



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

MARIA JUCILIARA FRANCELINO BRITO

**AVALIAÇÃO DAS POPULAÇÕES DE CORAIS CONSTRUTORES DOS RECIFES
DE IPOJUCA-PE: subsídios para a conservação**

Recife
2024

MARIA JUCILIARA FRANCELINO BRITO

**AVALIAÇÃO DAS POPULAÇÕES DE CORAIS CONSTRUTORES DOS RECIFES
DE IPOJUCA-PE: subsídios para a conservação**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal. Área de concentração: Biologia Animal.

Orientador: Dr. Ralf Tarciso Silva Cordeiro

Coorientadora: Dra. Erika Flavia Crispim de Santana

Recife

2024

Catálogo na Fonte
Bibliotecário: Marcos Antonio Soares da Silva
CRB4/1381

Brito, Maria Juciliara Francelino

Avaliações das populações de corais construtores dos recifes de Ipojuca-PE: subsídios para a conservação. / Maria Juciliara Francelino Brito. – 2024.

73 f. : il., fig.; tab.

Orientador: Ralf Tarciso Silva Cordeiro.

Coorientadora: Erika Flavia Crispim de Santana

Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, 2024.

Inclui referências.

1. Recifes de corais. 2. Mapeamento. 3. Monitoramento. 4. Branqueamento. 5. Conservação. 6. Mudanças climáticas. I. Cordeiro, Ralf Tarciso Silva (Orient.). II. Santana, Erika Flavia Crispim de (Coorient.). III. Título.

590

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2024-082

MARIA JUCILIARA FRANCELINO BRITO

**AVALIAÇÃO DAS POPULAÇÕES DE CORAIS CONSTRUTORES DOS RECIFES
DE IPOJUCA-PE: subsídios para a conservação**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal. Área de concentração: Biologia Animal.

Aprovado em: 31/01/2024.

BANCA EXAMINADORA



Documento assinado digitalmente
RALF TARCISO SILVA CORDEIRO
Data: 11/03/2024 20:10:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profº. Dr. Ralf Tarciso Silva Cordeiro
(Orientador) Universidade Federal Rural
Pernambuco



Documento assinado digitalmente
JOAO LUCAS LEAO FEITOSA
Data: 01/03/2024 12:25:26-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profº. Dr. João Lucas Leão
Feitosa (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco



Documento assinado digitalmente
GUILHERME ORTIGARA LONGO
Data: 04/03/2024 09:52:05-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profº. Dr. Guilherme Ortigara
Longo (Examinador Externo)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte



Documento assinado digitalmente
JOSE RENATO MENDES DE BARROS CORREIA
Data: 01/03/2024 12:45:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profº. Dr. José Renato Mendes de Barros
Correia (Examinador Externo)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

À minha família, com todo meu amor, dedico.

AGRADECIMENTOS

Durante esses dois anos, muitas pessoas marcaram essa minha jornada, e gostaria de agradecer a cada uma delas, que de alguma forma e do seu jeito, se fizeram presentes e serão lembradas...

A Deus, que independente da sua forma, e da minha crença, se fez presente e me amparou durante toda a minha trajetória.

Ao meu orixá, Yemonjá, mãe cujos filhos são peixes. Yemonjá é mãe, soube me ouvir, soube me acolher, e eu como boa filha soube escutar, e fui acolhida. A espada de Ogunté traçou meu caminho, e eu o segui, pois sabia que todos os meus receios e angústias seriam cessados. Yemonjá é a água que apazigua meu Orí, é água que me banha, é água que me sustenta, por fim, somos água.

Aos meus guias, à Jurema Sagrada, e a todas as entidades que deram caminho, que ouviram minhas preces nos momentos mais angustiantes, que me acompanham, me protegem, e andam comigo.

À toda minha família, aos meus pais Jocélia e José, que nunca deixaram faltar nada para mim, sempre apoiaram meus sonhos, independente da dificuldade e da distância.

À minha avó, que sempre apoiou meus estudos e partiu antes que eu pudesse concluir mais essa etapa da minha vida, e mesmo não estando mais presente em carne, ainda me guarda e me protege.

Aos meus amigos, Evaldo, Kézia e Vitor, os quais me acompanham há muitos anos, e acolheram minhas crises durante esse período turbulento, e que me mostraram que o conceito de família vai muito além de sangue.

À minha Psicóloga, Alexandra, que soube me ouvir e me acolher ao longo desses dois anos. A terapia para mim foi um processo de reconstrução pessoal muito profunda e dolorosa, porém necessária, não só para a execução desse projeto, mas também para minha evolução como pessoa.

Ao meu orientador, Ralf, por toda a paciência, dedicação, conselhos e aprendizados nesses dois últimos anos. Imagino o quão exaustivo deve ser a sua rotina, de pai de família a professor, e mesmo assim esteve presente, até em seus momentos de exaustão, sempre que precisei ele estava lá e reservava um tempo para me ouvir e me orientar.

À minha coorientadora Erika, que aceitou de bom grado fazer parte desse trabalho, agregando contribuições substanciais com todas as suas explicações e recomendações de literatura, além de toda a paciência e disponibilidade.

À minha equipe de trabalho do Laboratório de Invertebrados Marinhos (LIM/UFRPE), que me acolheram muito bem nesses dois últimos anos. Ao Renato por todos os ensinamentos e ajudas nesses dois últimos anos. Ao João Omêga pela ajuda durante os primeiros testes de água. A Kawany, a melhor companheira de mergulho. E a Kayke e Natan, pelas ajudas durante as coletas e pela amizade construída.

A Falber Ximenes, do Laboratório de Ecologia do Bentos costeiro (LEBENC/UFRPE), por toda sua ajuda, disponibilidade e paciência durante as análises de sedimentação.

Aos meus amores de quatro patas, Kiara, Coral e Serafina, por todo o carinho e afeto que compartilhamos.

A João, que apareceu de surpresa durante a reta final desse ciclo, e que tem sido meu apoio diário desde então.

Ao grupo de pesquisas da rede Coral Vivo, por todo o apoio financeiro durante os esforços de campo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

À Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), ao programa de Biologia Animal e aos professores vinculados, por toda a educação de excelência.

Aos membros da banca avaliadora, que gentilmente se dispuseram a contribuir para o aprimoramento deste trabalho.

E a mim, por toda a minha força e perseverança ao longo de mais uma jornada da minha vida. A menininha que um dia sonhava em se tornar uma bióloga marinha hoje deve estar muito orgulhosa de mim.

Logo no princípio do mundo,
Iemanjá já teve motivos para desgostar da humanidade.
Pois desde cedo os homens e as mulheres jogavam no mar
tudo o que a eles não servia.
Os seres humanos sujavam suas águas com lixo,
com tudo o que não mais prestava, velho ou estragado.
Até mesmo cuspiam em Iemanjá,
quando não faziam coisa muito pior.
Iemanjá foi queixar-se a Olodumaré.
Assim não dava para continuar;
Iemanjá Sessu vivia suja,
sua casa estava sempre cheia de porcarias.
Olodumare ouviu seus reclamos
e deu-lhe o dom de devolver à praia
tudo o que os humanos jogassem de ruim em suas águas.
Desde então as ondas surgiram no mar.
As ondas trazem para a terra o que não é do mar.
(PRANDI, 2020).

RESUMO

Os ecossistemas marinhos recifais são essenciais para a subsistência de comunidades costeiras oferecendo serviços como alimentação, proteção costeira e suporte econômico. No entanto, esses ecossistemas enfrentam ameaças dos impactos antropogênicos como sobrepesca, poluição e consequências das mudanças climáticas, resultando no declínio de sua vitalidade. Enquanto as Áreas Marinhas Protegidas (AMP's) continuam sendo importantes ferramentas de conservação, a eficácia delas depende de estudos locais detalhados. Assim, o presente estudo teve como objetivo conhecer e monitorar as comunidades coralíneas de recifes de Ipojuca-PE, mapeando exaustivamente as espécies de corais construtoras de recifes de Serrambi (SR) e de Porto de Galinhas - PE (PG), com intuito de abordar metodologias diferentes de mapeamento, gerando dados para subsidiar estratégias de conservação e manejo diante das mudanças ambientais em curso. Para o mapeamento, inicialmente, foram conduzidas amostragens em transectos aleatórios nestes recifes, que revelaram baixa cobertura coralínea (<2,98%). Duas estratégias de censo foram então adotadas, através de georreferenciamento de colônias das principais espécies de corais construtores para o estado de Pernambuco: *Millepora alcicornis*, *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii* e *Montastraea cavernosa*. Em PG, o esforço foi executado pela comunidade previamente capacitada (ciência cidadã), enquanto em SR, apenas esforço técnico foi empregado. Esse foi o primeiro censo coralíneo dessas localidades para corais construtores. Em PG, um recife de aproximadamente 2 km de extensão, 636 colônias foram georreferenciadas, sendo *Millepora alcicornis* (38,99%) a mais frequente. Em SR, num recife duas vezes maior em tamanho, foram encontradas apenas 349 colônias, com *Montastraea cavernosa* (42,12%) como dominante, possivelmente devido a um menor esforço. Na comparação com estudos anteriores pouco detalhados, nota-se uma alteração na cobertura recifal, evidenciando uma ainda maior predominância de algas. Além disso, foi possível identificar o declínio de populações inteiras, como *Mussismilia* spp., *Scolymia wellsii* e *Millepora braziliensis* para ambos os recifes. Durante o monitoramento, foram observados indícios iniciais de branqueamento nas colônias de *Siderastraea* spp., coincidindo com o período de maior temperatura registrada (30°C). A ausência de anomalias térmicas prolongadas e as características de águas turvas nos recifes possivelmente contribuíram para a

saúde das colônias. Esses resultados destacam a importância da compreensão da influência dos fatores ambientais locais na saúde dos recifes de corais, bem como a importância de mapeamentos detalhados da fauna coralínea em recifes com baixa cobertura e com previsão de grandes perdas ainda maiores. Com essa base de dados, será possível subsidiar estratégias de restauração e políticas de manejo e conservação locais adequadas, como o zoneamento e proteção de áreas com maior concentração coralínea.

Palavras-chave: recifes de corais; mapeamento; monitoramento; branqueamento; conservação; mudanças climáticas.

ABSTRACT

Marine reef ecosystems are essential for the subsistence of coastal communities, offering services such as food, coastal protection, and economic support. However, these ecosystems face threats from anthropogenic impacts such as overfishing, pollution, and the consequences of climate change, resulting in a decline in their vitality. While Marine Protected Areas (MPAs) remain important conservation tools, their effectiveness depends on detailed local studies. Therefore, the present study aimed to understand and monitor coral communities in the reefs of Ipojuca-PE, mapping exhaustively the reef-building coral species in Serrambi (SR) and Porto de Galinhas - PE (PG), with the intention of addressing different mapping methodologies, generating data to support conservation and management strategies in the face of ongoing climate changes. For mapping, initially, samplings were conducted in random transects on these reefs, which revealed low coral coverage (<2.98%). Two census strategies were then adopted, through georeferencing of colonies of the main coral species for the state of Pernambuco: *Millepora alcicornis*, *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii*, and *Montastraea cavernosa*. In PG, the effort was carried out by the previously trained community (citizen science), while in SR, only technical effort was employed. This was the first coral census of these localities for reef-building corals. In PG, a reef approximately 2 km long, 636 colonies were georeferenced, with *Millepora alcicornis* (38.99%) being the most frequent. In SR, on a reef twice the size, only 349 colonies were found, with *Montastraea cavernosa* (42.12%) as dominant, possibly due to less effort. In comparison with previous studies with little detail, there is a shift in reef coverage, evidencing an even greater predominance of algae cover. Furthermore, it was possible to identify the decline of entire populations, such as *Mussismilia* spp., *Scolymia wellsi*, and *Millepora braziliensis* for both reefs. During monitoring, initial signs of bleaching were observed in colonies of *Siderastraea* spp., coinciding with the period of highest recorded temperature (30°C). The absence of prolonged thermal anomalies and the characteristics of turbid waters in the reefs possibly contributed to the health of the colonies. These results highlight the importance of understanding the influence of local environmental factors on the health of coral reefs, as well as the importance of

detailed mappings of coral fauna in reefs with low coverage and with the expectation of even greater losses. With this database, it will be possible to support appropriate restoration strategies and local management and conservation policies, such as zoning and protection of areas with higher coral concentration.

Keywords: coral reefs; mapping; monitoring; bleaching; conservation; climate change.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	19
2.1 OBJETIVO GERAL	19
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
3.1 RECIFES DE CORAIS	19
3.2 DECLÍNIO DO ECOSSISTEMA MARINHO	20
3.2.1 Branqueamento	21
3.3 BIODIVERSIDADE DE CORAIS DO BRASIL	21
3.4 INFLUÊNCIA DE FATORES ABIÓTICOS NA BIOLOGIA DOS CORAIS	22
3.5 AÇÕES DE CONSERVAÇÃO	22
4 RESULTADOS	24
4.1 ARTIGO I	24
Introdução	25
Materiais e métodos	28
Área de estudo	28
Coleta e análise de dados	28
Resultados	30
Discussão	37
Considerações finais	39
Agradecimentos	39

Referências	39
4.2 ARTIGO II	46
Introdução	47
Materiais e métodos	48
Área de estudo	48
Coleta e análise de dados bióticos	49
Análise e coleta de dados abióticos	51
Resultados	52
Dados bióticos: cobertura bentônica	52
Dados bióticos: saúde das colônias	55
Dados abióticos: temperatura	56
Dados abióticos: nutrientes dissolvidos e granulometria	58
Discussão	59
Conclusão	62
Agradecimentos	62
Referências	62
5 CONCLUSÕES	66
REFERÊNCIAS	67

1 INTRODUÇÃO

Os recifes biológicos são estruturas de carbonato de cálcio, construídas por diversos organismos, como algas, briozoários e corais, sendo um dos ecossistemas marinhos mais importantes e ameaçados (Bastos et al., 2018). Não somente construtores, os corais também adicionam complexidade a esses ecossistemas, nas chamadas “florestas animais” (De Oliveira Soares et al., 2016). O grupo é formado por organismos exclusivamente marinhos pertencentes ao Filo Cnidaria, caracterizados por secretarem esqueletos minerais ou protéicos (Cairns, 2007).

A complexidade estrutural formada por comunidades bentônicas, como corais construtores, agrega heterogeneidade ambiental ao recife, proporcionando habitats para as espécies que vivem associadas, constituindo o ecossistema marinho com maior biodiversidade (Gates & Ainsworth, 2011; Fisher et al., 2015), de modo que um quarto das espécies de peixes conhecidas procura esses ambientes em alguma fase de seu ciclo de vida, ainda que eles ocupem menos de 0,2% do fundo marinho (Knowlton & Jackson, 2008). Os recifes do Atlântico Sudoeste, por exemplo, são reconhecidos por abrigar notáveis assembléias de peixes, influenciando positivamente nos serviços ecossistêmicos (Luza et al., 2022).

A importância dos recifes influencia em cadeias produtivas humanas, já que cerca de meio bilhão de pessoas vivem próximas a eles ao redor do mundo, dependendo direta ou indiretamente dos seus recursos (Wilkinson, 2002). Estima-se que as riquezas geradas por eles estejam em torno de US\$ 35,8 bilhões por ano, através de turismo e recreação (Spalding et al., 2017). Os recifes do Nordeste do Brasil são financeiramente prósperos para o turismo nacional, além de abrigar espécies de valor econômico e ecológico (Waechter et al., 2024). Áreas como o litoral sul de Pernambuco, por exemplo, têm sua economia baseada em bens e serviços providos pelos recifes, fenômeno que se repete em comunidades costeiras tropicais em todo o globo (Leão & Dominguez, 2000). Entretanto, são ambientes vulneráveis as mudanças climáticas recentes (Hughes et al., 2018).

As fontes de estresse sobre os recifes são inúmeras, com destaque para as mudanças climáticas, que vêm sinergicamente desequilibrando esses ecossistemas quanto à sua funcionalidade e resiliência (Lesser, 2007; Mora, 2008). Como consequência das transformações do clima, os recifes estão em declínio, com

estimativas de perdas de cobertura coralínea de 30% a 60% de áreas recifais mundiais até 2030 (Hughes et al., 2003). A produtividade desses ambientes também decaiu nos últimos anos. Desde a década de 1950, os serviços ecossistêmicos diminuíram cerca da metade, afetando os ecossistemas e as populações costeiras dependentes (Eddy et al., 2021).

A exposição prolongada a altas temperaturas provoca a ruptura da relação simbiótica entre corais e seus hospedeiros fotossintéticos (Symbiodiniaceae), provocando o branqueamento, que é caracterizado pela perda da coloração natural da colônia, deixando o tecido translúcido (Baird & Marshall, 2002; Baker; Glynn & Riegl, 2008). Recentemente os episódios de branqueamento tornaram-se mais frequentes devido às mudanças climáticas agravadas pelos fenômenos de El Niño (Walther et al., 2002; Lough; Anderson; Hughes, 2018). Dentre suas repercussões, o evento de El Niño observado entre o ano de 2015 e 2016 foi um dos mais agressivos já registrados, seguindo-se da terceira onda de branqueamento mundial observada nos recifes (Alvarado et al., 2020). Apesar da capacidade de tolerar ocorrências amenas de estresse e branqueamento (Grottoli, Rodrigues, & Palardy, 2006), as anomalias térmicas constantes têm provocado eventos de branqueamento cada vez mais frequentes e intensos, diminuindo a resiliência das populações, que dispõem espaço de tempo cada vez mais curtos para recuperação, podendo resultar em eventos de mortalidade massiva (Hughes et al., 2018).

