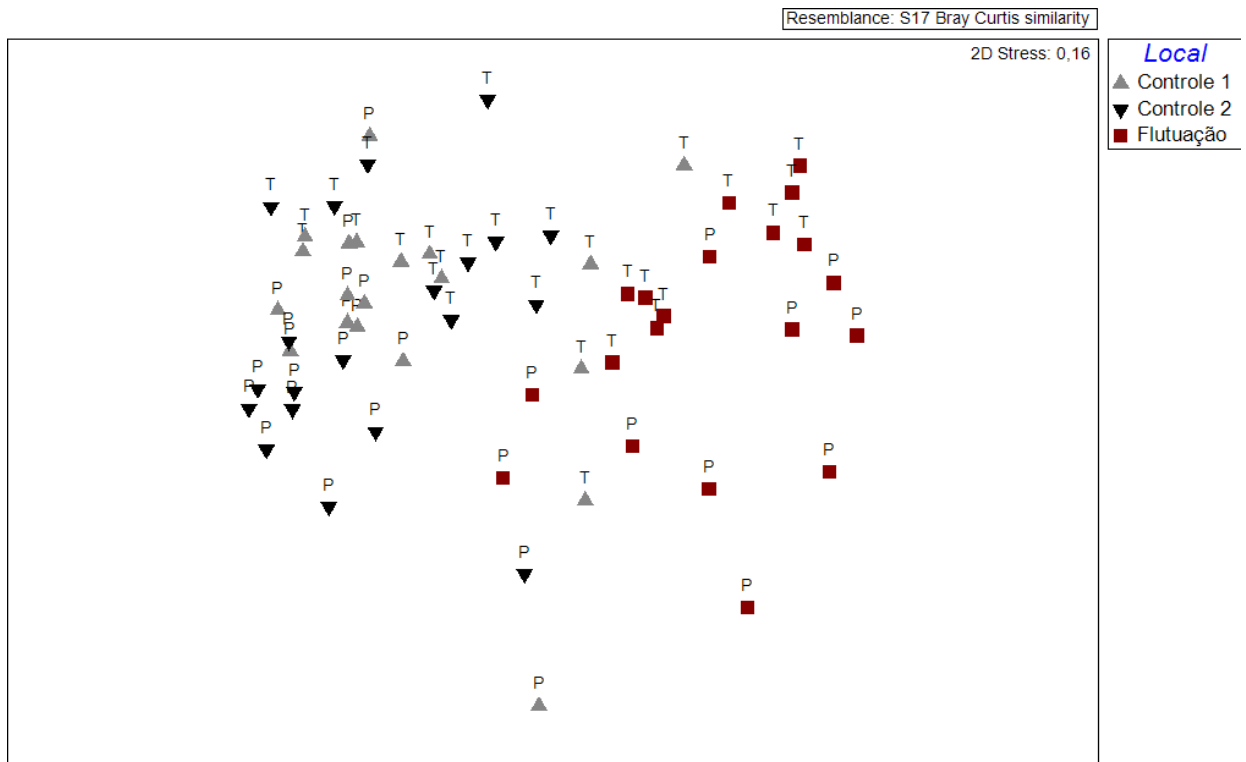


Figura 6. Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) com base no índice de dissimilaridade Bray- Curtis, dos grupos da cobertura bentônica dos tratamentos (controles e impactado) e porção (P= parede; T= topo). N= 900 amostras (foto quadrados) e 42 táxons.

Após observar a variabilidade da cobertura bentônica entre os tratamentos controle e impactado na análise MDS, foi utilizada a análise de redundância baseada em distância (dbRDA) com o intuito de investigar quais variáveis da comunidade explicam esta discrepância. As sobreposições de vetores ilustram a importância e magnitude de cada variável na variabilidade dos tratamentos. O primeiro e o segundo eixo do dbRDA corresponderam a 70,5% do modelo ajustado, e 66,5% a variação total da biota bentônica (Figura 7). Assim, as variáveis coral morto, matriz algal, sedimento, alga calcária, corais pétreos e zoantídeos foram as principais responsáveis na variação entre os tratamentos.

