

EFEITOS DO TURISMO NO BRANQUEAMENTO DE *PALYTHOA*
CARIBAEORUM E *MUSSISMILIA HISPIDA* (CNIDARIA, ANTHOZOA) EM
RECIFES ROCHOSOS DO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO

Amanda Escarabichi Bueno Mariano

São Vicente – SP

2024



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Instituto de Biociências
Câmpus do Litoral Paulista



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
CÂMPUS DO LITORAL PAULISTA

Efeitos do turismo no branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida* (Cnidaria, Anthozoa) em recifes rochosos do Litoral Norte de São Paulo

Amanda Escarabichi Bueno Mariano

Orientador: Denis Moledo de Souza Abessa

Coorientador: Miguel Mies

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, UNESP, para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros.

São Vicente - SP

2024

Instituto de Biociências - Câmpus do Litoral Paulista
Praça Infante D. Henrique s/nº - CEP 11330-900 - São Vicente (SP) - Brasil
Tel. (13) 3569-7100 - Fax (13) 3569-7146 - diretor.clp@unesp.br

M333e

Mariano, Amanda Escarabichi Bueno

Efeitos do turismo no branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*
(Cnidaria, Anthozoa) em recifes rochosos do Litoral Norte de São Paulo / Amanda
Escarabichi Bueno Mariano. -- São Vicente, 2024

64 p. : tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de
Biociências, São Vicente

Orientador: Denis Moledo de Souza Abessa

Coorientador: Miguel Mies

1. Zoantídeos. 2. Scleractinia. 3. Áreas Marinhas Protegidas. 4. Impactos locais. 5.
Mudanças do Clima. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Dados fornecidos pelo autor(a).

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo 2022/05518-7, pelo reconhecimento e apoio financeiro à pesquisa; à Fundação Florestal, em especial a equipe da Área de Proteção Ambiental Marinha Litoral Norte e do Parque Estadual Ilha Anchieta pelo apoio logístico às atividades de monitoramento, com eles os dias de campo foram leves e felizes; ao ICMBio, em especial a gestão da Estação Ecológica Tupinambás, e ao analista ambiental Geraldo, pelo acompanhamento em todas as atividades de campo na Ilha das Palmas e à toda experiência compartilhada; ao Instituto Oceanográfico da USP, em especial aos funcionários da Base de Ubatuba, por toda a disponibilidade para as saídas de mergulho; aos barqueiros da comunidade de Picinguaba e do Estaleiro, em especial ao Josué e ao Dario, pelo transporte e apoio fornecido; à banca do Exame de Qualificação, Amana e Guilherme, pelas importantes contribuições; aos meus orientadores, Denis e Miguel, por todo o apoio e conhecimento compartilhado.

Resumo

Os ambientes recifais, com destaque para os recifes rochosos do sudeste do Brasil, possuem grande importância ecológica e socioeconômica. No entanto, a capacidade dos recifes prestarem serviços ecossistêmicos diminuiu pela metade desde 1950 devido a ações globais como o aquecimento do oceano. Além disso, o impacto de estressores locais pode reduzir a resistência dos corais a eventos de branqueamento, fenômeno que impacta vastamente os recifes pelo planeta, decorrente do estresse térmico. O Litoral Norte do Estado de São Paulo recebe um fluxo de 5 milhões de turistas ao ano, com um crescente turismo náutico. Apesar da maioria dos recifes da região estarem dentro de áreas protegidas, poucas ações de gestão consideram a integralidade deles. Assim, o objetivo do estudo foi monitorar o branqueamento do zoantídeo *Palythoa caribaeorum* e do coral *Mussismilia hispida* em recifes rochosos do litoral norte de SP, visando compreender se a carga local de atividades de turismo está impactando as colônias. Foram estudadas três ilhas divididas em áreas expostas a maior e menor intensidade de atividades, e uma ilha sob proteção total, em cinco medidas de tempo ao longo de um ano, abrangendo o pico da onda de calor no início de 2024 durante o Quarto Evento Global de Branqueamento em Massa. O branqueamento foi obtido através do *Coral Health Chart* por meio de fotoquadrados, ao longo de 3 transectos por área. Foram quantificadas as atividades de turismo de cada ilha e obtidos valores da Temperatura da Superfície do Mar e de *Degree Heating Weeks* (DHW). Utilizou-se um Modelo Misto Generalizado para testar a hipótese de que nas áreas com maior carga de atividades há maior branqueamento das colônias, tanto em meses quentes como frios. Nas três ilhas, houve alta concentração de embarcações ancoradas próximas aos costões, em todos os meses. A média de branqueamento de *P. caribaeorum* nas áreas com turismo foi 11 unidades maior do que nas áreas com menor carga de atividades ($p < 0,001$). Para *M. hispida* esse efeito foi observado em interação com o período quente. As áreas expostas ao turismo branquearam mais nos meses quentes, em relação ao inverno, do que as não expostas. Na ilha sob proteção total, durante o período quente, o branqueamento de *P. caribaeorum* e *M. hispida* foi 22 e 16 unidades menor do que nas áreas com turismo ($p < 0.001$). Houve a presença de branqueamento de *P. caribaeorum* nas áreas com turismo mesmo no inverno. O trabalho sugere que a grande carga de atividades de turismo nos ambientes recifais, como a alta concentração de embarcações, pode representar um impacto potencial. Durante o Quarto Evento Global de Branqueamento a região registrou um pico de anomalias térmicas de 8°C-weeks, e um branqueamento moderado foi observado, predominante nas áreas com maior carga de atividade. A proteção total contra atividades antrópicas locais mostrou um efeito positivo, exibindo menores taxas de branqueamento mesmo durante ondas de calor. Dessa forma os dados obtidos apontam uma importante contribuição para a gestão desses ambientes, destacando a necessidade do ordenamento das atividades de turismo na região, onde impactos locais podem estar exacerbando um impacto global severo, com implicações letais para as espécies de corais e zoantídeos, que sustentam uma grande biodiversidade recifal.

Palavras-chave: Zoantídeos Scleractinia Áreas Marinhas Protegidas Impactos locais Mudanças do Clima Sudeste do Brasil

Abstract

Reef ecosystems, particularly the rocky reefs of southeastern Brazil, hold significant ecological and socio-economic importance. However, the capacity of reefs to provide ecosystem services has reduced by half since 1950 due to global impacts, such as ocean warming, and local stressors. The impact of local stressors can reduce the resilience of corals to bleaching events, a phenomenon that has severely affected reefs worldwide due to thermal stress. The Northern Coast of São Paulo State receives an influx of 5 million tourists annually, with a growing nautical tourism industry. Despite most reefs in the region being within protected areas, few management actions consider the entirety of these environments. Thus, this study aims to monitor the bleaching of the zoantharian *Palythoa caribaeorum* and the coral *Mussismilia hispida* on rocky reefs in the northern coast of São Paulo, to understand if the local load of tourism activities is impacting the colonies. Three islands were studied, divided into areas exposed to higher and lower intensity of activities, and one island under total protection, across five time points, including summer, winter, spring, and a measure taken after the peak of the heatwave in early 2024, during the Fourth Global Mass Bleaching Event. Bleaching was assessed using the Coral Health Chart through photoquadrats along 3 transects per area. Tourism activities in the more exposed areas of each island were quantified, and Sea Surface Temperature and Degree Heating Weeks (DHW) values were obtained. A Generalized Mixed Model was used to test the hypothesis that areas with higher activity loads exhibit greater bleaching of the colonies, in both warm and cold months. Across the three islands there was a high concentration of boats near the reef in all months, with a maximum of 32. The average bleaching of *P. caribaeorum* in areas with tourism was 11 units higher than in areas with less activity ($p < 0.001$). For *M. hispida*, this effect was observed in interaction with the warm period. Areas exposed to tourism bleached more in the warm months compared to winter than those not exposed. On the total protected island, during the warm period, bleaching of *P. caribaeorum* and *M. hispida* was 22 and 16 units lower than in areas with tourism ($p < 0.001$). There was also bleaching of *P. caribaeorum* in tourist areas even during winter. The study suggests that the high intensity of tourism activities in reef environments, such as the high concentration of boats, may represent a potential impact. During the Fourth Global Mass Bleaching Event, thermal anomalies of 8°C-weeks accumulated in the region, and a moderate bleaching (<50%) was recorded, predominantly in areas exposed to higher activity loads. Total protection from local anthropogenic activities showed a positive effect by presenting colonies with lower bleaching rates, even in the presence of heatwaves. Thus, the data obtained highlight an important contribution to the management of these environments, emphasizing the need for regulation of tourism activities in the region, where local impacts may be exacerbating a severe global impact with lethal implications for coral and zoantharian species that support significant reef biodiversity.

Keywords: Zoantharians Scleractinia Marine Protected Areas Local stressors Climate Change Southeastern Brazil

Lista de Figuras

Figura 1: Mapa de localização das ilhas de estudo	22
Figura 2: Coral Health Chart, acoplado ao quadrado amostral, utilizado na análise das fotos das colônias de <i>Palythoa caribaeorum</i> e <i>Mussismilia hispida</i>	24
Figura 3: Áreas de estudo expostas à maior carga de atividades de turismo na Ilha Anchieta, Ilha das Couves e na Ilha das Cabras, com destaque para a quantidade de embarcações ancoradas próximas aos costões	26
Figura 4: Gráficos de barra da permanência média de visitantes, banhistas, embarcações de passagem, embarcações ancoradas, mergulhadores autônomos e mergulhadores livres, em cada período de estudo	27
Figura 5: Valores médios de Temperatura da Superfície do Mar e Degree Heating Weeks para a região de estudo	28
Figura 6: Porcentagens médias de branqueamento de <i>Palythoa caribaeorum</i> (PC) e <i>Mussismilia hispida</i> (MH), de todo o período de estudo	30
Figura 7: Porcentagens médias de branqueamento de <i>Palythoa caribaeorum</i> (PC) e <i>Mussismilia hispida</i> (MH) nas áreas com maior (T) e menor carga (NT) de atividades de turismo de cada mês amostrado em cada ilha	34
Figura 8: Porcentagens médias de branqueamento de <i>Palythoa caribaeorum</i> e <i>Mussismilia hispida</i> , de todo o período de estudo (aproximadamente um ano), em cada categoria de exposição, considerando todas as ilhas, nos meses de estudo quentes e frios	35
Figura 9: Gráfico dos agrupamentos e médias de branqueamento de cada grupo, gerados pela Análise de Cluster.....	36

Lista de Tabelas

Tabela 1: Resultado do teste de hipótese utilizando um Modelo Misto Generalizado (GLMM - Generalized Mixed Models), com função de ligação linear, onde o Estimate indica a diferença entre as médias, em unidade. O modelo tem como variável dependente o Branqueamento (%), o fator de medidas repetidas é o Tempo (Quente e Frio), e as variáveis independentes são a Exposição (Turismo e Não Turismo) e as Ilhas (Anchieta, Couves e Cabras).....29

Tabela 2: Teste post-hoc para verificar a significância da interação entre Exp(Turismo-NãoTur)*Tempo(Quente-Frio), para cada espécie, resultante do teste de Modelos Mistos Generalizados (GLMM). Considera-se significância quando $p < 0,05$ 31

Tabela 3: Resultado do teste de hipótese, com inclusão da Ilha das Palmas (Proteção Total) na variável Exposição, utilizando um Modelo Misto Generalizado (GLMM - Generalized Mixed Models), com função de ligação linear, onde o Estimate indica a diferença entre as médias, em unidade. O modelo tem como variável dependente o Branqueamento (%), o fator de medidas repetidas é o Tempo (Quente e Frio), e a variável independente é a Exposição (Proteção Total, Turismo, Não Turismo). Foi realizado um teste para cada espécie.32

Sumário

1. Introdução.....	10
2. Objetivos.....	17
3. Materiais e Métodos.....	18
Locais de estudo.....	18
Ilha Anchieta.....	18
Ilha das Couves.....	19
Ilha das Cabras.....	20
Ilha das Palmas.....	20
Desenho amostral.....	21
Quantificação das atividades de turismo.....	22
Dados de TSM e DHW.....	23
Amostragem e análise do branqueamento.....	23
Análise de dados.....	24
4. Resultados.....	25
Atividades de turismo.....	25
TSM e DHW.....	28
Branqueamento.....	28
Áreas com maior x menor intensidade de atividades.....	28
Interação com a temperatura.....	30
Áreas com turismo x proteção total.....	31
Variação temporal.....	32
Quarto Evento Global de Branqueamento em Massa.....	33
Visão geral.....	35
5. Discussão.....	36
6. Conclusão.....	45
7. Referências.....	46
Apêndice 1 - Coordenadas dos pontos de estudo.....	61
Apêndice 2 - Amostras da cobertura de Palythoa Caribaeorum que representam a média de branqueamento observada em cada área de estudo.....	62
Apêndice 3 - Amostras da cobertura de Palythoa Caribaeorum que representam a maior porcentagem de branqueamento observada em cada área de estudo.....	63
Apêndice 4 - Amostras de colônias de Mussismilia hispida que representam as maiores porcentagens de branqueamento observadas em cada área de estudo e que se repetem em cada campanha.....	64

1. Introdução

Os ambientes recifais são importantes ecossistemas que concentram de um quarto a um terço das espécies marinhas, correspondendo à maior biodiversidade do oceano, por unidade de área (Knowlton et al. 2010). Podem ser formados por substratos consolidados de origem biogênica, como construções de corais e algas calcárias, ou inorgânica, como arenitos e rochas cristalinas (Villaça, 2009; Coutinho, 1999). Apesar de ocuparem uma pequena porcentagem dos fundos oceânicos, são essenciais para diversas formas de vida, dentro e fora da água, e para o funcionamento de ecossistemas marinhos muito mais vastos (Spalding, Ravilious & Green, 2001; Gutiérrez et al. 2022; Spalding et al. 2017; Teh, Teh & Sumaila, 2013; Moberg & Folke, 1999).

Milhares de espécies utilizam a variedade de estruturas consolidadas dos ambientes recifais e a cobertura viva bentônica para desova, reprodução, berçário e alimentação (Reaka-Kudla, 1994). Por exemplo, em recifes rochosos a presença de afloramentos cristalinos de diferentes tamanhos com pequenas fendas e cavernas oferece refúgio para uma rica biodiversidade de peixes recifais (Machado et al. 2022; Rolim et al. 2017). Através dessa complexidade ecológica, formada pela disponibilidade de inúmeros microhabitats, os recifes sustentam uma ampla teia alimentar da qual fazem parte importantes espécies da alimentação humana, garantindo recursos para as comunidades costeiras (Siegfried et al. 1994; Kyle et al. 1997; Jameson, McManus & Spalding, 1995). Além de seu papel direto na manutenção da vida, os recifes conectam biologicamente os ecossistemas adjacentes, pelo deslocamento de larvas e peixes (Moberg & Folke, 1999; Bender, Vila - Nova & Floeter, 2009). Muitas espécies recifais utilizam também outros habitats ao longo de seu desenvolvimento, como manguezais, bancos de gramas marinhas e o oceano aberto, assim como algumas espécies que habitam majoritariamente esses outros ecossistemas dependem dos ambientes recifais em alguma fase da vida (Bender, Vila - Nova & Floeter, 2009). Ainda, a beleza cênica e a alta concentração de espécies fazem dos ambientes recifais importantes destinos turísticos. Esses locais são essenciais não apenas para a economia de operadores de turismo locais, mas também para mergulhadores e banhistas que buscam lazer e bem-estar no ambiente marinho (Spalding et al. 2017; Waechter et al. 2023).

No Brasil, província referida como Atlântico Sudoeste, os recifes abrigam um alto endemismo de espécies coralíneas, formando ecossistemas únicos, que sustentam 18 milhões de pessoas dependentes direta e indiretamente de seus serviços (MMA, 2003; Rede de Pesquisas Coral Vivo, 2016). Os ambientes recifais brasileiros ocorrem desde a foz do Rio Amazonas, no norte do país, até ao estado de Santa Catarina localizado ao sul, apresentando distintas características em cada região (Leão et al. 2003). A porção sudeste é principalmente caracterizada por formações rochosas subtropicais, com uma grande cobertura de corais e zoantídeos (Lamparelli & Moura, 1999; Oigman-Pszczol et al. 2004; Grillo et al. 2021), e uma ictiofauna associada mais diversa do que na porção tropical da costa (Floeter et al. 2001;

Pinheiro et al. 2018). No entanto, globalmente, a capacidade dos recifes prestarem serviços ecossistêmicos diminuiu pela metade desde a década de 1950 (Eddy et al. 2021), devido, principalmente, a ações antrópicas como a sobrepesca, poluição, destruição de habitats e a mudança do clima global (Hughes et al. 2017¹).

O aquecimento global, impulsionado pelo aumento das emissões de gases de efeito estufa pelo homem, desde a revolução industrial, intensifica muitos extremos climáticos, especialmente a frequência, intensidade e duração das máximas de calor, incluindo ondas de calor marinhas (Rahmstorf & Coumou, 2012; Frolicher et al. 2018). As ondas de calor marinhas são episódios de temperaturas extremas da superfície do mar que persistem por dias a meses (Frolicher et al. 2018), e impactam severamente os ambientes recifais (Eakin et al. 2022).

Os corais e zoantídeos zooxantelados são hospedeiros de densas populações de microalgas, dinoflagelados endossimbiontes da família Symbiodiniaceae comumente chamadas de zooxantelas (LaJeunesse et al. 2018). Nessa relação de simbiose, as microalgas são responsáveis pela incorporação de carbono aos tecidos do animal, resultante da atividade fotossintética, o que corresponde a uma parte importante da demanda energética do hospedeiro (Von Holt & Von Holt, 1968; Muscatine, 1990). A relação de simbiose com as zooxantelas pode ser quebrada em situações de estresse, principalmente em contato com altas temperaturas do oceano (Lesser, 1997). Diversos mecanismos podem agir nesse processo, um deles é o estresse oxidativo tanto nas células do hospedeiro quanto nas algas, devido ao aumento das taxas metabólicas causadas pela temperatura (Douglas, 2003; Lesser, 1997). Assim, podem ocorrer danos no fotossistema II das zooxantelas e consequente fotoinibição (Douglas, 2003; Lesser, 1997).

A perda das zooxantelas e/ou a diminuição dos pigmentos fotossintéticos leva ao branqueamento do coral (Hoegh-Guldberg & Smith, 1989). Como consequência, as colônias ficam desprovidas dos nutrientes fornecidos pelo endossimbionte, o que pode causar efeitos sub-letais ou letais (McClanahan, Weil & Baird, 2018). Parte da nutrição dos corais vem também da alimentação heterotrófica de zooplâncton, bactérias e matéria orgânica (Sebens et al. 1998). Assim, é possível que as colônias consigam se manter por algum tempo na ausência dos produtos fotossintéticos, a depender da disponibilidade de nutrientes (Gustafsson, Baird & Ralph, 2013); porém, podem apresentar redução nas taxas de reprodução e crescimento e um aumento na suscetibilidade a doenças (Reimer, 1971; McClanahan, Weil & Baird, 2018). Se o estresse térmico permanecer, ou ocorrer novamente dentro de um pequeno período de tempo, impedindo o restabelecimento de novas relações de simbiose, pode ocorrer a mortalidade das colônias (Hughes & Grotto, 2013; Gustafsson, Baird & Ralph, 2013). Os efeitos individuais, quando dimensionados em maiores escalas, podem levar a uma redução na cobertura e extinção local ou regional de espécies (McClanahan, Weil & Baird, 2018). Assim, há uma diminuição da complexidade do ambiente, que pode passar por uma mudança

de fase, onde a cobertura do substrato passa a ser dominada por macroalgas (Pratchett, Hoey & Wilson, 2014; McManus & Polsenberg, 2004). Com um habitat mais homogêneo e a perda da cobertura viva de corais há uma redução na abundância e diversidade de espécies associadas aos recifes, comprometendo os processos ecossistêmicos e consequentemente socioeconômicos (Pratchett, Hoey & Wilson, 2014).

Temperaturas do mar de aproximadamente 1-2°C acima da média máxima regional por algumas semanas podem desencadear o branqueamento, que vem impactando vastamente os recifes pelo planeta (Hughes et al. 2017²). Três grandes eventos globais de branqueamento ocorreram em 1997–1998, 2009–2010 e 2014–2017, todos relacionados com a fase quente do fenômeno El Niño–Oscilação Sul (ENSO) (Hughes et al. 2018; Eakin et al. 2022), um padrão climático recorrente que tem a capacidade de alterar a circulação atmosférica global, e vem aumentando em frequência e intensidade, impulsionado pelas mudanças do clima (NOAA; Hughes et al. 2018). Essa é uma situação alarmante, pois estima-se que cerca de 50% da cobertura global de corais foi perdida desde o primeiro evento de branqueamento (Tebbett et al. 2023). Recentemente, foi registrado o Quarto Evento Global (Reimer, 2024), iniciado a partir do verão de 2023 no hemisfério norte, chegando ao hemisfério sul em 2024, com acúmulo recorde de anomalias térmicas em várias regiões do globo, incluindo o Brasil (Reimer, 2024).

Na costa brasileira, houveram ocorrências de branqueamento em todos os 3 primeiros eventos globais (Leão et al. 2010; Miranda, Cruz & Leão, 2013; Teixeira et al. 2019), porém, baixa mortalidade associada a eles (Mies et al. 2020). De 1980 a 2018 o Atlântico Sul apresentou 60% a menos de episódios de branqueamento com mortalidade do que o Indo-Pacífico e 50% a menos do que no Caribe (Mies et al. 2020). Os recifes do Atlântico Sul, restritos principalmente ao Brasil, possuem um conjunto de características que os tornam menos suscetíveis ao branqueamento em massa de corais (Mies et al. 2020). Em comparação aos recifes do Indo-Pacífico e da região do Caribe, as espécies do Atlântico Sul possuem um limite de distribuição batimétrica mais profundo, maior tolerância a turbidez e enriquecimento de nutrientes, formas de crescimento mais resistentes com dominância por colônias de morfologia maciça e relações simbióticas mais generalistas (Mies et al. 2020). Assim, espera-se que o Atlântico Sul tenha um potencial como refúgio climático para os corais, num cenário de mudanças do clima (Mies et al. 2020), o que não limita o fato de que os recifes brasileiros também possam ser severamente afetados por fenômenos globais e locais, mas sim destaca e contextualiza a importância dessa região num severo cenário global.