O desequilíbrio da microbiota nos tecidos dos corais associado ao branqueamento também pode acarretar o desenvolvimento de patologias de diversas fontes, que redundam, principalmente, em necrose e mortalidade (Bourne; Morrow; Webster, 2016). Somado a isso, estudos recentes apontam que muitas áreas recifais atuais não serão mais apropriadas para os corais até o fim do século, como é o caso de recifes rasos do litoral pernambucano (De Oliveira et al., 2019). Atualmente, os recifes brasileiros também vêm sofrendo com os efeitos das mudanças climáticas globais, com eventos de branqueamento cada vez mais severos e frequentes (Teixeira et al., 2019; Ferreira et al., 2021; Pereira et al., 2022). A fauna coralínea brasileira apresenta endemismo marcante (cerca de 30%) com formas de crescimento predominantemente maciças, sendo 23 espécies de corais escleractíneos e cinco hidrocorais, constituindo a área mais abundante de recifes no Atlântico Sul (Leão et al., 2003; Leão et al., 2016). Considerando o alto grau de

endemismo e baixa diversidade, uma redução na cobertura coralínea brasileira afetaria drasticamente o ecossistema marinho (Moura, 2002; Neves et al., 2006).

De acordo com Mies et al. (2020), os recifes de corais do Atlântico Sul podem oferecer áreas de refúgio térmico para os corais durante eventos de anomalias climáticas. Ainda que tais organismos sejam resilientes e tenham habilidade em tolerar perturbações ambientais naturais, as ações antrópicas danosas exercidas no ambiente alteram a dinâmica do ecossistema recifal, podendo intensificar os efeitos de distúrbios naturais (Ceccarelli et al., 2020). À vista disso, atividades de monitoramento são necessárias para que sejam mapeadas áreas de potencial refúgio, que garantam configurações ambientais favoráveis à sobrevivência dos corais nas próximas décadas a fim de resguardar reservatórios genéticos. Outros fatores como desenvolvimento de planos de gestão eficientes e compreensão dos processos dinâmicos do ecossistema, também devem ser considerados, favorecendo a administração adequada de atividades de conservação (Brandl et al., 2019).

Embora presente na literatura científica recente (Magris et al., 2021), a conservação de ecossistemas recifais ainda é timidamente abordada em políticas públicas, mesmo em regiões de dependência econômica dos recifes. Isso é especialmente relevante para os recifes do litoral sul de Pernambuco, principalmente no Município de Ipojuca, região metropolitana de Recife. Com cerca de 100 mil habitantes, a região recebe mais de 1,2 milhões de visitantes por ano, sendo um dos 10 destinos mais procurados do Brasil (Nascimento, 2021). Com tal interesse turístico, a região sofreu intenso processo de urbanização e os usos dos recifes e impactos, conseqüentemente, se diversificaram.

Criada através de decreto do Governo do Estado de Pernambuco (nº 46.052, 23 de maio de 2018), a APA Serrambi é a primeira Unidade de Conservação estadual exclusivamente marinha, que se estende por cerca de 18 milhas náuticas, com uma área aproximada de 84 mil hectares, complementando um mosaico de ecossistemas costeiros que inclui os municípios de Ipojuca, Sirinhaém, Rio Formoso e Tamandaré. Ainda que já oficializada, a APA ainda carece de plano de manejo e zoneamento, dependente de estudos técnicos mais detalhados sobre o ecossistema recifal.

Portanto, para embasar decisões estratégicas em políticas públicas, é importante, primeiramente, entender como a cobertura coralínea se distribui atualmente, identificando áreas sensíveis de concentração de corais construtores. Além de analisar o estado de saúde das colônias em relação aos impactos supracitados.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar qualitativamente e quantitativamente as comunidades coralíneas da Área de Proteção Ambiental Marinha Recifes de Serrambi a fim contribuir com a implementação de seu plano de manejo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Produzir um censo das comunidades coralíneas dos recifes de Serrambi – PE;
- Identificar e mapear hotspots de corais construtores nos referidos recifes;
- Realizar monitoramentos trimestrais de avaliação da saúde dos corais de Serrambi.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 CORAIS CONSTRUTORES

Os corais construtores de recifes estão incluídos no Filo Cnidaria e, com exceção dos hidrocorais, majoritariamente na Classe Anthozoa e Ordem Scleractinia, habitando as águas quentes de zonas costeiras (Stanley, 2003). A contribuição na arquitetura do recife é advinda do processo de calcificação desses invertebrados, sendo considerados organismos hipercalcificadores, capazes de absorver altas quantidade de CaCO_3 da água do mar. O êxito desse processo é proveniente da associação simbiótica bem sucedida entre os corais hospedeiros e microalgas unicelulares endossimbiontes, que contribuem ativamente para uma rápida calcificação e construção do esqueleto composto por carbonato de cálcio responsável pela edificação dos ecossistemas conhecidos por recifes de corais (Stanley, 1999).

Esses endossimbiontes, são um grupo de dinoflagelados pertencentes à família Symbiodiniaceae, popularmente famosas sua pela endossimbiose com invertebrados marinhos, como corais, além de esponjas e moluscos (Trench & Blank, 1987; Weisz et al., 2010). No decorrer dessa relação, o coral hospedeiro provê abrigo e parte de seus nutrientes inorgânicos, que são absorvidos pelas microalgas fotossintetizantes e retornam ao coral cerca de 90% dos subprodutos da fotossíntese necessários para seu metabolismo, como oxigênio, glicose, lipídios e aminoácidos, contribuindo para a respiração e calcificação (Fransolet; Roberty; Plumier, 2012).

3.2 DECLÍNIO DOS ECOSSISTEMAS RECIFAIS

A deterioração de um ecossistema é caracterizada pela perda de habitat fornecida por espécimes estruturadoras como corais escleractíneos, a redução desses organismos propicia a dominância de espécies menos complexas dentro do habitat, resultando na diminuição da heterogeneidade ambiental, e acometendo a arquitetura recifal e serviços ecossistêmicos relacionados (Alvarez-Filip et al., 2011; Bell et al., 2013).

Aproximadamente um terço dos recifes coralíneos foram acometidos por impactos antrópicos, como poluição e sobrepesca, que provocaram alterações de comunidades de seu estado natural para recifes com baixa cobertura coralínea (Hughes et al., 2003). Tais alterações implicam, subsequentemente, no declínio das espécies que vivem associadas, como peixes, resultando em prejuízos para a atividade pesqueira (Hamilton et al., 2022).

Em uma perspectiva de cenário futuro, as previsões sugerem que o aquecimento global, acidificação dos oceanos, superexploração de espécies-chave e ações antrópicas, podem acarretar na extinção dos recifes de corais, causando consequentemente um colapso no funcionamento de todo o ecossistema marinho (Hoegh-Guldberg et al., 2007).

3.2.1 Branqueamento

O branqueamento é um processo de estresse caracterizado pela perda da coloração do coral devido a ruptura da relação simbiótica com as microalgas responsáveis pela pigmentação das colônias. Quando essa relação é rompida os tecidos coralíneos tornam-se translúcidos, expondo o esqueleto de carbonato de cálcio naturalmente branco, caracterizando o aspecto pálido de corais branqueados. Dependendo da intensidade e do tempo de duração, o branqueamento pode causar a mortalidade dos corais hospedeiros (Douglas et al., 2003). Os eventos de branqueamento são resultado das ondas de calor ocasionadas pelo aquecimento global capazes de causar mortalidade em massa, caso sejam eventos persistentes e intensos, bem como transformações na comunidade coralínea remanescente (Hoegh-Guldberg, 1999).

3.3 BIODIVERSIDADE DE CORAIS DO BRASIL

A fauna de corais dos recifes do Brasil, embora que pouco diversa quando comparada ao Caribe e Indo-Pacífico, abriga um alto número de espécies endêmicas, com 23 corais e cinco hidrocorais (Leão et al., 2016), tornando-os únicos em termos de biodiversidade, tendo como grande representante os recifes de

Abrolhos que correspondem aos únicos recifes de coral verdadeiros do Atlântico Sul Ocidental (Leão, Kikuchi, Oliveira, 2019). Ademais, possuem características únicas que os tornam mais resistentes aos eventos de anomalias térmicas, como tolerância a altos níveis de turbidez e nutrientes da água, estabelecimento de relações simbióticas generalistas, além da prevalência em habitats de maiores profundidades (Mies et al., 2020). Estas conferem maior proteção térmica, com menor penetração e incidência de radiação solar, consequentemente menos propícias a alterações bruscas na temperatura (Glynn, 1996). Entretanto, apesar do baixo índice de mortalidade registrado em eventos de branqueamento antigos, atualmente isso tem mudado. O estresse térmico ocorrido durante o ano de 2019, por exemplo, resultou em branqueamento massivo seguido de mortalidade (Teixeira et al., 2019; Duarte et al., 2020; Ferreira et al., 2021; Pereira et al., 2022).

3.4 INFLUÊNCIA DE FATORES ABIÓTICOS NA BIOLOGIA DOS CORAIS

O enriquecimento dos nutrientes dentro do recife de coral decorrente de atividades antropogênicas, como despejo de esgotos domésticos, afeta negativamente o metabolismo de espécimes marinhos, causando perturbações dentro do ecossistema (Ezzat et al., 2015; Adam et al., 2021). No entanto, quando em níveis adequados alguns nutrientes são favoráveis aos corais, como o magnésio que contribui para a formação do carbonato de cálcio (Davis et al., 2000), o cálcio que propicia a taxa de calcificação (Ram & Erez, 2021), e NH_4^+ e NO_3^- favorecem a tolerância térmica nos corais (Marangoni et al., 2020).

Além dos nutrientes, outros fatores abióticos como pH e partículas de sedimentos também podem influenciar na dinâmica biológica do coral. Os corais submetidos a estados de pH oscilantes demonstram taxas de calcificação e recrutamento superiores quando comparados com corais em condições estáveis de pH (Dufault et al. 2012; Enochs et al. 2018). Em relação aos sedimentos, as partículas de sedimento interferem na penetração da luz solar reduzindo a atividade fotossintética das microalgas endossimbiontes, restringindo a fonte de energia primária dos corais e comprometendo sua sobrevivência (Tuttle & Donahue, 2022), além de influenciar na composição da comunidade bentônica (Santana et al., 2023).

3.5 AÇÕES DE CONSERVAÇÃO

As Áreas Marinhas Protegidas (AMP's) são alternativas bastante utilizadas em ações de conservação, podendo fornecer meios de mitigar os impactos ocasionados ao ambiente (Albuquerque et al., 2023). Porém, requisitos como zoneamento e escolha da área adequada, baseados no conhecimento prévio do ecossistema local, são necessários para promover a saúde dos recifes de corais e, consequentemente, das espécies dependentes (Espinoza et al., 2014). Caso contrário, a representatividade de recifes ecologicamente essenciais dentro do planejamento proposto pelas AMP's é comprometida (Fontoura, 2022).

No panorama atual, os ecossistemas recifais encontram-se severamente ameaçados, sendo necessárias medidas de conservação que viabilizem a subsistência desses ambientes (Pandolfi et al., 2003). Em relação ao Brasil, as AMP's atualmente em vigor não cumprem todos os objetivos propostos e necessários para a conservação (Magris et al., 2021). É primordial que sejam feitas avaliações acerca das práticas de gerenciamento desenvolvidas atualmente, com intuito de aprimorar as atividades voltadas para a conservação, tendo como pilar o conhecimento do funcionamento e composição dos ecossistemas (Bellwood et al., 2004). Avaliar ambientes com grande biodiversidade, como recifes de corais, é fundamental para a conservação, no entanto o entendimento acerca dos processos ecossistêmicos envolvidos é pouco aprofundado (Brandl et al., 2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ARTIGO I

A importância de esforço máximo de amostragem em recifes sob risco: um exemplo do Atlântico Sul

Maria Juciliara Francelino Brito^{1*}, Kawany Porpilha², Cláudio Henrique Gomes Fialho¹, Natanael Cicero Cavalcanti Bezerra³, José Renato Mendes de Barros Correia^{2,3}, Erika Flávia Crispim de Santana⁴, Ralf Tarciso Silva Cordeiro^{1,2,3}

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brazil, ² Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, Brazil, ³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, Brazil, ⁴ Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, 58059-900, João Pessoa, Paraíba, Brasil.

*jucillyara17@gmail.com

Resumo: Os recifes de corais estão entre os ecossistemas marinhos mais importantes e ameaçados atualmente. No cenário climático crítico atual, em que as Áreas Marinhas Protegidas (AMP's) continuam sendo primordiais para fins de conservação, avaliações de sua eficiência são dependentes de estudos locais detalhados. Tais avaliações, porém, têm sua resolução comprometida quando da aplicação de protocolos de monitoramento globalmente utilizados, que tendem a homogeneizar dados em grande escala em detrimento de peculiaridades em escala regional. Em áreas recifais protegidas, com baixa cobertura coralínea natural, como no nordeste do Brasil, questões como tamanho e viabilidade de populações de corais podem permanecer preteridas por longos períodos. Isso é especialmente relevante quando são considerados estudos preditivos, nos quais tais populações estão virtualmente fadadas a grandes reduções ou extinções locais. Desse modo, abordamos a importância de mapeamentos de fauna coralínea baseados em busca ativa em esforço máximo em dois recifes do nordeste do Brasil, a fim de prover subsídios para estratégias de conservação e restauração mais direcionadas. O estudo foi realizado em duas praias do litoral sul de Pernambuco - Brasil: Porto de Galinhas (PG) e Serrambi (SR). Inicialmente, aplicou-se amostragens de transectos aleatórios, sendo verificada baixa cobertura coralínea em todos os pontos (<2,98%),

conforme esperado. A partir de então, foram adotadas duas estratégias de censo, através de mapeamento das principais espécies de corais construtoras da região: *Millepora alcicornis*, *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii*, e *Montastraea cavernosa*. Para isso, em PG, utilizou-se de uma amostragem com base em ciência cidadã, enquanto em SR apenas esforço acadêmico foi empregado. Como resultado, foi produzido o primeiro censo coralíneo das espécies coralíneas construtoras dessas localidades. Em PG, um recife de cerca de 2 km, foram georreferenciadas e fotografadas 636 colônias, sendo *Millepora alcicornis* (38,99%) a mais frequente. Em SR, um recife duas vezes maior foram georreferenciadas apenas 349 colônias, com dominância de *Montastraea cavernosa* (42,12%), provavelmente devido a um menor esforço. Ambas amostragens cumpriram seus objetivos em relação ao censo das espécies construtoras, ainda que os esforços em PG tenham demandado recursos virtualmente menores. Em comparação com estudos anteriores, é possível constatar que houve alteração na cobertura recifal, com dominância notável de algas. Além disso, foi possível identificar o declínio ou mesmo desaparecimento de populações inteiras, como no caso de *Mussismilia* spp., *Scolymia wellsi* e *Millepora braziliensis* nos recifes. Dessa forma, é crucial que áreas com perspectivas de grandes perdas de cobertura coralínea tenham suas comunidades totalmente recenseadas, preferencialmente, com o emprego de cientistas-cidadãos, a fim de melhor embasar estratégias de restauração e políticas de manejo e conservação.

Palavras-chave: recifes de corais, mapeamento, Áreas Marinhas Protegidas, conservação

Introdução

Ecossistemas recifais fornecem diversos serviços ecossistêmicos às populações costeiras (Harvey et al., 2018; Woodhead et al., 2019). Tais bens e serviços estão diretamente relacionados à complexidade estrutural desses ecossistemas, que é, em sua maioria, conferida pela diversidade de espécies de corais que compõem suas comunidades, proporcionando uma variedade de nichos, recursos e abrigo para as assembléias de peixes e demais espécies marinhas (Graham & Nash, 2013; Rogers, Blanchard, Mumby, 2014; Luza et al., 2022).

Mundialmente, os ecossistemas marinhos, especialmente recifes costeiros, estão em declínio (Steneck et al., 2019; Burt et al., 2020; Yadav & Gjerde, 2020). Estressores globais e locais, como mudanças climáticas, poluição, pesca excessiva e turismo descontrolado podem redundar em danos severos a esses ambientes e aos recursos que fornecem (Gladstone, Curley, Shokri, 2013; Zaneveld et al., 2016; Logan et al., 2021; Nalley et al., 2021). Corais, especificamente, tendem a apresentar respostas a tais perturbações, como branqueamento, doenças e, frequentemente, mortalidade (Tracy et al., 2019; NG et al., 2021). Estima-se que, desde a década de 1950, a produtividade dos recifes de corais reduziu cerca da metade (Eddy et al., 2021). O declínio de organismos construtores do recife, como os corais, resulta na diminuição da heterogeneidade ambiental, afetando as espécies marinhas que vivem associadas, como nas assembleias de peixes, gerando consequências no funcionamento do ecossistema e atividades pesqueiras (Pratchett; Hoey; Wilson, 2014).

O desenvolvimento de Áreas Marinhas Protegidas (AMP's) tem sido uma ferramenta amplamente utilizada para a conservação de ecossistemas sensíveis (Gaines et al., 2010; Edgar et al., 2014; Hall, Cameron, Kingsford, 2021). Contudo, a eficiência das AMP's é dependente da fiscalização, monitoramentos e escolha de habitats adequados para a conservação (Francini-Filho & Moura, 2008). Os decisores envolvidos na criação de políticas públicas voltadas às áreas de proteção tendem, frequentemente, a se basearem em abordagens mais globais, desconsiderando muitas vezes a relevância de fatores locais determinantes para a manutenção dos processos ecológicos, como o uso de recursos, diversidade funcional, geomorfologia local e regimes de maré (Keller et al., 2009; Wilson et al., 2020). Em termos de engenheiros ecossistêmicos, como os corais, a escolha de metodologias eficientes no mapeamento e monitoramento de suas populações é de fundamental importância (Lam et al., 2006).