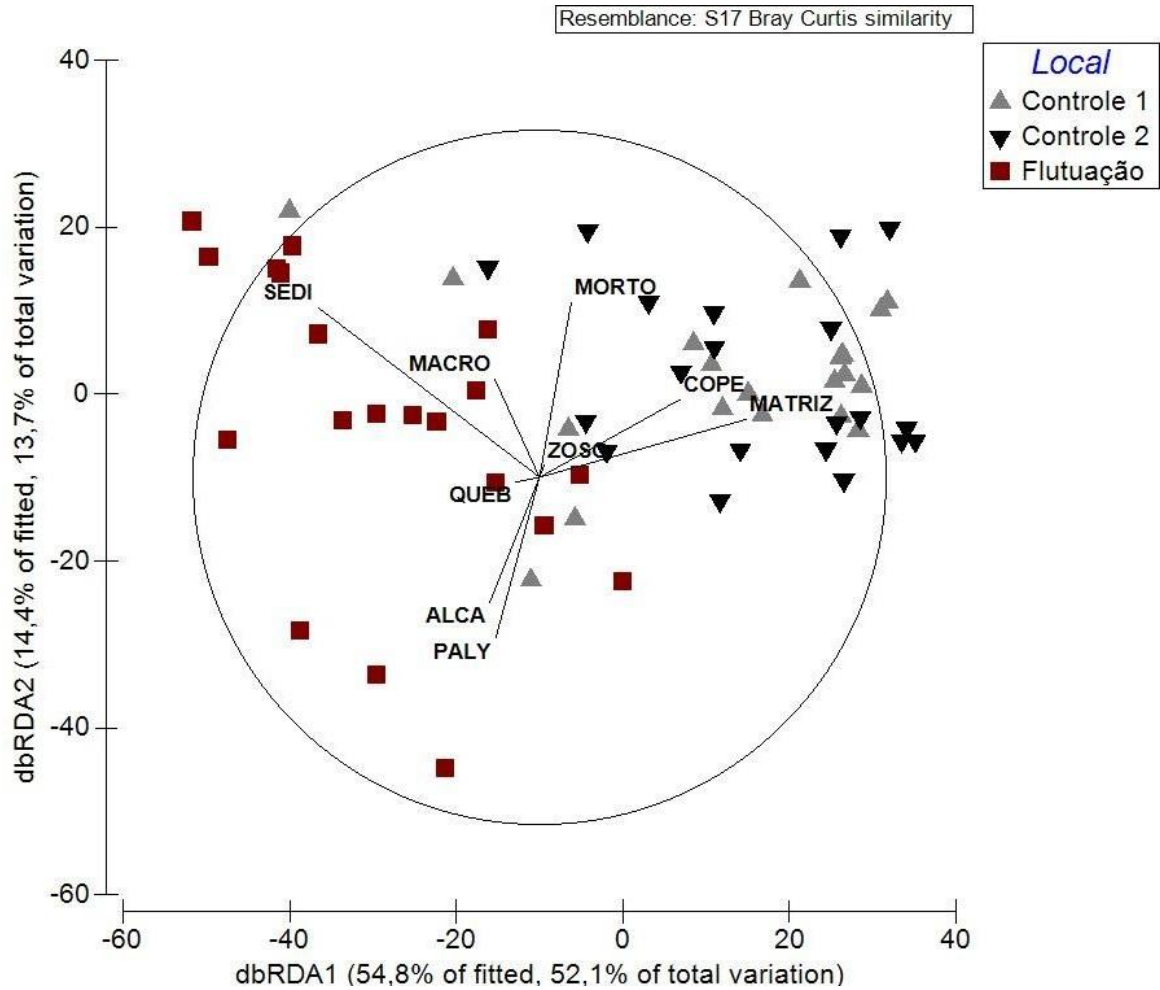


Figura 7. Análise de Ordenação Multidimensional Baseada em Distância (dbRDA) dos locais controles e impactado, identificando a maior variação com base nos grupos que compõe a cobertura bentônica de cada local. A sobreposição vetorial mostra as variáveis mais fortemente correlacionadas, calculadas por múltiplas correlações parciais. ZOSO = *Zoanthus sociatus*; COPE = coral pétreo; MORTO = coral morto; SEDI = sedimento; QUEB= coral quebrado; ALCA = alga calcária; PALY= *Palythoa cariberaeorum*; MATRIZ = matriz algal

5.4. Discussão

Os resultados demonstraram variação na abundância entre os tratamentos controles e impactado para as variáveis: corais pétreos, macroalgas, algas calcárias, sedimento, corais quebrados e *Palythoa caribaeorum*. Sendo a abundância do grupo coral pétreo foi a única das variáveis com menor proporção no tratamento impactado comparado ao controle.

Enquanto as porções topo e parede, entre os tratamentos, apresentaram coberturas maiores para coral quebrado, alga calcária e macroalga na parede do tratamento impactado. A cobertura de sedimento sob os corais foi maior no topo dos dois tratamentos, porém a parede do impactado obteve maior cobertura do que no controle.

Estudos sobre a avaliação do mergulho recreativo sob a comunidade bentônica retratam maior cobertura para os grupos de macroalgas, *Palythoa caribaeorum*, corais quebrados e sedimento sob os corais podem indicar perturbação ambiental. Visto que a ancoragem dos barcos de passeio, o comportamento dos mergulhadores, o resíduo de protetor solar, e o excesso de urina são fatores capazes de alterar a abundância dos organismos bentônicos (GIGLIO 2020; GIGLIO et al 2016; CALADO 2018).