Em 2019 o Atlântico Sul passou ainda por uma onda de calor regional, que resultou no maior episódio de branqueamento registrado para alguns recifes brasileiros até então (Duarte et al. 2020; Corazza et al. 2024; Banha et al. 2020). Na região de Abrolhos, BA, foi registrado o primeiro evento de mortalidade em massa de corais do Atlântico Sul, associado ao estresse térmico, com máximas de 89% de perda da cobertura de *Millepora alcicornis*

(Duarte et al. 2020). Em outros 3 recifes do sul da Bahia, monitorados por Corazza et al. (2024), foram registrados até 74% de branqueamento e uma perda de cobertura de até 76%, não sendo observada recuperação significativa três anos após o episódio.

Por sua vez, na região Sudeste, recifes rochosos subtropicais do estado de São Paulo passaram pelo maior acúmulo de anomalias térmicas registrado até então para o Atlântico Sul, com mínimas ocorrências de mortalidade (Banha et al. 2020). Houve o registro de 78% de colônias de *Mussismilia hispida* branqueadas e menos de 2% de mortalidade, notando-se uma relevante tolerância da espécie e importância climática da região (Banha et al. 2020). Apesar da resistência observada, as altas porcentagens de branqueamento foram relacionadas, além dos fatores globais, aos estressores antrópicos locais, como as atividades de turismo e a poluição urbana costeira, como possíveis agravantes (Banha et al. 2020).

Além de estarem em contato com as variáveis ambientais ultrapassando seu limite de tolerância, os corais estão expostos a uma rede complexa de estressores antrópicos locais (Hughes et al. 2003). O intenso uso e ocupação da zona costeira resulta no lançamento de resíduos no oceano, desde esgotos domésticos a efluentes industriais e agrícolas, na diminuição de estoques pesqueiros e da biodiversidade pela pesca irresponsável, no derramamento de óleo e tintas anti-incrustantes pela circulação de grande quantidade de embarcações, no turismo em massa e fontes generalizadas de poluição, sedimentação e eutrofização (Crain et al. 2009). Entende-se que o impacto desses estressores locais no branqueamento de corais, em interação com o aquecimento global, é delicado (Good & Bahr, 2021), havendo hipóteses e evidências divergentes.

A exposição a estressores locais pode reduzir a resistência e/ou resiliência dos corais a eventos de branqueamento. De acordo com Hughes et al. (2003), os impactos humanos têm condicionado os recifes, afetando sua resiliência e tornando-os muito mais suscetíveis às mudanças do clima. Assim, colônias submetidas a maior estresse local na região do Caribe foram mais severamente afetadas pelo evento de branqueamento de 1998 e se recuperaram mais lentamente do que aquelas expostas a menor estresse crônico (Carilli et al. 2009). Mais recentemente, no evento global de 2016 e 2017, atóis remotos e isolados de estressores antrópicos locais, apesar de terem apresentado altas taxas de branqueamento, não tiveram perda significativa de cobertura em comparação a recifes mais expostos que passaram por uma perda de mais de 50% da cobertura nesse mesmo evento (Harrison et al. 2019).

Por outro lado, de acordo com algumas observações, comunidades coralíneas expostas a estressores locais podem se tornar mais resistentes aos eventos de branqueamento. Nas áreas impactadas, espécies mais sensíveis já terão sido perdidas devido aos "filtros de extinção" (Balmford, 2006), resultando em comunidades compostas por morfotipos de corais mais resistentes. Assim, quando essas comunidades passam por estresse térmico, a cobertura coralínea permanece mais estável ao longo do tempo em comparação a uma comunidade livre de impactos locais, que inclui espécies mais sensíveis e, portanto, podem apresentar uma

grande perda de colônias após eventos de branqueamento (Bates et al. 2019). Esse paradoxo é enfatizado quando áreas protegidas são comparadas às áreas abertas às atividades humanas, destacando que comunidades mais impactadas podem parecer mais resilientes devido à pré-seleção de espécies mais resistentes ao estresse (Bates et al. 2019). Ainda, o branqueamento pode ser uma oportunidade das colônias restabelecerem a simbiose com uma assembleia de zooxantelas compatíveis às novas condições ambientais, diferente da anterior ao branqueamento, tornando-se mais preparadas para eventos futuros (Fautin & Buddemeier, 2004). As diferentes linhagens de zooxantelas variam em suas tolerâncias ao estresse térmico; algumas são mais propensas a manter a associação com os corais e a taxa fotossintética durante anomalias térmicas (Manzello et al. 2019).

Outras evidências mostram que o aquecimento do oceano pode exceder o impacto de estressores locais, e nesse cenário, não há diferença na resistência e resiliência de corais expostos ou não aos estressores. Em um estudo de escala global, a proximidade de recifes a altas densidades populacionais não aumentou a suscetibilidade ao branqueamento, nem em interação com acúmulos de anomalias térmicas (Johnson et al. 2022). Adicionalmente, Baumann et al. (2021) observaram que o isolamento de estressores locais não afetou de maneira mensurável a resiliência das comunidades de corais ao branqueamento e doenças, pontuando que eles são tão suscetíveis à degradação causada pelas mudanças climáticas quanto outros recifes.

Portanto, considera-se que o branqueamento é um fenômeno irregular, variável em nível de espécie, em escala local, global e temporal (McClanahan et al. 2020; Loya et al. 2001). Ao prever efeitos do aquecimento dos oceanos é importante que sejam consideradas as variáveis ambientais regionais, os níveis de exploração local dos recifes e padrões anteriores de branqueamento e recuperação (Johnson et al. 2022).

Nesse mesmo contexto, o papel das Áreas Marinhas Protegidas na conservação de ambientes recifais vem sendo reformulado, uma vez que as ondas de calor ocorrem também dentro dos limites de proteção (Bates et al. 2019). Apesar do branqueamento ser registrado em áreas protegidas devido ao estresse térmico, uma das medidas de conservação a ser alcançada é limitar esses efeitos a uma escala temporal menor (Bates et al. 2019), e evitar a sobreposição com os impactos causados por estressores locais. A redução dos impactos antrópicos locais pode fortalecer a resiliência dos corais após a ocorrência de ondas de calor, reduzindo os danos de longo prazo causados pelo branqueamento, como a mortalidade das colônias (Donovan et al. 2021; Hughes et al. 2003).

As Áreas Marinhas Protegidas, através de um mosaico bem estabelecido, também permitem a interconexão de indivíduos ao longo de uma região, essencial para a variabilidade genética das populações e migração de espécies, fatores que podem contribuir para a permanência da comunidade recifal e mesmo a recuperação das populações após um evento de branqueamento (Bates et al. 2019). Além disso, os próprios aspectos do aquecimento

global podem ser considerados no planejamento e criação de áreas protegidas (Bates et al. 2019). Áreas que não recebam ondas de calor tão intensas, com a presença de correntes e ressurgência de águas mais frias ou que possuam comunidades mais resistentes ao estresse térmico podem ser tidas como prioritárias de conservação (Bates et al. 2019), justamente por sua resiliência e capacidade de contribuir com a recuperação de áreas próximas afetadas.

Contendo numerosos ambientes recifais (Lamparelli & Moura, 1999; Pereira-Filho et al. 2023; Pereira-Filho et al. 2019), o sudeste do Brasil é uma das regiões a apresentar o maior aumento na probabilidade de ocorrência de corais no futuro, devido a um possível deslocamento de espécies das regiões tropicais para subtropicais, dado o aumento da temperatura (Bleuel et al. 2021; Albuquerque et al. 2023). As projeções feitas por Albuquerque et al. (2023), indicam que as Áreas Marinhas Protegidas da região sudeste, tanto de categorias de uso sustentável como de proteção integral, irão abranger esse aumento na ocorrência de espécies, e portanto são essenciais para reduzir o impacto de estressores locais e contribuir com a persistência e conectividade das populações.

No Estado de São Paulo, populações de *Mussismilia hispida* formam importantes áreas coralíneas, endêmicas do Brasil, para a região, representando uma das poucas espécies de corais escleractíneos que ocorrem no estado (Grillo et al. 2021). De acordo com Principe et al. (2021), há previsões de que essas áreas possam se manter viáveis futuramente como habitat para essa espécie, pelo menos em alguns cenários climáticos. Além disso, possuem uma forma de crescimento maciça, apresentam relações simbióticas generalistas e abrigam cerca de 130 espécies da fauna que utilizam as estruturas das colônias como habitat, conferindo às suas populações grande importância climática e ecológica (Silva-Lima et al. 2015; Nogueira & Amaral, 2000).

O zoantídeo *Palythoa caribaeorum* também é uma das principais espécies a compor a fauna bentônica da região. Suas colônias ocupam grandes áreas, formando um tapete ao longo do substrato rochoso (Sebens, 1982) e oferecem habitat, proteção e um ambiente adequado para reprodução e berçário de espécies (Pérez et al. 2005), além disso, são fonte de alimento para algumas espécies de tartarugas marinhas, como a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) (Stampar, Silva & Luiz, 2007; Pemberton et al. 2000). De acordo com Mendonça-Neto et al. (2008), em áreas onde *P. caribaeorum* recobre o substrato rochoso, na costa sudeste brasileira, há uma maior diversidade e abundância de peixes bentônicos e demersais e melhores condições para peixes que se alimentam de invertebrados sésseis. Essas áreas são essenciais para a dinâmica da comunidade bentônica e da assembleia de peixes na região (Mendonça-Neto et al. 2008). Apesar disso, as previsões futuras para o zoantídeo *P. caribaeorum* indicam uma provável perda de viabilidade de habitats num cenário de mudanças do clima (Durante et al. 2018). De acordo com Durante et al. (2018), a costa sudeste do Brasil pode se tornar inabitável para o zoantídeo devido a reduções na salinidade, mudando sua distribuição e ficando retido a algumas áreas ao longo do Atlântico e

Caribe. Nesse sentido, a investigação de como essas duas espécies respondem aos estressores é essencial para entender os fatores de vulnerabilidade e resistência de cada uma em cada região.

O Litoral Norte de São Paulo com 64% de sua linha de costa formada por costões (Lamparelli & Moura, 1999) e mais de 60 ilhas costeiras (Fundação Florestal, 2022), abriga importantes recifes rochosos com uma rica biodiversidade associada (Rolim et al. 2017) e gera um fluxo de mais de 5 milhões de turistas ao ano (CIET, 2023). A região possui uma cadeia produtiva de agências de turismo, marinas, garagens náuticas, e operadoras de mergulho (PETROBRAS, 2016). O turismo marítimo e costeiro é um dos setores de crescimento mais rápido da economia global (Hall, 2001), e quando praticado de maneira desordenada se torna uma ameaça aos ecossistemas costeiros (Fundação Florestal, 2018).

Nos ambientes recifais em contato com grande quantidade de pessoas, a movimentação pode suspender os sedimentos e levar ao soterramento, causando inibição do assentamento larval, das taxas de crescimento e de alimentação (Neil, 1990). Pode, também, ocorrer o pisoteio ou contato direto com os corais, por parte de mergulhadores e banhistas, levando a quebra das colônias (Woodland & Hooper, 1977). Compostos químicos provenientes de cosméticos e protetores solares podem ser liberados diretamente no ambiente durante o mergulho ou banho de mar (NOAA, 2021). Butilparabeno, etil-hexilmetoxicinamato, benzofenona-3 e 4-metilbenzilideno, presentes em alguns protetores solares, causaram branqueamento completo em *Acropora* spp. (Danovaro et al. 2008), mesmo em baixas concentrações (10 µL/L). E os estudos feitos por He et al. (2019) confirmaram a bioacumulação dos filtros UV etil-hexilmetoxicinamato e octocrileno nos tecidos de corais.

Além disso, há impactos advindos do turismo náutico, como a ancoragem de embarcações, que pode causar danos físicos (Steiner et al. 2006) e a poluição por tintas anti-incrustantes e óleo (Owen et al. 2002; Horta et al. 2016). Em um estudo onde 112 ancoragens foram observadas no sudeste do Brasil, a fauna bentônica foi danificada 139 vezes, considerando danos físicos, deslocamentos, quebras e arranhões, onde *Palythoa caribaeorum* foi um dos organismos mais afetados (Giglio et al. 2017). Tintas anti-incrustantes contendo o biocida Irgarol 1051, reduzem (a uma concentração de 100 ng/L) ou inibem (a uma concentração de 1000 ng/L) a atividade fotossintética das zooxantelas, como observado no coral *Madracis mirabilis* (Owen et al. 2002). Por sua vez, a exposição ao óleo pode causar bioacumulação de hidrocarbonetos nos tecidos dos corais, disparando efeitos tóxicos de longo prazo, mortalidade (Horta et al. 2016; Bak, 1987), recobrimento das colônias (Horta et al. 2016) e efeitos na atividade reprodutiva (Loya & Rinkevich, 1979).

Junto a isso, o litoral norte de SP encontra-se em processo acelerado de urbanização, o que traz consigo inúmeros problemas em relação à poluição e contaminação da zona costeira

(Junior & Oliveira, 2014), onde o percentual de coleta de esgoto é de apenas 34% (CETESB, 2021).

O Litoral Norte de SP possui 3 Unidades de Conservação marinhas e outras 3 que possuem interface com o oceano. Assim, a maior parte dos recifes rochosos da região está dentro de áreas protegidas, mas, poucas ações de gestão, de fato, consideram a integralidade desses ambientes (Fundação Florestal, 2021). Tendo em vista a importância dos ambientes recifais para a região e a contribuição das pesquisas e monitoramentos para a gestão ambiental, este trabalho propôs investigar o efeito da carga local de atividades de turismo no branqueamento de corais e zoantídeos dos recifes rochosos do litoral norte de SP, assim como o efeito da restrição total de atividades, em interação com as variações da temperatura da superfície do mar.

2. Objetivos

O objetivo desta pesquisa foi monitorar o branqueamento do zoantídeo *Palythoa caribaeorum* e do coral *Mussismilia hispida* em recifes rochosos insulares do litoral norte do Estado de São Paulo, visando compreender se a carga local de atividades de turismo está impactando as colônias.

O trabalho teve como objetivos específicos:

- Mensurar a porcentagem de branqueamento de *P. caribaeorum* e *M. hispida* em áreas com maior e menor intensidade de atividades de turismo;
- Mensurar o branqueamento das espécies em uma área sob proteção total de atividades antrópicas locais;
- Monitorar as áreas de estudo ao longo de um ano, para determinar efeitos da variação da Temperatura da Superfície do Mar (TSM) e valores de *Degree Heating Weeks* (DHW) no branqueamento.
- Testar a hipótese de que (I) em áreas com maior intensidade de atividades de turismo há uma porcentagem maior de branqueamento das colônias do que em áreas com menor intensidade e/ou sob proteção total de atividades, (II) com a influência de temperaturas da superfície do mar mais altas, as áreas com maior carga de atividades apresentam porcentagens ainda maiores de branqueamento e (III) mesmo na ausência de anomalias térmicas as áreas com maior carga de atividades apresentam valores significativos de branqueamento.

3. Materiais e Métodos

Locais de estudo

Para esse estudo foram selecionados recifes rochosos localizados em três ilhas costeiras do litoral norte do Estado de São Paulo: a Ilha Anchieta e a Ilha das Couves, no município de Ubatuba, e a Ilha das Cabras, no município de Ilhabela. As ilhas foram escolhidas de acordo com a cobertura de *P. caribaeorum* e *M. hispida* presente, relevância ecológica, importância social, intensidade de atividades de turismo e leis de proteção ambiental. Além disso, foi estudado o ambiente recifal da Ilha das Palmas, em Ubatuba, uma ilha que está dentro de uma Estação Ecológica Federal, e por isso não recebe atividades de turismo, sendo considerada como um local de referência para o trabalho. A localização das quatro ilhas está representada na Figura 1 e as coordenadas dos pontos de estudo no Apêndice 1.

Ilha Anchieta

A Ilha Anchieta é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral protegida pela categoria de Parque Estadual em toda sua porção terrestre (Decreto nº 9.629/1977). É a segunda maior ilha do litoral norte do Estado de São Paulo e possui 6 praias e 6 trilhas abertas às atividades de turismo, sendo permitido o desembarque de 1020 visitantes por dia (Portaria IF - s/n de 22/12/2005). O maior fluxo de pessoas e embarcações ocorre na Zona de Uso Intensivo, que abrange a Praia das Palmas, a Praia do Sapateiro e a Praia do Presídio (Guillaumon et al. 1989), já a Praia do Sul e a Praia do Engenho estão na Zona de Uso Extensivo, que também é destinada para uso público com fins recreativos, porém, evitando grandes concentrações de visitantes (Guillaumon et al. 1989). Os costões da Praia do Sul foram o local de estudo do trabalho, por estarem em uma zona natural relevante do parque, com o objetivo de minimização do impacto humano (Guillaumon et al. 1989). A praia pode ser acessada por trilha, com obrigatoriedade do acompanhamento por um monitor ambiental, mas, é acessada principalmente por transporte marítimo, possuindo um fluxo de embarcações relevante e sem controle de desembarque (de acordo com o observado durante o período do trabalho), não sendo permitida apenas a presença de escunas.

A área marinha ao redor da Ilha Anchieta está inserida na Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN - UC de uso sustentável) e é classificada pelo Plano de Manejo como Zona de Proteção da Geobiodiversidade. Essa zona é caracterizada por “concentrar ecossistemas frágeis, ambientes relevantes para a proteção de espécies endêmicas, migratórias e/ou ameaçadas de extinção, e de especial importância para a renovação de estoques pesqueiros; possui beleza cênica de destaque e alto grau de representatividade de ecossistemas” (Fundação Florestal, 2022). A Zona de Proteção da

Geobiodiversidade da Ilha Anchieta engloba um polígono de interdição de pesca de 17.37 km² (Portaria SUDEPE nº n-56, 10 de Novembro de 1983), relevante para a diversidade e abundância de peixes ao entorno da ilha (Tomasi et al. 2021). O fundo marinho ao redor da ilha é caracterizado por um mosaico de areia, lama, cascalho e bloco de rochas, que forma um substrato consolidado nas áreas adjacentes aos costões rochosos (Candido, 2023), abrigando uma rica biodiversidade recifal, com 222 espécies de peixes já registradas, alta densidade de peixes juvenis, e comunidades coralíneas de *Mussismilia hispida* (Fundação Florestal, 2021), além da presença de áreas recobertas por *Palythoa caribaeorum*..

Ilha das Couves

A Ilha das Couves está inserida na Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN) e também na zona de amortecimento do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Picinguaba (Fundação Florestal, 2018). A APAMLN é uma Unidade de Conservação (UC) de Uso Sustentável, cujo objetivo é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais, e em seu zoneamento, inclui a Ilha das Couves como Área de Interesse para o Turismo, “*caracterizada por ambientes onde são realizadas atividades de turismo, com necessidade de ordenamento, em razão da presença de atributos naturais e/ou paisagísticos, relevantes para o desenvolvimento socioeconômico local*” (Fundação Florestal, 2022). Até meados de 2018, as praias da ilha sofreram com o turismo descontrolado, sendo que em janeiro daquele ano a média era de 1062 visitantes por dia (Fundação Florestal, 2018). Em 2019 iniciou-se o ordenamento do turismo (Portaria Normativa FF nº 315/2019, que é atualizada a cada ano) estabelecendo que a capacidade de carga das praias da ilha é de 177 pessoas simultaneamente.

Na ilha existem duas praias utilizadas para atividades recreativas. A Praia de Terra é destinada, principalmente, para embarque e desembarque de visitantes, com ordenamento previsto na Portaria Normativa FF nº 387/2023. A Praia de Fora, local de estudo do trabalho, possui maior extensão e concentração de banhistas e mergulhadores. Não é permitido o desembarque de visitantes, sendo este feito apenas na Praia de Terra, que dá acesso à Praia de Fora. Porém, os costões da Praia de Fora estão sujeitos à influência de um grande número de embarcações, sem ordenamento, que realizam o fundeio próximo a ilha.

O zoantídeo *Palythoa caribaeorum* é a espécie dominante nos fundos rochosos do infralitoral raso da Ilha de Couves (Fundação Florestal, 2018), que é composto também por uma grande biodiversidade bentônica. Em 2023 foi registrado um banco de rodólitos na ilha, com densidade de nódulos característica de bancos de outras partes do Brasil e diâmetros maiores comparados a outras áreas do litoral, com alta diversidade associada, de acordo com o que foi sugerido na nota técnica (Pereira-Filho et al. 2023). Além disso, as áreas ao redor dos fundos rochosos são ocupadas por grandes cardumes de peixes recifais, como cirurgiões

(*Acanthurus chirurgus*), peixe-galo (*Selene vomer*), diversas espécies de budiões, entre outros, havendo também a presença de raias, tartarugas e comunidades de *Mussismilia hispida* (observações pessoais).

A Ilha das Couves também é um território de importância para comunidades tradicionais caiçaras que fazem operações de turismo na ilha, sendo sua principal fonte de renda, junto com a pesca, e dependem de um ambiente saudável e atrativo.

