

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos  
Trópicos

VALBERTH FRANCISCO NUNES COSTA

Status ecológico de recifes de coral sujeitos a múltiplos estressores em Área  
Marinha Protegida através de indicadores ecológicos e respostas bioquímicas

Maceió, Alagoas  
Abril/2023

VALBERTH FRANCISCO NUNES COSTA

Status ecológico de recifes de coral sujeitos a múltiplos estressores em Área  
Marinha Protegida através de indicadores ecológicos e respostas bioquímicas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do grau de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área de concentração em Conservação da Biodiversidade Tropical.

Orientação: Dra. Taciana Kramer de Oliveira Pinto.

Coorientação: Dra. Jerusa Maria de Oliveira.

Maceió, Estado de Alagoas, Brasil  
Abril/2023

# Folha de aprovação

**Valberth Francisco Nunes Costa**

**Avaliação do status ecológico de recifes de coral sujeitos a múltiplos estressores em Área Marinha Protegida através de indicadores ecológicos e respostas bioquímicas**

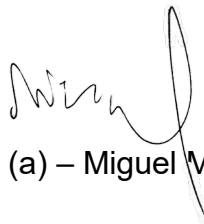
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Dissertação aprovada em 13 de abril de 2023.

Dr.<sup>(a)</sup> Presidente – Taciana Kramer de Oliveira Pinto/UFAL  
(orientadora)

Dr.<sup>(a)</sup> Jerusa Maria de Oliveira Amorim  
(co-orientadora)

Dr. (a) – Lazaro Wender Oliveira de Jesus



Dr. (a) – Miguel Mies

Dr. (a) – Ricardo Jessouroun de Miranda

MACEIÓ - AL  
Abril/2023

**Catálogo na fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**  
**Divisão de Tratamento Técnico**  
Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

C837s Costa, Valberth Francisco Nunes.

Status ecológico de recifes de coral sujeitos a múltiplos estressores em Área Marinha Protegida através de indicadores ecológicos e respostas bioquímicas. / Valberth Francisco Nunes Costa. – 2023.

109 f. : il. color.

Orientadora: Taciana Kramer de Oliveira Pinto.

Coorientador: Jerusa Maria de Oliveira.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos. Maceió, 2023.

Inclui bibliografias.

1. Recifes de coral – ecossistemas. 2. Organismos marinhos – branqueamento de coral. 3. Indicadores ecológicos – bioquímicos. 4. Recifes de coral – resiliência. I. Título.

CDU: 593.6

*A minha família, dedico*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família, por me apoiar e me compreender nos momentos em que faltei. Agradeço também aos amigos que se fizeram presentes nessa jornada.

As minhas orientadoras, Taciana Kramer e Jerusa por toda a chance de contribuir e aprender nos laboratórios e acreditarem no meu potencial, aquilo que hoje se tornou o que amo, fazer ciência. Obrigado por toda paciência, incentivo e dedicação. Sou grato por todo o conhecimento e ter duas cientistas mulheres como um exemplo de profissionalismo e de amizade. Agradeço também ao professor Buia (Cláudio Sampaio), por todos os conhecimentos proporcionados e apoio.

A equipe do laboratório LEB pelas trocas de conhecimentos e a equipe de campo LEBIC, por fazer das coletas momentos divertidos e prazerosos de aprendizado.

Ao laboratório LMAA, por ter possibilitado a realização das minhas análises e todo conhecimento proporcionado pela equipe. Em especial, agradeço minha amiga Bianca, que foi uma grande parceira durante essa jornada para compreender minhas análises.

Quero agradecer também, aos meus grandes amigos, (Flávio, Valéria, Claudjane e João). Obrigado por todo o apoio e companheirismo, nossa amizade vai além das paredes acadêmicas, pra vida. Me motivando a continuar tentando nos momentos em que quase desistir, amo vocês.

Sem esquecer que minha amiga ANA, e companheira de apartamento, por todos os nossos “*Café com Ciência*” onde sempre discutíamos sobre os nossos trabalhos.

## RESUMO

Os recifes de coral são ecossistemas que apresentam elevada biomassa e alta produtividade, fornecendo suporte para o crescimento e desenvolvimento dos organismos marinhos. Desta forma têm elevada importância ecológica fornecendo inúmeros serviços para o ambiente marinho. Nos últimos anos, grandes mudanças estão ocorrendo na estrutura e processos ecológicos dos recifes de coral como consequência do aumento das perturbações antrópicas em escala global e local, a curto ou longo prazo, caracterizando uma “crise de funcionalidade” nos recifes, aumentando as taxas de mortalidade de coral e prejudicando o potencial de resiliência deste ecossistema, dando origem a sistemas recifais com baixas taxas de cobertura coralínea. É crescente a utilização da biota e informações dos sistemas ecológicos como indicadores de qualidade para entender o status ecológico em que os recifes se encontram. O presente estudo teve como objetivo avaliar a saúde da comunidade coralínea e a qualidade de áreas recifais através de indicadores ecológicos e bioquímicos. A eficiência de utilizar esses indicadores como ferramenta para o monitoramento e instrumento eficaz para as tomadas de decisão no manejo e gestão dessas áreas foi evidenciada nesta dissertação ao longo de dois capítulos. No primeiro, os resultados sugerem que a gestão do uso pelo zoneamento espacial e o cumprimento das regulamentações dessas áreas, pode contribuir para a resiliência dos recifes de coral, manutenção e eficiência dos serviços ecossistêmicos, socioeconômicos e culturais na APACC, indicando ainda que criação desse zoneamento tenha sido uma decisão assertiva que deve ser mantida e ampliada. No segundo capítulo, sugere-se que as atividades das enzimas antioxidantes diferem pelo efeito sazonal, em função do aumento na descarga dos rios e da concentração de alguns nutrientes inorgânicos, e que mesmo sendo áreas de exclusão, estas zonas estão sujeitas a impacto e os corais estão sob estresse. Chama-se atenção para um acompanhamento mais detalhado destas áreas para auxiliar no manejo e assegurar a eficiência na conservação e manutenção dos ecossistemas recifais.