A área de flutuação e as áreas controles são classificadas pelo componente geomorfológico como recife traseiro caracterizado pelo domínio de algas calcárias incrustantes e de corais pétreos, principalmente na parede do recife, enquanto a cobertura de macroalgas foi restrita (TEDESCO et al 2018). Porém as amostras da área de flutuação indicaram a dominância de sedimento, seguido da alga calcária incrustante, macroalga e *P. caribaeorum*.

Outros recifes de corais do nordeste brasileiro também apresentaram a cobertura de sedimento sob os corais semelhantes aos encontrados por esta pesquisa, como indício de perturbação causada por mergulhos recreativos (CALADO 2018). No entanto, a área de flutuação está próxima a bancos de areias e o sedimento analisado nas fotografias pode ser intrínseco ao local e não resultar da atividade de flutuação (TEDESCO 2018). Sendo primordial o monitoramento da área de flutuação para compreender se a atividade pode contribuir para a ressuspensão de sedimento no ambiente.

Já a quebra dos corais pode estar relacionada ao contato direto dos turistas e à ancoragem dos barcos de passeio, a longo prazo a composição da comunidade bentônica pode ser alterada causando prejuízos a saúde e a resiliência do ambiente recifal (KAY e LIDLLE 1989; GIGLIO et al. 2017). O contato direto dos turistas pode ocasionar não apenas a quebra dos corais, mas lesões do tecido que comprometem a saúde dos corais, e podem acarretar a diminuição da cobertura coralínea (GIGLIO et al. 2020; MEESTERS et al. 1997). A área de flutuação obteve maior cobertura de corais quebrados, porém não houve identificação da

morfologia dos corais sendo comum o contato direto dos turistas causarem danos estruturais aos corais ramificados (CALADO 2018).

A variação da cobertura de corais pétreos entre os tratamentos também foi observada em outros recifes do nordeste brasileiro, sendo abundante para o tratamento controle comparado à cobertura do tratamento impactado (CALADO 2018). A longo prazo as populações de corais podem ser mais propensas a perturbações e a perda da aptidão competitiva com outros organismos, como as macroalgas, esponjas e zoantídeos (JOMPA e McCOOK 2002; McCOOK et al. 2001; SMITH et al. 2006; GONZÁLEZ-RIVERO et al. 2011; PAWLIK, 2011; CRUZ et al. 2016).

No caso do zoantídeo *Palythoa caribaeorum*, a cobertura bentônica abrangeu o tratamento impactado com cobertura quatro vezes maior do que os tratamentos controles, porém a cobertura de *Zoanthus sociatus* foi representativa apenas nos tratamentos controles. Em ambientes recifais com atividades turísticas sem regulamentação ou realizada de maneira ineficiente, um indicativo de perturbação para a atividade é o predomínio do zoantídeos *Palythoa caribaeorum*, principalmente nos topos dos recifes, devido à luminosidade, temperatura e concentração de nutrientes (SANTOS et al. 2015). A alta concorrência dos zoantídeos ocorre devido seus mecanismos físicos e químicos que os ajudam a competir com os corais pétreos e, portanto, podem monopolizar áreas extensas (CHADWICK e MORROW 2011).

A menor cobertura de coral vivo também viabiliza o aumento das macroalgas, áreas de recifes de uso intenso são caracterizadas pelo domínio das macroalgas não calcificadas na comunidade bentônica (AMATO et al. 2016; GIGLIO et al 2020). O aumento exponencial de macroalgas em recifes de corais prejudica a taxa de recrutamento dos corais, já que há preferência das larvas em se instalarem nos recifes dominados por corais (DIXSON et al. 2014). Outro fator que prejudica a cobertura de corais é o tamanho das macroalgas, acima de cinco milímetros há o declínio na taxa de recrutamento por apresentarem maior competitividade em relação aos corais vizinhos, o que resulta na baixa diversidade bentônica (FORD et al. 2018).

A alteração de um sistema com predomínio de corais para um espaço de domínio por macroalgas é capaz de perder sua capacidade inerente de exibir recuperação, já que o recrutamento de corais se torna insuficiente para a recuperação populacional (MUMBY e STENECK 2008).

O toque a longo prazo pode prejudicar a saúde dos corais e diminuir sua resiliência a eventos naturais, como o branqueamento em massa dos corais no PNM Recife de Fora com a alta temperatura prolongada durante o ano de 2019.

Manter a resiliência do ambiente marinho é um dos objetivos da Área de Preservação Marinha (AMP), sendo importante realizar a regulamentação e o monitoramento das atividades turísticas que ocorrem nas AMPs. O turismo de flutuação com regulamentação inadequada pode comprometer a comunidade bentônica, devido ao aumento da frequência de turistas na atividade influenciarem na redução da cobertura coralínea e aumento na cobertura algal, o que contribui para o desequilíbrio do ambiente (GIL et al. 2015).

SANTOS et al. (2015) retrata a recuperação da cobertura bentônica na Unidade de Conservação em Porto de Galinhas após a proibição de pisoteio intensivo em recife de corais. Assim, o monitoramento da comunidade bentônica frente a atividade de flutuação é indicado para analisar como conservação e recuperação dos corais ao passar do tempo.