Metodologias amplamente usadas, como transectos, nem sempre são capazes de revelar a verdadeira diversidade em áreas onde os corais não apresentam coberturas expressivas, subestimando ou superestimando sua cobertura. Isso vem sendo apontado em estudos comparativos utilizando diversas metodologias de amostragem de recifes, onde, a exemplo do "Line Intercept Transect" (LIT) e "Point Intercept Transect" (PIT), em muitos casos, observa-se

superestimação da cobertura bentônica de corais e outras categorias de bentos, à vista de metodologias com cobertura mais ampla e que demandam menos tempo de campo, como apresentado por Lam et al. (2006) e Urbina-Barreto et al. (2021). Ainda, se aproximando mais da realidade dos recifes brasileiros, Lam et al. (2006), trazem uma atenção especial sobre a utilização de transectos em linha em recifes com baixa cobertura coralínea, visto sua tendência a superestimar a cobertura dessas comunidades. Dentro dessa perspectiva, o mapeamento de habitats e sua biodiversidade é um processo fundamental para a proteção recifal, fornecendo base de dados acerca da biodiversidade local e apontando habitats críticos para conservação (Da Silveira et al., 2021).

Em relação aos recifes brasileiros, o Brasil abriga os únicos recifes de coral verdadeiros do Atlântico Sul Ocidental (Leão, Kikuchi, Oliveira, 2019) e sua fauna coralínea é caracterizada por um alto endemismo (cerca de 30%) (Leão et al., 2003), em virtude do contexto histórico biogeográfico em que está inserida (Luza et al., 2023), e elevada cobertura de macroalgas e zoantídeos (Francini-Filho et al., 2013; Aued et al. 2018; Santana et al., 2023). Em contrapartida, tem baixa riqueza (23 corais e cinco hidrocorais), com predominância de espécies construtoras massivas (Leão et al., 2016), o que confere morfologia particular aos recifes da região (Leão, Kikuchi, Testa, 2003). Estudos recentes no país têm apontado uma redução da distribuição latitudinal de algumas das principais espécies construtoras ou restringindo sua ocorrência a seus limites máximos de profundidade e latitude, na maioria dos cenários futuros de mudanças climáticas (Oliveira et al., 2019; Príncipe et al., 2021; Bleuel, Pennino, Longo, 2021). Isso é especialmente relevante em contextos de anomalias térmicas prolongadas (Duarte et al., 2020) e vem sendo comprovado em registros cada vez mais frequentes de branqueamentos e mortalidade em massa (Gaspar et al., 2021; Pereira et al., 2022). Recifes com expectativas de maiores perdas de fauna coralínea, portanto, estariam criticamente ameaçados e deveriam ser alvo de ações prioritárias de restauração (Voolstra et al., 2023), além de medidas de conservação tradicionais. Para que isso ocorra, contudo, informações de base, como censos e mapeamentos, são imprescindíveis na avaliação da viabilidade de populações naturais e consequente necessidade de ações de restauração ativa (Muldrow et al., 2020).

Aqui, abordamos a importância de mapeamentos exaustivos e censos de comunidades coralíneas locais que podem melhor orientar o zoneamento e manejo em AMP's recifais em declínio severo. Para isso, utilizamos dois exemplos de iniciativas em recifes do nordeste do Brasil.

Materiais e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em duas praias com recifes em franja do Município de Ipojuca, no litoral sul de Pernambuco - Brasil: Porto de Galinhas (PG) e Serrambi (SR). Ambos os recifes proveem recursos às populações costeiras, principalmente através da pesca artesanal e turismo (CPRH, 2001; Jales et al., 2012). A Área de Proteção Ambiental (APA) Marinha de Serrambi possui aproximadamente 4 km de extensão, localizada a cerca de 70 km ao sul da cidade do Recife (Alepe, 2018). Sua formação recifal é composta por bancos de arenito em franja, apresentando uma variação na batimetria em relação à profundidade entre os 8 m e 20 m (Manso et al., 2003). Os recifes da praia de Porto de Galinhas estão situados a cerca de 65 km da cidade do Recife, tendo por volta de 2 km de extensão (Laborel-Deguen, 2019), com uma cobertura marcada pela dominância de zoantídeos e macroalgas (Barradas et al., 2010).

Coleta e análise de dados

A princípio, para reconhecimento da cobertura coralínea, foram feitas inspeções piloto nos recifes de Serrambi utilizando a metodologia de *Point Intercept Transect* (PIT) (HILL & Wilkinson, 2004), sendo dispostos nove transectos de 20 m de comprimento em três pontos do recife, totalizando 40 pontos por transecto. A cada 50 cm do transecto era avaliado o tipo de substrato, de acordo com as categorias: sedimento, cascalho, espécie de coral, espécie de zoantídeo, e para morfotipo de alga a classificação de Vélez-Rubio et al., (2021). Após este esforço inicial, adotou-se o mapeamento através de busca ativa com esforço máximo de áreas dos recifes.

Além de um levantamento total das espécies de corais presentes em cada localidade, nosso mapeamento também se concentrou na busca ativa e georreferenciamento de colônias das principais espécies construtoras da região: *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758), *Millepora braziliensis* Verrill, 1868, *Mussismilia hispida* (Verrill, 1901), *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) e *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767). Em cada uma das localidades foi adotada uma abordagem diferente na coleta de dados.

Em PG, foi utilizada uma abordagem de ciência cidadã. Durante o ano de 2021, foram feitas 14 expedições com um total de 56 horas de coleta de dados, onde contamos com 13 voluntários sendo jangadeiros, mergulhadores treinados e pesquisadores realizaram o mapeamento do recife. Para isso, equipes compostas por dois mergulhadores faziam a busca das colônias, enquanto duas pessoas na superfície faziam o georreferenciamento por GPS (Garmin GPSmap 78S), seguindo a metodologia de Da Silveira et al., (2021).

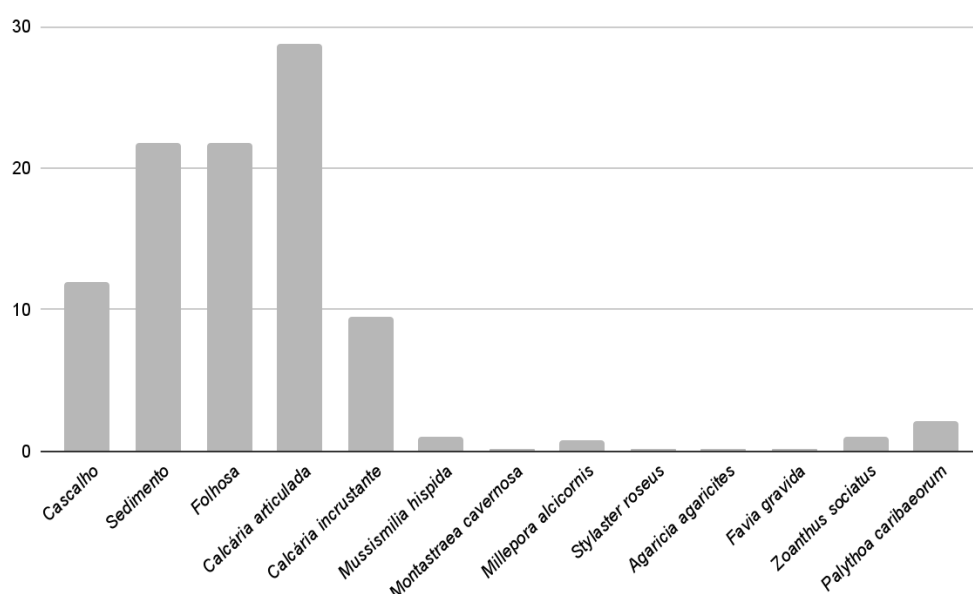
Em SR, entre abril de 2022 e abril de 2023, foram realizadas nove operações com 27 horas de mergulho e quatro mergulhadores por coleta. Nas quais, uma equipe formada por dois mergulhadores científicos realizavam o registro fotográfico de cada colônia e, na superfície da água, foi realizado o georreferenciamento da colônia encontrada utilizando o GPS da própria câmera. Outra equipe, formada por dois mergulhadores de SCUBA conectados a um GPS flutuando acima da superfície da água, fotografaram cada colônia e, através dos horários vinculados (registro simultâneo) entre a câmera e o GPS, foi possível obter a coordenada geográfica do coral de acordo com o registro fotográfico.

Todos os dados de georreferenciamento das colônias encontradas foram processados usando o programa QGIS (3.30.2), com intuito de construir um mapa geral dos recifes de ambas as localidades, a fim de evidenciar regiões com maior concentração de corais construtores. Para visualizar e comparar a distribuição das quatro espécies mais abundantes dos recifes de Porto de Galinhas e de Serrambi, foram produzidos mapas de calor de Estimativas de Densidade Kernel (EDK) com base nos estudos de Kenchington et al., (2016), utilizando as coordenadas geográficas de cada colônia geolocalizada.

Resultados

As análises de cobertura bentônica feitas inicialmente pelos transectos resultaram em uma baixa cobertura de corais (2,98%) nos recifes de Serrambi - PE, com predominância de algas calcárias articuladas, sendo amostradas colônias de *Mussismilia hispida* (n=4), *Montastraea cavernosa* (n=1), *Millepora alcicornis* (n=3), *Stylaster roseus* (n=1), *Agaricia agaricites* (n=1) (Figura 1).

Figura 1 – Representação gráfica percentual da cobertura bentônica no recife de Serrambi-PE de acordo com o PIT.



Fonte: Maria Brito (2023).

Com base na literatura (Laborel-Deguen, 1969) e nas nossas amostragens do censo, ao menos 10 espécies de corais escleractíneos, três hidróides calcários e um octocoral compõem a riqueza dos recifes de PG e SR (Tabela 1). Uma vez que a descrição dos recifes de Serrambi dada pelo autor não acompanhou o nível de detalhamento de Porto de Galinhas, a maioria dos registros de corais é inédita (Figura 2). Atualmente, espécies, antes abundantes, desapareceram ou têm populações muito reduzidas. No primeiro caso, *Millepora braziliensis* e *Scolymia wellsi* (Figura 2B e C) não são mais encontradas e, no último, o coral-buquê de noiva (*Mussismilia harttii*) (Figura 2A) tem uma população conhecida de menos de 10 colônias pequenas ao longo de todos os dois recifes. Em ambos, ainda é possível

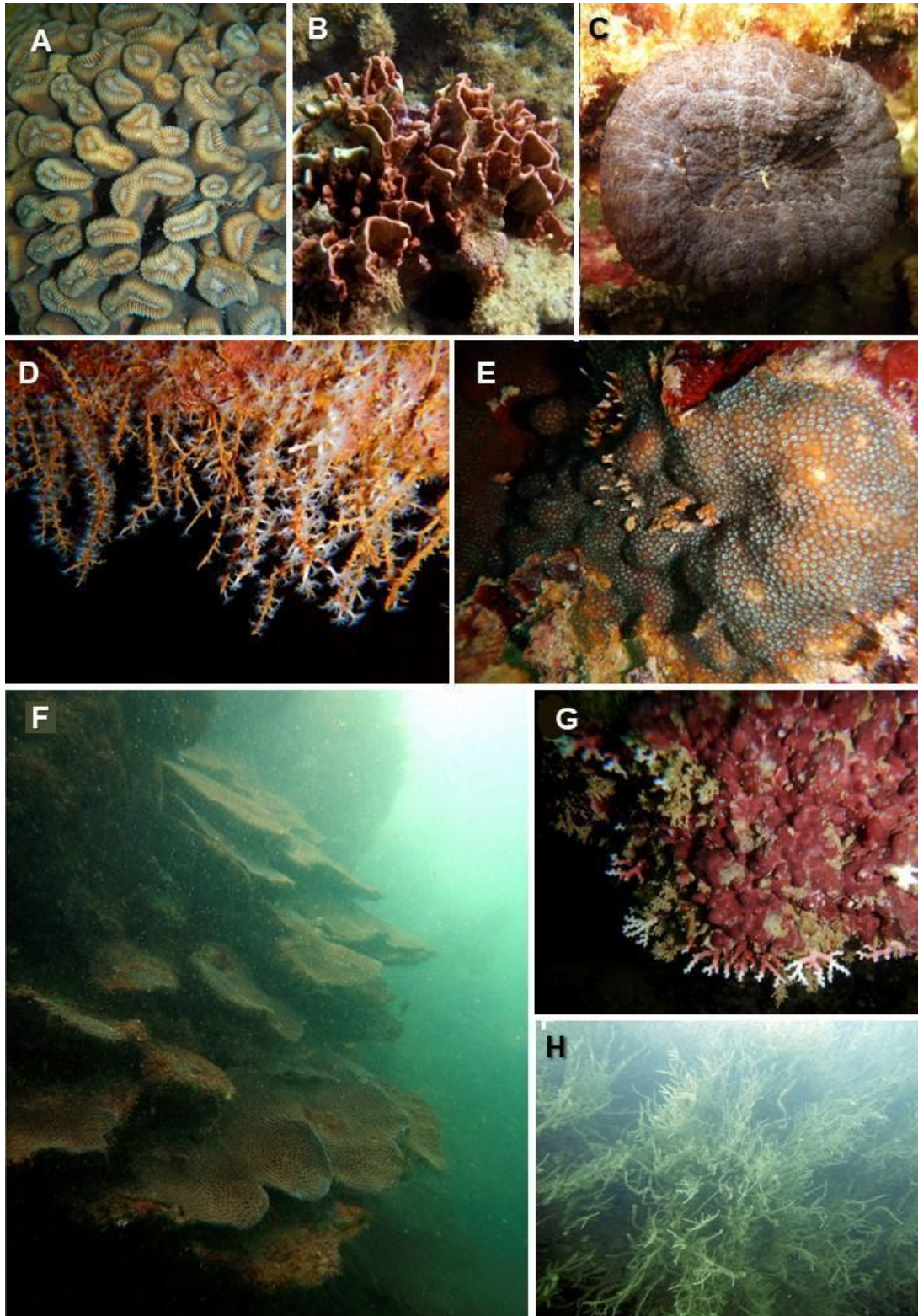
observar grandes concentrações de corais mortos em praticamente toda a extensão. Embora seja precoce listar aspectos positivos e negativos destas extinções locais, também foi possível constatar novos componentes da fauna não mencionados em levantamentos anteriores. Espécies não mencionadas por Laborel na década de 60, como o coral-floco-de-neve (*Carijoa riisei*) (Figura 2H) e o coral-duro *Madracis decactis* (Figura 2E) são encontrados em diversos pontos de Porto de Galinhas e Serrambi. Dasquelas previamente listadas, a única que parece ainda ocorrer em abundância é *Montastraea cavernosa* (Figura 2F).

Tabela 1 - Espécies de corais encontradas em recifes de Ipojuca em 1962 (Laborel, 2019) e 2021 e 2023. * espécie rara.

Espécies de Corais de Ipojuca	Laborel (1969)	Atual (2021-2023)
<i>Agaricia humilis</i> Verrill, 1901	presente	presente
<i>Favia grávida</i> Verrill, 1868	presente	presente
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758	presente	presente
<i>Millepora braziliensis</i> Verrill, 1868	presente	ausente
<i>Montastraea cavernosa</i> (Linnaeus, 1767)	presente	presente
<i>Mussismilia harttii</i> (Verrill, 1868)	presente	presente*
<i>Mussismilia hispida</i> (Verrill, 1901)	presente	presente
<i>Scolymia wellsi</i> Laborel, 1967	presente	ausente
<i>Siderastrea</i> spp.	presente	presente
<i>Stylaster roseus</i> (Pallas, 1766)	presente	presente
<i>Porites branneri</i> Rathbun, 1888	presente	presente
<i>Porites astreoides</i> Lamarck, 1816	presente	presente
<i>Madracis decactis</i> (Lyman, 1859)	ausente	presente
<i>Carijoa riisei</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	ausente	presente

Fonte: Maria Brito (2024).

Figura 2 - Espécies de corais dos recifes de Porto de Galinhas e Serrambi, Ipojuca - PE. A: *Mussismilia harttii**; B: *Millepora braziliensis***; C: *Scolymia wellsi***; D: *Carijoa riisei*; E: *Madracis decactis*; F: *Montastraea cavernosa*; G: *Stylaster roseus*; H: *Carijoa riisei*. *: espécie rara; **: registro apenas na literatura.



Através da metodologia de mapeamento nos recifes de Serrambi, foram contabilizadas e georreferenciadas 349 colônias de espécies de corais construtores durante os esforços de campo (Figura 3). Sendo distribuídas entre as espécies: *Montrastraea cavernosa* (42,12%), *Millepora alcicornis* (38,10%), *Mussismilia hispida* (18,62%), *Mussismilia harttii* (1,14%).

Figura 3 – Mapa de distribuição das espécies de corais construtoras encontradas nos recifes de Serrambi-PE, com a indicação do caminho percorrido ao longo do recife através da linha branca .