**Palavras-chave:** resiliência; branqueamento de coral; recife de coral; no-takes.

## ABSTRACT

Coral reefs are ecosystems with high biomass and high productivity, providing support for the growth and development of marine organisms. Thus they are of high ecological importance, providing numerous services to the marine environment. In recent years, major changes are occurring in the structure and ecological processes of coral reefs as a consequence of increasing anthropogenic disturbances on a global and local scale, in the short or long term, characterizing a "crisis of functionality" on the reefs, increasing coral mortality rates and undermining the resilience potential of this ecosystem, giving rise to reef systems with low rates of coral cover. There is increasing use of biota and ecological systems information as quality indicators to understand the ecological status that reefs are in. The present study aimed to assess the health of the coral community and the quality of reef areas through ecological and biochemical indicators. The efficiency of using these indicators as a tool for monitoring and as an effective instrument for decision making in the management of these areas was evidenced in this dissertation throughout two chapters. In the first one, the results suggest that the management of use through spatial zoning and the enforcement of regulations in these areas can contribute to the resilience of coral reefs, maintenance and efficiency of ecosystem, socioeconomic and cultural services in APACC, also indicating that the creation of this zoning was an assertive decision that must be maintained and expanded. In the second chapter, it is suggested that the antioxidant enzyme activities differ by seasonal effect, due to the increase in river discharge and the concentration of some inorganic nutrients, and that even though these zones are exclusion areas, they are subject to impact and the corals are under stress. Attention is drawn to a more detailed monitoring of these areas to assist in management and ensure efficiency in conservation and maintenance of reef ecosystems.

**Keywords:** resilience; coral bleaching; coral reef; no-takes

## LISTA DE FIGURAS

### REVISÃO DA LITERATURA

Figura 01: representação do processo de branqueamento em situação de estresse. Baseado do esquema ilustrativo do De Olho nos Corais. Fonte: @deolhonoscorais.....15

Figura 02: representação do aporte de nutrientes inorgânicos de origem continental nas áreas recifais.....19

Figura 03: representação resumida do balanceamento redox com as enzimas antioxidantes Superóxido desmutase (SOD), Catalase (CAT), Glutathione-S-transferase e a Peroxidação lipídica.....23

### CAPÍTULO I

Figura 01: Study Area evidencing The Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL, and the no-take and tourism reefs studied.....40

Figura 02: Monthly number of visitors from 2016 to 2019 at the tourism reef of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL.....40

Figura 03: Benthic cover (%) of functional groups at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).....45

Figura 04: Simpson's diversity (a), maximum diameter (b), Bleaching Susceptibility Index (BSI) (c) and recruit density (colonies/m<sup>2</sup>) (d) of hard coral at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).....46

Figura 05: Simpson's diversity (a) and biomass (g/m<sup>2</sup>) (b) of herbivore fish at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).....47

Figura 06: Rugosity Index at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).....47

Figura 07: Normalized values for the resilience score and indicators for no-take and tourism reefs. (Indicators inside green/red squares were considered to have positive/negative effects on resilience).....49

Figura 08: Results of relative resilience of sites at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais, AL (red=low, orange=medium-low, yellow=medium-high, green=high).....49

Figura 09: Canonical Analysis of Principal Components revealing the relative contribution of indicators to the overall resilience scores in no-take (NT) and tourism (T) reefs. (BC=branching coral cover, BSI=bleaching susceptibility index, CCA=crustose coralline algae cover, CR=coral richness, CS=coral size, FA=fleshy macroalgae cover, HB=herbivorous biomass, HC=hard coral cover, HR=herbivorous richness, R=recruits' density, RUG=rugosity, S=sediment, SA=substrate availability, SC=soft coral cover, T=turf, U=urchin abundance).....50

## CAPÍTULO II

Figura 01: (1) Figura 01: (1) Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC) da área de estudo, sendo (A) e (B) a localização das no-takes, nos municípios de Maragogi e Japaratinga, respectivamente. (2) Desenho esquemático das coletas: água superficial, sendo os círculos azuis grandes os pontos de coleta, e os círculos menores as réplicas das amostras de água superficial; as amostras de fragmento de coral coletados representadas nas três condições saudável (verde), fracamente branqueada (amarelo) e branqueada (vermelho) Fonte: (1) APACC-AL/ICMBio, 2021.....73

Figura 02: gradientes das características abióticas da água dos transectos dos rios Maragogi e Salgado até as áreas reficiais de Maragogi e Japaratinga nos períodos de chuva e estiagem.....80

Figura 03: desenho esquemático dos gradientes de nutrientes inorgânicos os transectos dos rios Maragogi e Salgado até as áreas reficiais de Maragogi e Japaratinga nos períodos de chuva e estiagem, sendo: amônia (a), fosfato (b), nitrito (c) e nitrato (d). Fonte: Google Earth.....81

Figura 04: Valores médios ( $\pm$  desvio padrão) da atividade das enzimas antioxidantes: (a) Catalase (U/kU/mg de tecido) (b) Superóxido dismutase (U/mg de tecido); (c) Glutathione-S-Transferase ( $\mu$ mole/min/mg de tecido); (d) de Peroxidação Lipídica ( $\mu$ mole/mg de proteína) da espécie *Siderastrea* sp. nos período chuvoso e de estiagem nas duas zonas de exclusão da APA Costa dos Corais, AL.....83

Figura 05: valores do IBR (Integrated Biomarker Response) calculados para *Siderastrea* sp. de colônias Saudáveis, fracamente branqueadas (Frac-Bran) e Branqueadas nos períodos chuvoso e de estiagem nas áreas A e B.....86

Figura 06: Gráfico de radar com os biomarcadores (CAT=Catalase, SOD= Superóxido dismutase, GST=glutathione S-transferase, MDA= malondialdeído) do coral *Siderastrea* sp. nas áreas reficiais de Japaratinga (A) e Maragogi (B) de colônias saudáveis, fracamente branqueadas e branqueadas nos períodos chuvoso e de estiagem.....86