A importância da conservação do ambiente recifal está associada a fatores sócio-econômicos locais conforme a satisfação dos turistas, estes buscam recifes conservados que exibem maior quantidade e tamanho corporal dos peixes, transparência da água e diversidade marinha (GIGLIO et al. 2015, ARVIS et al. 2016, AUGUSTINE et al. 2016). Assim, um ambiente perturbado perde o interesse turístico e impacta o setor sócio-econômico local (AUGUSTINE et al. 2016; ARVIS et al. 2016).

Assim, a cobertura de corais pétreos, corais quebrados, macroalgas e *P. caribaeorum* podem ser indicadores para o efeito da atividade de flutuação, porém a abundância destes organismos devem ser monitorados ao longo do tempo.

5.5. Referências bibliográficas

- Amato D. W. (2016). Impact of submarine groundwater discharge on marine water quality and reef biota of Maui. *PloS one*, 11:11.
- Anderson M. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER. Guide to software and statistical methods.
- Anderson M. J., Walsh D. C. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing?. *Ecological monographs*, 83: 557-574.
- Arantes R. C. M., Seoane J. C. S. (2017). Base de dados em SIG aplicada à modelagem ambiental em Recifes de cora: Recife de Fora, Porto Seguro, BA. *Revista Brasileira de Cartografia*, 69:9.
- Augustine S., Dearden P., Rollins, R. (2016). Are changing diver characteristics important for coral reef conservation?. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 660-673.
- Barott K. L. (2012). Natural history of coral–algae competition across a gradient of human activity in the Line Islands. *Marine Ecology Progress Series*, 460: 1-12.
- Belford, S. G., Phillip, D. A. (2012). Intertidal distribution patterns of zoanths compared to their scleractinian counterparts in the southern Caribbean. *International Journal of Oceanography and Marine Ecological System*, 1:67-75
- Bohnsack, J. A. (1979). Photographic quantitative sampling of hard-bottom benthic communities. *Bulletin of Marine Science*, 29:242-252.
- Calado, J. F. (2018). Impactos do mergulho recreativo em ambientes recifais tropicais do Brasil.
- Chadwick N. E., Morrow K. M. (2011). Competition among sessile organisms on coral reefs. In *Coral Reefs: an ecosystem in transition*. Springer, 347-371.
- Clarke, K. R., Gorley, R. (2006). PRIMER v6: user manual/tutorial.
- Crehan, O., Mair, J., Yii, S. H., Safuan, C. D. M., & Bachok, Z. (2019). Effect of Tourism and Sedimentation on Coral Cover and Community Structure. *Tropical Life Sciences Research*, 30: 149-165.
- Cruz I. C. et al. (2018). Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine pollution bulletin*, 135: 551-561.
- Cruz I. C. S., Meira V. H., de Kikuchi R. K. P., Creed, J. C. (2016). The role of competition in the phase shift to dominance of the zoanthid *Palythoa* cf. *variabilis* on coral reefs. *Marine environmental research*, 115: 28-35.
- Dixson D. L., Abrego D., Hay M. E. (2014). Chemically mediated behavior of recruiting corals and fishes: a tipping point that may limit reef recovery. *Science*, 345: 892-897.
- Durante, L. M., Cruz, I. C., Lotufo, T. M. (2018). The effect of climate change on the distribution of a tropical zoanthid (*Palythoa caribaeorum*) and its ecological implications. *PeerJ*, 6:e4777.
- Erfteimeijer P. L., Riegl B., Hoeksema B. W., Todd P. A. (2012). Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: a review. *Marine pollution bulletin*, 64:1737-1765.
- Ford A. (2018). Evaluation of coral reef management effectiveness using conventional versus resilience-based metrics. *Ecological Indicators*, 85: 308-317.
- Giglio, V. J., Luiz O. J., Ferreira, C. E. L. (2020) Ecological impacts and management strategies for recreational diving: A review. *Journal of Environmental Management*, 256:109949.
- Giglio V. J., Ternes M. L., Mendes T. C., Cordeiro C. A., Ferreira C. E. (2017). Anchoring damages to benthic organisms in a subtropical scuba dive hotspot. *Journal of Coastal Conservation*, 21: 311-316.
- Giglio V. J., Luiz O. J., Schiavetti A. (2016). Recreational diver behavior and contacts with benthic organisms in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. *Environmental management*, 57: 637-648.