Ilha das Cabras

A Ilha das Cabras, localizada no Canal de São Sebastião, faz parte do Parque Estadual de Ilhabela e tem sua área marinha incluída no Setor Entorno das Ilhas na Zona de Amortecimento do Parque, sendo um de seus objetivos a proteção de ambientes marinhos frágeis (Fundação Florestal, 2015). O Setor faz sobreposição com a Área de Interdição à Pesca Federal (Portaria SUDEPE 08/1979), onde a pesca é proibida por um perímetro de 20m de distância ao redor da Ilha das Cabras, que apresenta um registro de 67 espécies da ictiofauna (Sorvilo, 2012).

Apesar disso, não há ordenamento das atividades de turismo. O local possui grande fluxo e ancoragem de embarcações. Na face da ilha voltada para Ilhabela há a proximidade com a Praia das Pedras Miúdas, que facilita o acesso de banhistas e mergulhadores, com aluguel de caiaques e *stand up* para utilização ao redor da ilha e operadoras de mergulho que realizam saídas diariamente.

Ilha das Palmas

A Ilha das Palmas foi escolhida como uma área de estudo de referência, por estar dentro da Estação Ecológica Tupinambás (ESEC), não sendo permitido em seus limites a navegação e fundeio de embarcações, atividades de pesca, mergulho livre ou autônomo e o desembarque na ilha (essas atividades apenas são permitidas para fins de gestão e pesquisa, devidamente autorizada) (ICMBio, 2017).

O objetivo da ESEC Tupinambás é a preservação da natureza e a pesquisa científica, promovendo a conservação do arquipélago dos Alcatrazes, das ilhas de Cabras e Palmas e ambientes associados (costões, substratos consolidados e inconsolidados e coluna d'água). A unidade tem também como objetivo garantir a conservação de peixes recifais, sendo uma região de referência de ambientes insulares conservados de costão rochoso, para o sul e sudeste do Brasil (ICMBio, 2017).

Desenho amostral

Cada ilha, com exceção da Ilha das Palmas, foi dividida em duas áreas, uma com maior carga local de atividades de turismo, e outra com menor carga, escolhidas a partir de observações feitas preliminarmente. Nas áreas definidas como expostas a uma maior intensidade de atividades de turismo (nominadas como Turismo) há alta concentração de embarcações ancoradas, banhistas e mergulhadores próximos aos costões, o que não é observado nas áreas definidas como expostas a uma menor carga de atividades (definidas como Não Turismo). Nessas áreas ocorre apenas a passagem de embarcações e mais raramente e/ou em escala bem menor, alguma das atividades mencionadas.

A Praia do Sul, a Praia de Fora e a face da Ilha das Cabras voltada para Ilhabela, foram definidas como as áreas com maior intensidade de atividades de turismo de cada ilha, descritas nos tópicos anteriores. E as áreas com menor carga de atividades foram, na Ilha Anchieta, uma costeira a 800 metros da Praia do Sul, na Ilha das Couves, uma costeira de 500 a 1100 metros da Praia de Fora, e na Ilha das Cabras, o costão da face da ilha voltada para o continente (Figura 1).

As amostragens foram feitas em cinco unidades de tempo, fevereiro, junho e novembro de 2023 e fevereiro e maio de 2024. Em cada área, a uma profundidade de 2 a 4 metros, foram sorteados 3 pontos (fixos para todas as campanhas de monitoramento) onde foram dispostos transectos de 10m de comprimento, horizontalmente à linha de costa, sobre o fundo rochoso, conforme Braz et al. (2022). Foram realizados 6 transectos por ilha, sendo 3 em cada área (i.e. maior e menor intensidade de atividades turísticas), e 3 transectos na Ilha das Palmas, como indicado na Figura 1.

Ao longo do transecto, em sequência, foram feitos 15 fotoquadrados amostrais de 50 x 50 cm (= 0,25 m²) da cobertura de *P. caribaeorum* (45 fotos por área de estudo), considerando todos os quadrados em que havia alguma cobertura do zoantídeo e pulando as áreas onde não havia, e fotoquadrados de 3 a 5 colônias de *M. hispida* mais próximas de cada transecto (aproximadamente 10 fotos por área de estudo), mantendo a faixa de profundidade do trabalho (até 4 metros).

Assim, o desenho amostral se configura com duas categorias de exposição (Turismo e Não Turismo), com três medidas de cada categoria (Anchieta, Couves e Cabras) mais uma medida de referência (Palmas - Proteção Total), em cinco medidas de tempo, abrangendo verão, inverno, primavera e uma medida realizada após o pico da onda de calor ocorrida no início de 2024 (amostragem de maio de 2024).

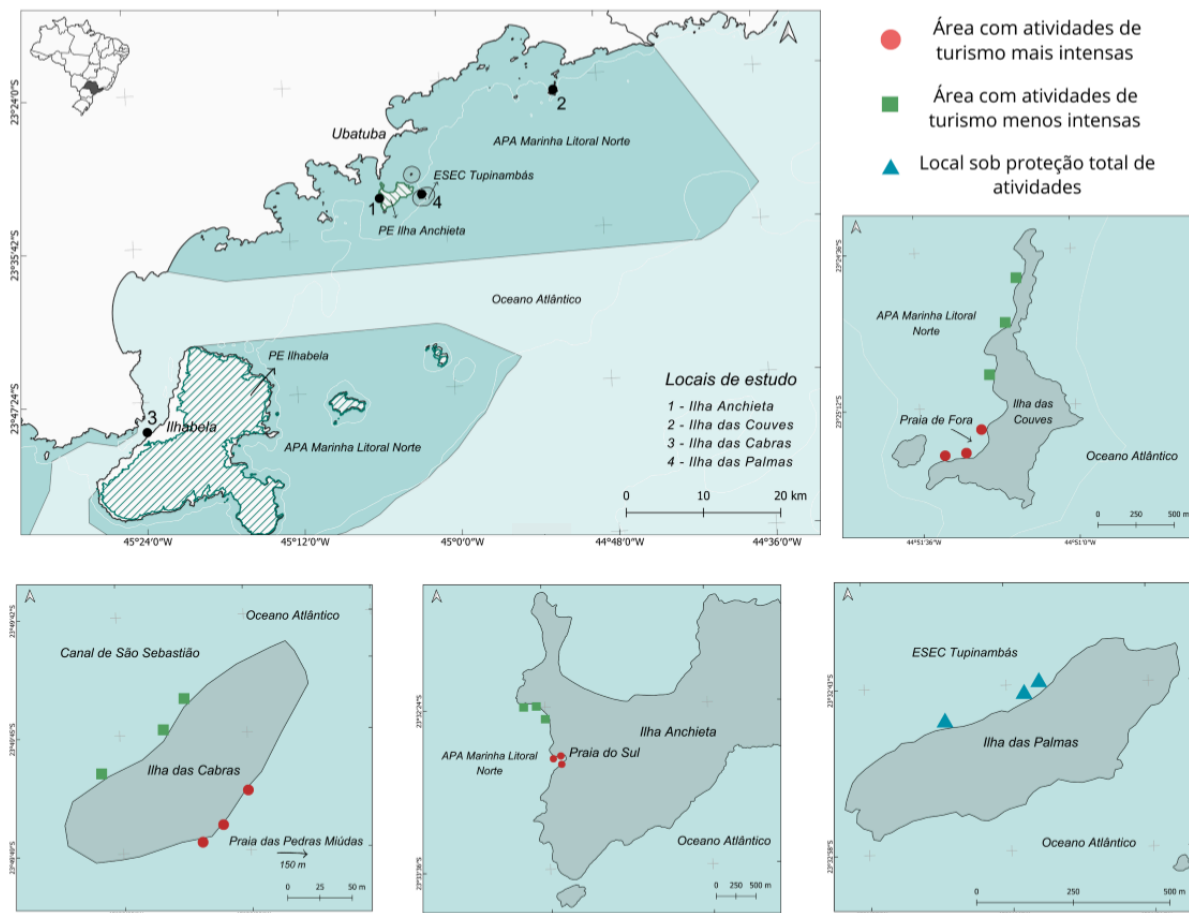


Figura 1 - Mapa de localização das ilhas de estudo, para monitoramento do branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*. (1) Ilha Anchieta, (2) Ilha das Couves, (3) Ilha das Cabras e (4) Ilha das Palmas, no estado de São Paulo, Brasil, divididos em áreas com atividades de turismo mais intensas (círculos em vermelho), menos intensas (quadrados em verde) e sob proteção total de atividades (triângulos em azul), para avaliação do impacto de estressores locais.

Quantificação das atividades de turismo

Para estimar a pressão antrópica, nas áreas com turismo de cada ilha, foram registradas, adaptando o protocolo de Oigman-Pszczol & Creed (2011), as quantidades de Visitantes (pessoas na praia, faixa de areia); Banhistas (pessoas na praia, dentro da água); Embarcações de passagem (voadeiras, lanchas, escunas, e outras que navegam pela área, mas não ancoram); Embarcações ancoradas (voadeiras, lanchas, escunas e outras); Mergulhadores autônomos; Mergulhadores de *snorkel* (pessoas com equipamento ou apenas banhistas com comportamento de mergulho próximos aos costões).

Na Ilha das Cabras, por não haver praias, a quantidade de visitantes e banhistas foi registrada na Praia das Pedras Miúdas, em Ilhabela, que dá acesso à ilha. As atividades foram quantificadas por três dias, de meia em meia hora das 9h às 16h, tendo no total três réplicas por campanha, ao longo de aproximadamente cinco semanas antes do monitoramento das colônias. A escolha dos dias de amostragem considerou os piores cenários, ou seja, dias em que há maiores chances de as atividades turísticas serem mais intensas, como finais de semana e feriados com sol.

Dados de TSM e DHW

Valores da Temperatura da Superfície do Mar (TSM), e de *Degree Heating Weeks* (DHW) para as quatro ilhas foram obtidos pelo banco de dados *NOAA Global Coral Bleaching Monitoring Products* (disponível em: [ERDDAP - NOAA Coral Reef Watch Operational Daily Near-Real-Time Global 5-km Satellite Coral Bleaching Monitoring Products - Data Access Form](#)). A coleta desses dados incluiu todos os meses entre novembro de 2022 e junho de 2024. DHW é uma medida de acúmulo de anomalias térmicas, ou seja, quando a temperatura da superfície do mar ultrapassa a média mensal máxima de uma região, durante um período de 12 semanas. Quando o DHW é de 4°C-weeks ou mais, um branqueamento significativo já pode ocorrer e quando é de 8°C-weeks ou mais, alto nível de branqueamento e mortalidade pode ocorrer (Liu et al. 2006; Kayanne, 2017).

Amostragem e análise do branqueamento

As porcentagens de branqueamento foram obtidas em cada unidade amostral (fotoquadrado), por meio do programa ImageJ, de acordo com as tonalidades presentes no *Coral Health Chart*, que foi acoplado ao quadrado amostral (Figura 2). O *Coral Health Chart* é uma metodologia desenvolvida pelo *Coral Watch* (disponível em [CoralWatch – Citizen Science on the Reef](#)), utilizada para obter, rapidamente, o grau de branqueamento das colônias (Siebek et al. 2006). O cartão é composto por quatro padrões de cores comumente encontrados nos corais, que variam em uma escala de 6 tonalidades, indo do mais pigmentado ao branco, sendo que as tonalidades 1 e 2 indicam um grau de branqueamento intenso, 3 branqueamento moderado e 4, 5 e 6 não branqueado (Siebek et al. 2006). As porcentagens de branqueamento intenso e moderado foram consideradas como uma única categoria de branqueamento nas análises estatísticas. Para cada área foi considerada a porcentagem média de todos os transectos.

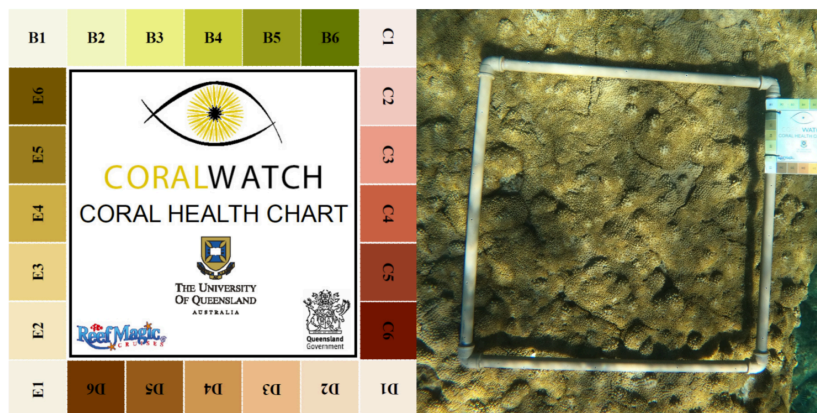


Figura 2 - *Coral Health Chart*, acoplado ao quadrado amostral, utilizado na análise das fotos das colônias de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida* para mensurar o branqueamento em áreas com maior e menor intensidade de atividades de turismo. Disponível em: [CoralWatch – Citizen Science on the Reef](http://CoralWatch-CitizenScienceontheReef).

Análise de dados

Os dados da quantificação das atividades de turismo foram utilizados de forma descritiva, com o objetivo de caracterizar o turismo presente nos locais de estudo. Foi feita a média dos três dias de observação, gerando um valor por campanha para cada atividade, em cada ilha. Foi utilizado também o valor máximo de cada atividade, observado nos três dias de cada período. Para verificar as diferenças entre os meses, foi realizado um teste de Modelos Mistos Generalizados (GLMM - Generalized Mixed Models) considerando o tempo como fator de medidas repetidas, para cada ilha.

Os dados da TSM e DHW também foram utilizados de forma descritiva. Como não houve grandes diferenças dos valores entre os locais de estudo, foi apresentada uma média mensal para todas as ilhas e considerados os valores máximos observados. Foi também apresentada a média da temperatura da superfície do mar para a região de estudo, para observarmos se, e quanto, os valores obtidos passaram da média regional.

Foi testada a hipótese de que nas áreas com maior carga de atividades de turismo há maior porcentagem de branqueamento das colônias, tanto em meses quentes como frios. Para esse teste, das cinco campanhas de monitoramento, duas categorias foram consideradas, período quente e frio. Sendo assim, a variável dependente é o Branqueamento (%), o fator de medidas repetidas é o Tempo (Quente e Frio), e as variáveis independentes são a Exposição (Turismo e Não Turismo) e as Ilhas (Anchieta, Couves e Cabras), sendo testada também as interações. Foi utilizado um teste de Modelos Mistos Generalizados (GLMM - Generalized

Mixed Models) para cada espécie, com distribuição Gamma e função de ligação linear, tendo um fator aleatório adicionado na constante do modelo, para considerar a variabilidade individual de cada amostra. Para todas as análises realizadas a partir desse modelo foi considerado significância quando $p < 0,05$.

Em seguida, foi adicionada a categoria Proteção Total na variável Exposição, para verificar se há diferença em relação às áreas com e sem turismo. Foi mantido o fator de medidas repetidas Tempo. Neste teste, apenas para *M. hispida*, foi utilizada a distribuição normal.

Por fim, as categorias da variável Tempo (Quente e Frio), foram substituídas pelas cinco campanhas realizadas (Fev 2023, Jun 2023, Nov 2023, Fev 2024 e Maio 2024) e observadas individualmente em cada ilha. Para essa etapa foi realizado um teste de GLMM para cada ilha e cada espécie. Os resultados foram resumidos em gráficos e os destaques principais apresentados.

Para melhor compreensão e visualização dos dados, foi realizada uma Análise de Cluster utilizando o método de K-means, considerando as médias de cada transecto de *P. caribaeorum* e as colônias de *M. hispida*. O algoritmo utilizado é baseado em centróides, a partir dos quais formam-se agrupamentos até que a variância dentro de cada grupo seja mínima. Para essa análise a variável branqueamento foi separada em branqueamento intenso e branqueamento moderado e foi considerada também a porcentagem de áreas não branqueadas. Foi escolhido o número ideal de *clusters* de acordo com o que foi indicado pelo teste. Os pontos com valores discrepantes foram retirados para melhor ajuste da análise, utilizando um critério baseado na observação de *clusters* formados apenas pela influência de um único ponto. Junto a isso, foi feito um teste Qui-quadrado para testar a significância ($p < 0,05$) da associação entre os agrupamentos gerados pela análise e o grupo Exposição (Turismo, Não Turismo e Proteção Total).

4. Resultados

Atividades de turismo

Destaca-se que, nas três ilhas, bem próximo aos costões, foi observada uma alta concentração de embarcações ancoradas (Figura 3), com uma máxima de 23, 32 e 25 embarcações simultâneas na Praia do Sul, na Praia de Fora, e na face da Ilha das Cabras voltada para Ilhabela, respectivamente.

A Praia do Sul, na Ilha Anchieta, teve uma permanência média de 8 a 13 pessoas na faixa de areia, e 2 a 13 banhistas. Porém, os valores máximos registrados de visitantes estiveram entre 26 a 48, e 12 a 38 para banhistas, simultaneamente. Em relação à presença de embarcações, as médias de passagem foram baixas, mas a permanência média de ancoragem foi de 4 a 11 embarcações, com uma máxima de 11 a 23, simultaneamente. Não foi registrada

a presença de mergulhadores autônomos na praia, em nenhum dia de amostragem, e a permanência média de mergulhadores livres foi de 0 a 4 pessoas, com uma máxima de 5 a 13 pessoas.

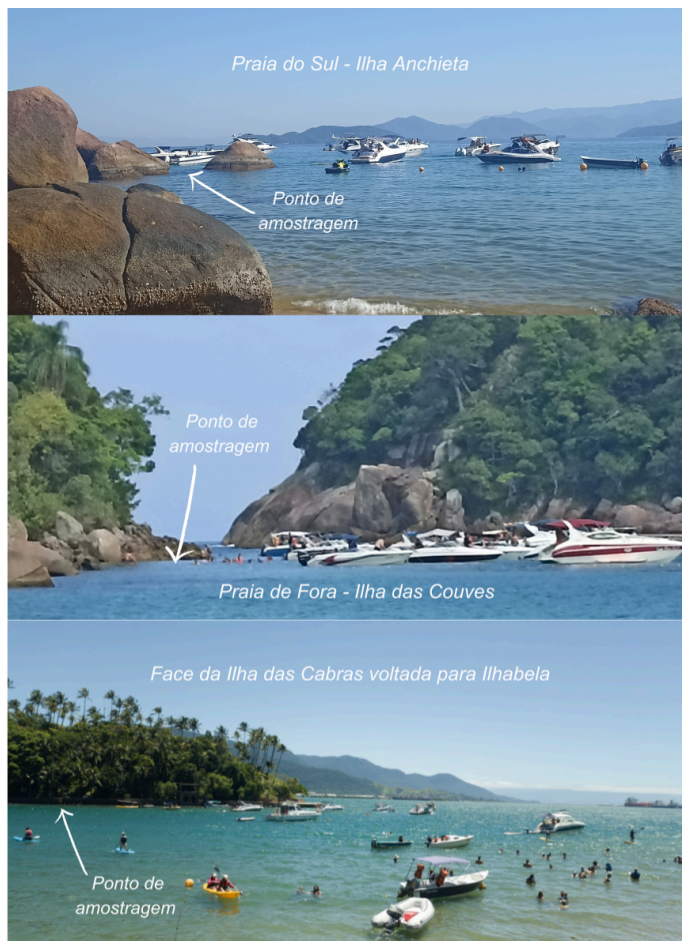


Figura 3 – Áreas de estudo expostas à maior carga de atividades de turismo na Ilha Anchieta, Ilha das Couves e na Ilha das Cabras, com destaque para a quantidade de embarcações ancoradas próximas aos costões, onde foi monitorado o branqueamento de colônias de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*.

Na Praia de Fora (Ilha das Couves), a permanência média de visitantes foi de 40 a 77 pessoas e 18 a 39 banhistas. Já os valores máximos foram de 100 a 160 visitantes e 62 a 94 banhistas, simultaneamente. Em relação a presença de embarcações, as médias de passagem também foram baixas, mas a permanência média de ancoragem foi de 9 a 12 embarcações, com uma média máxima de 19 a 27, simultaneamente. Houve uma baixa presença de mergulhadores autônomos, com máximas de 2 a 4 pessoas. Quanto aos mergulhadores livres, a permanência foi de 4 a 9 pessoas, e uma máxima de 9 a 26 pessoas.

Na Praia das Pedras Miúdas, que dá acesso à Ilha das Cabras, a permanência média de visitantes na faixa de areia foi de 121 a 199 pessoas, e 19 a 49 banhistas. Os valores máximos variaram de 148 a 386 visitantes e 23 a 92 banhistas, simultaneamente. A média de embarcações de passagem foi baixa, com máxima de 3 a 6 embarcações. Já a média de ancoragem foi de 5 a 14 embarcações com médias máximas de 10 a 21, simultaneamente. Em relação às atividades de mergulho, a média de mergulhadores autônomos foi de 4 a 6 pessoas, e máximas de 12 a 26 pessoas, simultaneamente. A média de mergulhadores livres foi de 16 a 33 pessoas, com máximas de 25 a 52 pessoas simultaneamente.

As médias de cada atividade, em cada ilha, por campanha de estudo, estão representadas nos gráficos da Figura 4, e se mantiveram relativamente constantes ao longo do período de estudo, com poucas diferenças.

Na Ilha Anchieta, o mês de maio apresentou médias maiores de atividades do que os outros meses. Na Ilha das Couves, o mês de junho teve uma quantidade menor de atividades do que os outros, com exceção das embarcações ancoradas, e uma quantidade maior de visitantes em fevereiro de 2023 do que em maio de 2024. Na Ilha das Cabras, o mês de junho também recebeu uma quantidade menor de atividades do que os outros meses, com exceção das embarcações ancoradas e uma carga maior de banhistas e mergulhadores livres em maio de 2024.