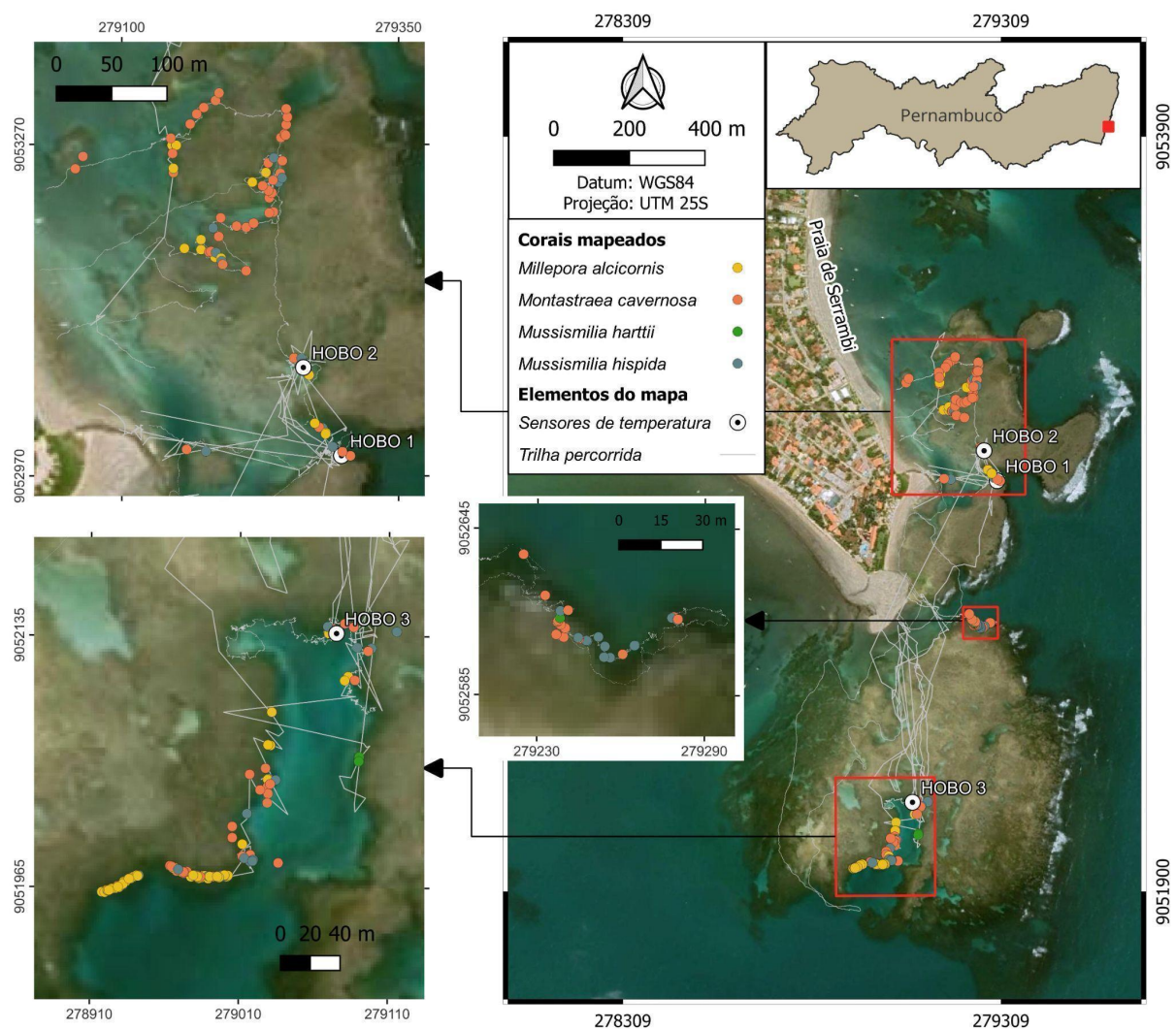


Foto: José Renato Correia (2023).

Em relação aos recifes de Porto de Galinhas, foram georreferenciadas 636 colônias, sendo *M. alcicornis* (38,99%), *M. hispida* (36,94%), *M. cavernosa* (19,96%) e *M. harttii* (4%) (Figura 4).

Figura 4 – Mapa de distribuição das espécies de corais construtoras encontradas nos recifes de Porto de Galinhas-PE.

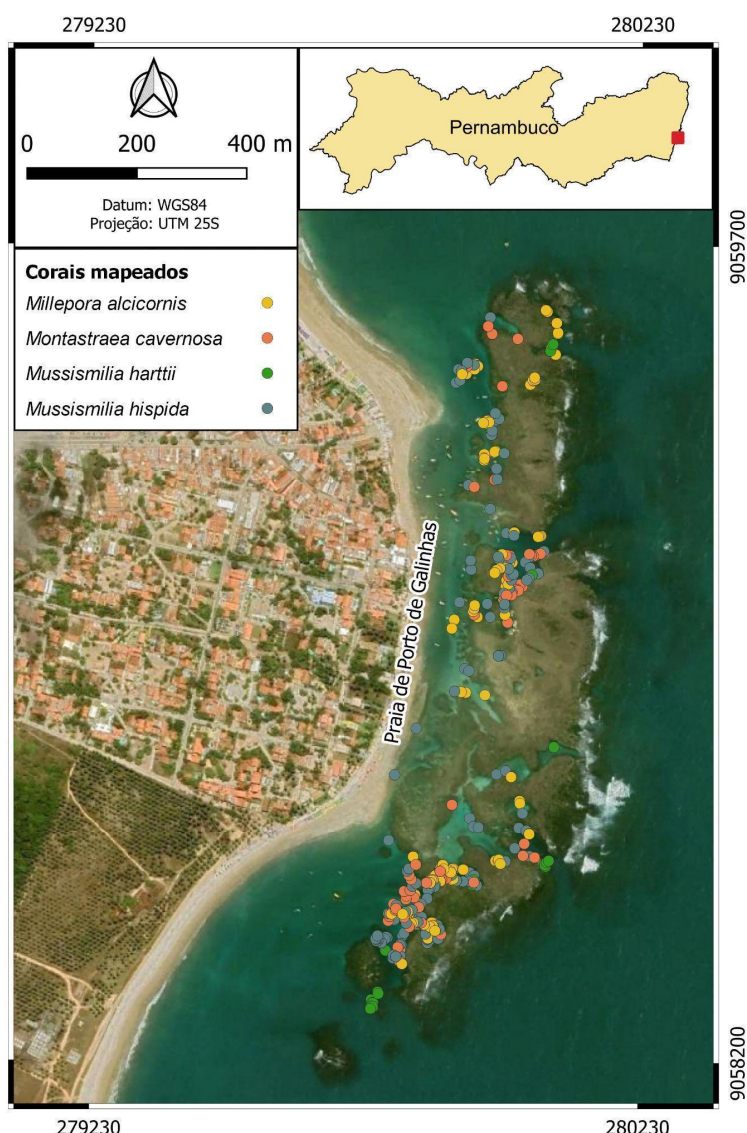


Foto: José Renato Correia (2023).

Nos recifes mapeados de Serrambi, foi registrado que o ponto de maior densidade de corais encontra-se em uma piscina aberta ao sul, popularmente chamada de “Caçoá”, na qual foram encontradas as maiores densidades de todas as quatro espécies estudadas. Em menor densidade, também foram encontrados pontos de concentração da espécie *Mussismilia hispida*, na margem direita (sentido oeste-leste) de um dos canais centrais do recife, e da espécie *Millepora alcicornis*, no *backreef* da porção norte do recife (Figura 5). Em relação aos recifes de Porto de Galinhas, a maior densidade de corais foi registrada na sua extremidade sul (Figura 6). Vale ressaltar duas grandes concentrações da espécie *Mussismilia hispida*,

sendo uma na porção sul e outra em um dos canais centrais próximos à região chamada localmente de “Poço da Paixão”.

Figura 5 - Mapa de Estimativa de Densidade por Kernel das quatro espécies de corais construtoras nos recifes de Serrambi-PE. Barras de cores indicam o nível de densidade.

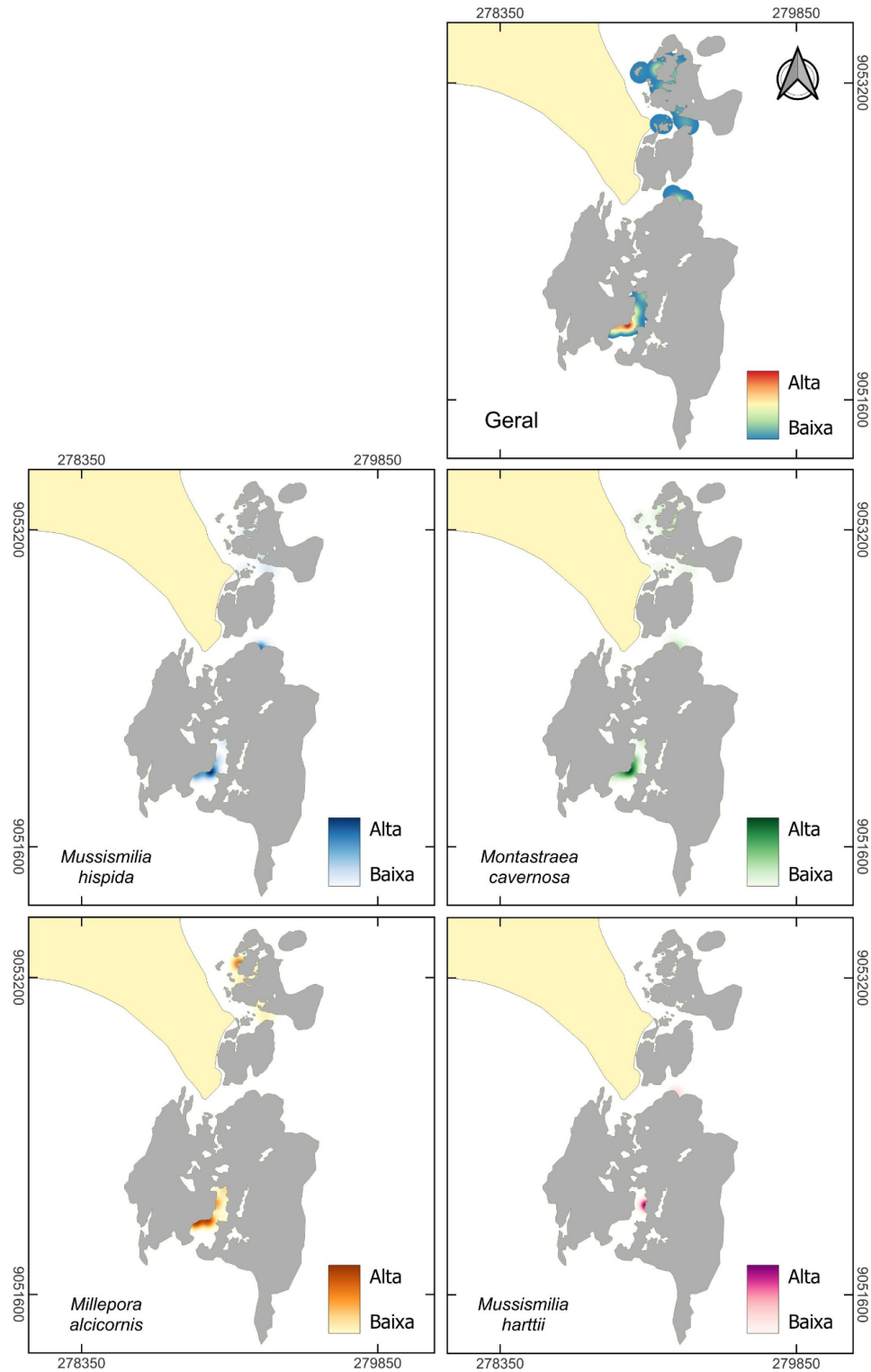


Foto: José Renato Correia (2023).

Figura 6 - Mapa de Estimativa de Densidade por Kernel das 4 espécies de corais construtoras nos recifes de Porto de Galinhas-PE. Barras de cores indicam o nível de densidade.

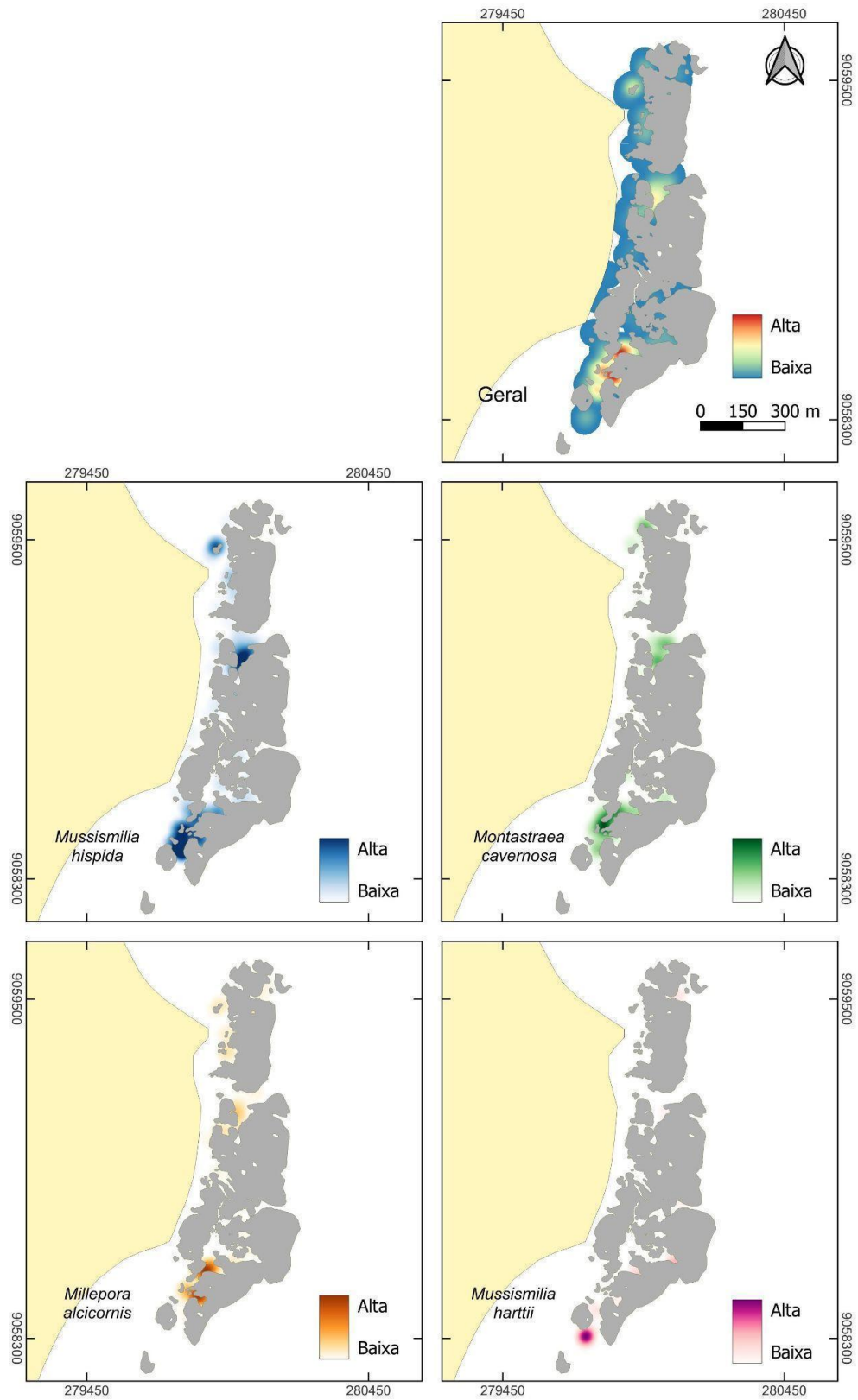


Foto: José Renato Correia (2023).

Discussão

De acordo com os estudos desenvolvidos por Laborel na década de 1960, a morfologia dos recifes de Serrambi é semelhante à de Porto de Galinhas. Nestes, haviam densas populações de *Montrastraea cavernosa*, *Millepora* spp. e *Mussismilia* spp., sendo descrito no contexto dos recifes mais deslumbrantes da costa brasileira (Laborel-Deguen, 2019). Comparando com nossos resultados, nota-se algumas mudanças na fauna de corais desses recifes nas últimas décadas, com ênfase para a redução da cobertura coralínea e predominância notável de algas. Entretanto, não se sabe se essa diferença foi devido as diferenças no esforço amostral, ou resultado de uma mudança de fase nos recifes (Graham et., al 2015) ou estado natural dos recifes brasileiros, os quais possuem elevada abundância de algas e baixa cobertura coralínea (Ferreira & Maida, 2006; Aued et al., 2018). Em relação às espécies de corais encontradas, atualmente há prevalência de *Mo. cavernosa* para Serrambi e *Mi. alcicornis* para Porto de Galinhas. Além do registro de outras espécies, como *Carijoa riisei* e *Madracis decactis*, observadas durante os mergulhos e não descritas anteriormente. Bem como o desaparecimento de *Millepora braziliensis* e, diminuição nas comunidades de *Mussismilia* spp, antes descritas por Laborel-Deguen (2019). É importante ressaltar que a frente recifal de SR não foi alvo de amostragem. Durante as operações de campo, tentativas de mergulho foram empreendidas nessas áreas, mas devido a dificuldade de acesso, os mergulhos não puderam ser concluídos. No entanto, com base no que foi observado inicialmente e nas condições de profundidade, é plausível estimar que essas áreas possam abrigar significativas concentrações de corais.