- Giglio V. J., Luiz O. J., Schiavetti A. (2015). Marine life preferences and perceptions among recreational divers in Brazilian coral reefs. *Tourism Management*, 51: 49-57.
- Gil M. A., Renfro B., Figueroa-Zavala B., Penié I., Dunton, K. H. (2015). Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Marine biology*, 162: 2225-2233.
- Gill D. A. (2017) Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature*, 543: 665-669.
- González-Rivero M., Yakob L., Mumby P. J. (2011). The role of sponge competition on coral reef alternative steady states. *Ecological Modelling*, 222: 1847-1853.
- Goreau T. F. (1963). Calcium carbonate deposition by coralline algae and corals in relation to their roles as reef-builders. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 109: 127-167.
- Graham N. A. J., Nash K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 32: 315-326.
- Jarvis D., Stoeckl N., Liu H. B. (2016). The impact of economic, social and environmental factors on trip satisfaction and the likelihood of visitors returning. *Tourism Management*, 52: 1-18.
- Jompa J., McCook L. J. (2002). Effects of competition and herbivory on interactions between a hard coral and a brown alga. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 271: 25-39.
- Kay AM., Liddle MJ. (1989). Impacto do pisoteio humano em diferentes zonas de um recife de coral. *Gestão ambiental*, 13: 509-520.
- Kohler K. E., Gill S. M. (2006). Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences*, 32:1259-1269.
- Krieger, J. R., Chadwick, N. E. (2013). Recreational diving impacts and the use of pre-dive briefings as a management strategy on Florida coral reefs. *Journal of Coastal Conservation*, 17:179-189.
- Lamb J. B., True J. D., Piromvaragorn S., Willis, B. L. (2014). Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biological Conservation*, 178:88-96.
- Lamb, J. B., Willis, B. L. (2011). Using coral disease prevalence to assess the effects of concentrating tourism activities on offshore reefs in a tropical marine park. *Conservation Biology*, 25:1044-1052.
- McClanahan T. R. (2012). Prioritizing key resilience indicators to support coral reef management in a changing climate. *PloS one*, 7:42.
- McCook L., Jompa J., Diaz-Pulido G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral reefs*, 19: 400-417.
- Meesters E. H., Wesseling I., Bak R. P. (1997). Coral colony tissue damage in six species of reef-building corals: partial mortality in relation with depth and surface area. *Journal of Sea Research*, 37: 131-144.
- Mellin C. (2016). Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecology letters*, 19:629-637.
- Mumby P. J., Steneck R. S. (2008). Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. *Trends in ecology & evolution*, 23- 555-563.
- Muthukrishnan R., Fong P. (2014). Multiple anthropogenic stressors exert complex, interactive effects on a coral reef community. *Coral Reefs*, 33: 911-921.
- Pawlik J. R. (2011). The chemical ecology of sponges on Caribbean reefs: natural products shape natural systems. *Bioscience*, 61: 888-898.
- Parsons G.R., Thur S.M. (2008); THUR, Steven M. Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of SCUBA diving in the Bonaire National Marine Park. *Environmental and Resource Economics*, 40:593-608.

- Phillips, W. (2018). Investigating Reef Contact Rates of Snorkel Visitors at Koh Sak, Pattaya on Guided and Non-guided Coral Reef Tours. *Applied Environmental Research*, 40:65-74.
- Prefeitura Municipal de Porto Seguro (2015), Plano de Manejo do Parque Municipal Recife de Fora, 211-223.
- Rabelo E. F. et al. (2015). Distribution pattern of zoanths (Cnidaria: Zoantharia) on a tropical reef. *Marine Biology Research*, 11:584-592.
- Rasher D. B., Hay M. E. (2010). Seaweed allelopathy degrades the resilience and function of coral reefs. *Communicative & integrative biology*, 3:564-566.
- Renfro B., Chadwick N. E. (2017). Benthic community structure on coral reefs exposed to intensive recreational snorkeling. *PloS one*, 12:1-22.
- Ries J. B., Stanley S. M., Hardie L. A. (2006). Scleractinian corals produce calcite, and grow more slowly, in artificial Cretaceous seawater. *Geology*, 34: 525-528.
- Santiago J., Germán M., Tena J. (2017). Patterns of scuba diver behaviour to assess environmental impact on marine benthic communities: a suitable tool for management of recreational diving on Benidorm island (Western Mediterranean sea).
- Santos G. S. (2015). The impact of trampling on reef macrobenthos in northeastern Brazil: how effective are current conservation strategies?. *Environmental management*, 56: 847-858.
- Smith J. (2006). Indirect effects of algae on coral: algae-mediated, microbe-induced coral mortality. *Ecology letters*, 9: 835-845.
- Spalding M. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, 82:104-113.
- Terrón-Sigler, A., León-Muez, D., Peñalver-Duque, P., Torre, F. E. (2016). The effects of SCUBA diving on the endemic Mediterranean coral *Astroides calycularis*. *Ocean & coastal management*, 122: 1-8.
- Roche R. C. et al. (2016). Recreational diving impacts on coral reefs and the adoption of environmentally responsible practices within the SCUBA diving industry. *Environmental Management*, 58:107-116.
- Tedesco E. C. et al. (2018). Coral reef benthic assemblages of a Marine Protected Area in eastern Brazil: effect of reef habitats on the spatial pattern of species. *Journal of Natural History*, 52(41-42), 2723-2743.
- Underwood A. J. (1991). Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Marine and Freshwater Research*, 42: 569-587.
- 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: 145-178.
- Underwood A. J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological applications*, 4: 3-15.
- Velásquez J., Sánchez J. A. (2015). Octocoral species assembly and coexistence in Caribbean coral reefs. *PloS one*, 10: 1-16.
- Weber M., De Beer D., Lott C., Polerecky L., Kohls K., Abed R. M., Fabricius K. E. (2012). Mechanisms of damage to corals exposed to sedimentation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 1558-1567.
- Wee H. B. (2017). Zoantharian abundance in coral reef benthic communities at Terengganu Islands, Malaysia. *Regional Studies in Marine Science*, 12: 58-63.