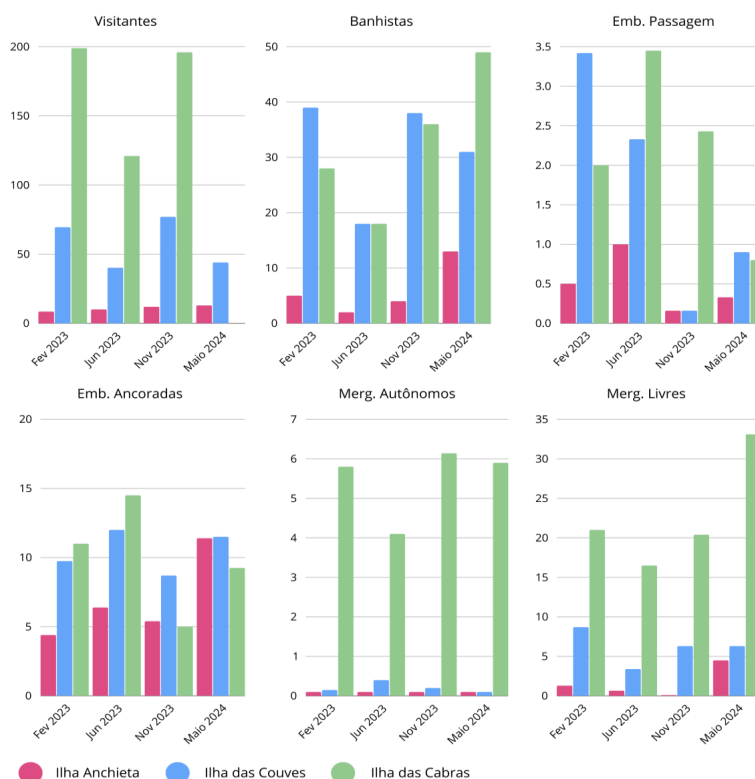


Figura 4 - Gráficos de barra da permanência média de visitantes, banhistas, embarcações de passagem, embarcações ancoradas, mergulhadores autônomos e mergulhadores livres, em

cada período de estudo (considerando o mês indicado e o mês anterior) na Ilha Anchieta (vermelho), Ilha das Couves (azul) e na Ilha das Cabras (verde), para avaliar o impacto das atividades de turismo no branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*.

TSM e DHW

A Temperatura da Superfície do Mar ficou acima da média em praticamente todo o período de estudo (Figura 5), chegando a uma média mensal com mais de 2,5 °C de diferença, em setembro e dezembro de 2023. Os valores máximos acima da média foram de 3,9 °C em setembro, 3 °C em novembro e 4,4 °C em dezembro. Assim, ocorreu um acúmulo de anomalias térmicas acima de 4°C-weeks de fevereiro a maio de 2024 (Figura 6). Os maiores valores foram observados em março e abril, com uma média mensal de 8,2°C-weeks e 8,1°C-weeks, chegando a valores máximos de 10,1°C-weeks.

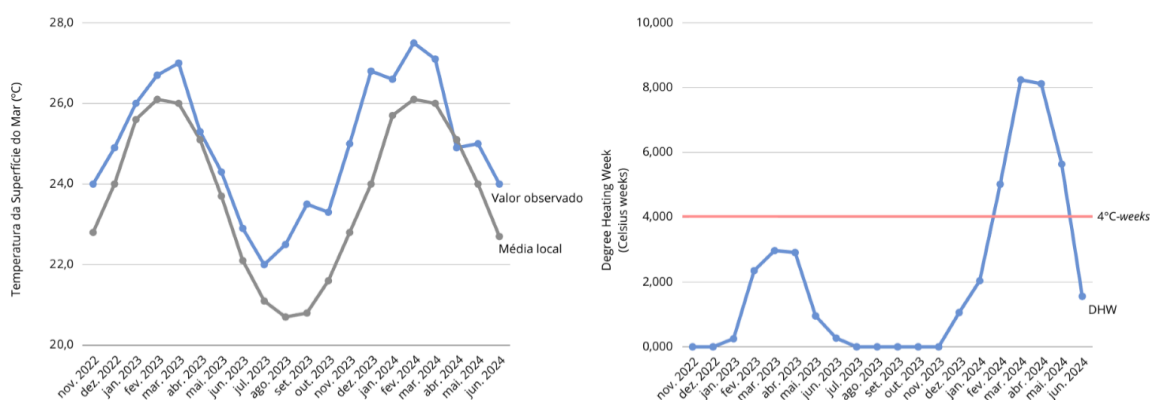


Figura 5 – Valores médios de Temperatura da Superfície do Mar e Degree Heating Weeks para a região de estudo (considerando os dados obtidos para as quatro ilhas), de novembro de 2022 a junho de 2024, para avaliar o efeito individual da temperatura e a interação com a carga local de atividades antrópicas no branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*.

Branqueamento

Áreas com maior x menor intensidade de atividades

A porcentagem média de branqueamento de *Palythoa caribaeorum* nas áreas com maior carga de atividades de turismo é 11 unidades maior do que nas áreas com menor carga ($p < 0,001$) (Tabela 1). Esse efeito foi significativo em todas as ilhas. Para *Mussismilia hispida*

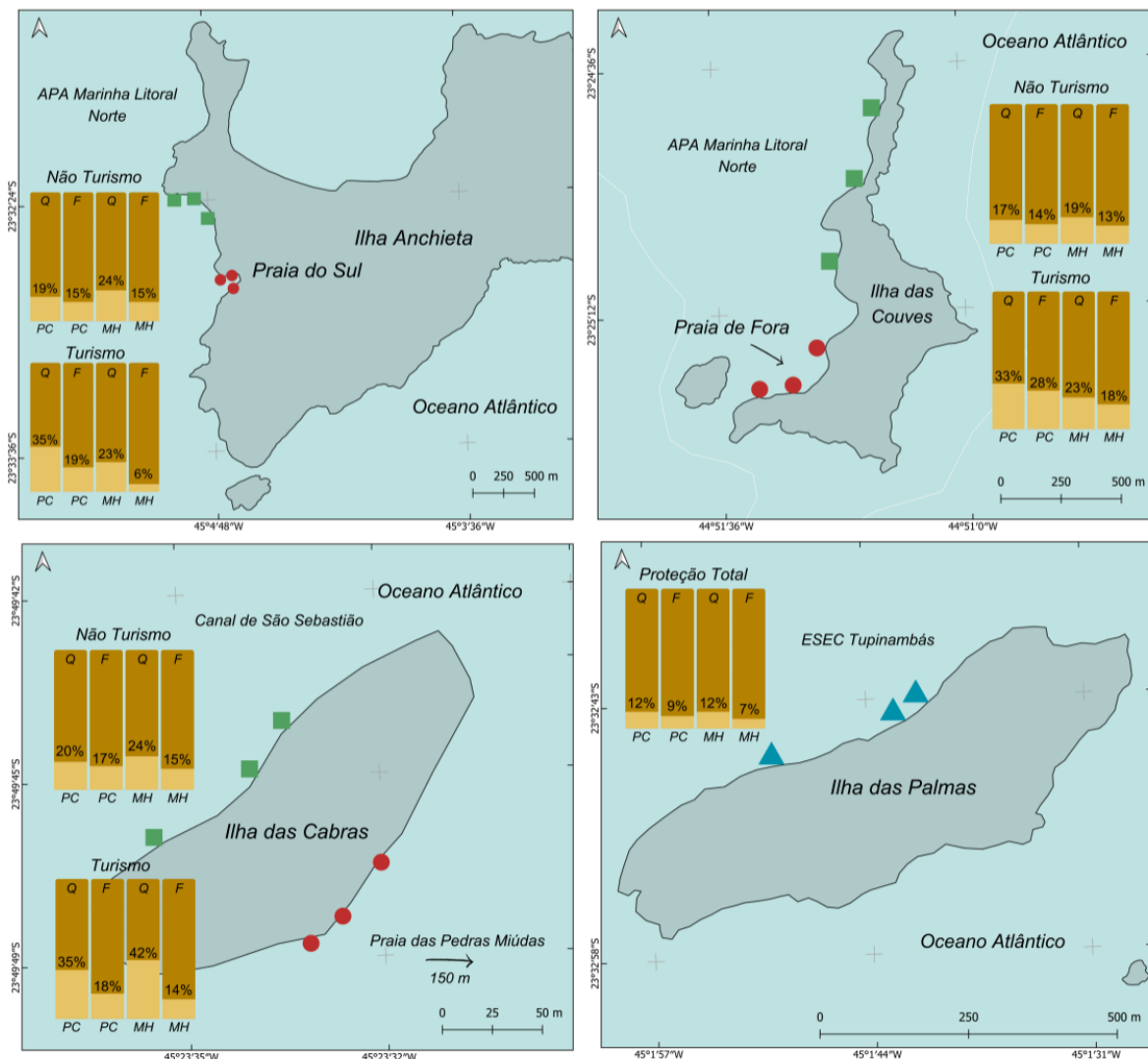
foi observado efeito das áreas com maior carga de atividades entre as ilhas, principalmente em interação com o período quente (Tabela 1).

Nos meses de estudo mais quentes, as médias de branqueamento de *P. caribaeorum* e *M. hispida* são 8 e 12 unidades maiores do que no mês frio, respectivamente ($p < 0,001$) (Tabela 1). As porcentagens médias de branqueamento das duas espécies em cada área de estudo, no período quente e frio estão representadas na Figura 6.

Tabela 1 - Resultado do teste de hipótese utilizando um Modelo Misto Generalizado (GLMM - *Generalized Mixed Models*), com função de ligação linear, onde o *Estimate* indica a diferença entre as médias, em unidade. O modelo tem como variável dependente o Branqueamento (%), o fator de medidas repetidas é o Tempo (Quente e Frio), e as variáveis independentes são a Exposição (Turismo e Não Turismo) e as Ilhas (Anchieta, Couves e Cabras). Foi realizado um teste para cada espécie. Considera-se significância quando $p < 0,05$.

Species	Effect	Estimate	Std. error	z-value	p-value
<i>Palythoa caribaeorum</i>	(Intercept)	32.631	0.897	36.359	< .001
	Couves - Anchieta	0.8663	2.036	0.4255	0.670
	Cabras - Anchieta	0.3130	1.983	0.1579	0.875
	Turismo - NãoTur	11.012	1.645	6.693	< .001
	Frio - Quente	-8.144	1.071	-7.604	< .001
	Couves - Anchieta * Turismo - NãoTur	4.437	4.061	1.092	0.275
	Cabras - Anchieta * Turismo - NãoTur	-2.280	3.962	-0.5755	0.565
	Couves - Anchieta * Frio - Quente	5.983	2.630	2.274	0.023
	Cabras - Anchieta * Frio - Quente	-0.0262	2.522	-0.0104	0.992
	Turismo - NãoTur * Frio - Quente	-8.875	2.129	-4.169	< .001
	Couves - Anchieta * Turismo - NãoTur * Frio - Quente	9.615	5.239	1.835	0.066
	Cabras - Anchieta * Turismo - NãoTur * Frio - Quente	-0.6289	5.029	-0.1250	0.900
<i>Mussismilia hispida</i>	(Intercept)	29.74	2.55	11.674	< .001
	Couves - Anchieta	1.63	4.90	0.332	0.740
	Cabras - Anchieta	7.07	5.75	1.230	0.219
	Turismo - NãoTur	2.81	4.43	0.633	0.527
	Frio - Quente	-12.43	2.16	-5.761	< .001
	Couves - Anchieta * Turismo - NãoTur	10.05	9.75	1.030	0.303
	Cabras - Anchieta * Turismo - NãoTur	14.18	11.39	1.245	0.213
	Couves - Anchieta * Frio - Quente	6.98	4.65	1.501	0.133
	Cabras - Anchieta * Frio - Quente	-6.07	5.47	-1.110	0.267
	Turismo - NãoTur * Frio - Quente	-9.00	4.27	-2.106	0.035
	Couves - Anchieta * Turismo - NãoTur * Frio - Quente	8.89	9.29	0.956	0.339
	Cabras - Anchieta * Turismo - NãoTur * Frio - Quente	-10.55	10.75	-0.982	0.326

Intercept representa o valor de y (variável dependente) quando $x=0$ (variável independente). Em modelos com múltiplas variáveis categóricas, ele representa o valor médio de y para as categorias de referência, servindo como base para interpretar as diferenças entre grupos.



● Área com atividades de turismo mais intensas
■ Área com atividades de turismo menos intensas
▲ Local sob proteção total de atividades

■ % de branqueamento

Figura 6 – Porcentagens médias de branqueamento de *Palythoa caribaeorum* (PC) e *Mussismilia hispida* (MH), de todo o período de estudo (aproximadamente um ano), em áreas com atividades de turismo mais intensas, menos intensas e em um local sob proteção total de atividades, nos meses quentes (Q) e frios (F).

Interação com a temperatura

Houve efeito significativo da interação entre Turismo-NãoTur*Frio-Quente. As áreas expostas ao turismo branquearam mais nos meses quentes, em relação ao inverno, do que as

não expostas. A diferença no branqueamento de *P. caribaeorum* na área sem turismo entre o período frio (15%) e o período quente (19%) é de apenas 4 unidades, enquanto na área com turismo, a diferença é de 12 unidades (22% - 34%) (Tabela 2). Ainda, para *P. caribaeorum* a diferença média inicial de 11 unidades entre as áreas com e sem turismo aumenta para 15 unidades no período quente ($p < 0,001$) e diminui para 6 unidades no período frio ($p < 0,001$) (Tabela 2).

Quanto a *M. hispida*, a diferença na média de branqueamento na área sem turismo entre o período frio (14%) e o quente (22%) é de 8 unidades, já na área com turismo é de 17 unidades (13% - 30%) (Tabela 2).

Tabela 2 - Teste post-hoc para verificar a significância da interação entre Exp(Turismo-NãoTur)*Tempo(Quente-Frio), para cada espécie, resultante do teste de Modelos Mistos Generalizados (GLMM). Considera-se significância quando $p < 0,05$.

Post Hoc Comparisons - Exp * Tempo									
	Exp	Tempo		Exp	Tempo	Difference	Std. error	z-value	p-value
<i>Palythoa caribaeorum</i>	NãoTur	Frio	-	Turismo	Frio	-6.58	1.83	-3.59	<.001
	NãoTur	Quente	-	NãoTur	Frio	3.71	1.19	3.13	0.002
	NãoTur	Quente	-	Turismo	Frio	-2.87	1.88	-1.53	0.126
	NãoTur	Quente	-	Turismo	Quente	-15.45	2.08	-7.43	<.001
	Turismo	Quente	-	NãoTur	Frio	19.16	2.05	9.36	<.001
	Turismo	Quente	-	Turismo	Frio	12.58	1.78	7.08	<.001
<i>Mussismilia hispida</i>	NãoTur	Frio	-	Turismo	Frio	1.70	4.99	0.340	0.734
	NãoTur	Quente	-	NãoTur	Frio	7.93	2.40	3.308	<.001
	NãoTur	Quente	-	Turismo	Frio	9.62	4.98	1.933	0.053
	NãoTur	Quente	-	Turismo	Quente	-7.31	4.85	-1.508	0.132
	Turismo	Quente	-	NãoTur	Frio	15.23	4.88	3.124	0.002
	Turismo	Quente	-	Turismo	Frio	16.93	3.56	4.751	<.001

A área com maior carga de atividades de turismo da Ilha das Couves apresentou branqueamento de *P. caribaeorum* mesmo no período frio (28%). Assim, quando comparado Turismo-Frio*NãoTur-Quente, houve uma predominância do efeito da exposição ao turismo, com uma média de branqueamento 10,5 unidades maior na área com turismo no período frio (28%) do que na área sem turismo no período quente (17%) ($p = 0,003$). Nas outras duas ilhas não houve significância nessa comparação.

Áreas com turismo x proteção total

Na Ilha das Palmas (Proteção Total), a média de branqueamento de *P. caribaeorum* (11%) é 17 unidades menor do que nas áreas com turismo (28%) ($p < 0.001$) e 6 unidades menor do que nas áreas com menor carga de atividades (17%) ($p = 0.009$) (Tabela 3). Quanto a *M. hispida*, a média de branqueamento na Ilha das Palmas (10%) é 12 unidades menor do que

nas áreas com turismo (21%) ($p < 0,001$). Não houve diferenças significativas entre a Ilha das Palmas e as áreas com menor carga de atividades (18%), para essa espécie (Tabela 3).

No período quente a diferença observada se intensifica, sendo que as médias de branqueamento de *P. caribaeorum* (34%) e *M. hispida* (29%) são 22 e 16 unidades maiores nas áreas expostas ao turismo do que na Ilha das Palmas (12%), respectivamente. Por fim, a diferença na média de branqueamento na Ilha das Palmas entre o período frio e quente é de apenas 3 unidades para *P. caribaeorum* (9% - 12%) e 5 unidades para *M. hispida* (7% - 12%), sem diferenças significativas entre os dois períodos.

Tabela 3 - Resultado do teste de hipótese, com inclusão da Ilha das Palmas (Proteção Total) na variável Exposição, utilizando um Modelo Misto Generalizado (GLMM - *Generalized Mixed Models*), com função de ligação linear, onde o *Estimate* indica a diferença entre as médias, em unidade. O modelo tem como variável dependente o Branqueamento (%), o fator de medidas repetidas é o Tempo (Quente e Frio), e a variável independente é a Exposição (Proteção Total, Turismo, Não Turismo). Foi realizado um teste para cada espécie. Considera-se significância quando $p < 0,05$.

Species	Effect	Estimate	Std. error	z-value	p-value
<i>Palythoa caribaeorum</i>	(Intercept)	28.393	0.913	31.090	<.001
	ProtTotal - NãoTur	-5.900	2.275	-2.594	0.009
	ProtTotal - Turismo	-16.70	2.34	7.14	<.001
	Frio - Quente	-6.47	0.91	-7.04	<.001
	NãoTur - ProtTotal * Frio - Quente	-0.79	2.01	-0.39	0.693
	Turismo - ProtTotal * Frio - Quente	-10.08	2.45	-4.11	<.001
				t-value	
<i>Mussismilia hispida</i>	(Intercept)	26.48	1.87	14.133	<.001
	ProtTotal - NãoTur	-8.13	4.86	1.672	0.099
	ProtTotal - Turismo	-11.63	4.97	2.341	0.022
	Frio - Quente	-9.44	3.35	-2.81	0.007
	NãoTur - ProtTotal * Frio - Quente	-2.06	8.76	-0.23	0.815
	Turismo - ProtTotal * Frio - Quente	-9.74	8.99	-1.08	0.283

Intercept representa o valor de y (variável dependente) quando $x=0$ (variável independente). Em modelos com múltiplas variáveis categóricas, ele representa o valor médio de y para as categorias de referência, servindo como base para interpretar as diferenças entre grupos.

Variação temporal

Ao olharmos separadamente para cada mês de estudo (Figura 7), destaca-se a presença, já mencionada, de branqueamento de *Palythoa caribaeorum* mesmo no inverno, nas áreas com maior carga de atividades de turismo (26%, 28% e 21% em Anchieta, Couves e Cabras, respectivamente). Nas áreas com menor carga de atividades esse valor está abaixo de 20% e na Ilha das Palmas é de 7%. Em relação a *Mussismilia hispida*, no inverno, todas as

áreas apresentaram porcentagens de branqueamento próximas a 10%, com exceção da área com turismo da Ilha das Couves (21%).

Em fevereiro de 2023 foram observadas as maiores porcentagens médias de branqueamento de *P. caribaeorum* de todo o estudo (Figura 7), sendo de 50% e 59% nas áreas expostas ao turismo da Ilha Anchieta e da Ilha das Couves, respectivamente. Em comparação, nas áreas com menor carga de atividades esses valores foram de 15% e 21%, e de 9% na Ilha das Palmas. Neste mês também foi observada a maior porcentagem média de branqueamento de *M. hispida*, de 42%, na área com turismo da Ilha das Cabras. Em comparação, na área com menor carga de atividades foi de 13%, e na Ilha das Palmas a média foi 9%.

Quarto Evento Global de Branqueamento em Massa

Em maio de 2024, a amostragem foi realizada logo após o pico de acúmulo de anomalias térmicas observado no primeiro semestre, decorrente do Quarto Evento Global de branqueamento. Ainda assim, as áreas com maior carga de atividades de turismo apresentaram médias de branqueamento de *P. caribaeorum* 9 unidades maior do que as áreas menos expostas e 18 unidades maior do que a Ilha das Palmas (Proteção Total) ($p < 0,001$). Para *M. hispida*, a média de branqueamento nas áreas expostas foi 11 unidades superiores à registrada na Ilha das Palmas ($p = 0,038$).

A Ilha das Cabras aparentou ser o local mais afetado pelo evento (Figura 7). A área com maior carga de atividades de turismo teve uma média de branqueamento de 41% em *P. caribaeorum* e 32% em *M. hispida*. Na área menos exposta às atividades, esses valores foram de 27% e 37%, respectivamente. Ao comparar esses valores com os valores obtidos nas outras ilhas, tanto na área com maior carga de atividades quanto na menor, a média de branqueamento de *P. caribaeorum* foi significativamente maior do que nas duas áreas da Ilha Anchieta e da Ilha das Couves.

Na Ilha Anchieta, também foi observado um valor considerável de branqueamento no mês de maio, mas apenas para *M. hispida*, de 35% na área exposta ao turismo (Figura 7). Em *P. caribaeorum* um branqueamento mais acentuado foi observado apenas na amostragem de novembro, nos primeiros meses de anomalia térmica, sendo maior na área exposta ao turismo (43% Turismo - 32% NãoTur) (Figura 7). Essas taxas diminuíram significativamente nos meses seguintes, nas duas áreas.