Os recifes de PG apresentaram um número significativo de colônias mapeadas em comparação com os recifes de SR, os quais têm o dobro do tamanho em relação aos de PG. Graças à contribuição de voluntários, observamos uma participação mais expressiva no esforço amostral de campo, totalizando 56 horas de mergulho com o envolvimento de 18 pessoas. Em contraste, em Serrambi, o esforço contou com quatro mergulhadores por coleta, totalizando 27 horas de mergulho. Esses números ressaltam a importância da ciência cidadã como uma ferramenta valiosa de pesquisa, evidenciada por essa metodologia. De acordo com Kruger & Shannon (2000), a contribuição de cidadãos permite uma maior compreensão da área de estudo, considerando que os moradores locais são familiarizados ao

ambiente e possuem conhecimentos que vão além dos métodos de pesquisa convencionais. Outros programas de monitoramento recifal com o uso da ciência cidadã, como *Coral Watch* (Marshall; Kleine; Dean, 2012), *Reef Check* (LAU et al., 2019), *Reef Life Survey* (Edgar et al., 2020) e De Olho Nos Corais (Vieira, De Souza, Longo, 2020) têm demonstrado resultados promissores por meio da inclusão de moradores locais contribuintes em projetos de conservação.

Um fato preocupante foi o baixo número de colônias de *M. harttii* georreferenciadas em SR ($n = 4$), tendo em vista que é uma espécie ameaçada de extinção (ICMBio 2018), e que é uma espécie endêmica primordial na construção dos recifes brasileiros (Leão et al. , 2016). Outro ponto crítico é que estas colônias pequenas (raramente maiores que 30 cm) se encontram, frequentemente, em piscinas distantes entre si, diminuindo as chances de encontro de gametas durante a reprodução, considerando que é uma espécie hermafrodita que libera os gametas para fertilização externa (Pires et al., 1999). Isso reforça a importância do uso das metodologias de mapeamento empregadas em recifes de baixa cobertura coralínea, considerando que tais colônias não seriam detectadas sem busca ativa exaustiva.

Com base nas áreas exploradas nos recifes, foram identificados pontos de maior concentração das espécies construtoras, sendo a piscina ao sul denominada "Caçoá" para SER, e um canal próximo à região central chamado "Poço da Paixão" para PG. Diante da urgência em desenvolver estratégias de conservação eficazes, ambas as localidades apresentam potencial para servir como refúgio para os corais nos próximos anos. Dessa forma, tornam-se regiões prioritárias para a conservação, demandando destaque durante a formulação de políticas públicas com o propósito de designá-las como áreas protegidas.

Considerações finais

O mapeamento com esforço máximo fornece uma metodologia chave para a avaliação da cobertura bentônica em recifes de baixa cobertura coralínea, bem como a inclusão e contribuição da comunidade local em pesquisas científicas, favorecendo um maior número de voluntários envolvidos e resultando em um maior número de colônias mapeadas em PG.

Considerando estudos anteriores, vale enfatizar o desaparecimento de espécies e declínio de populações inteiras, como *M. harttii*, que devido a distância entre as colônias pode ter sua reprodução comprometida. Tendo em vista o declínio de espécies endêmicas, ações de conservação são necessárias a fim de mitigar perdas de cobertura coralínea.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao Projeto Coral Vivo e seus patrocinadores Arraial d'Ajuda Eco Parque e Petrobras (Programa Petrobras Socioambiental) por financiar e prover infraestrutura para a execução deste estudo. Esta pesquisa também contou com apoio financeiro da Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE APQ-1610-2.05/22), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), e da rede WWF. Além do suporte logístico fornecido pela equipe do Biofábrica de Corais durante os esforços de campo.

Referências

ALEPE. 2018. DECRETO Nº 46.052, DE 23 DE MAIO DE 2018. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/lei_apa_mar_recife.pdf>. Acesso em: 31 de mar. 2023.

AGARDY, Tundi; DI SCIARA, Giuseppe Notarbartolo; CHRISTIE, Patrick. Mind the gap: addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 35, n. 2, p. 226-232, 2011.

AUED, Anaide W. et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **PloS one**, v. 13, n. 6, p. e0198452, 2018.

BLEUEL, Jessica; PENNINO, Maria Grazia; LONGO, Guilherme O. Coral distribution and bleaching vulnerability areas in Southwestern Atlantic under ocean warming. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 12833, 2021.

BURT, J. A. et al. Insights from extreme coral reefs in a changing world. **Coral Reefs**, v. 39, p. 495-507, 2020.

CPRH. Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e Administração dos Recursos Hídricos. **Áreas de Proteção Ambiental Recife**. Pernambuco, 2020.

CPRH. 2001, **Diagnóstico sócio-ambiental do litoral sul de Pernambuco**. Agência Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Recife, Brasil, 122p.

DA SILVEIRA, Camila Brasil Louro et al. Coral reef mapping with remote sensing and machine learning: a nurture and nature analysis in marine protected areas. **Remote Sensing**, v. 13, n. 15, p. 2907, 2021.

DE OLIVEIRA, Umberto Diego Rodrigues et al. Modeling impacts of climate change on the potential habitat of an endangered Brazilian endemic coral: Discussion about deep sea refugia. **PLoS One**, v. 14, n. 5, p. e0211171, 2019.

DUARTE, Gustavo AS et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 179, 2020.

EDGAR, Graham J. et al. Establishing the ecological basis for conservation of shallow marine life using Reef Life Survey. **Biological conservation**, v. 252, p. 108855, 2020.

EDGAR, Graham J. et al. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature**, v. 506, n. 7487, p. 216-220, 2014.

EDDY, Tyler D. et al. Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. **One Earth**, v. 4, n. 9, p. 1278-1285, 2021.

ESPINOZA, Mario et al. Quantifying shark distribution patterns and species-habitat associations: implications of marine park zoning. **PloS one**, v. 9, n. 9, p. e106885, 2014.

FERREIRA, Beatrice Padovani; MAIDA, Mauro. **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil**. 2006.

FLOETER, Sérgio Ricardo et al. Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 1, p. 22-47, 2008.

FRANCINI FILHO, Ronaldo Bastos; MOURA, Rodrigo Leão de. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. 2008.

GAINES, Steven D. et al. Designing marine reserve networks for both conservation and fisheries management. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 43, p. 18286-18293, 2010.

GASPAR, Tainá L. et al. Severe coral bleaching of *Siderastrea stellata* at the only atoll in the South Atlantic driven by sequential Marine Heatwaves. **Biota Neotropica**, v. 21, 2021.

GLADSTONE, William; CURLEY, Belinda; SHOKRI, Mohammad Reza. Environmental impacts of tourism in the Gulf and the Red Sea. **Marine pollution bulletin**, v. 72, n. 2, p. 375-388, 2013.

GRAHAM, Nicholas AJ et al. Seabirds enhance coral reef productivity and functioning in the absence of invasive rats. **Nature**, v. 559, n. 7713, p. 250-253, 2018.

GRAHAM, Nicholas AJ; NASH, Kirsty L. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. **Coral reefs**, v. 32, p. 315-326, 2013.

HALL, April E.; CAMERON, Darren S.; KINGSFORD, Michael J. Partially protected areas as a management tool on inshore reefs. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 31, p. 631-651, 2021.

HARVEY, Bethany J. et al. Ecosystem-based management of coral reefs under climate change. **Ecology And Evolution**, [S.L.], v. 8, n. 12, p. 6354-6368, 20 maio 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.4146>.

HILL, Jos; WILKINSON, CLIVE. Methods for ecological monitoring of coral reefs. **Australian Institute of Marine Science, Townsville**, v. 117, 2004.

JALES, Marina Cavalcanti et al. O ecossistema recifal de Serrambi (nordeste do Brasil): biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. **Atlântica (Rio Grande)**, v. 34, n. 2, p. 87-102, 2012.

KELLER, Brian D. et al. Climate change, coral reef ecosystems, and management options for marine protected areas. **Environmental management**, v. 44, p. 1069-1088, 2009.

KENCHINGTON, E. et al. **Kernel density analyses of coral and sponge catches from research vessel survey data for use in identification of significant benthic areas**. Fisheries and Oceans Canada= Pêches et océans Canada, 2016.

KRUGER, Linda E.; SHANNON, Margaret A. Getting to know ourselves and our places through participation in civic social assessment. **Society & Natural Resources**, v. 13, n. 5, p. 461-478, 2000.

LABOREL-DEGUEN, Françoise et al. **Recifes brasileiros: o legado de Laborel**. 2019.

LAM, Katherine et al. A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 333, n. 1, p. 115-128, 2006.

LAU, Chai Ming et al. Tracing coral reefs: A citizen science approach in mapping coral reefs to enhance Marine Park management strategies. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 539, 2019.

LEÃO, Zelinda MAN; KIKUCHI, Ruy KP; TESTA, Viviane. **Corals and coral reefs of Brazil**. In: CORTÉS, J. (Ed.). Latin American Coral Reefs. Amsterdam: Elsevier Science, 2003. p.9-52.

LEÃO, Zelinda MAN et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. SPE2, p. 97-116, 2016.

LEÃO, Zelinda MAN; KIKUCHI, Ruy KP; OLIVEIRA, Marília DM. The coral reef province of Brazil. In: World seas: An environmental evaluation. **Academic Press**, 2019. p. 813-833.

LOGAN, Cheryl A. et al. Quantifying global potential for coral evolutionary response to climate change. **Nature Climate Change**, v. 11, n. 6, p. 537-542, 2021.

LUZA, André L. et al. Functional diversity patterns of reef fish, corals and algae in the Brazilian biogeographical province. **Journal of Biogeography**.

LUZA, André L. et al. Low functional vulnerability of fish assemblages to coral loss in Southwestern Atlantic marginal reefs. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17164, 2022.

MANSO, Valdir do Amaral Vaz; CORREA, Iran Carlos Stalliviere; GUERRA, NÚBIA. Morfologia e sedimentologia da plataforma continental interna entre as Praias Porto de Galinhas e Campos-Litoral Sul de Pernambuco, Brasil. **Pesquisas em geociências**, v. 30, n. 2, p. 17-25, 2003.

MARSHALL, N. Justin; KLEINE, Diana A.; DEAN, Angela J. CoralWatch: education, monitoring, and sustainability through citizen science. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 6, p. 332-334, 2012.

MMA, ICMBio et al. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume IV? Répteis. 2018.

MULDROW, Milton; PARSONS, Edward; JONAS, Robert. Shifting baseline syndrome among coral reef scientists. **Humanities and Social Sciences Communications**, v. 7, n. 1, p. 1-8, 2020.

NALLEY, Eileen M. et al. Water quality thresholds for coastal contaminant impacts on corals: A systematic review and meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 794, p. 148632, 2021.

NG, Chin Soon Lionel et al. Responses of urban reef corals during the 2016 mass bleaching event. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, p. 111111, 2020.

PEREIRA, Pedro HC et al. Unprecedented coral mortality on Southwestern atlantic coral reefs following major thermal stress. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 338, 2022.

PIRES, D. O.; CASTRO, C. B.; RATTO, C. C. Reef coral reproduction in the Abrolhos Reef Complex, Brazil: the endemic genus *Mussismilia*. **Marine Biology**, v. 135, p. 463-471, 1999.

PRATCHETT, Morgan S.; HOEY, Andrew S.; WILSON, Shaun K. Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided by coral reef fishes. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 7, p. 37-43, 2014.

PRINCIPE, Silas C. et al. Predicted shifts in the distributions of Atlantic reef-building corals in the face of climate change. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 673086, 2021.

ROGERS, Alice; BLANCHARD, Julia L.; MUMBY, Peter J. Vulnerability of coral reef fisheries to a loss of structural complexity. **Current Biology**, v. 24, n. 9, p. 1000-1005, 2014.

SANTANA, Erika FC et al. Turbidity shapes shallow Southwestern Atlantic benthic reef communities. **Marine Environmental Research**, v. 183, p. 105807, 2023.

STANLEY JR, George D. The evolution of modern corals and their early history. **Earth-Science Reviews**, v. 60, n. 3-4, p. 195-225, 2003.

STANLEY, Steven M. Hypercalcification: paleontology links plate tectonics and geochemistry to sedimentology. **GSA today**, v. 9, p. 1-7, 1999.

STENECK, Robert S. et al. Managing recovery resilience in coral reefs against climate-induced bleaching and hurricanes: a 15-year case study from Bonaire, Dutch Caribbean. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 265, 2019.

SULLY, S. et al. A global analysis of coral bleaching over the past two decades. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 1264, 2019.

TRACY, Allison M. et al. Increases and decreases in marine disease reports in an era of global change. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 286, n. 1912, p. 20191718, 2019.

URBINA-BARRETO, Isabel et al. Which method for which purpose? A comparison of line intercept transect and underwater photogrammetry methods for coral reef surveys. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 636902, 2021.

VÉLEZ-RUBIO, G. M. et al. Macroalgae morpho-functional groups in Southern marine ecosystems: rocky intertidal in the Southwestern Atlantic (33°–35° S). **Marine Biology**, v. 168, n. 10, p. 153, 2021.

VIEIRA, E. A.; DE SOUZA, L. R.; LONGO, G. O. Diving into science and conservation: recreational divers can monitor reef assemblages. *Perspect Ecol Conserv* 18: 51–59. 2020.

VOOLSTRA, Christian R.; PEIXOTO, Raquel S.; FERRIER-PAGÈS, Christine. Mitigating the ecological collapse of coral reef ecosystems: Effective strategies to preserve coral reef ecosystems. **EMBO reports**, v. 24, n. 4, p. e56826, 2023.

WILSON, Kristen L. et al. Incorporating climate change adaptation into marine protected area planning. **Global Change Biology**, v. 26, n. 6, p. 3251-3267, 2020.

WOODHEAD, Anna J. et al. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. **Functional Ecology**, v. 33, n. 6, p. 1023-1034, 2019.

YADAV, Siddharth Shekhar *et al.* The ocean, climate change and resilience: making ocean areas beyond national jurisdiction more resilient to climate change and other anthropogenic activities. **Marine Policy**, [S.L.], v. 122, p. 104184, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104184>.

ZANEVELD, Jesse R. et al. Overfishing and nutrient pollution interact with temperature to disrupt coral reefs down to microbial scales. **Nature communications**, v. 7, n. 1, p. 11833, 2016.

4.2 ARTIGO II

Avaliação de saúde da cobertura coralínea nos recifes da Área de Proteção Ambiental Marinha de Serrambi

Maria Juciliara Francelino Brito^{1*}, Kawany Porpilha², Cláudio Henrique Gomes Fialho¹, Natanael Cicero Cavalcanti Bezerra³, José Renato Mendes de Barros Correia^{2,3}, Erika Flávia Crispim de Santana⁴, Ralf Tarciso Silva Cordeiro^{1,2,3}

¹ Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brazil, ² Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, Brazil, ³ Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, Brazil, ⁴ Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, 58059-900, João Pessoa, Paraíba, Brasil.

*jucillyara17@gmail.com

Resumo

Os ecossistemas recifais marinhos, fundamentais para a subsistência de comunidades costeiras, oferecem serviços cruciais, como alimentação, proteção costeira e suporte econômico. Contudo, enfrentam ameaças significativas, incluindo impactos antrópicos como sobrepesca, poluição e as consequências das mudanças climáticas que resultam no declínio desses ecossistemas. Dessa forma, o presente trabalho foi realizado entre na Área de Proteção Ambiental Marinha Recifes de Serrambi, localizada no Nordeste do Brasil no estado de Pernambuco, e teve como objetivo monitorar a saúde dos corais a fim de fornecer dados para subsidiar estratégias eficazes de conservação diante das mudanças ambientais contínuas. Este é um estudo pioneiro que oferece uma visão detalhada sobre a saúde das populações coralíneas na região, preenchendo lacunas deixadas por estudos anteriores. A predominância da espécie *Montastraea cavernosa*, conforme observado, é consistente com achados prévios. Durante o monitoramento, as colônias de *Siderastraea* spp. apresentaram indícios de branqueamento, coincidindo com o período de maior temperatura registrada (30°C em janeiro). No entanto, a ausência de eventos prolongados de altas temperaturas e as características de

águas turvas nos recifes contribuíram para a falta de branqueamento das colônias. Esses resultados destacam a importância de fatores ambientais locais na compreensão abrangente da saúde dos recifes de corais. O estudo fornece informações valiosas para orientar estratégias de conservação, como zoneamento e plano de manejo. O monitoramento contínuo é essencial para preservar esses ecossistemas críticos diante das constantes mudanças ambientais.

Palavras-chave: corais, APA, branqueamento, conservação

Introdução

A produtividade dos ecossistemas recifais marinhos oferece serviços essenciais para a subsistência de comunidades costeiras, garantindo alimentação, proteção costeira e suporte para atividades econômicas (Donner & Potere 2007; Woodhead et al., 2021). Apesar de serem reconhecidos como ambientes produtivos, os recifes de corais enfrentam ameaças críticas devido a impactos antrópicos, como sobrepesca e poluição, além dos impactos das mudanças climáticas (Hughes et al., 2003).

Os efeitos das alterações climáticas decorrentes do aquecimento global antropogênico representam riscos significativos para diversos ambientes ao redor do mundo (Field & Barros, 2014). Nos recifes de corais, eventos de branqueamento em massa podem ser desencadeados por intensas ondas de calor, caracterizados pela perturbação e ruptura da simbiose entre os corais e as microalgas endossimbiontes fotossintetizantes (Família Symbiodiniaceae), resultando na palidez dos corais e afetando seu funcionamento, imunidade e alimentação, podendo, em última instância, levar à morte desses animais (Donner; Rickbeil; Heron, 2017; Hughes et al., 2018b; Baker; Glynn; Riegl, 2008).