Figura 07: Análise de correlação de Pearson das atividades enzimáticas antioxidantes catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD), glutathione-S-transferase (GST) e peroxidação lipídica (MDA) com os nutrientes inorgânicos amônia (AMO), fosfato (FOF), nitrito (NITRI) e nitrato (NITRA) e fatores físicos-

químicos da água, temperatura (TEMP) e pH (considerando aqui, períodos, recifes e condições como réplicas).....87

Figura 08: Análise de Redundância Baseada em Distâncias (dbRDA) para os valores do IBR a partir dos resultados do Modelo Linear Baseado em Distâncias (DistLM) utilizando as concentrações de amônia (AMO), fosfato(FOF), nitrito (NITRI) e nitrato e os valores de pH e temperatura medidos na água superficial como variáveis explicativas, nas diferentes áreas recifais (M=A e J=B), períodos (C=chuvoso e E=estiagem) e condições das colônias (S=saudável, F=fracamente branqueada e B=branqueada).....88

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

Table 1: Selected resilience indicators and their relevance to the Marine Protected Area Costa dos Corais. Effect (+) represents indicators that contribute positively, while (-) are indicators that contribute negatively to resilience.....	43
--	----

## APÊNDICE

Tabela I: dados secundários dos Rios Salgado e Maragogi, dos períodos: chuvoso (julho 2021) e de estiagem (março 2022). Fonte: Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos.....108

Tabela II: Valores dos parâmetros físico-químicos da água, pH, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido, das concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) dos nutrientes inorgânicos (Amônia, Fosfato, Nitrito e Nitrato) e dos limites aceitáveis propostos pelo CONAMA resolução N<sup>o</sup> 357, 17 de Março de 2005, para estes nutrientes em ambientes salinos.....109

Tabela III: Resultado da ANOVA aplicada aos valores da atividade das diferentes enzimas e dos níveis de peroxidação lipídica entre períodos (Ano), áreas recifais (Ref) e condições (Cond) (\*=Resultados significativos).....110

## SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	12
REVISÃO DA LITERATURA.....	14
REFERÊNCIAS.....	26
<b>CAPÍTULO I: DO MARINE PROTECTED AREAS PROTECT SHALLOW CORAL REEF SYSTEMS? A RESILIENCE-BASED MANAGEMENT APPROACH IN TROPICAL SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS</b>	
ABSTRAT.....	35
INTRODUCTION.....	36
METHODS.....	39
Study área.....	39
Sampling.....	41
Resilience.....	42
RESULTS.....	44
Ecological indicators.....	44
Scores of resilience.....	48
DISCUSSION.....	51
REFERENCES.....	57
<b>CAPÍTULO II: ESTRESSE OXIDATIVO E OCORRÊNCIA DE BRANQUEAMENTO NO CORAL <i>SIDERASTREA</i> SP. EM RECIFES RASOS: RELAÇÕES COM A ENTRADA DE NUTRIENTES INORGÂNICOS DA DESCARGA DOS RIOS</b>	
RESUMO.....	69
INTRODUÇÃO.....	70
METODOLOGIA.....	72
Área de estudo.....	72
Coleta de dados.....	73
Plumas dos rios.....	74
Colônias do coral <i>Siderastrea</i> sp. ....	74
Processamento das amostras.....	75
Nutrientes inorgânicos.....	75
Tecido mole de <i>Siderastrea</i> sp. ....	75
Atividade enzimática.....	75
<i>Superoxido dismutase</i> .....	76
<i>Catalase</i> .....	76
<i>Glutathione S-transferase</i> .....	76
<i>Peroxidação lipídica</i> .....	77
Integrated Biomarker Response (IBR).....	77
Análise estatística dos dados.....	78
RESULTADOS.....	79
Caracterização das plumas dos rios e parâmetros ambientais.....	79
Atividade das enzimas antioxidantes e peroxidação lipídica.....	82
DISCUSSÃO.....	89
REFERÊNCIAS.....	97
CONSIDERAÇÕES GERAL.....	107
APENDICES.....	108

## APRESENTAÇÃO

Esta dissertação é composta por dois capítulos e trata da avaliação da qualidade de ambientes recifais sujeitos a manejo de usos na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais – APACC, através da utilização de indicadores ecológicos das comunidades de peixes e bentos e de biomarcadores representados pela atividade de enzimas antioxidantes de corais pétreos.

A aprovação do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD, tendo como sítio ecológico a Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais na costa de Alagoas, PELDCCAL, também agrega grande importância para o monitoramento, conservação da biodiversidade, renovação das comunidades e melhoria do manejo das áreas recifais brasileiras e em especial do Estado de Alagoas. Os PELDs são programas que tem iniciativa do Governo Federal, com o apoio e execução de órgãos que fomentam e realizam pesquisas, para incentivar estudos em Ecologia de Ecossistemas, produzindo e obtendo dados sobre os ecossistemas recifais e sua biodiversidade.

Esta dissertação foi desenvolvida no âmbito do projeto PELDCCAL e foi realizada nesta área marinha protegida, nos recifes dos municípios de Maragogi e Japaratinga, AL, com intenção de caracterizar e monitorar a estrutura das assembleias de corais desses ambientes recifais utilizando indicadores ecológicos para avaliar o status ecológico dos ambientes recifais, como também a eficiência da criação de zonas de exclusão como estratégia de conservação dos ecossistemas marinhos, protegendo os recifes de corais encontrados nas regiões costeiras do litoral de Alagoas e a saúde da comunidade coralínea.

No primeiro capítulo no formato de artigo, foram avaliadas 2 áreas recifais do município de Maragogi, sendo uma exclusiva à visitação turística e uma zona de exclusão, com coletas realizadas em 2018 e 2019, calculando e avaliando um índice de resiliência baseado em diferentes indicadores ecológicos das comunidades de peixes e bentos dessas áreas recifais. Esse artigo foi publicado na revista *Journal of Coastal Conservation*, periódico que apresenta percentil 72, sendo uma revista internacional na linha de pesquisas teóricas e aplicadas sobre o manejo integrado e sustentável da interface

ambiental terrestre, costeira e marinha. Este periódico apresenta publicações sobre os padrões e processos espaciais observados nos sistemas terrestres, costeiros e marinhos no contexto de desenvolvimentos sociais e econômicos passados, presentes e futuros.