6. CONCLUSÕES GERAIS

A avaliação do comportamento de contato direto dos turistas nos corais junto ao percentual de cobertura da comunidade bentônica agregam informações para a construção do panorama de como atividade de flutuação infere em ambientes recifais com cobertura coralínea restrita, como no caso dos recifes de corais brasileiros.

A taxa de contato dos turistas praticantes de flutuação no PNM Recife de Fora foi caracterizada como toque, sendo os grupos com maior quantidade de toques os hidrocorais e os corais pétreos. O que pode influenciar nos resultados encontrados para a comunidade bentônica, visto que no local onde ocorre a flutuação a cobertura de corais quebrados e sedimento foram maiores, enquanto a cobertura de coral pétreo foi abundante nos locais controles.

Bem como o perfil dos turistas e a caracterização da atividade de flutuação podem auxiliar a gestão do PNM Recife de Fora a partir das indicações: 1) fixar a raia de flutuação em áreas com porção de um metro na baixa da maré, 2) delimitar uma área menor para o uso para a atividade de flutuação, 3) treinamento de flutuabilidade e do uso do snorkel junto a máscara, 4) proporcionar vídeos educativos sobre a fauna marinha e os prejuízos do comportamento indevido, 5) criar pontos de descanso durante a raia de flutuação, 6) orientar os turistas sobre a proibição de contato direto com a comunidade bentônica, e solicitar que estes mantenham-se em posição horizontal durante a flutuação, 7) alertar os turistas quando realizarem comportamento indevido, 8) diminuir o tempo na atividade de flutuação sobre os recifes, 9) permitir equipamento fotográfico apenas para o uso pessoal dos turistas, sendo monitorados para não causarem danos.

O monitoramento da comunidade bentônica na área de flutuação e a efetividade das sugestões no comportamento de contato dos turistas, caso sejam implementadas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIDIN, Siti Zulaiha Zainal; MOHAMED, Badaruddin. Impacts of SCUBA divers' underwater behaviour on coral reefs. **Advances in Environmental Biology**, p. 89-93, 2015.

ALMEIDA, Elcia Clara Gomes. Análise da estrutura das assembleias de corais e algas em Piscinas Naturais de uma Área Marinha Protegida do Atlântico Sul Ocidental, 2019.

AUGUSTINE, Skye; DEARDEN, Philip; ROLLINS, Rick. Are changing diver characteristics important for coral reef conservation?. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. 4, p. 660-673, 2016.

BRAVO, Gonzalo et al. Effect of recreational diving on Patagonian rocky reefs. **Marine environmental research**, v. 104, p. 31-36, 2015.

CARVALHO, Rafael Cabral; DE KIKUCHI, Ruy Kenji Papa. ReefBahia, an integrated GIS approach for coral reef conservation in Bahia, Brazil. **Journal of coastal conservation**, v. 17, n. 2, p. 239-252, 2013.

COBBINAH, Patrick Brandful. Contextualising the meaning of ecotourism. **Tourism Management Perspectives**, v. 16, p. 179-189, 2015.

CORREIA, Monica Dorigo; SOVIERZOSKI, Hilda Helena. Endemic macrobenthic fauna on the Brazilian reef ecosystems. In: **12th International Coral Reef Symposium**. Cairns: International Society for Reef Studies, p. 9-13, 2012.

COSTA JÚNIOR, O. S.; ATTRILL, M. J.; PEDRINI, A. G.; DE-PAULA, F. C. Benthic macroalgal distribution in coastal and offshore reefs at Porto Seguro Bay, Brazilian. **Discovery Coast**. In Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium, Vol. 1, pag. 499-508, 2002

DEN HARING, Sander D.; SUTTON, Stephen G. Comparing intended, self-reported, and observed behavior of snorkelers in the mombasa marine park and reserve, kenya. **Tourism in Marine Environments**, v. 14, n. 1-2, p. 1-17, 2019.

DEPELLEGRIN, Daniel. Assessing cumulative visual impacts in coastal areas of the Baltic Sea. **Ocean & Coastal Management**, v. 119, p. 184-198, 2016.

EASTWOOD, Erin K.; CLARY, Darien G.; MELNICK, Don J. Coral reef health and management on the verge of a tourism boom: A case study from Miches, Dominican Republic. **Ocean & Coastal Management**, v. 138, p. 192-204, 2017.