Diante do cenário atual de ameaças e subsequente degradação, os serviços ecossistêmicos, assim como o fornecimento de alimentos, desenvolvimento das populações costeiras e espécies associadas, estão praticamente comprometidos, de forma que cerca de 63% na biodiversidade associada aos recifes de corais diminuiu nas últimas décadas, com uma redução aproximada de 50% na cobertura coralínea desde 1950 de todo o mundo. (Eddy et al., 2021). As ameaças

mencionadas anteriormente afetam a dinâmica ecológica da comunidade de corais (Ban, Graham & Connolly, 2014; Hughes et al., 2018a).

Variados são os fatores ligados ao declínio dos corais nos ambientes recifais, podendo ser fatores locais e globais. Dentre eles, as mudanças climáticas são um dos fatores mais encontrados e discutidos na literatura (Leão et al., 2008; Dias & Gondim et al., 2015; Banha et al., 2020). Nesse cenário de mudanças ambientais constantes, garantir a conservação da biodiversidade e o adequado funcionamento dos ecossistemas para as gerações futuras requer ajustes e aprimoramentos nas estratégias de gestão governamental direcionadas ao meio ambiente. Além disso, é essencial possuir um conhecimento acerca do ecossistema e dos recursos que ele oferece, a fim de assegurar o progresso econômico em harmonia com a conservação (Hughes et al., 2017). Dessa forma, este estudo realizou o monitoramento da saúde coralínea entre os anos de 2022 e 2023 em pontos dos recifes da Área de Proteção Ambiental Marinha de Serrambi-PE, a fim de prover dados para subsídios de estratégias de conservação.

Materiais e métodos

Área de estudo

A Área de Proteção Ambiental Marinha (APA) de Serrambi possui área total de 84.036,79 hectares, com extensão recifal de 4 km, localizada a aproximadamente 70 km ao sul de Recife, capital de Pernambuco, estado do nordeste do Brasil, englobando os municípios de Ipojuca, Sirinhaém, Rio Formoso e Tamandaré (Alepe, 2018).

O ambiente recifal é formado por bancos de arenito em franja, encontrando-se situados entre dois rios, o Sirinhaém na porção sul e o Rio Maracaípe, na porção norte (Manso et al., 2003). Sua biodiversidade e produtividade sustentam atividades de pesca artesanal, constituindo a principal fonte de renda para os moradores locais. A formação de piscinas durante o regime de marés também proporciona atividades recreativas relacionadas ao turismo, frequentemente dobrando o número da população local em períodos de alta estação (Jales et al., 2012). De forma geral, considerando a classificação de Köppen (1948), o clima do Estado de Pernambuco é

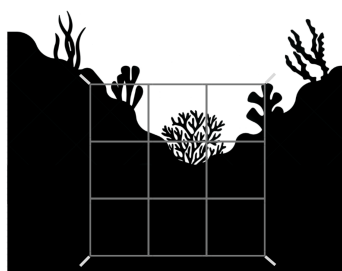
caracterizado como do tipo As', correspondendo a um clima úmido. Sendo caracterizado por um período seco, entre os meses de setembro a fevereiro, e um período chuvoso durante os meses de março a agosto (CPRH, 2003).

Coleta e análise de dados bióticos

Foram obtidos dados sobre a abundância (cobertura relativa %) de diferentes corais e outros grupos bentônicos e estimativas da saúde coralínea durante os anos de 2022 e 2023. A coleta de dados foi realizada por meio de mergulhos livres e autônomos (SCUBA), sendo a principal ferramenta para realização do monitoramento dos recifes. Previamente, foram feitas inspeções piloto de varredura em toda a área recifal norteando possíveis pontos de monitoramento.

Posteriormente, foram definidos três pontos fixos nos recifes (P1, P2, P3), escolhidos por serem áreas de maior concentração coralínea. Esses pontos foram revisitados periodicamente para monitoramento, durante o período de cinco dias, com intuito de avaliação da saúde dos corais, através da metodologia de foto-quadrados (adaptado de Francini-Filho et al., 2008) feitos em uma área de 1,5 m x 1,5 m delimitada por vergalhões no recife (Figura 1) dos quais foram registrados 9 imagens digitais, de forma que em cada período seja fotografado a mesma área. Ao todo, foram feitos quatro períodos de monitoramento entre os anos de 2022 e 2023, sendo Período 1 (setembro de 2022), Período 2 (janeiro de 2023), Período 3 (maio de 2023) e Período 4 (setembro de 2023). Em cada período foram feitos nove foto-quadrados de 50 cm x 50 cm como amostra nos três pontos fixos, totalizando uma área amostral de 6,75 m².

Figura 1 - Ilustração da metodologia usada para análise de saúde das colônias de corais nos pontos fixos do recife de Serrambi-PE.



Fonte: Maria Brito (2024).

As imagens digitais dos foto-quadrados foram analisadas utilizando-se o programa *Coral Point Count with Excel extensions* CPCe (KÖHLER & GILL, 2006). Foram sorteados 20 pontos aleatórios em cada imagem do foto-quadrado (totalizando 180 pontos por foto-quadrado), e os principais grupos bentônicos e as espécies de corais abaixo de cada ponto foram identificados.

Os corais comumente encontrados no local de estudo amostrados foram: *Agaricia agaricites* (Linnaeus, 1758), *Favia gravida* (Verrill, 1868), *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758), *Mussismilia harttii* (Verrill, 1868), *Mussismilia hispida* (Verrill, 1901), *Montastraea cavernosa* (Linnaeus, 1767), *Porites astreoides* (Lamarck, 1816), *Porites branneri* (Rathbun, 1887), *Scolymia wellsi* (Laborel, 1967), *Siderastraea* spp., e *Stylaster roseus* (Pallas, 1766). Por causa da semelhança morfológica entre as três espécies do gênero *Siderastrea* encontradas no Atlântico Sul Ocidental (*Siderastrea stellata*, *S. radians* e *S. siderea*) (Menezes et al., 2013), foi escolhido utilizar *Siderastrea* spp. na presente dissertação. As categorias grupos bentônicos amostrados no presente estudo foram: Coral (subcategorias: *Agaricia agaricites*, *Favia gravida*, *Millepora alcicornis*, *Montastraea cavernosa*, *Mussismilia harttii*, *Mussismilia hispida*, *Porites branneri*, *Porites astreoides*, *Scolymia wellsi*, *Siderastraea* spp., *Stylaster roseus*), Zoantídeo (subcategorias: *Palythoa caribaeorum*, *Palythoa variabilis*, *Zoanthus sociatus*), Macroalga (subcategorias: Frondosas, Turf), Alga Calcárea, Areia, Cascalho, Coral Morto, Corais Doentes, Esponja, e Outros Organismos (subcategorias: Ascídia e Ouriços).

A saúde das colônias na categoria "coral" também foi avaliada, considerando as seguintes classificações: Branqueamento, Doença, Mortalidade e Saudável. Em relação às estimativas de saúde, elas também foram obtidas das imagens coletadas pelos foto-quadrados. As possíveis doenças foram identificadas de acordo com a aparência das lesões seguindo a metodologia de Raymundo et al., (2008).

O estudo avaliou grupos bentônicos com cobertura superior a 20%. Utilizou-se o teste de Modelo Linear Generalizado (GLM) para avaliar diferenças na abundância (cobertura) dos principais grupos bentônicos entre os pontos e entre os períodos (trimestres), ou seja, com fatores Ponto (P1, P2 e P3) e Período (1, 2 e 3), sem interações, seguido por pós-teste de Tukey. A normalidade

(Kolmogorov-Smirnov) e a homocedasticidade (Levene) dos dados foram previamente testadas e utilizou-se o nível de significância 0,05 ($\alpha=0,05$).

Vale salientar que devido à baixa visibilidade provocada pelas chuvas, os dados de cobertura bentônica do P2 durante maio de 2023, correspondente ao Período 3 do monitoramento, foram comprometidos.

Análise e coleta de dados abióticos

Considerando a influência de fatores abióticos na saúde dos corais, foram consideradas as variáveis de sedimentação, concentração de nutrientes e temperatura (Adam et al., 2021; Tuttle & Donahue, 2022; Burke et al., 2023). Em cada um dos três pontos (P1, P2 e P3), foi posicionada uma armadilha de sedimento durante o monitoramento, seguindo a metodologia adaptada dos estudos de Hernández et al., (2009). De maneira semelhante, foram coletadas amostras de água em cada coleta próximas a área do quadrado, para fins de análises de concentração de nutrientes dissolvidos e fixação de sensores de temperatura (Hobo Pendant MX2202) durante o período de monitoramento, a fim de acompanhar a temperatura do local.

Os dados de temperatura coletados pelos sensores foram submetidos ao teste de Kolmogorov-Smirnov para normalidade e homogeneidade pelo teste de Levene. Os quais foram posteriormente trabalhados de forma univariada, sendo analisados através do programa SigmaPlot 11.0, seguido pelo teste Tukey com nível de significância 0,05 ($\alpha=0,05$).

Para a análise de granulometria, as amostras de sedimento coletadas nos três pontos foram analisadas seguindo a metodologia adaptada de Suguio (1973), a partir da qual o peso das amostras foram pesados enquanto seco e posteriormente feito o peneiramento úmido em malhas de <0,062mm (porção de silte e argila) e 2 mm (porção de cascalho), as partículas retidas foram secadas na estufa e pesadas sendo subtraídas em relação ao peso inicial para contagem da porcentagem de sedimentos finos.

As amostras de água coletadas foram analisadas por meio do pacote de teste para qualidade de água *Red Sea*, considerando as concentrações de pH, alcalinidade (KH), cálcio (Ca), magnésio (Mg), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃) e amônia (NH₃/NH₄).

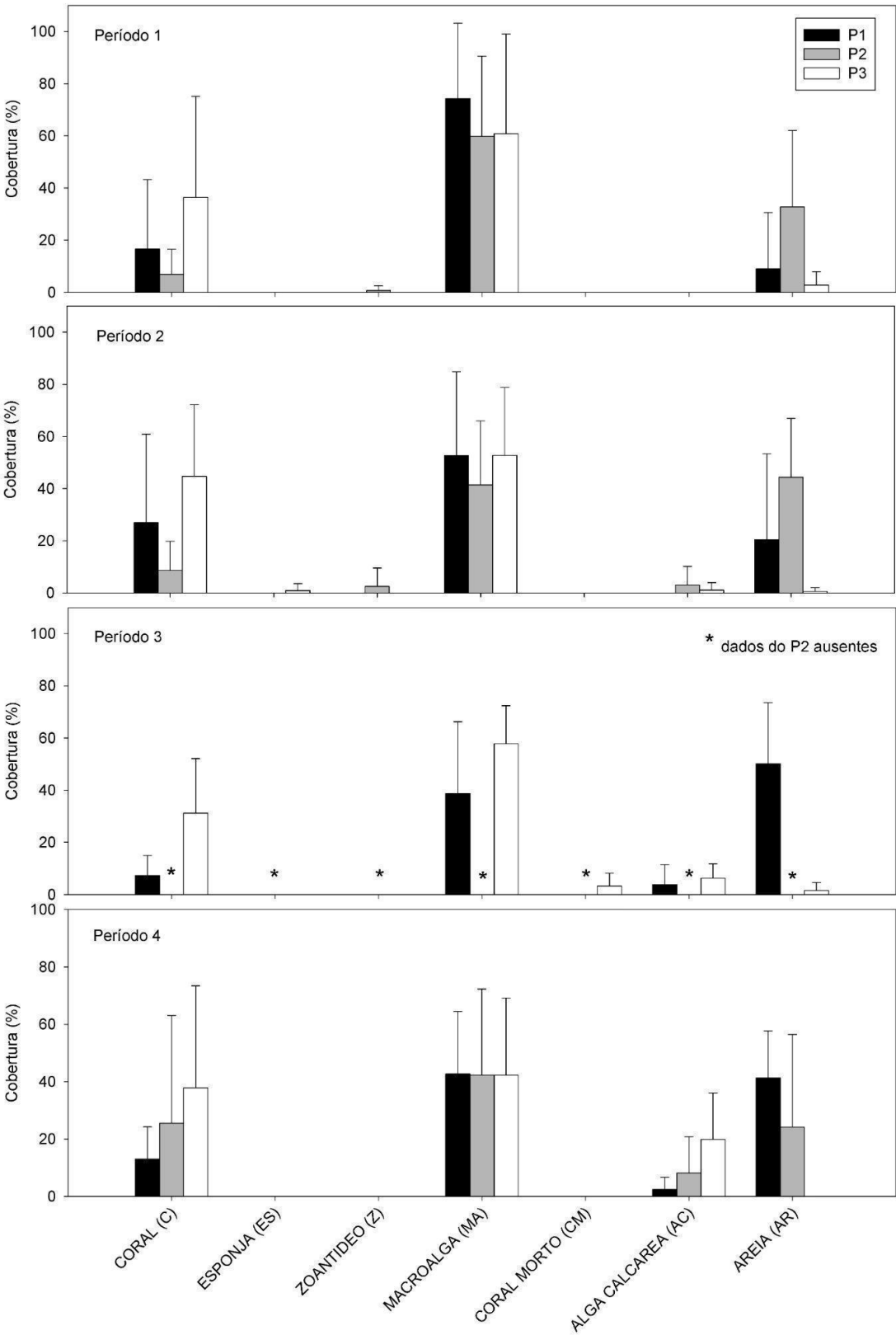
Os dados de granulometria e análise de água foram normalizados através do programa Primer 6, onde o valor de cada variável teve sua média subtraída e dividida pelo desvio padrão correspondente. Esta medida foi necessária para dados ambientais nos quais as variáveis frequentemente estão em escalas diferentes. Os dados dessas variáveis abióticas foram representados graficamente utilizando a Análise de Componentes Principais (PCA). Vale salientar que, as variáveis “Nitrito, Nitrato e Amônia” devido as baixas concentrações nas amostras de água obtiveram valores iguais a zero, portanto, não foram consideradas para análise.

Resultados

Dados bióticos: cobertura bentônica

A cobertura dos grupos bentônicos (cobertura maior que 20%) avaliados encontrados nos foto-quadrados de acordo com os pontos fixos (P1, P2 e P3) e período de coleta (1, 2, 3 e 4) está apresentada na figura 2. Foi observada a dominância de macroalgas nos três pontos independente do período do ano, e em relação a cobertura de corais o P3 obteve a maior cobertura em todos os períodos de monitoramento (Figura 2).

Figura 2 – Representação gráfica percentual média da cobertura dos grupos bentônicos encontrados nos foto-quadrados de acordo com os pontos fixos (P1, P2 e P3) e período de coleta (1, 2, 3 e 4).



Fonte: Maria Brito (2024).

A espécie de coral dominante nos foto-quadrados foi *Montastraea cavernosa*, com 95,5% da cobertura no ponto P1, 63% no ponto P2 e 92% no ponto P3; seguida por *Mussismilia hispida*, com 40% de cobertura no ponto P2; e, por fim, o coral *Siderastraea* spp. com 4,5% no ponto P1 e 7,8% no ponto P3.

A abundância de corais variou significativamente entre os pontos ($P < 0,001$), mas não entre os períodos avaliados ($P = 0,418$). Sobre a diferença da porcentagem observada na cobertura coralínea entre pontos, o P3 obteve a maior cobertura de coral em relação a P1 e P2 (Tabela 1).

A cobertura percentual de macroalgas também obteve diferença significativa apenas entre os períodos ($P = 0,025$), havendo diferença ($P = 0,021$) entre o Período 1 e o Período 4 (Tabela 1).

Sobre a cobertura de alga calcária, houve diferença significativa entre os períodos ($P = <0,001$) e entre os pontos ($P = 0,026$), nas quais o P3 possui maior percentual de cobertura, e o Período 4 com percentual dominante (Tabela 1).

Em relação à cobertura de areia, houve diferença significativa apenas entre os pontos ($P = <0,001$). Sobre a escala temporal, o Período 3 possui o maior percentual de cobertura amostrada (Tabela 1).

Tabela 1 – Representação percentual dos grupos de cobertura bentônica de acordo com os pontos fixos (P1, P2 e P3) e período de coleta (1, 2, 3 e 4) com média e desvio padrão respectivamente.