No segundo capítulo, também em formato de artigo, foram estudadas 2 áreas recifais sendo ambas zonas de exclusão, uma área em Maragogi e outra em Japaratinga, com dados coletados em 2021 e 2022, em períodos de estiagem e chuvas, avaliando a qualidade do ambiente recifal e a saúde das colônias de coral através de biomarcadores do balanço redox, utilizando a espécie *Siderastrea* sp. como modelo. Este manuscrito será submetido à revista *Science of the Total Environment*, com percentil 96, sendo uma revista internacional na linha de pesquisa multidisciplinar de Ciências Naturais com publicações sobre o Meio Ambiente e sua relação com a humanidade.

## REVISÃO DA LITERATURA

### Recifes de Coral: Importância e Impactos

Os recifes de coral são habitats formados pela fixação de carbonato de cálcio pelos corais e outros organismos calcificantes, que montam a forma tridimensional que gera a estrutura do recife (BELLWOOD et al., 2019). Apesar de ocupar somente cerca de 0,25% dos oceanos, os recifes de coral possuem grande importância ecológica por apresentar alta diversidade e abundância de organismos (PRICE et al., 2011), mesmo em águas pobres em nutrientes. Os recifes favorecem os mais diversos organismos marinhos, tanto aqueles que têm este ambiente como habitat permanente, como os que passam apenas determinados períodos do seu ciclo de vida, estando cerca de 25% das espécies marinhas associadas a estes ecossistemas (MORAIS e BELLWOOD, 2019; TEBBETT e BELLWOOD, 2020).

Para além de sua importância ecológica, os recifes são socioeconomicamente relevantes para as populações humanas, tendo a utilização de seus recursos se intensificado globalmente nas últimas décadas (WILLIAMS et al., 2019). Comunidades que vivem em regiões costeiras dependem diretamente dos recifes para serviços essenciais para a sua sobrevivência, como alimentação, recreação, renda e proteção costeira das ações do mar (LAU et al., 2018).

Por outro lado, os recifes de coral são considerados um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo por atividades humanas, desde impactos locais, como sua exploração desordenada, até globais, como as alterações climáticas (KIKUCHI, LEÃO e OLIVEIRA, 2010).

As mudanças climáticas estão danificando aceleradamente os recifes de coral pelo aumento da temperatura do oceano, principal causa de branqueamento e morte dos corais, e sua degradação em todo o mundo vem sendo bem documentada (BINDOFF et al., 2019). Os esforços para diminuir as alterações climáticas são urgentes, o que requer novos estudos ecológicos sobre as condições ambientais que os recifes de coral irão experimentar em um futuro próximo.

O branqueamento de coral resulta da perda ou expulsão das zooxantelas (dinoflagelados simbiotes) que vivem nas células dos tecidos dos corais devido a um estresse que afeta a simbiose entre esses organismos (GLYNN et al., 2001; MARANGONI et al., 2016; ZHAO et al 2021). Este fenômeno deixa o esqueleto dos corais visível sob uma camada fina e transparente de tecido (fig. 01). Como a simbiose é obrigatória para a maioria dos corais construtores de recife, a expulsão das zooxantelas pelo branqueamento, além de deixá-los vulneráveis à doenças, pode levá-los à morte (BANHA et al., 2020).

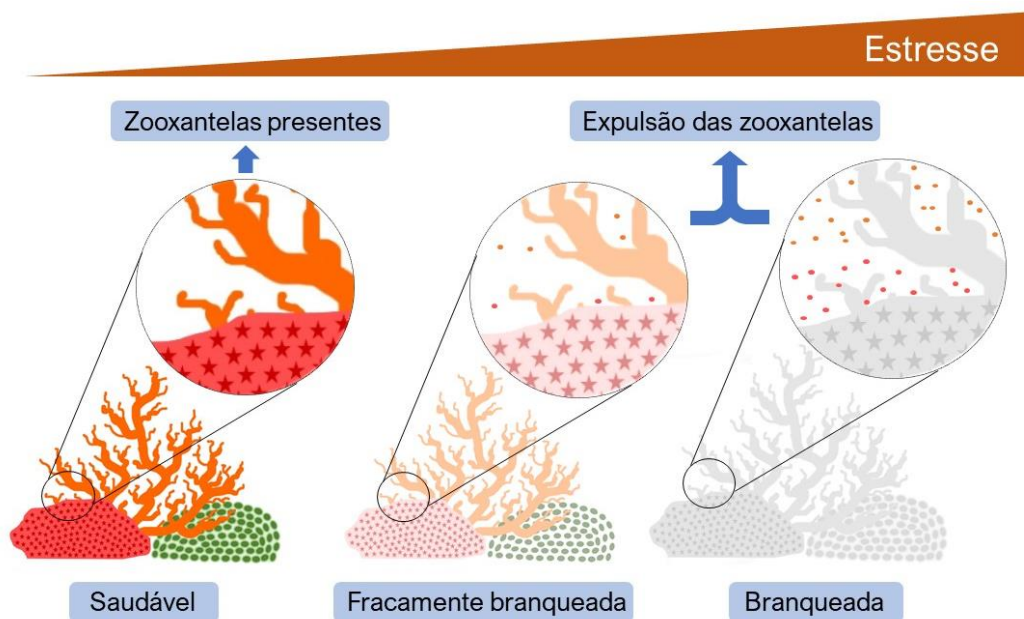


Figura 01: representação do processo de branqueamento em situação de estresse.