A Ilha das Couves não pareceu ser tão afetada pela onda de calor. A porcentagem de branqueamento mais alta observada entre novembro de 2023, com a entrada das anomalias térmicas, e maio de 2024, foi de 24% para *P. caribaeorum* e 23% para *M. hispida*. Ambas nas áreas expostas ao turismo (Figura 7). As porcentagens nas áreas não expostas às atividades ficaram abaixo de 20% durante todo esse período de anomalia térmica.

Já na Ilha das Palmas, no mês de maio, as médias de branqueamento ficaram em apenas 9% para *P. caribaeorum* e 17% para *M. hispida*. Em novembro, assim como na Ilha Anchieta, também foram observados valores um pouco maiores em comparação com o restante do período, mas ainda assim foi de apenas 14% para *P. caribaeorum* e 20% para *M. hispida* (Figura 7).



Figura 7 – Porcentagens médias de branqueamento de *Palythoa caribaeorum* (PC) e *Mussismilia hispida* (MH) nas áreas com maior (T) e menor carga (NT) de atividades de turismo de cada mês amostrado em cada ilha. Na Ilha das Palmas foram consideradas apenas

duas curvas (uma para cada espécie), de uma única área de estudo (não permitida quaisquer atividades de turismo).

As amostras da cobertura de *P. caribaeorum* que representam a média e o pior cenário de branqueamento de cada área de estudo ao longo das principais campanhas estão expostas nos apêndices 2 e 3, enquanto as amostras de colônias de *M. hispida* estão no Apêndice 4.

Visão geral

Em resumo (Figura 8), as áreas com turismo tiveram maiores porcentagens de branqueamento do que as áreas com menor carga de atividades e o local sob proteção total, observadas em escalas diferentes para cada espécie. Em interação com temperaturas mais altas, o efeito das áreas com turismo no branqueamento foi maior, principalmente em relação a *M. hispida*, que não apresentou diferenças na média de branqueamento entre as três categorias de exposição no período frio. Já *P. caribaeorum* teve maiores médias de branqueamento nas áreas com turismo nas duas estações.

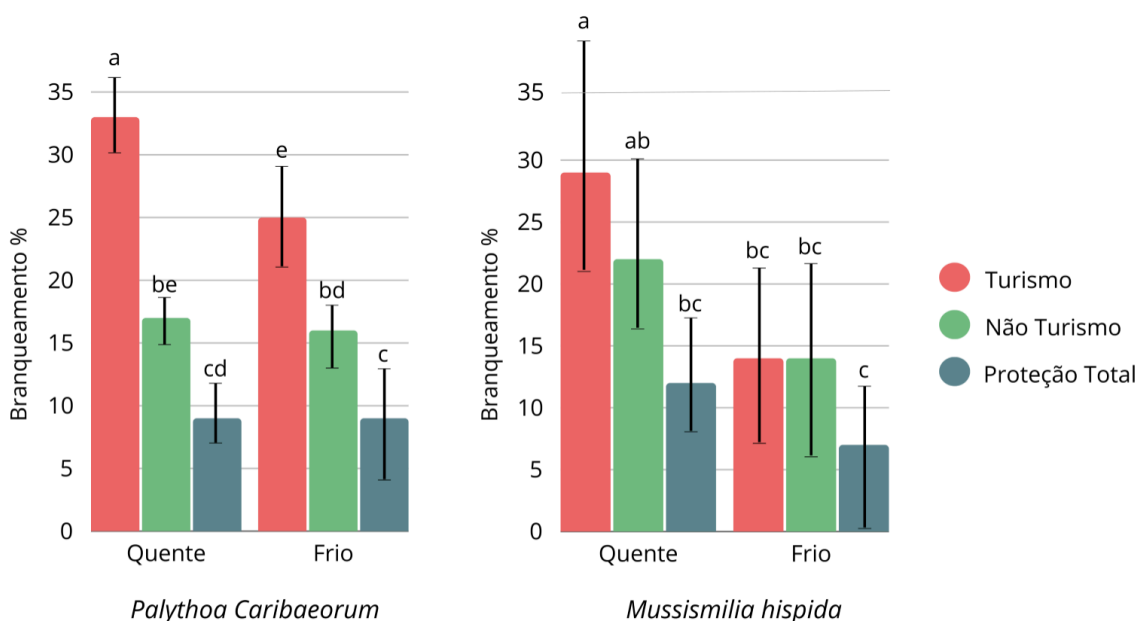


Figura 8 – Porcentagens médias de branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*, de todo o período de estudo (aproximadamente um ano), em cada categoria de exposição, considerando todas as ilhas, nos meses de estudo quentes e frios. A inferência estatística está representada pelas letras.

O efeito das áreas com turismo e da área sob proteção total no branqueamento das espécies foi identificado pela Análise de Cluster, que separou as amostras em dois grupos com base nas porcentagens de branqueamento intenso, moderado e áreas não branqueadas

(Figura 9). O grupo 1 é caracterizado por conter amostras com altas porcentagens de áreas não branqueadas, com média de 89%, e 11% de áreas branqueadas. Já o grupo 2 possui uma média total de 45% de áreas branqueadas. A associação entre os grupos gerados e a variável Exposição foi significativa ($p < 0.001$) (Figura 9). Das 41 amostras da área com proteção total, 38 foram incluídas no grupo 1, que também contém 97 das 119 amostras das áreas com menor carga de atividades de turismo, e 77 das 118 amostras das áreas com maior carga de atividades. Já o grupo 2 foi formado por 41 amostras das áreas com turismo, 22 das áreas com menor carga de atividades e 3 amostras da área com proteção total.

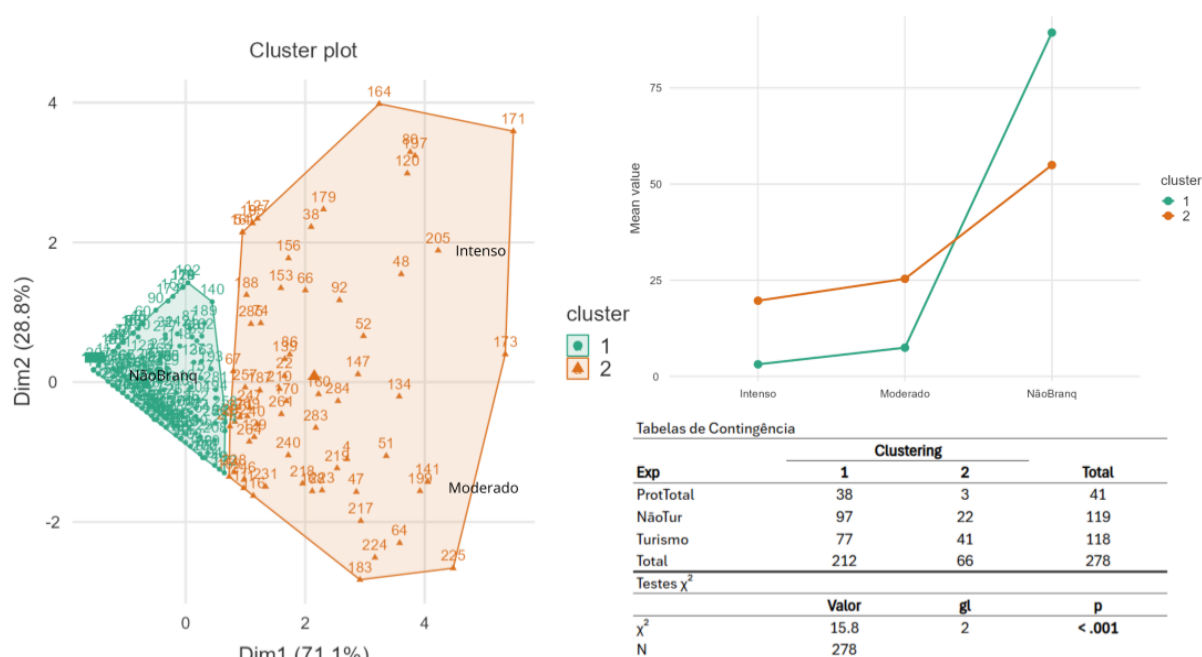


Figura 9 - Gráfico dos agrupamentos e médias de branqueamento de cada grupo, gerados pela Análise de Cluster, e tabela com resultado do teste Qui-quadrado para verificar a associação dos agrupamentos com a variável Exposição (Proteção Total, Turismo, Não Turismo).

5. Discussão

O aumento das ondas de calor tem intensificado os episódios de branqueamento de corais, dificultando a recuperação das colônias (Frolicher et al. 2018; Hughes et al. 2018). Mesmo com uma limitação do aumento da temperatura a 1,5°C, como almejado por acordos internacionais, 70-90% dos recifes tropicais podem ser extintos (Hoegh-Guldberg et al. 2018). No entanto, o Atlântico Sul, especialmente o sudeste do Brasil, vem apresentando ambientes recifais mais resistentes num contexto climático global (Mies et al. 2020; Banha et al. 2020; Principe et al. 2021; Albuquerque et al. 2023). Apesar disso, a alta carga de

impactos antrópicos na costa brasileira pode dificultar a resistência e recuperação das colônias em episódios de branqueamento (Magris et al. 2021; Donovan et al. 2020; Hughes et al. 2003; Carilli et al. 2009). Nesse contexto, este estudo traz uma investigação do impacto das atividades de turismo no branqueamento de corais e zoantídeos, ampliando o entendimento sobre a resposta das espécies a estressores locais e globais.

De acordo com os resultados obtidos, as áreas com atividades de turismo mais intensas apresentaram porcentagens mais elevadas de branqueamento de *Palythoa caribaeorum* e de *Mussismilia hispida* do que o local sob proteção total de atividades. No caso de *P. caribaeorum*, as taxas também foram mais elevadas nessas áreas do que em áreas mais próximas, em uma mesma ilha, mas com menor influência direta das atividades.

De modo geral, as áreas mais expostas a atividades de turismo estão em contato com uma alta concentração de embarcações ancoradas, que estiveram presentes ao longo de todo o período de estudo. Mesmo na Praia do Sul, na Ilha Anchieta, onde a quantidade de atividades foi menor, em comparação com as outras ilhas, registrou-se uma grande quantidade de embarcações ancoradas próximas aos locais de estudo das colônias. Essa parece ser a principal atividade relacionada com o efeito observado, já que a presença de embarcações foi alta em todas as ilhas e meses analisados. Em Farias (2019), a autora também observou que o turismo náutico e a ancoragem de embarcações parece ser a principal atividade local a impactar o ambiente recifal da Praia do Francês, em Alagoas, que apresentou de 56 a 69% de branqueamento nas áreas mais expostas as atividades, sendo o fenômeno ausente no local menos exposto. Ademais, na Tailândia, Phillips (2015) registrou danos físicos em 49% das colônias de corais estudadas em uma área com maior intensidade de atividades de turismo, atribuídos ao pisoteio, interação de mergulhadores e ancoragem de embarcações, em comparação com 26% em áreas expostas a menor intensidade de atividades, no mesmo local. Assim, nota-se a pressão causada pelas atividades turísticas, especialmente a grande quantidade de embarcações ancoradas, sobre a integridade dos ambientes recifais em diferentes regiões, ocasionando danos físicos às colônias e possivelmente contribuindo para o branqueamento em áreas mais expostas.

Já nas áreas de estudo com menor intensidade de atividades, não foi observada a presença de embarcações, com nenhum registro de ancoragem nos dias de amostragem, apenas a passagem. Nessas áreas, as médias de branqueamento, em particular para *P. caribaeorum*, foram menores em comparação com os locais onde a concentração de embarcações é alta. Além disso, a concentração de banhistas e mergulhadores também foi maior nas áreas expostas as atividades, principalmente na Ilha das Couves e na Ilha das Cabras, enquanto nas áreas menos expostas, essa presença foi rara, sendo registrada ocasionalmente apenas na Ilha das Cabras durante os dias de amostragem.

Foi observada uma interação entre a presença de temperaturas da superfície de mar mais altas e a exposição ao turismo, sendo que o impacto global pode ter sido intensificado pelos estressores locais, considerando que as áreas expostas ao turismo branquearam mais na presença de altas temperaturas do que as áreas não expostas. Esse resultado dialoga com o estudo realizado por Fonseca et al. (2017), que observou que a capacidade fotossintética da espécie *Mussismilia harttii* foi afetada pela combinação do aumento da temperatura com a adição de cobre na água do mar, agravando o efeito negativo isolado da temperatura sobre a capacidade fotossintética máxima das zooxantelas. O estudo também indica que a exposição à combinação desses dois estressores induz ao estresse oxidativo em curto prazo, aumentando a suscetibilidade ao branqueamento. Além das temperaturas elevadas, nos meses mais quentes também foi registrada uma maior intensidade de atividades de turismo do que no inverno, podendo aumentar a carga de contaminantes e danos físicos ao recife.

As embarcações ancoradas, porém, tiveram uma ocorrência alta em ambas as estações do ano. No inverno de 2023, mesmo na ausência de acúmulos significativos de anomalias térmicas, foi registrado branqueamento de *P. caribaeorum* nas áreas com turismo, com médias próximas a 30% na Ilha Anchieta e na Ilha das Couves. Em comparação, no local sob proteção total de atividades, o branqueamento foi de apenas 7% durante o inverno. Esses valores parecem estar associados ao alto índice de branqueamento obtido no verão anterior, e talvez, à presença já registrada de um valor de TSM de quase 1°C acima da média local, que se intensificou ao longo do ano culminando nos valores significativos de DHW no início do ano de 2024. No entanto, no mês de amostragem de inverno o valor de DHW registrado foi de 0,27°C-weeks, e mesmo no verão de 2023, quando as maiores porcentagens de branqueamento foram observadas, não houve grandes acúmulos de anomalias térmicas, com valores médios de DHW de 3°C-weeks. Assim, percebe-se uma influência da carga local de impactos antrópicos no branqueamento das colônias expostas a baixos valores de acúmulos de anomalias térmicas que em locais não expostos a atividades locais não causou estresse térmico, visível a nível de pigmentação.

De maneira geral, foi observada uma diferença na resposta das duas espécies ao efeito das áreas com turismo no branqueamento. O zoantídeo *P. caribaeorum* parece refletir de forma mais acentuada o impacto dos estressores locais em comparação a *M. hispida*. Essa diferença é coerente, dado que *P. caribaeorum* cobre uma área maior do recife, em geral mais rasa. No Sudeste do Brasil, essa espécie pode chegar a cobrir 60% do substrato em uma profundidade de até dois metros (Oigman-Pszczol et al. 2004), apresentando maiores chances de ser afetada pelas atividades que ocorrem na superfície e nas áreas rasas, como a permanência de embarcações e ações por parte de banhistas e mergulhadores. Por exemplo, no estudo realizado por Giglio et al. (2017), *P. caribaeorum* foi o cnidário danificado com maior frequência pela ancoragem de embarcações.

As colônias de *M. hispida*, embora formem grandes concentrações coralíneas em algumas áreas dos recifes rochosos de São Paulo, apresentam uma ocorrência mais esparsa em profundidades mais rasas, pelo menos nos locais de estudo deste trabalho. Dessa forma, em uma escala geral, não foi observada uma diferença significativa no branqueamento entre as áreas com maior e menor intensidade de atividades, para essa espécie. No entanto, essa diferença foi observada na Ilha das Cabras, local em que foi registrado a maior quantidade de atividades de turismo do estudo, logo após a temporada de verão de 2023. Após a temporada de 2024, a diferença entre essas duas áreas não foi mais evidente, provavelmente devido à influência da onda de calor, que afetou tanto a área com maior quanto com menor intensidade de atividades. Apesar disso, ao comparar as áreas com turismo com o local sob proteção total de atividades, a diferença na coloração das colônias foi visível e estatisticamente significativa. Tendo como referência a Ilha das Palmas, onde não são permitidas atividades turísticas, nota-se que o branqueamento das colônias de *M. hispida* durante o evento global de 2024 ocorreu predominantemente nas áreas expostas a maior carga de atividade, como na Ilha das Cabras como um todo, ou nas áreas com turismo das outras ilhas.

Os resultados deste estudo corroboram com a hipótese de que os estressores locais podem reduzir a resistência dos corais ao branqueamento. Como mencionado, há evidências divergentes do efeito de estressores locais no branqueamento de corais quando se tem a ação global do aumento da temperatura do oceano. Por exemplo, em estudos globais é observado que a proximidade dos recifes com altas densidades populacionais não aumenta a suscetibilidade ao branqueamento (Johnson et al. 2022), assim como corais de recifes remotos não apresentam maior resiliência do que em locais com alto impacto humano, pelo contrário, a recuperação pós distúrbio tem se apresentado maior nas áreas com influência humana (Baumann et al. 2021). Os autores pontuam que uma possível explicação é que recifes com maior influência humana podem ter passado por uma seleção de genótipos ou espécies mais resilientes em resposta aos impactos locais (como já detalhado anteriormente - página 13). Outra questão é a variação regional nos padrões de branqueamento, influenciada por um conjunto de características físicas e biológicas. Por exemplo, no trabalho de Johnson et al. (2022), na ecorregião do Brasil os estressores locais foram fortes preditores do branqueamento. Assim, o resultado observado neste trabalho, deve-se, provavelmente, a fatores específicos da área de estudo e do período monitorado:

Os recifes rochosos do Estado de São Paulo, assim como se caracterizam os recifes do Atlântico Sul de maneira geral, são influenciados pela turbidez (Santana et al. 2023), que pode se configurar de média a alta na região estudada (Bettencourt et al. 2019). Ambientes altamente turvos podem reduzir a incidência de luz solar prejudicando a fotossíntese e apresentar riscos de soterramento dos organismos (Browne et al. 2014). Porém, presume-se que as partículas em suspensão possam reduzir o estresse térmico experimentado pelos

corais, ao amenizar a irradiação solar direta (Sully & van Woesik, 2020). Tanto *Palythoa caribaeorum* quanto *Mussismilia hispida* possuem certa tolerância à turbidez, podendo se beneficiar dessa proteção (Santana et al. 2023; Castro et al. 2012; Loiola et al. 2019). Uma alta produção de muco, pelo zoantídeo, auxilia na remoção do sedimento de sua superfície, além de serem capazes de assimilar e incorporar partículas de sedimento fino em seus tecidos, como aragonita, calcita e sedimentos carbonáticos, que compõe grande parte de seu peso corporal (Haywick & Mueller, 1997). *M. hispida* é capaz de manter suas taxas metabólicas altas mesmo na diminuição da luz solar (Freitas et al. 2019), e compensar a redução de produtos fotossintéticos com uma nutrição heterotrófica (Mies et al. 2018). A espécie possui certa plasticidade alimentar e a heterotrofia pode prevalecer em situações ambientais adversas (Mies et al. 2018). Essa condição também é observada para *P. caribaeorum*, que mantém altas taxas de alimentação heterotrófica (de Santana et al. 2015). Além disso, as duas espécies possuem morfologias que podem conferir maior resistência em situações de estresse (Gates & Edmunds, 1999; Costa et al. 2011). No caso de *M. hispida*, a morfologia maciça é caracterizada por dispor de altas taxas metabólicas, com acelerada renovação proteica, o que pode ajudar na aclimação às mudanças ambientais (Gates & Edmunds, 1999). As formas maciças também possuem tecidos mais espessos e maior concentração de produtos fotossintéticos, relacionados a uma menor suscetibilidade ao branqueamento (Loya et al. 2001; Gates & Edmunds, 1999). Em relação a *Palythoa caribaeorum*, um coral mole que forma um tapete contínuo sobre o substrato consolidado, foi observada por Costa et al. (2011) uma plasticidade morfológica em relação ao número e tamanho de seus pólipos, que varia em função de diferentes condições ambientais, conferindo uma provável estratégia adaptativa. Por fim, *M. hispida* possui relações simbióticas generalistas, tendo a possibilidade de hospedar diversas linhagens de Symbiodiniaceae (Silva-Lima et al. 2015). Isso confere ao hospedeiro uma capacidade rápida de aclimação às mudanças ambientais (Little et al. 2004). Na região sudeste, *M. hispida* se associa principalmente com filótipos de *Breviolum*, mas mudanças na composição podem ser observadas durante alterações da temperatura (Picciani et al. 2016; Garrido et al. 2024). *Palythoa caribaeorum* se associa a dois clados mais comumente relatados, C1 e D1a (Rabelo et al. 2014; Kemp et al. 2006), sendo que o clado C apresenta certa tolerância a mudanças de temperatura e uma menor suscetibilidade ao branqueamento (Karako-Lampert et al. 2004; Visram & Douglas, 2006).

Essas características podem conferir à comunidade recifal estudada maior resistência ao estresse térmico e ao branqueamento. Nesse contexto, as ondas de calor observadas durante o estudo não se sobrepuseram aos impactos locais, e ao contrário, parecem ter interagido com eles, resultando em um branqueamento mais intenso nas áreas expostas a maior carga de atividades. Essas áreas provavelmente abrigam colônias menos saudáveis,

devido ao estresse crônico gerado por fatores antrópicos locais. Essa condição poderia ser investigada em futuros estudos genéticos e moleculares das colônias da região.

No Brasil, 37% dos recifes possuem de alto a muito alto risco de estarem em contato com impactos cumulativos (Magris et al. 2018), muitos desses associados a alta densidade populacional e desenvolvimento urbano e industrial nas cidades costeiras (Magris et al. 2018). Algumas avaliações indicam que a população do coral endêmico *Mussismilia harttii* reduziu em até 60% desde 1970 (Lima, 2017), e a espécie encontra-se extinta em alguns locais da costa brasileira, assim como a espécie *Mussismilia braziliensis* (Pires et al. 2015; Lima, 2017; Dutra et al. 2006). Ambas as extinções foram relacionadas com as pressões humanas locais (Pires et al. 2015; Dutra et al. 2006). Este trabalho sugere que a grande carga de atividades de turismo, como alta concentração de embarcações nos ambientes recifais, também podem representar um impacto potencial. Muitas embarcações utilizam tintas anti-incrustantes que contém cobre e outros biocidas altamente tóxicos em sua composição que em altas concentrações no ambiente marinho podem ser prejudiciais aos organismos, sobretudo aos organismos fotossintetizantes e corais (Negri et al. 2005; Smith et al. 2003; Roepke et al. 2022).