GIGLIO, Vinicius J. et al. Using an educational video-briefing to mitigate the ecological impacts of scuba diving. **Journal of Sustainable Tourism**, v. 26, n. 5, p. 782-797, 2018.

GIGLIO, Vinicius J.; LUIZ, Osmar J.; SCHIAVETTI, Alexandre. Recreational diver behavior and contacts with benthic organisms in the Abrolhos National Marine Park, Brazil. **Environmental management**, v. 57, n. 3, p. 637-648, 2016.

GIL, Michael A. et al. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico.

Marine Biology, v. 162, n. 11, p. 2225-2233, 2015.

GILL, David A. et al. Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. **Nature**, v. 543, n. 7647, p. 665-669, 2017.

GRAFELD, Shanna et al. Divers' willingness to pay for improved coral reef conditions in Guam: An untapped source of funding for management and conservation?. **Ecological Economics**, v. 128, p. 202-213, 2016.

HAMMERTON, Zan. Low-impact diver training in management of SCUBA diver impacts. **Journal of Ecotourism**, v. 16, n. 1, p. 69-94, 2017.

HAMMERTON, Zan; BUCHER, Daniel. Levels of intervention—reducing SCUBA-diver impact within subtropical marine protected areas. **Journal of Ecotourism**, v. 14, n. 1, p. 3-20, 2015.

HANNAK, Judith S. et al. Snorkelling and trampling in shallow-water fringing reefs: Risk assessment and proposed management strategy. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 10, p. 2723-2733, 2011.

JADOT, Catherine et al. Intentional and Accidental Diver's Contact to Reefs at Popular Locations in the Dutch Caribbean. **Diving For Science**, p. 74, 2016.

JONES, Ross et al. Assessing the impacts of sediments from dredging on corals. **Marine Pollution Bulletin**, v. 102, n. 1, p. 9-29, 2016.

KC, Anup; RIJAL, Kedar; SAPKOTA, Ramesh Prasad. Role of ecotourism in environmental conservation and socioeconomic development in Annapurna conservation area, Nepal. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 22, n. 3, p. 251-258, 2015.

LUCREZI, Serena et al. The influence of scuba diving experience on divers' perceptions, and its implications for managing diving destinations. **PloS one**, v. 14, n. 7, 2019.

LUNA, Beatriz; PÉREZ, Carlos Valle; SÁNCHEZ-LIZASO, Jose Luis. Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. **ICES Journal of Marine Science**, v. 66, n. 3, p. 517-523, 2009.

LYONS, Patrick J. et al. The effect of recreational SCUBA divers on the structural complexity and benthic assemblage of a Caribbean coral reef. **Biodiversity and conservation**, v. 24, n. 14, p. 3491-3504, 2015.

NESTOR, Victor et al. Impact of snorkelers on shallow coral reefs in the Rock Island Southern Lagoon. 2018.

NEVES, Elizabeth et al. The occurrence of *Scolymia cubensis* in Brazil: revising the problem of the Caribbean solitary mussels. **Zootaxa**, v. 1366, n. 1, p. 45-54, 2006.

ONG, Tah Fatt; MUSA, Ghazali. SCUBA divers' underwater responsible behaviour: can

- environmental concern and divers' attitude make a difference?. **Current Issues in Tourism**, v. 15, n. 4, p. 329-351, 2012.
- PASCAL, Nicolas et al. Economic valuation of coral reef ecosystem service of coastal protection: A pragmatic approach. **Ecosystem services**, v. 21, p. 72-80, 2016.
- PENDLETON, Linwood H. et al. Debating the effectiveness of marine protected areas. **ICES Journal of Marine Science**, v. 75, n. 3, p. 1156-1159, 2018.
- PHILLIPS, Wayne N. Tourism threats to coral reef resilience at Koh Sak, Pattaya bay. **Environment and Natural Resources Journal**, v. 13, n. 1, p. 47-60, 2015.
- PINHEIRO, T. C. Diagnóstico Socioeconômico para o Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Porto Seguro, p. 44, 2013.
- PLATHONG, Sakanan; INGLIS, Graeme J.; HUBER, Michael E. Effects of self-guided snorkeling trails on corals in a tropical marine park. **Conservation biology**, v. 14, n. 6, p. 1821- 1830, 2000.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO SEGURO, Plano de Manejo do Parque Municipal Recife de Fora, p. 211-223, 2015.
- RANDALL, Carly J.; VAN WOESIK, Robert. Contemporary white-band disease in Caribbean corals driven by climate change. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 4, p. 375-379, 2015.
- RANI, Seema et al. Economic valuation and conservation, restoration & management strategies of Saint Martin's coral island, Bangladesh. **Ocean & Coastal Management**, v. 183, p. 105024, 2020.
- RENFRO, Bobbie; CHADWICK, Nanette E. Benthic community structure on coral reefs exposed to intensive recreational snorkeling. **PloS one**, v. 12, n. 9, 2017.
- RICARDO, Gerard F. et al. Mucous secretion and cilia beating defend developing coral larvae from suspended sediments. **PloS one**, v. 11, n. 9, 2016.
- ROGERS, Alice et al. Anticipative management for coral reef ecosystem services in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 21, n. 2, p. 504-514, 2015.
- ROMAN, George SJ; DEARDEN, Philip; ROLLINS, Rick. Application of zoning and “limits of acceptable change” to manage snorkelling tourism. **Environmental Management**, v. 39, n. 6, p. 819-830, 2007.
- ROSSI, Sergio. The destruction of the ‘animal forests’ in the oceans: towards an over-simplification of the benthic ecosystems. **Ocean & coastal management**, v. 84, p. 77-85, 2013.
- SILVA, Janine F. et al. Growth of the tropical zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on reefs in northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 2, p. 985-996, 2015.