Grandes eventos de branqueamento que causaram mortalidade massiva na comunidade de corais têm sido registrados desde 1901, alcançando escalas globais de alteração da paisagem recifal a partir de 1980, e vêm sendo registrados em média a cada três anos (KELMO, 1998; DA CONCEIÇÃO SABADINI, 2017; HUGHES et al. 2017;). Desde a ocorrência de um grande evento de branqueamento de coral em 1983, esse fenômeno vem sendo relacionado ao aumento da variação de temperatura da superfície das águas marinhas, considerado uma resposta dos corais ao estresse térmico (GILL et al. 2006; SPALDING e BROWN, 2015). Além disso, devido ao aumento na frequência de picos de temperatura, o fenômeno do branqueamento em massa

vem aumentando também, cada vez mais, em sua intensidade e frequência, consequentemente aumentando a degradação dos recifes de coral em todo o mundo (MIES et al., 2020).

Desta forma, muitas alterações estão ocorrendo na estrutura e processos ecológicos dos recifes de coral como resultado das crescentes perturbações e pressões antrópicas, sejam elas de longo ou curto prazo, constituindo uma “crise de funcionalidade” nos recifes, elevando as taxas de mortalidade de coral (BELLWOOD et al., 2019). Com a perda de cobertura coralínea, organismos de crescimento rápido e não construtores de recifes como as macroalgas se proliferam, dominando o ambiente recifal, o que se chama de mudança de fase, e como consequência, ocorre uma elevada perda da complexidade estrutural (BANHA et al., 2020; MIES et al., 2020).

Muitas áreas recifais do mundo já enfrentam esse regime de mudança de fase, reconfigurando a composição da cobertura recifal, (CECCARELLI et al., 2018; MCMANUS et al., 2019), resultando em perda de biodiversidade e sistemas recifais representados por baixa cobertura coralínea (BELLWOOD et al., 2019). Desta forma, a pressão exercida pelo conjunto de estressores globais e locais, pode resultar na perda significativa de serviços ecossistêmicos que os recifes oferecem, causando impactos diretos nos valores culturais, socioeconômicos e ecológicos (OLESON et al., 2017). Além disso, a degradação dos ecossistemas recifais acarreta em consequências de grande escala, transbordando os efeitos desses impactos para milhões de pessoas em todo o mundo que se utilizam dos bens e serviços oferecidos por esse ecossistema (CUMMING et al., 2020).

Assim como em todo o mundo, os recifes brasileiros também são amplamente ameaçados pelas alterações climáticas globais, além de fatores locais como a sobrepesca, o turismo desordenado, invasões biológicas, a urbanização das regiões costeiras e a poluição marinha (HUGHES et al., 2017; BAINBRIDGE et al., 2018; MIRANDA et al., 2018).

Os recifes de corais brasileiros se estendem por 3.000 km ao longo da costa e geralmente são divididos em quatro regiões recifais: a região norte, os recifes da costa nordeste, os recifes da costa leste e os ecossistemas recifais das ilhas oceânicas (LEÃO et al., 2003). Esses recifes apresentam diferentes

formações como os recifes de bancos rasos próximos à costa, recifes de franjas nas margens das ilhas, recifes de bancos isolados de diferentes formas e tamanhos ao longo da costa e pináculos de coral conhecidos como “chapeirões” (LEÃO et al., 2003). No Brasil se encontra a maior parte dos recifes de corais verdadeiros do mundo (Scleractinia), com grandes áreas de recifes como as encontradas no Parque Nacional Marinho do Banco de Abrolhos, BA, maior área de recife de coral do Oceano Atlântico Sul (Pinto et al 2017) e na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, AL (STEINER, 2015).

A comunidade coralínea foi estudada ao longo da costa brasileira desde o Parcel de Manoel Luís, MA até os recifes do extremo sul da Bahia, na área de Abrolhos, além de outras áreas recifais como das ilhas oceânicas como Atol das Rocas e Fernando de Noronha (FERREIRA E MAIDA, 2006). Em 1828 ocorreram os primeiros registros dos recifes de corais no Brasil através de grandes expedições ao Brasil, como Darwin em 1841 com a descrição das formações de arenito em Recife (FERREIRA E MAIDA, 2006).

Posteriormente, Verrill (1868, 1901, 1912) realizou suas identificações e alguns anos depois, Laborel (1967, 1969) realizou comparações taxonômicas dos achados de Verrill com seus achados daquele ano e registros fósseis reforçando as informações de Verrill que os corais construtores nas áreas recifais do Brasil, apresentam forte endemismo. (LEÃO et al., 2003; SCHIAVETTI et al 2013; ZILBERBERG et al, 2016). Em 1996 Zelinda Leão contribuiu com conhecimentos de estrutura geológica e levantamentos históricos com os estudos das áreas recifais do Estado da Bahia (LEÃO, 1996).

Os recifes brasileiros apresentam algumas características específicas tais como tolerância à turbidez e à sedimentação, uma vez que estão frequentemente expostos a suspensão de partículas de sedimento, reduzindo a exposição à luminosidade (FREITAS et al., 2012; DE OLIVEIRA SOARES et al., 2019; MIES et al., 2020). Estas condições resultaram em um sistema recifal único, caracterizado por baixa cobertura coralínea e alta abundância de macroalgas frondosas e complexo algal turf (AUED et al., 2018) com uma assembléia de corais de baixa riqueza, baixa redundância funcional e alto endemismo (CASTRO e PIRES, 2001, MIES et al., 2020). Desta forma estes

recifes apesar de ainda serem vulneráveis podem ser mais tolerantes a anomalias térmicas, resistindo a eventos curtos e podendo ser menos afetados pelo branqueamento do que recifes em condições ótimas como aqueles do Indo-Pacífico (MIES et al., 2020).

Devido a estas características, a hipótese de que os recifes brasileiros poderiam ser refúgios de mudanças climáticas a longo prazo, chamada de “Brazilian Reef Refuge Hypothesis” (MIES et al., 2020), entretanto são necessários mais estudos para confirmar esta hipótese (SOARES et al., 2021). Além disto, os corais brasileiros são sensíveis a pressões humanas de escala local (SOARES, 2020; SOARES et al., 2021) e mesmo havendo uma maior tolerância as anomalias térmicas, muitos eventos de branqueamento vem sendo documentados no Brasil, como dito anteriormente, e alguns destes eventos causando morte massiva e elevada redução do percentual de cobertura de espécies de corais endêmicos (PEREIRA et al., 2022).