Variável	Coral		Macroalga		Alga calcárea		Areia	
	Média (%)	Desvio padrão	Média (%)	Desvio padrão	Média (%)	Desvio padrão	Média (%)	Desvio padrão
Período 1	20,072	5,191	65,274	5,517	0,102	1,567	14,312	4,491
Período 2	26,768	5,296	48,946	5,629	1,348	1,599	21,796	4,582
Período 3	14,208	6,472	46,153	6,879	4,983	1,954	32,793	5,600
Período 4	25,596	5,090	42,513	5,410	9,863	1,537	21,836	4,404
Ponto 1	15,794	4,387	52,044	4,663	1,517	1,325	30,501	3,796

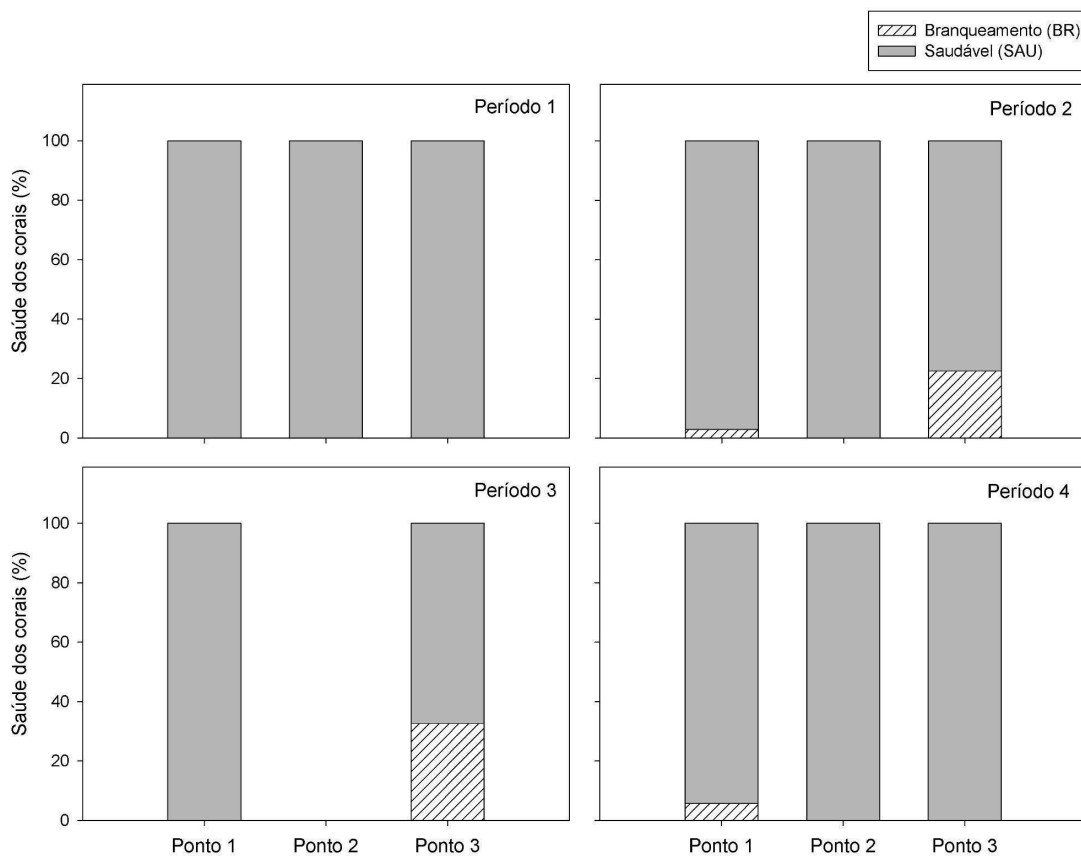
Ponto 2	11,597	5,489	46,454	5,834	3,945	1,657	36,646	4,749
Ponto 3	37,593	4,519	53,666	4,803	6,760	1,364	0,907	3,910

Fonte: Maria Brito (2024).

Dados bióticos: saúde das colônias

Quanto à condição de saúde das colônias de corais, observou-se que no Período 1, todas estavam saudáveis, sem evidências de branqueamento ou doenças. Entretanto, nos demais períodos, algumas colônias apresentavam sinais iniciais de branqueamento. No Período 2, houve 1,47% de colônias branqueadas no P1 e 21,93% no P3. No Período 3, esse percentual foi de 32,71% no P3. Por fim, no Período 4, registrou-se 4,44% no P1. É relevante destacar que esses sinais representaram o início do processo de branqueamento, não sendo observados eventos significativos de branqueamento durante os períodos de monitoramento, apenas sinais iniciais (Figura 3). Vale salientar, que a baixa visibilidade decorrente das chuvas comprometeu os fotoquadrados do P2 durante o Período 3 do monitoramento.

Figura 3 – Representação gráfica percentual da saúde das colônias durante os períodos de monitoramento nos recifes de Serrambi - PE.

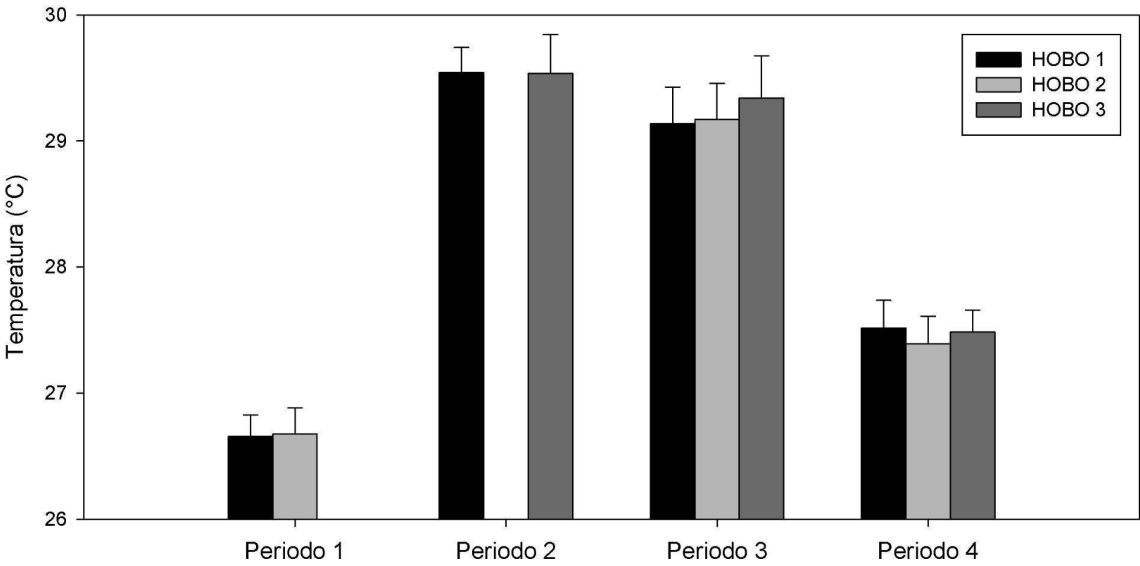


Fonte: Maria Brito (2024).

Dados abióticos: temperatura

Os dados de temperatura registrados pelos sensores foram coletados em períodos distintos, de acordo com o monitoramento (Figura 4). Vale reforçar que, em decorrência da perda de sensores, os dados de temperatura do Período 1 e 2 foram perdidos.

Figura 4 – Representação gráfica das médias de temperatura obtidas nos pontos de monitoramento dos recifes de Serrambi-PE de acordo com os períodos amostrados.



Fonte: Maria Brito (2024).

Houve diferença significativa ($P < 0,001$) em relação aos valores médios de temperatura amostrados entre os períodos analisados. O maior percentual médio de temperatura é correspondente ao Período 2 (Tabela 2), registrado durante janeiro de 2023.

Tabela 2 – Representação percentual das médias e desvio padrão de temperatura dos recifes de Serrambi-PE de acordo com os pontos fixos (P1, P2 e P3) e período de coleta (1, 2, 3 e 4).

Variável	Temperatura	
	Média (°C)	Desvio padrão
Período 1	26,692	0,0483
Período 2	29,521	0,0698
Período 3	29,216	0,0544
Período 4	27,466	0,0561

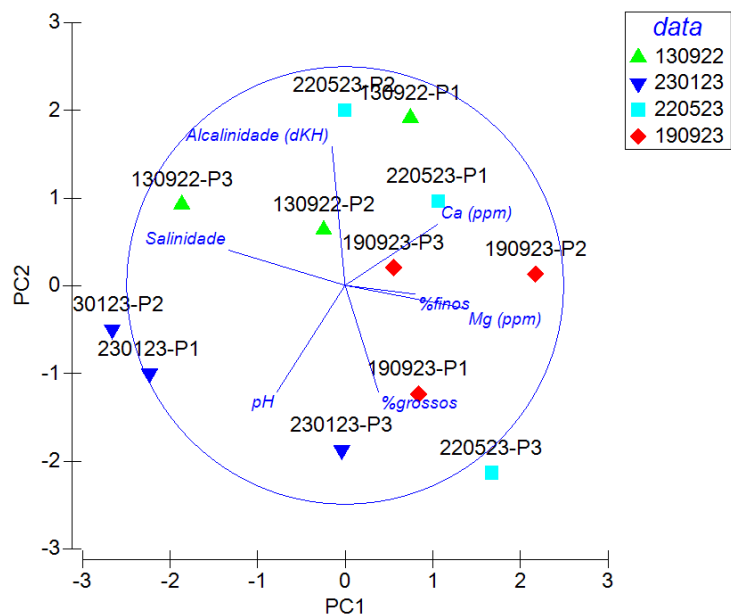
Ponto 1	28,206	0,0421
Ponto 2	28,189	0,0517
Ponto 3	28,276	0,0566

Fonte: Maria Brito (2024).

Dados abióticos: nutrientes dissolvidos e granulometria

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 60,6% de da variação dos dados de granulometria e análise de água, com a proporção 33,6% concentrada no eixo 1 e 27% no eixo 2 (Figura 5). De acordo com a PCA, o Período 1 (verde) foi influenciado pela alcalinidade e salinidade, o Período 4 (vermelho) foi influenciado pela concentração dos sedimentos, e o Período 2 (azul escuro) é marcado pelo pH, e o Período 3 (azul claro) não demonstrou padrões de agrupamento (Figura 5).

Figura 5 - Agrupamento dos dados nas Análises dos Componentes Principais (PCA) ilustrando variações temporais em variáveis de granulometria e concentrações de nutrientes durante o monitoramento nos recifes de Serrambi-PE, sendo as cores correspondentes ao Período 1, 2, 3 e 4, respectivamente.



Fonte: Maria Brito (2024).

As concentrações de nutrientes dissolvidos estavam dentro dos níveis adequados para o local, com os níveis de nitrito, nitrato e amônia abaixo do limite de detecção. Enquanto que as análises de granulometria demonstraram uma maior concentração de partículas finas, com proporções entre 0.250 mm a 0.063 mm.

Discussão

Os estudos anteriores desenvolvidos por Laborel- Deguen (2019) na década de 60 nos recifes da praia de Porto de Galinhas descrevem uma morfologia semelhante para Serrambi, entretanto na época não foram feitos estudos detalhados acerca da composição dessa localidade. Dessa forma, o presente trabalho é um estudo pioneiro do estado de saúde das populações coralíneas dos recifes da Área de Proteção Ambiental Marinha de Serrambi.

Montrastraea cavernosa foi a espécie de coral construtor mais abundante nas análises dos foto-quadrados, corroborando os estudos realizados por Laborel-Deguen (2019) que constataram a presença de densas populações desse coral nos recifes estudados. Esse resultado confirma também o padrão obtido para estudos realizados em diferentes localidades no Brasil (Francini-Filho et al., 2013; Matheus et al., 2019; Santana et al., 2023). Esta espécie possui ampla plasticidade batimétrica, podendo ser encontrada em elevada abundância em paredes de recifes rasos a recifes profundos (Francini-Filho et al., 2013; Amado-Filho et al., 2016; Francini-Filho et al., 2019; Matheus et al., 2019). O coral construtor *Siderastrea stellata* é abundante e comumente encontrado em poças e no topo de recifes rasos do Brasil (Castro & Pires, 2001; Francini-Filho et al., 2013; Francini-Filho et al., 2019), também possuindo ampla plasticidade batimétrica (Meirelles et al., 2015; Francini-Filho et al., 2019).

A saúde das colônias permaneceu estável durante os períodos de monitoramento, com exceção de algumas colônias de *Siderastrea* spp.. Os corais brasileiros apresentam características que fazem deles menos susceptíveis ao branqueamento que os corais da região do Caribe e do Indo-Pacífico (Mies et al., 2020). Das características que fazem estes corais serem mais resistentes, pode-se citar a ampla distribuição batimétrica de algumas espécies, a elevada tolerância à

turbidez e enriquecimento de nutrientes e a forma massiva das colônias (Mies et al., 2020).

Apenas poucas colônias de *Siderastraea* spp. apresentaram registro de branqueamento durante o Período 2, correspondente ao mês de janeiro, no qual foi registrado a maior temperatura (30°C) durante os monitoramentos. Estudos desenvolvidos por Dias e Gondim (2016) documentaram o branqueamento em colônias de *Siderastraea* spp. na mesma temperatura encontrada no presente estudo, porém esse estudo foi realizado após um evento de anomalia térmica. De acordo com Jales et al. (2009), durante essa estação houve a ocorrência de temperaturas mais elevadas na área de Serrambi de até 33°C, o que pode contribuir para a alta exposição ao estresse térmico nas comunidades analisadas, sendo importante seu monitoramento a longo prazo.

Nos ambientes recifais rasos, os corais são expostos diretamente a incidência luminosa e associado a elevada temperatura pode contribuir para eventos de branqueamento (Leão et al., 2008). Entretanto, como não foram registrados longos eventos de anomalias térmicas durante o período de monitoramento, as populações de corais de Serrambi foram expostas a elevadas temperaturas por um curto espaço de tempo, o que pode explicar a ausência de branqueamento nas colônias. Além disso, algumas espécies de importantes corais construtores são conhecidos por resistir a diversos estresses ambientais, como *S. stellata* (Leão et al., 2003) e *M. cavernosa*. Esta última apresenta elevada tolerância à variação térmica da água do mar (Lasker, 1980), o que pode justificar a baixa cobertura de branqueamento de corais apresentado aqui.

Outro ponto importante é a elevada turbidez e sedimentação da água nos recifes costeiros brasileiros (Santana et al., 2023), que possuem maior aporte de sedimentos provenientes de rios (Segal & Casto, 2011). Ao longo do monitoramento, foi possível observar que esses recifes possuem águas turvas na maior parte do ano. Estudos como o de Mies et al. (2020), sugerem que recifes nessas condições enfrentam menor incidência de branqueamento de corais em comparação com recifes de águas claras. Santana et al. (2023) mostraram que a turbidez foi um importante fator ambiental de comunidades bentônicas recifais brasileiras, separando comunidades situadas em águas com águas claras e turvas. De acordo

com nossos resultados, o Período 4 foi influenciado pela concentração das partículas de sedimentos e também foi um período com baixa incidência de branqueamento e essa possível associação precisa ser melhor investigada em trabalhos futuros.

Os recifes de Serrambi por serem rasos e turvos podem ser considerados recifes com características de recifes mesofóticos por possuírem condições semelhantes como baixa incidência de luminosidade, mas devido a elevada turbidez, sedimentação e nutrientes (Lasker 1980; Morgan et al., 2016), não profundidade. Este fato somado a baixa cobertura de branqueamento de colônias de corais estudados aqui podem auxiliar estudos futuros sobre refúgios climáticos.

Conclusão

Os indícios iniciais de branqueamento encontrados nas colônias de *Siderastraea* spp. não representam branqueamentos significativos, durante o monitoramento não houve exposição prolongada a altas temperaturas, além de serem recifes com águas turvas, ambas as condições contribuem para ausência de branqueamento dos corais. Portanto, estudos mais prolongados e com um gradiente de profundidade mais amplo são necessários para investigar essa hipótese para avaliar se os recifes brasileiros seriam refúgios dos corais aos impactos do aquecimento global.

Nossos dados fornecem uma importante linha de base sobre a saúde das colônias de corais dos recifes de Serrambi, destacando a importância de monitoramentos para a APA e propiciando subsídios para desenvolvimento de estratégias de conservação, como o zoneamento do local.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao Projeto Coral Vivo e seus patrocinadores Arraial d'Ajuda Eco Parque e Petrobras (Programa Petrobras Socioambiental) por financiar e prover infraestrutura para a execução deste estudo. Esta pesquisa também contou com apoio financeiro da Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE APQ-1610-2.05/22), do Conselho Nacional de

Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ), e da rede WWF. Além do suporte logístico fornecido pela equipe do Biofábrica de Corais durante os esforços de campo.

Referências

ADAM, Thomas C. et al. Landscape-scale patterns of nutrient enrichment in a coral reef ecosystem: implications for coral to algae phase shifts. **Ecological Applications**, v. 31, n. 1, p. e2227, 2021.

AMADO-FILHO, Gilberto M. et al. Mesophotic ecosystems of the unique South Atlantic atoll are composed by rhodolith beds and scattered consolidated reefs. **Marine Biodiversity**, v. 46, p. 933-936, 2016.

BAKER, Andrew C.; GLYNN, Peter W.; RIEGL, Bernhard. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 80, n. 4, p. 435-471, 2008.

BANHA, Thomás Nei Soto et al. Low coral mortality during the most intense bleaching event ever recorded in subtropical Southwestern Atlantic reefs. **Coral Reefs**, v. 39, p. 515-521, 2020.

BAN, Stephen S.; GRAHAM, Nicholas AJ; CONNOLLY, Sean R. Evidence for multiple stressor interactions and effects on coral reefs. **Global change biology**, v. 20, n. 3, p. 681-697, 2014.

BURKE, Samantha et al. The impact of rising temperatures on the prevalence of coral diseases and its predictability: A global meta-analysis. **Ecology Letters**, 2023.

CASTRO, Clovis B.; PIRES, Débora O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2001.

DIAS, Thelma Lúcia Pereira; GONDIM, Anne Isabelley. Bleaching in scleractinians, hydrocorals, and octocorals during thermal stress in a northeastern Brazilian reef. **Marine Biodiversity**, v. 46, p. 303-307, 2016.

DONNER, Simon D.; POTERE, David. The inequity of the global threat to coral reefs. **Bioscience**, v. 57, n. 3, p. 214-215, 2007.

DONNER, Simon D.; RICKBEIL, Gregory JM; HERON, Scott F. A new, high-resolution global mass coral bleaching database. **PLoS One**, v. 12, n. 4, p. e0175490, 2017.

EDDY, Tyler D. et al. Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. **One Earth**, v. 4, n. 9, p. 1278-1285, 2021.

FIELD, Christopher B.; BARROS, Vicente R. (Ed.). Climate change 2014–Impacts, adaptation and vulnerability: Regional aspects. **Cambridge University Press**, 2014.