Na região nordeste do Brasil, Marques et al. (2019) utilizaram foraminíferos como indicadores de qualidade ambiental e viram que exemplares coletados em recifes expostos a fontes de esgoto e metais apresentaram maiores taxas de branqueamento do que em áreas mais distantes desses locais. Os autores destacaram o efeito do cobre no branqueamento, já mencionado por Fonseca et al. (2017), que observaram que o cobre pode causar estresse oxidativo e reduções na capacidade fotossintética do coral *M. harttii*. Na região sudeste, Cunha et al. (2021) identificaram um enriquecimento de cobre em sedimentos de uma região de marina com níveis até 11 vezes superiores aos valores naturais, provavelmente provenientes de tintas anti-incrustantes.

A comunidade recifal de áreas expostas a constantes estressores locais pode passar por processo de homogeneização, tanto em termos de características biológicas das espécies quanto do ambiente como um todo (Costa et al. 2011; Nalley et al. 2024). Isso pode se manifestar na ocorrência constante de maiores taxas de branqueamento nas áreas expostas a estressores locais, como observado na maioria dos locais monitorados neste estudo. Por exemplo, Costa et al. (2011) identificaram um padrão morfométrico diferente nos pólipos de *Palythoa caribaeorum* em áreas portuárias, que não passa por variações sazonais, como observado em outras localidades, provavelmente devido ao contínuo impacto sofrido. A homogeneização do ambiente como um todo também pode ocorrer, caracterizada por uma alteração de fase com o domínio por macroalgas e consequente perda de complexidade estrutural do habitat, diminuição da biodiversidade, alterações na cadeia trófica, e perda dos

serviços ecossistêmicos (McManus & Polsenberg, 2004; Letourneur et al. 2017; Hempson et al. 2018).

A Ilha das Cabras foi o local de estudo com a maior quantidade de atividades de turismo registrada e apresentou as maiores taxas de branqueamento durante o pico de acúmulo de anomalias térmicas. O ambiente recifal dessa ilha é o único local de estudo cuja área submersa não está no interior de uma Unidade de Conservação e possui a maior facilidade de acesso, devido a sua proximidade com a Praia das Pedras Miúdas, em Ilhabela. Porém, no geral, considerando todos os meses de estudo, não houve diferenças nas taxas de branqueamento entre as ilhas que recebem atividades de turismo, independentemente de estarem em áreas protegidas (permissivas). Apesar da Ilha Anchieta e da Ilha das Couves estarem dentro de Unidades de Conservação, as medidas de proteção presentes são voltadas principalmente para o ambiente terrestre, com ordenamento de embarcações de turismo comerciais e do desembarque de visitantes nas praias. As atividades presentes ao redor dos costões, como a ancoragem de embarcações e ações de banhistas e mergulhadores, não são ordenadas. As maiores porcentagens de branqueamento de *P. caribaeorum* de todo o período monitorado foram registradas nessas áreas. Em monitoramentos anteriores, a Praia de Fora, na Ilha das Couves, também se destacou como um local a apresentar alta porcentagem de branqueamento de *P. caribaeorum*, somando uma máxima de 90% de branqueamento intenso e moderado no verão de 2021 e 76% no inverno (Mariano, 2022). Menores valores foram obtidos neste trabalho e apontam para uma recuperação da área (em questão de branqueamento observado), apesar disso, ressalta-se a presença recorrente de branqueamento na Ilha das Couves (59% em fevereiro de 2023) indicando uma provável vulnerabilidade aos frequentes estressores locais e globais. Assim, destaca-se a necessidade de que os recifes rochosos sejam considerados na gestão dessas ilhas.

Por outro lado, na Ilha das Palmas, que está sob um nível maior de proteção, onde é proibido o turismo, navegação, fundeio de embarcações e a pesca, as taxas de branqueamento foram inferiores a quase todas as obtidas em áreas com a presença intensa de atividades de turismo. Essa Unidade de Conservação (Estação Ecológica) abrange toda a área marinha a mais ou menos 1 km ao redor da ilha e apresenta uma classificação elevada de eficácia de gestão, o que favorece a saúde do ambiente, apesar de algumas dificuldades apresentadas, como a presença de espécies invasoras, entre outras (ICMBio, 2017; Banzato, 2014). Os dados obtidos no monitoramento de 2021 apresentaram valores mais elevados de branqueamento de *P. caribaeorum* na Ilha das Palmas, com uma máxima de 54% no mês de novembro (Mariano, 2022). O que reflete o cenário de branqueamento mais severo observado na região de Ubatuba naquele ano. Os dados atuais, deste estudo, indicam que apesar dos valores mais altos registrados anteriormente, a Ilha das Palmas parece não apresentar uma condição de branqueamento recorrente, como observado na Ilha das Couves, e apresentou

uma cobertura saudável ao longo de 2023 e início de 2024. Por fim, destaca-se também que não apenas a proteção total de atividades apresentou um efeito significativo, como também áreas que não estão expostas diretamente às atividades de turismo, pelo menos para *Palythoa caribaeorum*. Por exemplo, na Ilha das Couves 59% de branqueamento foi registrado na área exposta às atividades de turismo, enquanto na área não exposta esse valor foi de 21%.

Os resultados obtidos indicam que medidas de proteção nos recifes rochosos da região de estudo, que considerem reduzir a concentração de embarcações próximas aos costões e delimitar áreas de fundeio, possam ser eficazes em manter comunidades menos suscetíveis ao branqueamento, ao evitar o contato crônico com estressores locais. De acordo com o que é discutido por Bates et al. (2019), apesar do aquecimento dos oceanos exceder os limites toleráveis pelos corais e eventos de mortalidade serem esperados dentro de áreas protegidas, a proteção eficaz de áreas marinhas pode sustentar a resistência e recuperação do ambiente em vários níveis de organização biológica. Os autores também argumentam que uma rede eficaz de áreas marinhas protegidas pode assegurar um contínuo de ambientes adequados para as espécies, considerando a ocorrência de distúrbios climáticos espacialmente heterogêneos, que afetam o perímetro de algumas áreas, mas não de outras.

Além dos diferentes níveis de proteção e exposição às atividades de turismo deve ser considerado que possivelmente as áreas de estudo não possuem exatamente as mesmas condições oceanográficas, sendo que as áreas expostas ao turismo podem ser mais abrigadas da exposição de ondas, e podem possuir menor circulação de correntes marinhas, estando sujeitas a maior efeito das ondas de calor, principalmente em comparação com o local sob proteção total (Ilha das Palmas), que é ilha mais exposta do estudo. Apesar dos valores de temperatura da superfície do mar e do acúmulo de anomalias térmicas ter sido parecido entre as ilhas, o estudo limitou-se a utilizar um método que obtém valores em escalas mais amplas, não sendo possível acessar as diferenças mais pontuais, por exemplo entre as áreas de uma mesma ilha, e medidas em campo localmente não foram obtidas para confirmação. Ainda assim, como destacado anteriormente, diversos estudos mostram o efeito de estressores locais na resistência dos corais ao branqueamento, sendo provável que os resultados aqui obtidos sejam decorrentes do efeito de altas temperaturas do oceano em conjunto com os estressores locais, sendo o branqueamento observado inclusive em períodos mais frios do ano.

Durante o Quarto Evento Global de Branqueamento em Massa (2023-2024), um branqueamento moderado (< 50%) foi registrado nos recifes do litoral norte de São Paulo, monitorados neste trabalho, com destaque para a Ilha das Cabras. O maior valor obtido durante o evento foi de 43% de branqueamento em *Palythoa caribaeorum* e 37% em *Mussismilia hispida*. Em comparação, no oceano Pacífico, na costa do México, foi registrado mais de 95% de branqueamento a uma mesma faixa de profundidade do presente estudo (< 5 m) (López-Pérez et al. 2024). Na região do Caribe foi observado um branqueamento severo

em diversas localidades (Goreau & Hayes, 2024) e os autores declaram que a mortalidade observada é a pior vista na região. No Brasil, de acordo com levantamentos noticiados no site da Universidade Federal de Alagoas (2024) e nas redes sociais do Projeto Coral Vivo, 90% de branqueamento foi observado no estado de Alagoas e Pernambuco. Assim, em um contexto global e nacional, aparentemente, um cenário menos severo foi observado nos recifes rochosos monitorados neste estudo, reforçando a importância climática para os corais já abordada anteriormente para a costa sudeste do Brasil (Banha et al. 2020; Príncipe et al. 2021; Albuquerque et al. 2023). Talvez o estresse térmico possa ter sido atenuado pela presença da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) nas zonas rasas do litoral norte de SP durante o verão de 2024. Apesar disso, um branqueamento moderado foi registrado. Essa região, apesar de demonstrar alguns pontos de resistência, está sujeita a crescentes pressões antrópicas locais, como a poluição, pulsos de água doce, sedimentação, chuvas extremas, expansão urbana, perda de habitats, expansão portuária e de atividades náuticas (Pierri-Daunt, 2019), com temperaturas da superfície do mar cada vez mais altas (Banha et al. 2020).

As projeções futuras para os corais e zoantídeos no sudeste do Brasil apontam para mudanças significativas na distribuição e viabilidade de habitats (Príncipe et al. 2021; Durante et al. 2018). A perda de áreas adequadas para a espécie *Mussismilia hispida* ao longo da costa brasileira é esperada em todos os cenários futuros (Príncipe et al. 2021). Apesar de alguns locais se manterem viáveis como habitats e haver a possibilidade de expansão para outras áreas, não há garantia de que essas espécies conseguirão se estabelecer nas novas regiões, especialmente considerando a qualidade e disponibilidade de substrato, a biologia reprodutiva e a dispersão das espécies (Príncipe et al. 2021). O zoantídeo *Palythoa caribaeorum* também enfrentará condições adversas, sendo que sua dominância nas áreas recifais está negativamente associada com temperaturas prolongadas da superfície do mar 1°C acima do normal (Cruz et al. 2018). Outro fator limitante é a profundidade de ocorrência dos zoantídeos, normalmente restritos entre 0 e 15 metros (Aued et al. 2018). Zonas mais rasas podem ser mais afetadas pela alta incidência de luz solar e variações na temperatura (Jorda et al. 2020; Reimer et al. 2021), além disso, áreas mais rasas dos recifes também estão em contato com maior carga direta de estressores locais. Em cenários climáticos mais severos, *P. caribaeorum* pode perder metade de seus habitats adequados no Atlântico Sudoeste, incluindo suas áreas de ocorrência atuais na região sudeste (Durante et al. 2018).

Portanto, a mitigação das mudanças climáticas com acordos internacionais que reduzam de fato as emissões de gases de efeito estufa e a transição para fontes de energia renovável devem ser uma prioridade global para garantir a continuidade dos ambientes recifais (Morrison et al. 2020). Simultaneamente, uma gestão local eficaz também é fundamental. O planejamento de Áreas Marinhas Protegidas deve ser baseado em dados ecológicos e envolver a participação ativa das comunidades locais (Morrison et al. 2020).

Ações de regulação da pesca, da navegação e do fundeio de embarcações, ordenamento do turismo e controle da poluição marinha também devem ser uma prioridade, incluindo regulamentações para produtos químicos prejudiciais (Morrison et al 2020). A integração entre políticas de mar e terra também deve ser considerada, com o um planejamento do uso da terra que considere os impactos do lançamento de efluentes urbanos e industriais no mar, a instalação de marinas, a gestão das microbacias e a proteção de manguezais e zonas úmidas (Morrison et al 2020). O investimento em treinamento das autoridades locais e gestores também é crucial para a eficaz implementação das políticas de conservação. E por fim, o monitoramento contínuo dos recifes e a pesquisa permitem avaliar a saúde dos ecossistemas e ajustar as estratégias de gestão conforme necessário, garantindo que as medidas permaneçam eficazes diante de um ambiente em constante mudança (Morrison et al 2020).

Considerando a importância de investigar os fatores de resistência e vulnerabilidade dos recifes para identificar áreas e medidas prioritárias para a conservação, algumas perspectivas futuras com base nos resultados deste trabalho podem ser consideradas, como o ordenamento do turismo nas ilhas. Em relação à Ilha das Couves e à Ilha Anchieta, que já estão inseridas em áreas marinhas protegidas, é fundamental o ordenamento do fundeio das embarcações sobre os recifes rochosos e áreas próximas, visando reduzir a alta concentração e a proximidade em relação à costeira, por exemplo com a delimitação de zonas de fundeio, instalação de poitas, e limitação da quantidade de embarcações. Além disso, é essencial que os operadores sejam capacitados para instruir os visitantes sobre as vulnerabilidades do ambiente, evitando o contato direto e o pisoteio da cobertura recifal. A área marinha da Ilha das Cabras, localizada na zona de amortecimento de uma unidade de conservação terrestre, igualmente requer inclusão em estratégias de conservação. Recentemente, a Fundação Florestal, em parceria com a UNESCO, propôs a criação de um museu na Ilha das Cabras, com previsão de implementação até 2025. O projeto, que inclui reformas, instalações elétricas e construção de píeres, deverá aumentar consideravelmente o fluxo de embarcações e a carga de visitação na ilha. Diante disso, destaca-se a urgência de medidas de ordenamento para garantir a conservação do ambiente marinho, junto com a implementação de programas de monitoramento dos ambientes recifais pelas próprias unidades em toda a região, visando aprimorar as medidas de conservação.

6. Conclusão

Nas ilhas costeiras do Litoral Norte Paulista, os ricos recifes rochosos abrigam duas espécies essenciais da fauna bentônica, *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*, cuja sobrevivência pode ser ameaçada ou alterada pelo aquecimento global. Além de vulneráveis ao futuro climático, e embora tenham demonstrado certa resistência aos níveis de estresse

térmico atual na região, outras fontes de impacto podem estar intensificando o estresse sobre estas espécies, afetando a saúde das colônias.

O monitoramento do branqueamento das colônias em áreas com diferentes intensidades de atividades de turismo revelou que, em locais com maior exposição ao turismo, as porcentagens de branqueamento foram superiores às de áreas não expostas à atividade turística. Para *Palythoa caribaeorum*, esse efeito foi evidente tanto em comparação com áreas que não estão em contato direto com as atividades, dentro das mesmas ilhas, quanto em relação à Ilha das Palmas, onde as atividades antrópicas locais são totalmente restritas. Já para *Mussismilia hispida*, o efeito ocorreu, principalmente, em relação ao local sob proteção total, com poucas diferenças entre áreas de maior e menor intensidade de atividades numa mesma ilha. Durante períodos de temperaturas mais elevadas, as taxas de branqueamento foram mais intensas nas áreas expostas ao turismo para ambas as espécies. Em destaque, durante o Quarto Evento Global de Branqueamento em Massa, observou-se um branqueamento moderado nas áreas estudadas, com taxas mais altas nas regiões expostas ao turismo, o que sugere um efeito combinado entre altas temperaturas e fatores locais, induzindo branqueamento. Por fim, mesmo no período mais frio, o branqueamento de *P. caribaeorum* permaneceu maior nas áreas sujeitas às atividades humanas.

Em conclusão, a intensa carga de atividades de turismo nos ambientes recifais dos locais de estudo parece impactar negativamente as colônias de *Palythoa caribaeorum* e *Mussismilia hispida*, resultando em maiores taxas de branqueamento nessas áreas. A proteção total contra atividades antrópicas locais presente na Ilha das Palmas, demonstrou efeito positivo, ao apresentar colônias com menores taxas de branqueamento, mesmo na presença de ondas de calor. Dessa forma os dados obtidos apontam uma importante contribuição para a gestão desses ambientes, destacando a necessidade do ordenamento das atividades de turismo na região, onde impactos locais podem estar exacerbando um impacto global severo, com implicações letais para as espécies de corais e zoantídeos, que sustentam uma grande biodiversidade recifal.

7. Referências

- Albuquerque, F.C; Bleuel, J; Pinto, M.P; Longo, G.O. (2023). In the right place at the right time: representativeness of corals within marine protected areas under warming scenarios in Brazil. *Ocean & Coastal Management*. 233: 106469.
- Aued, A.W; Smith, F; Quimbayo, J.P; Candido, D.V; Longo, G.O; Ferreira, C.E.L; Witman, J.D; Floeter, S.R; Segal, B. (2018). Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian province. *PLoS One*. 13: 1–15.

- Bak, R.P.M. (1987). Effects of chronic oil pollution on a Caribbean coral reef. *Marine Pollution Bulletin*. 18(10): 534-539.
- Banha, T.N.S; Capel, K.C.C; Kitahara, M.V; Francini-Filho, R.B; Francini, C.L.B; Sumida, P.Y.G; Mies, M. (2020). Low coral mortality during the most intense bleaching event ever recorded in subtropical Southwestern Atlantic reefs. *Coral Reefs*. 39, 515–521.
- Banzato, B.M. (2014). Análise da efetividade das Unidades de Conservação Marinhas de Proteção Integral de São Paulo. Universidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado. 161 pp.
- Baumann, J.H; Zhao, L.Z; Stier, A.C; Bruno, J.F. (2022). Remoteness does not enhance coral reef resilience. *Global Change Biology*. 28: 417–428
- Balmford, A. (2006). Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*. 11: 193–196.
- Bates, A.E; Cooke, R.S.C; Duncan, M.I; Edgar, G.J; Bruno, J.F; Benedetti-Cecchi, L; Côté, I.M; Lefcheck, J.S; Costello, M.J; Barrett, N; Bird, T.J; Fenberg, P.B; Stuart-Smith, R.D. (2019). Climate resilience in marine protected areas and the “Protection Paradox”. *Biological Conservation*. 236: 305–314.
- Bender, M.G; Vila - Nova, D.A; Floeter, S.R. (2009). Uso de habitats das espécies de peixes recifais ameaçadas no Brasil: considerações para o design de Áreas Marinhas Protegidas. *Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia*. 4 p.
- Bettencourt, P; Wasserman, J.C; Dias, F.F; Alves, P.R; Bezerra, D.B; Santos, C.A; Zotes, L.P; Barros, S.R. (2019). Remote sensing applied to the evaluation of spatial and temporal variation of water quality in a coastal environment, Southeast Brazil. *Journal of Geographic Information System*. 11: 500–521.
- Bleuel, J; Pennino, M.G; Longo, G.O. (2021). Coral distribution and bleaching vulnerability areas in Southwestern Atlantic under ocean warming. *Scientific Reports*. 11(1): 1–12.
- Braz, G.B; Lacerda, C.H.F; Evangelista, H; Güth, A.Z; Rumbelsperger, A.M.B; Capel, K.C.C; Dall’Oco, P.L; Mies, M. (2022). Unprecedented erosion of *Mussismilia harttii*, a major reef-building species in the Southwestern Atlantic, after the 2019 bleaching event. *Coral Reefs*. 41: 1537–1548.
- Browne, N.K; Precht, E; Last, K.S; Todd, P.A. (2014). Photo-physiological costs associated with acute sediment stress events in three near-shore turbid water corals. *Marine Ecology Progress Series*. 502: 129-143.

- Candido, L.C.(2023). Caracterização dos habitat de fundo do entorno do Parque Estadual Ilha Anchieta - São Paulo utilizados pela ictiofauna. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado. 147 pp.
- Carilli, J.E; Norris, R.D; Black, B.A; Walsh, S.M; McField, M. (2009). Local stressors reduce coral resilience to bleaching. PLOS ONE. 4, e6324.
- Castro, C.B; Segal, B; Negrão, F; Calderon, E.N. (2012). Four-year monthly sediment deposition on turbid southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. Brazilian Journal of Oceanography. 60(1): 49-63.
- CETESB. (2021). Relatório de Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo 2020.
- CIET - Centro de Inteligência da Economia do Turismo. (2023). Disponível em: [https://www.saopaulo.sp.gov.br/ultimas-noticias/governo-de-sp-lanca-campanha-promocional-d-e-incentivo-ao-turismo-no-litoral-norte-2/#:~:text=O%20Litoral%20Norte%20recebe%20mais,Economia%20do%20Turismo%20\(CIET\)](https://www.saopaulo.sp.gov.br/ultimas-noticias/governo-de-sp-lanca-campanha-promocional-d-e-incentivo-ao-turismo-no-litoral-norte-2/#:~:text=O%20Litoral%20Norte%20recebe%20mais,Economia%20do%20Turismo%20(CIET).). Acesso em Fevereiro de 2024.
- Corazza, B.M; Lacerda, C.H.F; Güth, A.Z; Marcançoli, R.K.M; Bianchini, A; Calderon, E.N; Capel, K.C.C; Conceição, E; Faria, S.C; Francini-Filho, R.B; Garrido, A.G; Guebert, F.M; Kitahara, M.V; Longo, G.O; Lotufo, T.M.C; Salvi, K.P; Segal, B; Sumida, P.Y.G; Zilberberg, C; Mies, M. (2024). No coral recovery three years after a major bleaching event in reefs in the Southwestern Atlantic refugium. Mar Biol. 171, 114.
- Costa, D.L; Gomes, P.B; Santos, A.M; Valença, N.S; Vieira, N.A; Pérez, C.D. (2011). Morphological plasticity in the reef zoanthid *Palythoa caribaeorum* as an adaptive strategy. Annales Zoologici Fennici. 48(6): 349-358.
- Crain, C.M; Halpern, B.S; Beck, M.W; Kappel, C.V. (2009). Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. Annals of the New York Academy of Sciences. 1162: 39–62.
- Cruz, I.C.S; Waters, L.G; Kikuchi, R.K.P; Leão, Z.M.A.N; Turra, A. (2018). Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. Marine Pollution Bulletin. 135: 551–561.
- Cunha, B; Tonhá, M; Machado, W; Araújo, D.F; Fernandez, M; Babinski, M; Garnier, J. (2021). Contaminação ambiental em uma região turística do estado do Rio de Janeiro: tintas de embarcações como fontes de cobre. In: Anais do XV Congresso de Geoquímica dos Países da Língua Portuguesa e XVIII Congresso Brasileiro de Geoquímica. p.81.