Além disto, existem espécies das regiões tropicais que são consideradas mais vulneráveis às mudanças climáticas, uma vez que evoluíram em um ambiente termicamente estável e assim têm amplitude de tolerância térmica mais estreita (DONELSON et al., 2012). Desta forma, as espécies podem apresentar menor capacidade de adaptação a variação de temperatura quando comparado com as espécies das regiões temperadas (MUNDAY et al., 2017). A sensibilidade a mudanças na qualidade recifal causa declínio de crescimento, reprodução, e outras características relacionada ao fitness de várias espécies (PANKHURST e MUNDAY, 2011; JOHANSEN et al., 2014).

### **Impactos locais: elevado input de nutrientes inorgânicos**

Dentre os fatores locais, o aumento da descarga de poluentes de origem continental tem sido destacado como um estressor adicional aos corais (BAINBRIDGE et al., 2018; MAGRIS e BAN, 2019), sendo mais da metade dos recifes de coral no mundo inteiro ameaçados por esse fator (BURKE et al., 2011; DONOVAN et al., 2020).

O excesso da entrada de nutrientes se dá através das atividades humanas, em especial a urbanização e atividades agrícolas, que têm aumentado consideravelmente os níveis de concentrações de nutrientes que chegam ao ambiente marinho através da descarga dos rios, por alcance das plumas, levando nitrogênio, fósforo, poluentes e metais pesados para o ambiente costeiro, em geral oligotrófico, e causando grandes alterações nos processos ecológicos dos recifes de coral (OLESO et al., 2017) (fig. 02).

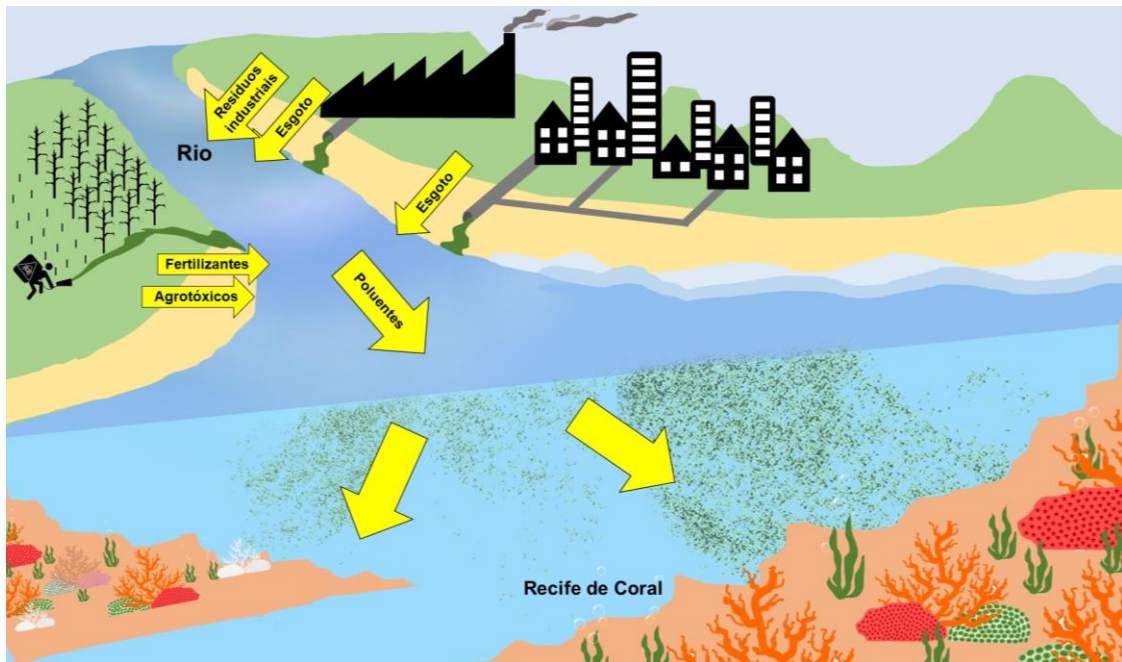


Figura 02: representação do aporte de nutrientes inorgânicos de origem continental nas áreas recifais

Desde o início da Revolução Industrial, em 1850, tem havido um aumento cada vez maior na concentração de nitrogênio encontrado nos rios. Além da utilização de fertilizantes na produção agrícola, os efluentes industriais vem contribuindo para o excesso de nitrogênio nos cursos de água (STEFFEN et al., 2011; PENUELAS et al., 2020). Esgotos domésticos não tratados também contribuem para o enriquecimento de nutrientes, os quais são transportados dos rios para o oceano, atingindo os recifes (STROKAL et al., 2016). O aporte de nutrientes inorgânicos podem causar o processo de eutrofização (CHEN et al., 2021).

O nitrogênio pode ser encontrado sob outras formas como o nitrito, nitrato e a amônia, por exemplo (GASSARA et al., 2016). O nitrato é a forma

mais estável de nitrogênio no ambiente e ocorre naturalmente nas águas, mas pode aumentar significativamente pelos fertilizantes e água de esgoto. Além de estar correlacionado com a densidade populacional nas bases dos rios, diferente do nitrito, que ocorre naturalmente nas águas, proveniente da redução do nitrato ou da oxidação da amônia, em meios bem oxigenados.

Variações nos valores de nitrato são utilizados como indicadores de poluição orgânica. A amônia é encontrada em águas superficiais ou subterrâneas, como resultado da decomposição da matéria orgânica. Altas concentrações de amônia podem gerar implicações ecológicas nos sistemas aquáticos, aumentando o consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais (DELLAGIUSTINA et al., 2000).