FRANCINI-FILHO, Ronaldo B. et al. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, n. 5, p. 1008-1014, 2008.

FRANCINI-FILHO, Ronaldo B. et al. Dynamics of coral reef benthic assemblages of the Abrolhos Bank, eastern Brazil: inferences on natural and anthropogenic drivers. **PloS one**, v. 8, n. 1, p. e54260, 2013.

FRANCINI-FILHO, Ronaldo Bastos et al. Brazil. In: LOYA, Yossi; PUGLISE, Kimberly A.; BRIDGE, Tom C. L. **Mesophotic Coral Ecosystems**. 1. ed. Switzerland: Springer International Publishing, 2019. v. 12, cap. 10, p. 163-198.

HUANG, Wei et al. Microplastics in the coral reefs and their potential impacts on corals: a mini-review. **Science of The Total Environment**, v. 762, p. 143112, 2021.

HUGHES, Terry P. et al. Coral reefs in the Anthropocene. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 82-90, 2017.

HUGHES, Terry P. et al. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. **science**, v. 301, n. 5635, p. 929-933, 2003.

HUGHES, Terry P. et al. Global warming transforms coral reef assemblages. **Nature**, v. 556, n. 7702, p. 492-496, 2018a.

HUGHES, Terry P. et al. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. **Science**, v. 359, n. 6371, p. 80-83, 2018b.

JALES, Marina Cavalcanti et al. Variação diurna da biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos no ecossistema recifal de Serrambi, Pernambuco, Brasil. **Boletim Técnico-científico do Cepene**, v. 17, n. 1, p. 9-22, 2009.

LASKER, Howard R. Sediment rejection by reef corals: the roles of behavior and morphology in *Montastrea cavernosa* (Linnaeus). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 47, n. 1, p. 77-87, 1980.

LEÃO, Zelinda MAN; KIKUCHI, Ruy KP; TESTA, Viviane. Corals and coral reefs of Brazil. In: Latin American coral reefs. **Elsevier Science**, 2003. p. 9-52.

MATHEUS, Zaira et al. Benthic reef assemblages of the Fernando de Noronha Archipelago, tropical South-west Atlantic: Effects of depth, wave exposure and cross-shelf positioning. **PLoS One**, v. 14, n. 1, p. e0210664, 2019.

MENEZES, Natália Matos de et al. Intracolony variation in *Siderastrea* de Blainville, 1830 (Anthozoa, Scleractinia): taxonomy under challenging morphological constraints. **Biota Neotropica**, v. 13, p. 108-116, 2013.

MEIRELLES, Pedro M. et al. Baseline assessment of mesophotic reefs of the Vitória-Trindade Seamount Chain based on water quality, microbial diversity, benthic cover and fish biomass data. **PloS one**, v. 10, n. 6, p. e0130084, 2015.

MIES, Miguel et al. South Atlantic coral reefs are major global warming refugia and less susceptible to bleaching. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 514, 2020.

MORGAN, Kyle M. et al. Evidence of extensive reef development and high coral cover in nearshore environments: implications for understanding coral adaptation in turbid settings. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 29616, 2016.

RAYMUNDO, L. J.; COUCH, C. S.; HARVELL, C. D. **Coral Disease Handbook: Guidelines for Assessment, Monitoring & Management**. Australia: Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program, Centre for Marine Studies, University of Queensland, 121 pp, 2008.

SANTANA, Erika FC et al. Turbidity shapes shallow Southwestern Atlantic benthic reef communities. **Marine Environmental Research**, v. 183, p. 105807, 2023.

SEGAL, Bárbara; CASTRO, Clovis B. Coral community structure and sedimentation at different distances from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, p. 119-129, 2011.

TUTTLE, Lillian J.; DONAHUE, Megan J. Effects of sediment exposure on corals: a systematic review of experimental studies. **Environmental Evidence**, v. 11, n. 1, p. 1-33, 2022.

WOODHEAD, Anna J. et al. Fishers perceptions of ecosystem service change associated with climate-disturbed coral reefs. **People and Nature**, v. 3, n. 3, p. 639-657, 2021.

5 CONCLUSÕES

- Mapeamentos exaustivos em recifes são cruciais para avaliação da cobertura bentônica, especialmente em recifes de baixa cobertura coralínea.
- O esforço proveniente da inclusão das comunidades que fazem uso dos recifes resulta em maior efetividade em levantamentos da fauna local.
- Observou-se uma mudança na cobertura de corais nos últimos 60 anos, com ênfase para o declínio de espécies de corais.
- Os dados obtidos no estudo apresentam uma contribuição inédita para a compreensão da saúde das populações coralíneas em Serrambi-PE.
- Apesar de serem potenciais refúgios, os recifes brasileiros são suscetíveis a eventos de anomalias térmicas e impactos antrópicos, o que ressalta a importância de recensear comunidades em áreas propensas a grandes perdas de cobertura coralínea.
- Indícios de branqueamento em colônias de *Siderastraea* spp. coincidem com o período de maior temperatura registrado.
- A ausência de exposição prolongada a altas temperaturas possivelmente contribuiu para a manutenção da saúde dos corais.
- Neste trabalho, destacamos a importância de investigar fatores ambientais locais para uma compreensão abrangente da saúde dos recifes de corais, bem como a necessidade contínua de monitoramento para preservar esses ecossistemas críticos e subsidiar políticas de manejo, como a restauração.

REFERÊNCIAS

- ADAM, Thomas C. et al. Landscape-scale patterns of nutrient enrichment in a coral reef ecosystem: implications for coral to algae phase shifts. **Ecological Applications**, v. 31, n. 1, p. e2227, 2021.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, CPRH (Recife). **Definição dos pontos de contorno da linha de preamar máxima atual do litoral do município de Ipojuca-PE**. In: Relatório final: Termo de referência MMA/PNMA II - SECTMA Nº 249. Recife, 11 ago. 2003. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/pnma2/relatorio-final.pdf>>. Acesso em: 02 mar. 2023.
- ALBUQUERQUE, Fabricio Claudino et al. In the right place at the right time: representativeness of corals within marine protected areas under warming scenarios in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 233, p. 106469, 2023.
- ALVARADO, Juan José et al. Impact of El Niño 2015-2016 on the coral reefs of the Pacific of Costa Rica: the potential role of marine protection. **Revista de Biología Tropical**, v. 68, p. 271-282, 2020.
- ALVAREZ-FILIP, LORENZO et al. Region-wide temporal and spatial variation in Caribbean reef architecture: Is coral cover the whole story?. **Global Change Biology**, v. 17, n. 7, p. 2470-2477, 2011.
- BAIRD, A. H.; MARSHALL, P. A. Mortality, growth and reproduction in scleractinian corals following bleaching on the Great Barrier Reef. **Marine Ecology Progress Series**, v. 237, p. 133-141, 2002.
- BAKER, Andrew C.; GLYNN, Peter W.; RIEGL, Bernhard. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 80, n. 4, p. 435-471, 2008.
- BASTOS, Alex C. et al. Bryozoans are major modern builders of South Atlantic oddly shaped reefs. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2018.
- BELL, J. B. et al. Tropical Pacific fisheries and aquaculture have mixed responses to climate change. **Nat Clim Change**, v. 3, p. 591-599, 2013.

BELLWOOD, David R. et al. Confronting the coral reef crisis. **Nature**, v. 429, n. 6994, p. 827-833, 2004.

BOURNE, David G.; MORROW, Kathleen M.; WEBSTER, Nicole S. Insights into the coral microbiome: underpinning the health and resilience of reef ecosystems. **Annual Review of Microbiology**, v. 70, p. 317-340, 2016.

BRANDL, Simon J. et al. Coral reef ecosystem functioning: eight core processes and the role of biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 8, p. 445-454, 2019.

BRASIL. 2018. Ministério do Meio Ambiente – **Plano Nacional de prevenção, controle e monitoramento do coral-sol (*Tubastraea* spp.) no Brasil**.

CAIRNS, Stephen D. Deep-water corals: an overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. **Bulletin of marine Science**, v. 81, n. 3, p. 311-322, 2007.

CECCARELLI, Daniela M. et al. Long-term dynamics and drivers of coral and macroalgal cover on inshore reefs of the Great Barrier Reef Marine Park. **Ecological Applications**, v. 30, n. 1, p. e02008, 2020.

CONI, Ericka OC et al. Modeling abundance, growth, and health of the solitary coral *Scolymia wellsi* (Mussidae) in turbid SW Atlantic coral reefs. **Marine biology**, v. 164, p. 1-15, 2017.

DAVIS, K. J., DOVE, P. M., & DE YOREO, J. J. (2000). The role of Mg²⁺ as an impurity in calcite growth. **Science**, 290(5494), 1134-1137.

DE OLIVEIRA, Umberto Diego Rodrigues et al. Modeling impacts of climate change on the potential habitat of an endangered Brazilian endemic coral: Discussion about deep sea refugia. **Plos one**, v. 14, n. 5, p. e0211171, 2019.

DOUGLAS, A. E. Coral bleaching—how and why?. **Marine pollution bulletin**, v. 46, n. 4, p. 385-392, 2003.

DUARTE, Gustavo AS et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 179, 2020.

DUFAULT, Aaron M. et al. Effects of diurnally oscillating p CO₂ on the calcification and survival of coral recruits. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1740, p. 2951-2958, 2012.

EDDY, Tyler D. et al. Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. **One Earth**, v. 4, n. 9, p. 1278-1285, 2021.

ENOCHS, I. C. et al. The influence of diel carbonate chemistry fluctuations on the calcification rate of *Acropora cervicornis* under present day and future acidification conditions. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 506, p. 135-143, 2018.

EZZAT, Leïla et al. Nutrient starvation impairs the trophic plasticity of reef-building corals under ocean warming. **Functional Ecology**, v. 33, n. 4, p. 643-653, 2019.

FERNANDES DE BARROS MARANGONI, Laura et al. Unravelling the different causes of nitrate and ammonium effects on coral bleaching. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 11975, 2020.

FERREIRA, Lucas Cabral Lage et al. Different responses of massive and branching corals to a major heatwave at the largest and richest reef complex in South Atlantic. **Marine Biology**, v. 168, p. 1-8, 2021.

FISHER, Rebecca et al. Species richness on coral reefs and the pursuit of convergent global estimates. **Current Biology**, v. 25, n. 4, p. 500-505, 2015.

FONTOURA, Luisa et al. Protecting connectivity promotes successful biodiversity and fisheries conservation. **Science**, v. 375, n. 6578, p. 336-340, 2022.

FRANSOLET, David; ROBERTY, Stéphane; PLUMIER, Jean-Christophe. Establishment of endosymbiosis: the case of cnidarians and Symbiodinium. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 420, p. 1-7, 2012.

GATES, Ruth D.; AINSWORTH, Tracy D. The nature and taxonomic composition of coral symbiomes as drivers of performance limits in scleractinian corals. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 408, n. 1-2, p. 94-101, 2011.

GLYNN, Peter W. Coral reef bleaching: facts, hypotheses and implications. **Global change biology**, v. 2, n. 6, p. 495-509, 1996.

GROTTOLI, Andréa G.; RODRIGUES, Lisa J.; PALARDY, James E. Heterotrophic plasticity and resilience in bleached corals. **Nature**, v. 440, n. 7088, p. 1186-1189, 2006.

HAMILTON, Mark et al. Climate impacts alter fisheries productivity and turnover on coral reefs. **Coral Reefs**, v. 41, n. 4, p. 921-935, 2022.

HERNÁNDEZ, R. et al. Spatial and temporal patterns in reef sediment accumulation and composition, southwestern insular shelf of Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, v. 45, n. 2–3, p. 138-150, 2009.

HILL, Jos; WILKINSON, CLIVE. Methods for ecological monitoring of coral reefs. **Australian Institute of Marine Science, Townsville**, v. 117, 2004.

HOEGH-GULDBERG, Ove. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. **Marine and freshwater research**, v. 50, n. 8, p. 839-866, 1999.

HOEGH-GULDBERG, Ove et al. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **science**, v. 318, n. 5857, p. 1737-1742, 2007.

HUGHES, Terry P. et al. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. **science**, v. 301, n. 5635, p. 929-933, 2003.

HUGHES, Terry P. et al. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. **Science**, v. 359, n. 6371, p. 80-83, 2018.

JALES, Marina Cavalcanti et al. O ecossistema recifal de Serrambi (nordeste do Brasil): biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. **Atlântica (Rio Grande)**, v. 34, n. 2, p. 87-102, 2012.

KNOWLTON, Nancy; JACKSON, Jeremy B. C. Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. **PLoS biology**, v. 6, n. 2, p. e54, 2008.

KOHLER, Kevin E.; GILL, Shaun M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers & geosciences**, v. 32, n. 9, p. 1259-1269, 2006.

LEÃO, Zelinda MAN; DOMINGUEZ, José ML. **Tropical coast of Brazil**. 2000.

LEÃO, Zelinda MAN et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, p. 97-116, 2016.

LEÃO, Zelinda MAN; KIKUCHI, Ruy KP; OLIVEIRA, Marília DM. The coral reef province of Brazil. In: World seas: An environmental evaluation. **Academic Press**, 2019. p. 813-833.

LEÃO, Zelinda MAN; KIKUCHI, Ruy KP; TESTA, Viviane. Corals and coral reefs of Brazil. In: Latin American coral reefs. **Elsevier Science**, 2003. p. 9-52.

LESSER, Michael P. Coral reef bleaching and global climate change: Can corals survive the next century?. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 13, p. 5259-5260, 2007.

LOUGH, J. M.; ANDERSON, K. D.; HUGHES, T. P. Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 6079, 2018.

LUZA, André L. et al. Low functional vulnerability of fish assemblages to coral loss in Southwestern Atlantic marginal reefs. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 17164, 2022.

MAGRIS, Rafael A. et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198-215, 2021.

MANSO, Valdir do Amaral Vaz; CORREA, Iran Carlos Stalliviere; GUERRA, NÚBIA. Morfologia e sedimentologia da plataforma continental interna entre as Praias Porto de Galinhas e Campos-Litoral Sul de Pernambuco, Brasil. **Pesquisas em geociências**, v. 30, n. 2, p. 17-25, 2003.

MIES, Miguel et al. South Atlantic coral reefs are major global warming refugia and less susceptible to bleaching. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 514, 2020.

MORA, Camilo. A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 275, n. 1636, p. 767-773, 2008.

MOURA, R. L. Brazilian reefs as priority areas for biodiversity conservation in the Atlantic Ocean. In: **Proceeding of the 9th International Coral Reef Symposium, Bali, Indonesia**. 2002. p. 917-920.

NASCIMENTO, Livia. Ipojuca (PE) aparece como destino tendência para 2021 em lista do Ministério do Turismo. **Ministério do turismo**, 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/turismo/pt-br/assuntos/noticias/ipojuca-pe-aparece-como-destino-tendencia-para-2021-em-lista-do-ministerio-do-turismo>>. Acesso em: 15 de out. de 2021.

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

ORTIZ, J. C.; GOMEZ-CABRERA, M. del C.; HOEGH-GULDBERG, O. Effect of colony size and surrounding substrate on corals experiencing a mild bleaching event on Heron Island reef flat (southern Great Barrier Reef, Australia). **Coral Reefs**, v. 28, p. 999-1003, 2009.

PANDOLFI, John M. et al. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. **Science**, v. 301, n. 5635, p. 955-958, 2003.

PEREIRA, Pedro HC et al. Unprecedented coral mortality on Southwestern atlantic coral reefs following major thermal stress. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 725778, 2022.

PRANDI, Reginaldo. **Mitologia dos orixás**. Companhia das Letras, 2020.

RAM, Sharon; EREZ, Jonathan. The distribution coefficients of major and minor elements in coral skeletons under variable calcium seawater concentrations. **Frontiers in Earth Science**, v. 9, p. 657176, 2021.

SANTANA, Erika FC et al. Turbidity shapes shallow Southwestern Atlantic benthic reef communities. **Marine Environmental Research**, v. 183, p. 105807, 2023.

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

SUGUIO, K. Introdução à sedimentologia. São Paulo, Edgard Blücher. **Links]** 317p, 1973.

TEIXEIRA, Carolina D. et al. Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. **Coral Reefs**, v. 38, p. 801-813, 2019.

TRENCH, Robert K.; BLANK, Rudolf J. *Symbiodinium microadriaticum* freudenthal, *S. goreauii* sp. Nov., *S. kawagutii* sp. nov. and *S. pilosum* sp. nov.: Gymnodinioid dinoflagellate symbionts of marine invertebrates 1. **Journal of phycology**, v. 23, n. 3, p. 469-481, 1987.

TUTTLE, Lillian J.; DONAHUE, Megan J. Effects of sediment exposure on corals: a systematic review of experimental studies. **Environmental Evidence**, v. 11, n. 1, p. 1-33, 2022.

WAECHTER, Luiza S. et al. The aesthetic value of Brazilian reefs: from species to seascape. **Ocean & Coastal Management**, v. 247, p. 106882, 2024.

WALTHER, Gian-Reto et al. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, n. 6879, p. 389-395, 2002.

WEISZ, Jeremy B. et al. Zooxanthellar symbionts shape host sponge trophic status through translocation of carbon. **The Biological Bulletin**, v. 219, n. 3, p. 189-197, 2010.

WILKINSON, C. R. Status of coral reefs of the world. 363p. **Australian Institute of Marine Science, Townsville, QLD, Australia. Available on-line at <http://www.icriforum.org/icri-documents/associatedpublications/status-coral-reefs-world-2002>**, 2002.