SIRIWONG, Sarawut; TRUE, James D.; PIROMVARAKORN, Srisakul. Number of tourists has less impact on coral reef health than the presence of tourism infrastructure. **Songklanakarin Journal of Science & Technology**, v. 40, n. 6, 2018.

SPALDING, Mark et al. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. **Marine Policy**, v. 82, p. 104-113, 2017.

SUMAILA, U. Rashid et al. Climate change impacts on the biophysics and economics of world fisheries. **Nature climate change**, v. 1, n. 9, p. 449-456, 2011.

TRAVE, Claudia et al. Are we killing them with kindness? Evaluation of sustainable marine wildlife tourism. **Biological conservation**, v. 209, p. 211-222, 2017.

VERCELLONI, Julie et al. Using virtual reality to estimate aesthetic values of coral reefs. **Royal Society open science**, v. 5, n. 4, p. 172226, 2018.

WEAR, Stephanie L. Missing the boat: Critical threats to coral reefs are neglected at global scale. **Marine Policy**, v. 74, p. 153-157, 2016.

WEBLER, Thomas; JAKUBOWSKI, Karin. Mitigating damaging behaviors of snorkelers to coral reefs in puerto rico through a pre-trip media-based intervention. **Biological Conservation**, v. 197, p. 223-228, 2016.

YULIANDA, Fredinan et al. Impact of snorkeling and diving to coral reef ecosystem. **Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis**, v. 9, n. 1, p. 315-326, 2017.

Anexo I

QUESTIONÁRIO

Número do entrevistado:

Gênero:

Idade:

Experiência de mergulho: () Certificado () Não certificado

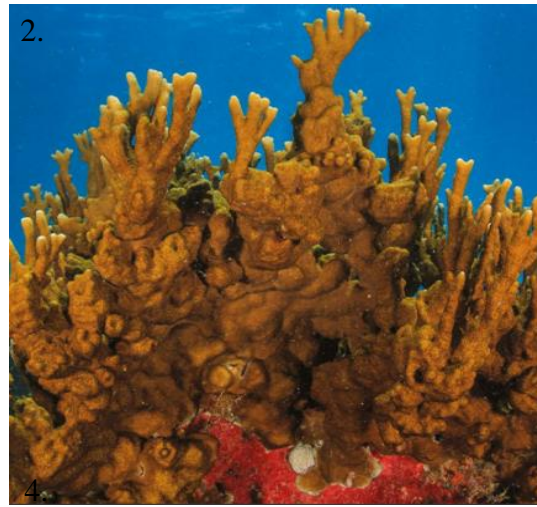
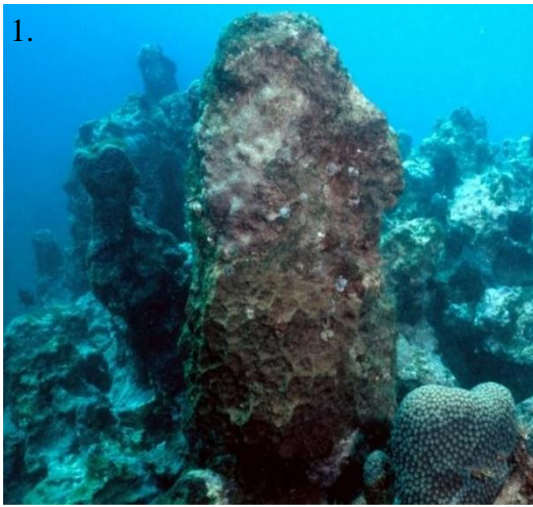
Imagens:

-Imagem 1: Animal () Planta () Não Vivo ()

-Imagem 2: Animal () Planta () Não Vivo ()

-Imagem 3: Animal () Planta () Não Vivo ()

-Imagem 4: Animal () Planta () Não Vivo ()



Fonte: Laboratório Georioemar – UFS (Figura 1), Série Livros Museu Nacional – Mergulhando no Coral Vivo (Figuras 2, 3 e 4).