O fósforo é importante nos sistemas ecológicos, pela atuação em processos essenciais no metabolismo dos seres vivos, como o armazenamento de energia e a estruturação da membrana celular e a ausência desse nutriente é prejudicial para organismos marinhos como os corais (DELLAGIUSTINA et al., 2000; ZHAO et al., 2021). O fosfato nos ecossistemas aquáticos tem origem de fontes artificiais gerados das atividades humanas e fontes naturais como as rochas da bacia de drenagem, sendo crucial por ser um nutriente limitante no ecossistema aquático (MANAHAN 1994). Por outro lado, em grande quantidade pode tornar-se um fator perigoso, provocando o crescimento exacerbado de algas e gerando o desequilíbrio de oxigênio dissolvido no meio aquático (ZHAO et al., 2021).

O excesso de tais nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo nos recifes agride diretamente a fisiologia dos corais, alterando a resiliência e diminuindo a tolerância ao calor e prejudicando no crescimento e calcificação dos corais (ZHAO et al., 2021). Além disso, pode favorecer o desenvolvimento de outros organismos, como as algas, aumentando a competição por espaço e agregando mais fatores de estresse à comunidade coralínea (WOOLDRIDGE, 2013).

## **Branqueamento e estresse oxidativo**

Biomarcadores biológicos podem ser considerados alterações biológicas fisiológicas, celulares ou teciduais, que podem ser detectados desde o nível molecular até o sistêmico, como indicativos da exposição a agentes potencialmente estressores (BRADLEY, 2012). A nível celular, a utilização dos biomarcadores bioquímicos possibilita projetar possíveis efeitos biológicos relacionados à degradação do ambiente (DOWNS et al., 2005). Deste modo, as respostas celulares podem ser usadas para auxiliar na criação ou melhorias de estratégias de manejo e conservação (DOWNS et al., 2005, BRADLEY, 2012).

Protocolos e normativas ambientais são beneficiadas ao usar marcadores biológicos, tornando o manejo dessa área mais eficaz e executado de maneira integrativa, levando em consideração a estrutura das comunidades recifais e características ambientais (BRANDLEY, 2012). Assim, levantar indicadores de impacto para monitorar a saúde dos corais é apontado como um grande instrumento que fornece informação das condições de saúde dos ecossistemas recifais (DOWNS et al., 2012).

Com relação à fisiologia dos corais, sabe-se que o principal mecanismo que desencadeia o branqueamento de corais é o estresse oxidativo. Esse é desencadeado devido ao desbalanço entre a produção de espécies reativas de oxigênio e nitrogênio e capacidade antioxidante (HALLIWELL, 1990; VALAVANIDIS et al., 2006), o que pode levar ao comprometimento do processo fotossintético e da integridade das células dos corais. A expulsão das zooxantelas é induzida pela formação de diferentes espécies reativas. Esse fenômeno acontece durante o aumento da temperatura da água, mas, como visto, tem sido associado também ao aumento de entrada de nutrientes inorgânicos nos recifes de coral (CZIESIELSKI et al., 2019; ZHAO et al., 2021).

A exposição dos corais ao enriquecimento de nutrientes inorgânicos aumenta a produtividade e biomassa dos organismos simbiontes, elevando a concentração de oxigênio dissolvido e induzindo um estresse que, combinado ao estresse térmico, provoca a elevada formação de espécies reativas nos tecidos dos corais o que pode gerar o estresse oxidativo (PALMER et al., 2009).

O estado redox celular é um fator importante de manutenção e defesa das células, e é representado pela relação entre oxidação, onde ocorre a perda

de átomos, e redução, onde ocorre o ganho de átomos (ARRIGO, 1999; PINTO, 2016). O desequilíbrio entre espécies reativas e antioxidantes pode induzir alterações na atividade de enzimas antioxidantes (JOCONDINO ET AL., 2019).

Entretanto, para sinalização redox é preciso uma situação de estresse, que pode ser classificado de acordo com a sua intensidade (SIES et al., 2022; SIES, 2017). A sinalização redox pode ocorrer por meio da produção de moléculas oxidantes com papel de regular o metabolismo celular, auxiliando na manutenção da homeostase da célula, o que chamamos de estado de *eustress* (SIES, 2017). A produção moderada de espécies oxidativas permite ao organismo ter respostas fisiológicas adaptativas ao estímulo redox, sendo considerada como parte integral da vida celular (SIES, 2021). Porém, quando essa produção de moléculas oxidantes e/ou espécies reativas aumentam em concentrações que se tornam tóxicas para as células, ocorre uma condição chamada de *distress*, que ocasiona efeitos deletérios em decorrência do dano oxidativo (SIES, 2017).

Para evitar o estresse oxidativo, e possibilitar a homeostase celular, existem vias antioxidantes enzimáticas que auxiliam a manutenção dos níveis das espécies reativas. Das enzimas envolvidas as mais analisadas são a Superóxido Dismutase (SOD) e a Catalase (CAT) (DIAS et al., 2019) (fig. 03). Essas enzimas estão sendo muito utilizadas para detectar o desbalanço redox e conseqüentemente a resposta dos corais na ocorrência de um agente estressor (CZIESIELSKI et al., 2019).