- Danovaro, R; Bongiorno, L; Corinaldesi, C; Giovannelli, D; Damiani, E; Astolfi, P; Greci, L; Pusceddu, A. (2008). Sunscreens cause coral bleaching by promoting viral infections. *Environ. Health Perspect.* 116: 441-447.
- Donovan, M.K; Adam, T.C; Shantz, A.A; Speare, K.E; Munsterman, K.S; Rice, M.M; Schmitt, R.J; Holbrook, S.J; Burkepile, D.E. (2020). Nitrogen pollution interacts with heat stress to increase coral bleaching across the seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 117: 5351–5357.
- Douglas, A.E. (2003). Coral bleaching—how and why? *Marine Pollution Bulletin.* 46(4), 385-392.
- Duarte, G.A.S; Villela, H.D.M; Deocleciano, M; Silva, D; Barno, A; Cardoso, P.M; Vilela, C.L.S; Rosado, P; Messias, C.S.M.A; Chacon, M.A; Santoro, E.P; Olmedo, D.B; Szpilman, M; Rocha, L.A; Sweet, M; Peixoto, R.S. (2020). Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. *Front. Mar. Sci.* 7:179.
- Durante, L.M; Cruz, I.C.S; Lotufo, T.M.C. (2018). The effect of climate change on the distribution of a tropical zoanthid (*Palythoa caribaeorum*) and its ecological implications. *PeerJ.* 6: e4777.
- Dutra, L.X.C; Kikuchi, R.K.P; Leão, Z.M.A.N. (2006). Todos os Santos Bay coral reefs, Eastern Brazil, revisited after 40 years. *Coral Reef Symp.* 1095: 1090–1095.
- Eakin, C.M; Devotta, D; Heron, S; Connolly, S; Liu, G; Geiger, E; Cour, J.D.L; Gomez, A; Skirving, W; Baird, A; Cantin, N; Couch, C; Donner, S; Gilmour, J; Gonzalez-Rivero, M; Gudka, M; Harrison, H; Hodgson, G; Hoegh-Guldberg, O; Manzello, D. (2022). The 2014–17 global coral bleaching event: The most severe and widespread coral reef destruction. *Research Square.*
- Eddy, T.D; Lam, V.W.Y; Reygondeau, G; Cisneros-Montemayor, A.M; Greer, K; Palomares, M.L.D; Bruno, J.F; Ota, Y; Cheung, W.W.L. (2021). Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. 4(9): 1278-1285.
- Farias, N.R. (2019). Ações antrópicas na Praia do Francês / Marechal Deodoro: uma busca por indicadores biológicos dos impactos do turismo. Instituto Federal de Alagoas. Dissertação de Mestrado. 56 pp.
- Fautin, D.G; Buddemeier, R.W. (2004). Adaptive bleaching: a general phenomenon. *Hydrobiologia.* 530: 459–467.
- Floeter, S.R; Guimaraes, Z.P.R; Rocha, L.A; Ferreira, C.E.L; Rangel, C.A; Gasparini, J.L. (2001). Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. *Global Ecology and Biogeography.* 10(4), 423–431.

- Fonseca, J.S; Marangoni, L.F.B; Marques, J.A; Bianchini, A. (2017). Effects of increasing temperature alone and combined with copper exposure on biochemical and physiological parameters in the zooxanthellate scleractinian coral *Mussismilia harttii*. *Aquatic Toxicology*. 190: 121–132.
- Freitas, L.M; Kikuchi, R; Oliveira, M.D.M; Leao, Z. (2019). Effects of turbidity and depth on the bioconstruction of the Abrolhos reefs. *Coral Reefs*. 38: 241–253.
- Frolicher, T. L; Fischer, E.M; Gruber, N. (2018). Marine Heatwaves under global warming. *Nature*. 560: 360–364.
- Fundação Florestal (2022). Plano de Manejo Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte. 671 pp.
- Fundação Florestal (2021). Proposta de Criação Parque Estadual Marinho Tartaruga-de-Pente. 535 pp.
- Fundação Florestal (2018). Relatório da Capacidade de Carga Turística da Ilha das Couves, Ubatuba/SP. 22 pp.
- Fundação Florestal (2015). Plano de Manejo Parque Estadual de Ilhabela. 835 pp.
- Garrido, A.G; Carlos-Júnior, L.A; Casares, F.A; Calderon, E.N; Oigman-Pszczol, S.S; Zilberberg, C. (2024). Temporal and spatial dynamics of coral symbiont assemblages are affected by local and global impacts. *Marine Pollution Bulletin*. 201: 116272.
- Gates, R.D; Edmunds, P.J. (1999). The physiological mechanisms of acclimatization in tropical reef corals. *Integrative and Comparative Biology*. 39: 30–43.
- Gustafsson, M.S.M; Baird, M.E; Ralph, P.J. (2013). The interchangeability of autotrophic and heterotrophic nitrogen sources in Scleractinian coral symbiotic relationships: A numerical study. *Ecological Modelling*. 250, 183-194.
- Gutiérrez, J.L; Hacker, S.D; Coombes, M.A; Wild, C; Pereira-Filho, G.H; Palomo, M.G. (2022). Marine Hard Substrate Communities. In: Pan, J; Pratolongo, P.D. (Eds). *Marine Biology A Functional Approach to the Oceans and their Organisms*. 1: 232-273.
- Giglio, V.J; Ternes, M.L.F; Mendes, T.C; Cordeiro, C.A.M.M; Ferreira, C.E.L. (2017). Anchoring damages to benthic organisms in a subtropical scuba dive hotspot. *Journal of Coastal Conservation*. 21(2): 311-316.
- Good, A.M; Bahr, K.D. (2021). The coral conservation crisis: interacting local and global stressors reduce reef resiliency and create challenges for conservation solutions. *SN Applied Sciences*. 3: 312.

- Goreau, T.J.F; Hayes, R.L. (2024). Record marine heat waves: coral reef bleaching HotSpot maps reveal global sea surface temperature extremes, coral mortality, and ocean circulation changes. *Oxford Open Climate Change*. 4(1): kgae005.
- Grillo, A.C; Candido, C.F; Giglio, V.J; Longo, G.O. (2021). Unusual high coral cover in a Southwestern Atlantic subtropical reef. *Marine Biodiversity*. 51: 77.
- Hall, C.M. (2001). Trends in ocean and coastal tourism: the end of the last frontier? *Ocean Coastal Manage*. 44: 601–618.
- Harrison, H.B; Álvarez-Noriega, M; Baird, A.H; Heron, S.F; MacDonald, C; Hughes, T.P. (2019). Back-to-back coral bleaching events on isolated atolls in the Coral Sea. *Coral Reefs*. 38: 713–719.
- Haywick, D; Mueller, E.M. (1997). Sediment retention in encrusting *Palythoa* spp.—a biological twist to a geological process. *Coral Reefs*. 16: 39–46.
- He, T; Tsui, M.M.P; Tan, C.J; Ma, C.Y; Yiu, S.K.F; Wang, L.H; Chen, T.H; Fan, T.Y; Lam, P.K.S; Murphy, M.B. (2019). Toxicological effects of two organic ultraviolet filters and a related commercial sunscreen product in adult corals. *Environmental Pollution*. 245: 462-471.
- Hempson, T.N; Graham, N.A.J; MacNeil, M.A; Hoey, A.S; Wilson, S.K. (2018). Ecosystem regime shifts disrupt trophic structure. *Ecological Applications*. 28(1): 191–200.
- Hissa, D.C; Campos,T.M; Oliveira, R.S.B; Viana, D.G; Rabelo, E.F. (2009). Efeito da temperatura no branqueamento de corais: avaliação de potenciais bioindicadores do aquecimento global. *Arq. Ciên. Mar*. 42(2): 50 - 54.
- Hoegh-Guldberg, O; Jacob, D; Taylor, M; Bindi, M; Brown, S; Camilloni, I; Diedhiou, A; Djalante, R; Ebi, K.L; Engelbrecht, F; Guiot, J; Hijikoka, Y; Mehrotra, S; Payne, A; Seneviratne, S.I; Thomas, A; Warren, R; Zhou, G. (2018). Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems Supplementary Material. In: Masson-Delmotte, V; Zhai, P; Pörtner, H.-O; Roberts, D; Skea, J; Shukla, P.R; Pirani, A; Moufouma-Okia, W; Péan, C; Pidcock, R; Connors, S; Matthews, J.B.R; Chen, Y; Zhou, X; Gomis, M.I; Lonnoy, E; Maycock, T; Tignor, M; Waterfield, T. (Eds). *Global Warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*.
- Hoegh-Guldberg, O; Smith, G.J. (1989). The effects of sudden changes in temperature, light and salinity on the population density and export of zooxanthellae from the reef corals *Stylophora*

- pistillata* Esper and *Seriatopora hystrix* Dana. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 129: 279-303.
- Horta, P.A; Sissini, M.N; Bergstrom, E; Freire, V; Bastos, E; Martins, G; Lucena, L.A; Martins, C; Barufi, J.B; Rorig, L; Riul, P; Gurgel, C.F. (2016). Papel das algas nos recifes e as consequências das interferências antrópicas. In: Zilberberg, C; Abrantes, D.P; Marques, J.A; Machado, L.F; Marangoni, L.F.B. (Eds.). *Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.157-168.
- Hughes, T.P; Baird, A.H; Bellwood, D.R; Card, M; Connolly, S.R; et al. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*. 301: 929–933.
- Hughes, A.D; Grottoli, A.G. (2013). Heterotrophic Compensation: A Possible Mechanism for Resilience of Coral Reefs to Global Warming or a Sign of Prolonged Stress? PLoS ONE. 8(11): e81172.
- Hughes, T.P; Anderson, K.D; Connolly, S.R; Heron, S.F; Kerry, J.T; Lough, J.M; Baird, A.H; Baum, J.K; Berumen, M.L; Bridge, T.C; Claar, D.C; Eakin, C.M; Gilmour, J.P; Graham, N.A.J; Harrison, H; Hobbs, J.P.A; Hoey, A.S; Hoogenboom, M; Lowe, R.J; McCulloch, M.T; Pandolfi, J.M; Pratchett, M; Schoepf, V; Torda, G; Wilson, S.K. (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the anthropocene. *Science*. 359, 80–83.
- ¹Hughes, T.P; Barnes, M.L; Bellwood, D.R; Cinner, J.E; Cumming, G.S; Jackson, J.B.C; Kleypas, J; Leemput, I.A; Lough, J.M; Morrison, T.H; Palumbi, S.R; Nes, E.H; Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*. 546: 82-90.
- ²Hughes, T.P; Kerry, J.T; Álvarez-Noriega, M; Álvarez-Romero, J.G; Anderson, K.D; Baird, A.H; Babcock, R.C; Beger, M; Bellwood, D.R; Berkelmans, R; Bridge, T.C; Butler, I.R; Byrne, M; Cantin, N.E; Comeau, S; Connolly, S.R; Cumming, G.S; Dalton, S.J; Diaz-Pulido, G; Eakin, C.M; Figueira, W.F; Gilmour, J.P; Harrison, H.B; Heron, S.F; Hoey, A.S; Hobbs, J.P.A; Hoogenboom, M.O; Kennedy, E.V; Kuo, C; Lough, J.M; Lowe, R.J; Liu, G; McCulloch, M.T; Malcolm, H.A; McWilliam, M.J; Pandolfi, J.M; Pears, R.J; Pratchett, M.S; Schoepf, V; Simpson, T; Skirving, W.J; Sommer, B; Torda, G; Wachenfeld, D.R; Willis, B.L; Wilson, S.K. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*. 543, 373–377.
- ICMBio (2017). Plano de Manejo da Estação Ecológica Tupinambás e Refúgio de vida silvestre do Arquipélago de Alcatrazes. 43 pp.
- Jameson, S.C; McManus, J.W; Spalding, M.D. (1995). State of the reefs: regional and global perspectives. International Coral Reef Initiative. 32 pp.

- Junior, L.D.R.; Oliveira, R.C. (2014). Áreas Protegidas e Expansão do Uso da Terra no Litoral Norte do Estado de São Paulo. *Caminhos de Geografia*. 14(48).
- Johnson, J.V; Dick, J.T.A; Pincheira-Donoso, D. (2022). Local anthropogenic stress does not exacerbate coral bleaching under global climate change. *Global Ecology and Biogeography*. 31: 1228–1236.
- Jorda, G; Marbà, N; Bennett, S; Santana-Garcon, J; Agustí, S; Duarte, C.M. (2020). Ocean warming compresses the three-dimensional habitat of marine life. *Nature Ecology & Evolution*. 4: 109–114.
- Karako-Lampert, S; Katcoff, D.J; Achituv, Y; Dubinsky, Z; Stambler, N. (2004). Do clades of symbiotic dinoflagellates in scleractinian corals of the Gulf of Eilat (Red Sea) differ from those of other coral reefs? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 311: 301–314.
- Kayanne, H. (2017). Validation of degree heating weeks as a coral bleaching index in the northwestern Pacific. *Coral Reefs*. 36:63–70.
- Kemp, D.W; Cook, C.B; LaJeunesse, T.C; Brooks, W.R. (2006). A comparison of the thermal bleaching responses of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* from three geographically different regions in south Florida. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 335(2): 266–276.
- Knowlton, N; Brainard, R.E; Fisher, R; Moews, M; Plaisance, L; Caley, M. J. (2010). Coral reef biodiversity. *Life in the World's Oceans: Diversity, Distribution, and Abundance*, ed. McIntyre, A.D. Oxford: Blackwell Publishing. 65–78.
- Kyle, R; Pearson, B; Fielding, P.J; Robertson, W.D; Birnie, S.L. (1997). Subsistence shellfish harvesting in the Maputaland Marine Reserve in northern KwaZulu-Natal, South Africa: rocky shore organisms. *Biological Conservation*. 82: 183–192.
- LaJeunesse, T.C; Parkinson, J.E; Gabrielson, P.W; Jeong, H.J; Reimer, J.D; Voolstra, C.R; Santos, S.R. (2018). Systematic revision of Symbiodiniaceae highlights the antiquity and diversity of coral endosymbionts. *Curr. Biol*. 28, 2570–2580.e6.
- Lamparelli, C; Moura, C. (1999) Mapeamento dos ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 108 pp.
- Leão, Z.M; Kikuchi, R.K.P; Oliveira, M.D.M; Vasconcellos, V. (2010). Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 5, 224–235.
- Leão, Z.M.A.N; Kikuchi, R.K.P; Testa, V. (2003). Corals and coral reefs of Brazil. *Latin American Coral Reefs*, ed. Cortés, J. Elsevier Science. 9-52.

- Lesser, M.P. (1997). Oxidative stress causes coral bleaching during exposure to elevated temperatures. *Coral Reefs*. 16: 187–192.
- Letourneur, Y; Briand, M.J; Graham, N.A.J. (2017). Coral reef degradation alters the isotopic niche of reef fishes. *Marine Biology*. 164: 224.
- Lima, G.V. (2017). Avaliação do estado de conservação do coral endêmico *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) (Cnidaria: Anthozoa) no Brasil. Dissertação de mestrado. 112 pp.
- Little, A.F; van Oppen, M.J.H; Willis, B. (2004). Flexibility in algal endosymbioses shapes growth in reef corals. *Science*. 304: 1492–1494
- Liu, G; Strong, A.E; Skirving, W.J; Arzayus, L.F. (2006) Overview of NOAA coral reef watch program's near-real-time satellite global coral bleaching monitoring activities. In: *Proceedings of 10th international coral reef symposium*. 1: 1783–1793.
- Loiola, M; Cruz, I.C.S; Lisboa, D.S; Mariano-Neto, E; Leão, Z.M.A.N; Oliveira, M.D.M; Kikuchi, R.K.P. (2019). Structure of marginal coral reef assemblages under different turbidity regimes. *Marine Environmental Research*. 147: 138-148.
- López-Pérez, A; Granja-Fernández, R; Ramírez-Chávez, E; Valencia-Méndez, O; Rodríguez-Zaragoza, F.A; González-Mendoza, T; Martínez-Castro, A. (2024). Widespread coral bleaching and mass mortality of reef-building corals in southern Mexican Pacific reefs due to 2023 El Niño warming. *Oceans*. 5(2): 196–209.
- Loya, Y; Rinkevich, B. (1979). Abortion Effect in Corals Induced by Oil Pollution. *Marine Ecology Progress Series*. 1(1): 77-80.
- Loya, Y; Sakai, K; Yamazato, K; Nakano, Y; Sambali, H; van Woesik, R. (2001). Coral bleaching: the winners and the losers. *Ecological Letters*. (4)2: 122-131.
- Machado, A.A; Moraes, F.C; Aguiar, A.A; Hostim-Silva, M; Santos, L.N; Bertoncini, A.A. (2022). Rocky reef fish biodiversity and conservation in a Brazilian Hope Spot region. *Neotropical Ichthyology*. 20(3): e220032.
- Magris, R.A; Costa, M.D; Ferreira, C.E; Vilar, C.C; Joyeux, J.C; Creed, J.C; Copertino, M.S; Horta, P.A; Sumida, P.Y.G; Francini-Filho, R.B; Floeter, S.R. (2021). A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. *Divers. Distrib.* 27(2), 198–215.
- Magris, R.A; Grech, A; Pressey, R.L (2018). Cumulative human impacts on coral reefs: assessing risk and management implications for Brazilian coral reefs. *Diversity*. 10: 1–14.

- Manzello, D.P; Matz, M.V; Enochs, I.C; Valentino, L; Carlton, R.D; Kolodziej, G; Serrano, X; Towle, E.K; Jankulak, M. (2019). Role of host genetics and heat-tolerant algal symbionts in sustaining populations of the endangered coral *Orbicella faveolata* in the Florida Keys with ocean warming. *Global Change Biology*. 25(3), 1016–1031.
- Mariano, A.E.B. (2022). Branqueamento de *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria, Anthozoa) em locais com diferentes impactos antrópicos na APAMLN e na ESEC Tupinambás (Ubatuba - SP, Brasil). Universidade Estadual Paulista (Unesp). Trabalho de Conclusão de Curso. 62 pp.
- Marques, J.A; Costa, P.G; Marangoni, L.F.B; Pereira, C.M; Abrantes, D.P; Calderon, E.N; Castro, C.B; Bianchini, A. (2019). Environmental health in southwestern Atlantic coral reefs: Geochemical, water quality and ecological indicators. *Science of The Total Environment*. 651(1): 261–270.
- McClanahan, T.R; Maina, J.M; Darling, E.S; Guillaume, M.M.M; Muthiga, N.A; D’agata, S; Leblond, J; Arthur, R; Jupiter, S.D; Wilson, S.K; Mangubhai, S; Ussi, A.M; Humphries, A.T; Patankar, V; Shedrawi, G; Julius, P; Ndagala, J; Grimsditch, G. (2020). Large geographic variability in the resistance of corals to thermal stress. *Global Ecology and Biogeography*. 29: 2229–2247.
- McClanahan, T.R; Weil, E; Baird, A.H. (2018). Consequences of Coral Bleaching for Sessile Reef Organisms. *Coral Bleaching - Chapter 10. Ecological Studies*. 233: 231–263.
- McManus, J.W; Polsenberg, J.F. (2004). Coral–algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography*. 60: 263–279.
- Mendonça-Neto, J.P; Ferreira, C.E.L; Chaves, L.C.T; Pereira, R.C. (2008). Influence of *Palythoa caribaeorum* (Anthozoa, Cnidaria) zonation on site-attached reef fishes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 80: 495–513.
- Mies, M; Francini-Filho, R.B; Zilberberg, C; Garrido, A.G; Longo, G.O; Laurentino, E; Güth, A.Z; Sumida, P.Y.G; Banha, T.N.S. (2020). South Atlantic coral reefs are major global warming refugia and less susceptible to bleaching. *Front. Mar. Sci*. 7:514.
- Mies, M; Güth, A.Z; Tenório, A.A; Banha, T.N.S; Waters, L.G; Polito, P.S; Taniguchi, S; Bicego, M.C; Sumida, P.Y.G. (2018). In situ shifts of predominance between autotrophic and heterotrophic feeding in the reef-building coral *Mussismilia hispida*: an approach using fatty acid trophic markers. *Coral Reefs*. 37: 677–689.
- Miranda, R.J; Cruz, I.C.S; Leão, Z.M.A.N. (2013). Coral bleaching in the Caramuanas Reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event. *Lat Am J Aquat Res*. 41, 351–360.

- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2003). Atlas dos recifes de coral nas Unidades de Conservação brasileiras.
- Moberg, F; Folke, C. (1999) Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*. 29(2): 215-233.
- Morrison, T.H; Adger, N; Barnett, J; Brown, K; Possingham, H; Hughes, T. (2020). Advancing Coral Reef Governance into the Anthropocene. *One Earth*. 2(1): 64-74.
- Muscattine, L. (1990) The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals. *Coral Reefs*. 75-87.
- Nalley, E.M; Heenan, A; Toonen, R.J; Donahue, M.J. (2024). Examining variations in functional homogeneity in herbivorous coral reef fishes in Pacific Islands experiencing a range of human impacts. *Ecological Indicators*. 162 (111622).
- Negri, A; Vollhardt, C; Humphrey, C; Heyward, A; Jones, R; Eaglesham, G; Fabricius, K. (2005). Effects of the herbicide diuron on the early life history stages of coral. *Marine Pollution Bulletin*. 51(1-4), 370-383.
- Neil, D. (1990). Potential for Coral Stress due to Sediment Resuspension and Deposition by Reef Walkers. *Biological Conservation*. 52: 221-227.
- NOAA. (2021). Skincare Chemicals and Coral Reefs. Disponível em: <https://oceanservice.noaa.gov/news/sunscreen-corals.html>.
- NOAA. What is ENSO? National Oceanic and Atmospheric Administration. Disponível em: <https://www.weather.gov/mhx/ensowhat>. Acessado em janeiro de 2024.
- Oigman-Pszczol, S.S; Creed, J.C. (2011). Can patterns in benthic communities be explained by an environmental pressure index? *Marine Pollution Bulletin*. 62(10): 2181-2189.
- Oigman-Pszczol, S.S; Figueiredo, M.A.O; Creed, J.C. (2004). Distribution of benthic communities on the tropical rocky subtidal of Armação dos Búzios, Southeastern Brazil. *Marine Ecology*. 25: 173–190.
- Owen, R; Knap, A; Toasperm, M; Carbery, K. (2002). Inhibition of coral photosynthesis by the antifouling herbicide Irgarol 1051. *Marine Pollution Bulletin*. 44(7): 623-632.
- Pemberton, R.A; Coyne, M; Musick, J.A; Phillips, B; Hillis-Starr, Z. (2000). Habitat utilization of hawksbill sea turtles at Buck Island Reef National Monument: the zoanthid question. *Proceedings of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology & Conservation*. 477: 69-70.

- Pereira-Filho, G.H; Candido, L.C; Moreira, P.S; Laranja, D.H.R; Motta, F.S; Comin, E. (2023). Descoberta do banco de rodolitos na Ilha das Couves, Ubatuba, SP. Nota Técnica Conjunta nº 001/2023 IMar/Unifesp – Fundação Florestal de São Paulo. 13 pp.
- Pereira-Filho, G.H; Shintate, G.S.I; Kitahara, M.V; Moura, R.L; Amado-Filho, G.M; Bahia, R.G; Moraes, F.C; Neves, L.M; Francini, C.L.B; Gibran, F.Z; Motta, F.S. (2019). The southernmost Atlantic coral reef is off the subtropical island of Queimada Grande (24°S), Brazil. *Bulletin of Marine Science*. 95(2): 277-287.
- Pérez, C.D; Vila-Nova, D.A; Santos, A.M. (2005). Associated community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. *Hydrobiologia*. 548: 207–215.
- PETROBRAS. (2016). Caracterização e Diagnóstico da Atividade Náutica, de Turismo Profissional, na APAMLN.
- Phillips, W.N. (2015). Tourism Threats to Coral Reef Resilience at Koh Sak, Pattaya Bay. *Environment and Natural Resources Journal*. 13(1): 47-60.
- Picciani, N; Galvão de Lossio e Seiblit, I; Paiva, P.C; Barreira e Castro, C; Zilberberg, C. (2016). Geographic patterns of Symbiodinium diversity associated with the coral *Mussismilia hispida* (Cnidaria, Scleractinia) correlate with major reef regions in the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Biology*. 163: 236.
- Pierri-Daunt, A.B. (2019). Vetores de mudança na multifuncionalidade da paisagem costeira do Litoral Norte de São Paulo. Universidade Estadual Paulista. Tese de doutorado. 159 pp.
- Pinheiro, H.T; Rocha, L.A; Macieira, R.M; et al. (2018). South-western Atlantic reef fishes: zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*. 24, 951–965.
- Pires, D; De Paula, A; Ferreira, B; Francini-Filho, R; Gaspar, A; Mendes, L; Negrão, F; Neves, E; Segal, B. No Prelo (2015). Avaliação do risco de extinção de *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.
- Pratchett, M.S; Hoey, A.S; Wilson, S.K. (2014). Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. *Environmental Sustainability*. 7: 37–43.
- Príncipe, S.C; Acosta, A.L; Andrade, J.E; Lotufo, T.M.C. (2021). Predicted shifts in the distributions of Atlantic reef-building corals in the face of climate change. *Frontiers in Marine Science*. 8: 673086.

- Rabelo, E.F; Rocha, L.L; Colares, G.B; et al. (2014). *Symbiodinium* diversity associated with zoanthids (Cnidaria: Hexacorallia) in Northeastern Brazil. *Symbiosis*. 64: 105–113.
- Rahmstorf, S; Coumou, D. (2012). Increase of extreme events in a warming world. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 108:17905–17909.
- Reaka-Kudla, M.L. (1994). Biodiversity of coral reefs. *Science and a changing world*. 22 pp.
- Rede de Pesquisas Coral Vivo (2016). *Conhecendo os Recifes Brasileiros*. 360 p.
- Reimer, A.A. (1971). Observations on the relationships between several species of tropical zoanthids (Zoanthidea, Coelenterata) and their zooxanthellae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 7: 207-214.
- Reimer, J.D; Peixoto, R.S; Davies, S.W; Traylor-Knowles, N; Short, M.L; Cabral-Tena, R.A; Burt, J.A; Pessoa, I; Banaszak, A.T; Winters, R.S; Moore, T; Schoepf, V; Kaullysing, D; Calderon-Aguilera, L.E; Wörheide, G; Harding, S; Munbodhe, V; Mayfield, A; Ainsworth, T; Vardi, T; Eakin, C.M; Pratchett, M.S; Voolstra, C.R. (2024). The Fourth Global Coral Bleaching Event: Where do we go from here? *Coral Reefs*. 43, 1121–1125.
- Reimer, J.D; Wee, H.B; Lopez, C; Beger, M; Cruz, I.C.S. (2021). Widespread *Zoanthus* and *Palythoa* dominance, barrens, and phase shifts in shallow water subtropical and tropical marine ecosystems. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 59.
- Roepke, L.K; Brefeld, D; Soltmann, U; Randall, C.J; Negri, A.P; Kunzmann, A. (2022). Antifouling coatings can reduce algal growth while preserving coral settlement. *Scientific Reports*. 12, 15935.
- Rolim, F.A; Rodrigues, P.F.C; Gadig, O.B.F. (2017). *Peixes de Recife Rochoso: Estação Ecológica de Tupinambás*. 1: 79 pp.
- Santana, E.F.C; Alves, A.L; Santos, A.D.M; Cunha, M.D.G.G.S; Perez, C.D; Gomes, P.B. (2015). Trophic ecology of the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 95(2): 301-309.
- Santana, E.F.C; Mies, M; Longo, G.O; Menezes, R; Aued, A.W; Luza, A.L; Bender, M.G; Segal, B; Floeter, S.R; Francini-Filho, R.B. (2023). Turbidity shapes shallow Southwestern Atlantic benthic reef communities. *Marine Environmental Research*. 183: 105807.
- Sebens, K.P; Grace, S.P; Helmuth, B; Maney Jr, E.J; Miles, J.S. (1998). Water flow and prey capture by three scleractinian corals, *Madracis mirabilis*, *Montastrea cavernosa*, and *Porites porites*, in a field enclosure. *Marine Biology*. 131, 347-360.
- Sebens, K.P. (1982). Intertidal distribution of Zoanthids on the Caribbean Coast of Panamá: effects of predation and desiccation. *Bulletin of Marine Science*. 32: 316–335.

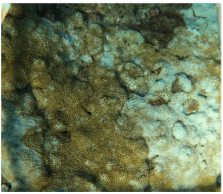
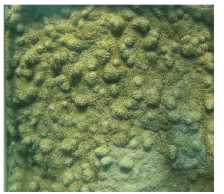
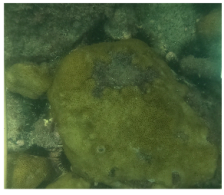
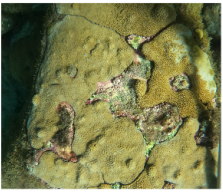
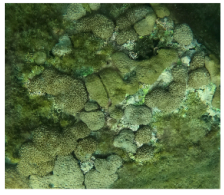
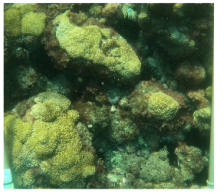
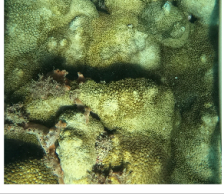
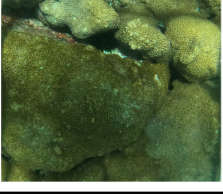
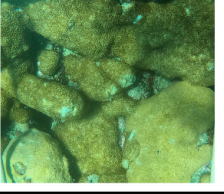
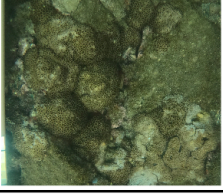
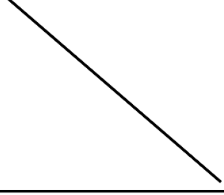
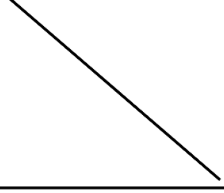
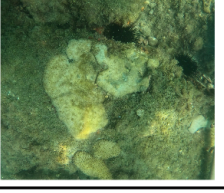
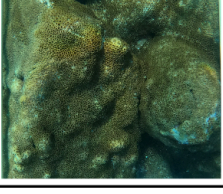
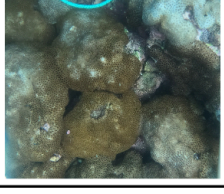
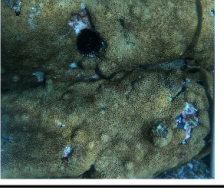
- Siebeck, U.E; Marshall, N.J; Klüter, A; Hoegh-Guldberg, O. (2006). Monitoring coral bleaching using a colour reference card. *CoralReefs*. 25:453–460.
- Siegfried, W.R; Hockey, P.A.R; Branch, G.M. (1994). The exploitation of intertidal and subtidal biotic resources of rocky shores in Chile and South Africa—an overview. In: Siegfried, W.R. (Ed.). *Rocky Shores: Exploitation in Chile and South Africa*. 1: 1–15.
- Silva-Lima, A.W; Walter, J.M; Garcia, G.D; Ramires, N; Ank, G; Meirelles, P.M; Nobrega, A.F; Siva-Neto, I.D; Moura, R.L; Salomon, P.S; Thompson, C.C; Thompson, F.L. (2015). Multiple *Symbiodinium* strains are hosted by the Brazilian endemic corals *Mussismilia* spp. *Microbial Ecology*. 70: 301–310.
- Smith, L.D; Negri, A.P; Philipp, E; Webster, N.S; Heyward, A.J. (2003). The effects of antifoulant-paint-contaminated sediments on coral recruits and branchlets. *Marine Biology*. 143: 651–657.
- Sorvilo, R. 2012. Estrutura e diversidade da comunidade ictiofaunística da Ilha das Cabras, Ilhabela, São Paulo, pelo método de vídeo-transecto. Instituto de Pesca – APTA - Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Dissertação de Mestrado. 73 pp.
- Spalding, M; Burke, L; Wood, S. A; Ashpole, J; Hutchison, J; zu Ermgassen, P. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*. 82, 104–113.
- Spalding, M. D; Ravilious, C; Green, E. P. (2001). *World Atlas of Coral Reefs*. Berkeley, CA: University of California Press. 424 p.
- Stampar, S; Silva, P.F; Luiz, J.R.O. (2007). Predation on the zoanthid *Palythoa caribaeorum* by a hawksbill turtle in Southeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter*. 117: 3–5.
- Steiner, A.Q; Eloy, C.C; Amaral, J.R.B.C; Amaral, F.D; Sassi, R. (2006). O turismo em áreas de recifes de coral: considerações acerca da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (estados de Pernambuco e Alagoas). *OLAM Ciência & Tecnologia*. 6(2): 281 - 296.
- Sully, S; van Woesik, R. (2020). Turbid reefs moderate coral bleaching under climate-related temperature stress. *Global Change Biology*. 26: 1367–1373.
- Tebbett, S.B; Connolly, S.R; Bellwood, D.R. (2023). Benthic composition changes on coral reefs at global scales. *Nature Ecology & Evolution*. 7, 71–81.
- Teh, L.S.L; Teh, L.C.L; Sumaila, U.R. (2013). A Global Estimate of the Number of Coral Reef Fishers. *PLOS ONE*. 8(6): 1-10.
- Teixeira, C.D; Leitão, R.L; Ribeiro, F.V; Moraes, F.C; Neves, L.M; Bastos, A.C; Pereira-Filho, G.H; Kampel, M; Salomon, P.S; Sá, J.A; Falsarella, L.N; Amario, M; Abieri, M.L; Pereira, R.C;

- Amado-Filho, G.M; Moura, R.L. (2019). Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf, and habitat-related trends. *Coral Reefs*. 38, 801–813.
- Tomasi, F.M; Waters, L.G; Cruz, I.C.S; Güth, A.Z; Turra, A. (2021). Baited Remote Underwater Video as an alternative cost-benefit tool to evaluate the effectiveness of Marine No-take Zones in developing regions. *Ocean and Coastal Research* (submitted).
- Universidade Federal de Alagoas (2024). Pesquisadores registram branqueamento de corais na costa alagoana. Disponível em: <https://abrir.link/FRhgl>.
- Visram, S; Douglas, A.E. (2006). Molecular diversity of symbiotic algae (zooxanthellae) in scleractinian corals of Kenya. *Coral Reefs*. 25: 172–176.
- Von Holt, C; Von Holt, M. (1968). Transfer of photosynthetic products from zooxanthellae to coelenterate hosts. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 24(1): 73-81.
- Waechter, L.S; Luza, A.L; Eggertsen, L; Quimbayo, J.P; Hanazaki, N; Pinheiro, H.T; Giglio, V.J; Cordeiro, C.A; Mendes, T.C; Luiz, O.J; Dambros, C; Longo, G.O; Almeida-Neto, M; Bender, M.G. (2023). The aesthetic value of Brazilian reefs: from species to seascape. *Ocean Coast Manag.* 7:106882.
- Woodland, D.J; Hooper, J.N.A. (1977). The effect of human trampling on coral reefs. *BioL Conserv.* 11: 1-4.

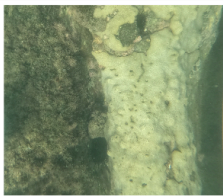
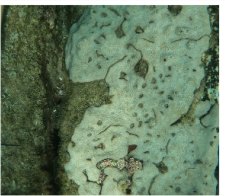
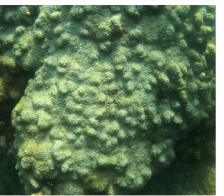
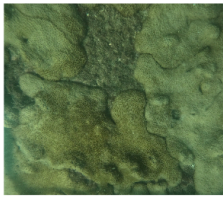
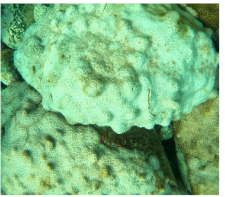
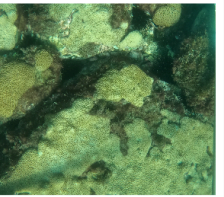
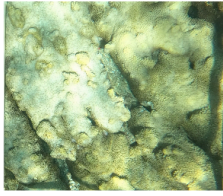
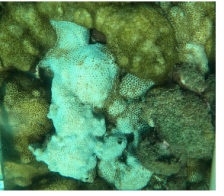
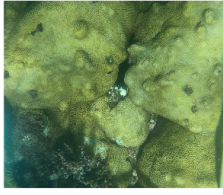
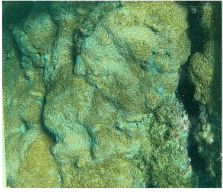
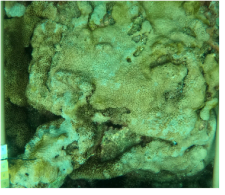
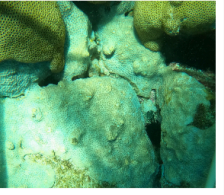
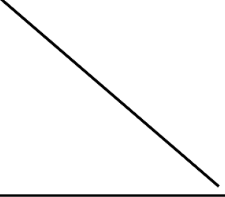
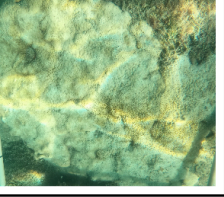
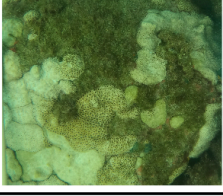
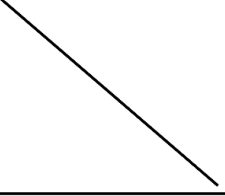
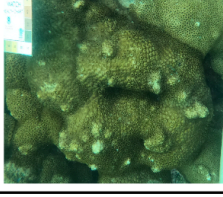
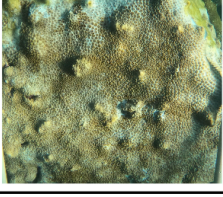
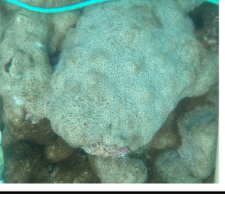
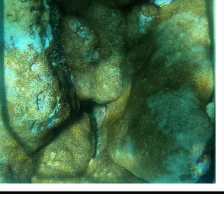
Apêndice 1 - Coordenadas dos pontos de estudo

Local de estudo	Coordenadas
Ilha Anchieta - Praia do Sul	-23° 32' 45" S -45° 4' 43" W
	-23° 32' 47" S -45° 4' 45" W
	-23° 32' 48" S -45° 4' 40" W
Ilha Anchieta - Costeira	-23° 32' 34" S -45° 4' 46" W
	-23° 32' 25" S -45° 4' 50" W
	-23° 32' 14" S -45° 4' 58" W
Ilha das Couves - Praia de Fora	-23° 25' 23" S -44° 51' 25" W
	-23° 25' 24" S -44° 51' 31" W
	-23° 25' 18" S -44° 51' 21" W
Ilha das Couves - Costeira	-23° 25' 2" S -44° 51' 17" W
	-23° 24' 43" S -44° 51' 14" W
	-23° 24' 43" S -44° 51' 12" W
Ilha das Cabras - Praia das Pedras Miúdas	-23° 49' 28" S -45° 23' 33" W
	-23° 49' 48" S -45° 23' 32" W
	-23° 49' 47" S -45° 23' 31" W
Ilha das Cabras - Lado p/ continente	-23° 49' 43" S -45° 23' 33" W
	-23° 49' 45" S -45° 23' 34" W
	-23° 49' 46" S -45° 23' 36" W
Ilha das Palmas	-23° 32' 45" S -45° 1' 47" W
	-23° 32' 45" S -45° 1' 43" W
	-23° 32' 41" S -45° 1' 40" W

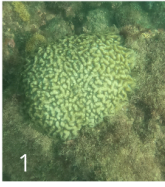
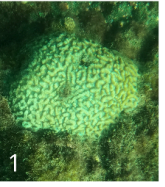
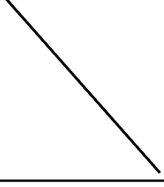
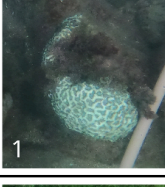
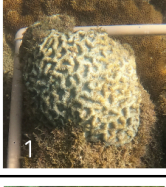
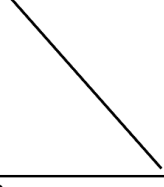
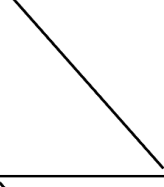
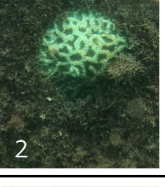
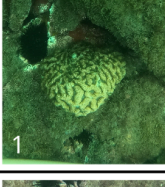
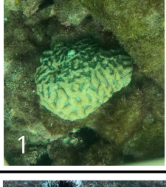
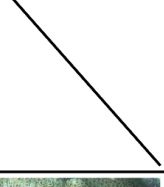
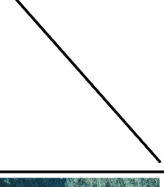
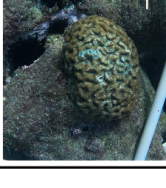
Apêndice 2 - Amostras da cobertura de *Palythoa Caribaeorum* que representam a média de branqueamento observada em cada área de estudo

	Fev 2023	Jun 2023	Nov 2023	Maio 2024
Ilha Anchieta Turismo				
Ilha Anchieta Não Turismo				
Ilha das Couves Turismo				
Ilha das Couves Não Turismo				
Ilha das Cabras Turismo				
Ilha das Cabras Não Turismo				
Ilha das Palmas Proteção Total				

Apêndice 3 - Amostras da cobertura de *Palythoa Caribaeorum* que representam a maior porcentagem de branqueamento observada em cada área de estudo

	Fev 2023	Jun 2023	Nov 2023	Maio 2024
Ilha Anchieta Turismo				
Ilha Anchieta Não Turismo				
Ilha das Couves Turismo				
Ilha das Couves Não Turismo				
Ilha das Cabras Turismo				
Ilha das Cabras Não Turismo				
Ilha das Palmas Proteção Total				

Apêndice 4 - Amostras de colônias de *Mussismilia hispida* que representam as maiores porcentagens de branqueamento observadas em cada área de estudo e que se repetem em cada campanha

	Fev 2023	Jun 2023	Nov 2023	Fev 2024	Mai 2024
Ilha Anchieta Turismo					
Ilha Anchieta Não Turismo	 1	 1	 1	 2	 1
Ilha das Couves Turismo					
Ilha das Couves Não Turismo					
Ilha das Cabras Turismo	 1	 1			 2
Ilha das Cabras Não Turismo	 1	 1			 2
Ilha das Palmas Proteção Total	 1	 1	 2	 3	 1