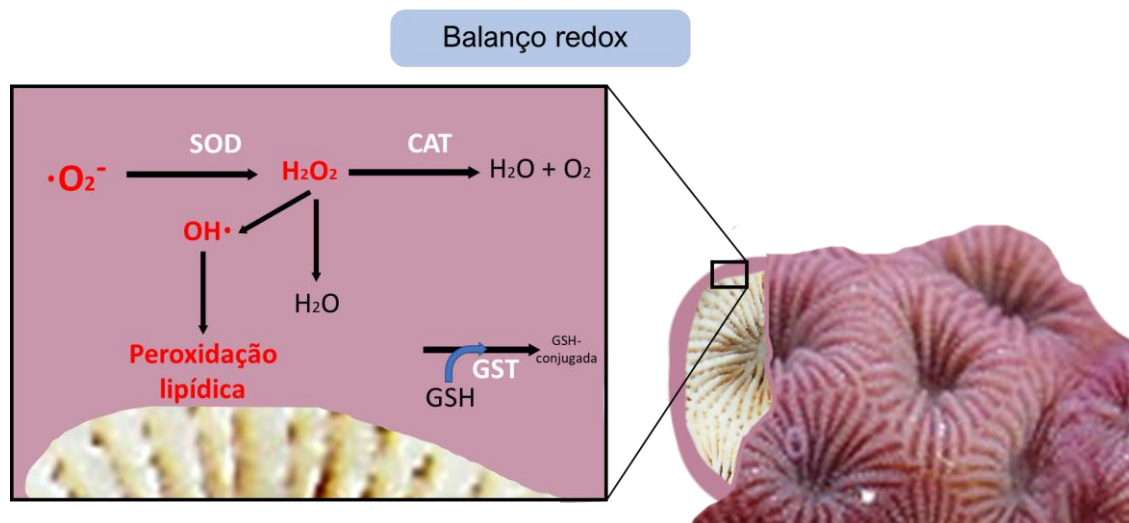


Figura 03: representação resumida do balanceamento redox com as enzimas antioxidantes Superóxido dismutase (SOD), Catalase (CAT), Glutathiona-S-transferase e a peroxidação lipídica.

Além disso, utilizar espécies de corais resistentes aos principais estressores que desencadeiam o fenômeno do branqueamento, tais como a acidificação e o aquecimento das águas marinhas (MAGEL et al., 2019), auxilia nos estudos dos nutrientes inorgânicos como fator que influencia o desequilíbrio redox. A espécie de coral *Siderastrea* sp. além de ser dominante nos recifes brasileiros, apresenta uma elevada capacidade de resistir à exposição diária, às variações de temperatura e à luz solar (LEÃO et al., 2003; OIGMAN-PSZCZOL, FIGUEIREDO, CREED, 2004; NUNES et al., 2022). Sendo assim, um modelo biológico com potencial de avaliar a qualidade dos ecossistemas recifais sem alto grau de interferência das variáveis aqui citadas (CROOK et al., 2012).

### **Resiliência dos ambientes recifais e Áreas Marinhas Protegidas e**

O termo resiliência pode ser definido como a capacidade de organismos ou ambientes resistirem a impactos negativos e posteriormente retornarem a um estado considerado como ideal, persistindo com suas habilidades de sobrevivência para absorver mudanças e distúrbios, mantendo suas relações com o ambiente (HOLLING, 1973). A manutenção da resiliência se dá pela combinação de fatores ecológicos como a diversidade funcional e de espécies, conectividade entre os ambientes e disponibilidade de superfície para o assentamento, que pode aumentar ou diminuir a resiliência (WEST e SALM, 2003). Portanto, a resiliência de recifes de coral pode ser compreendida como a junção de fatores que controlam a capacidade de resistência e/ou recuperação, mantendo as funções ecossistêmicas em ambientes que estejam passando ou passaram por perturbações (LEVIN e LUBCHENCO 2008; ELLIFE e KIKUCHI, 2015).

Dependendo de suas condições prévias, os organismos e o próprio ecossistema recifal podem ser resistentes aos impactos, suportando as

alterações e recuperando-se após um evento de perturbação, voltando ao seu estado pré-perturbação, apresentando uma das condições mais importantes que elevam a taxa de recuperação das áreas recifais perturbadas que é a resiliência (PINHEIRO, 2016; HOLBROOK et al., 2018). Desta forma quantificar fatores que favorecem a resiliência dos ambientes recifais pode ser muito útil em termos de estratégias de conservação (VERCELLONI et al., 2019).

Na tentativa de minimizar os estresses causados pelas atividades humanas locais, as unidades de conservação, como as Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), são uma medida utilizada para favorecer a manutenção da biodiversidade marinha (SCHIAVETTI et al., 2013). Estas AMPs são importantes nos países, como o Brasil, que apresenta grande parte das áreas recifais formadas por corais endêmicos com características estruturais e ecológicas que os diferem de outras áreas recifais (LEÃO et al., 2010, ZILBERBERG et al., 2016).

Na Convenção sobre a Diversidade Biológica da Aichi, alvo 11, (2017), que aconteceu em 2010, foi sugerido que até o ano de 2020 cerca de 10% das zonas que são exclusivas para o uso econômico deveriam ser protegidas e gerenciadas, com uma boa representação ecológica e conectadas as AMPs (LAFFOLEY et al., 2017). Em 2014, no Congresso Mundial de Parques, foi solicitado que 30% dessas áreas sejam de zonas de exclusão (*no-takes*). Buscando atingir estas metas, a área e o número de AMPs aumentou rapidamente, dos anos 2000 até 2018. Por outro lado, apenas 5,9% dos recifes de coral no mundo estão inseridos em AMPs e só 2,2% dessas áreas são *no-takes* (ESPINOSA-ANDRADE et al., 2020).

Um exemplo de área marinha protegida no Brasil, que abriga grandes áreas de recifes é a Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC), com a criação e aprovação de seu plano de manejo por Decreto Federal em 23 de outubro de 1997, e revisão e alteração em 2021 (ICMBio, 2021)) é a maior Unidade de Conservação Costeira Marinha Federal do Brasil (STEINER et al., 2015). Dentro da APACC encontram-se áreas recifais zoneadas espacialmente em função de diferentes usos, tais como zonas exclusivas para visitação turística, zonas onde é permitida a pesca e zonas onde nenhuma atividade humana, além da pesquisa científica é permitida.

A criação dessas áreas tem o objetivo de preservar a biodiversidade e o potencial das comunidades recifais através da exclusão de atividades turísticas e pesqueiras (ADVANI et al., 2015; ZILBERBERG et al., 2016), preservando o papel dessas áreas como refúgio e berçário para diferentes espécies, permitindo que as comunidades se renovem, aumentando a biomassa do entorno (SALA e GIAKOUMI, 2017). Sendo assim, as zonas de exclusão fornecem informações empíricas sobre a eficácia biológica. (GILCHRIST et al., 2020).

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a resiliência de recifes de exclusão e visitação para avaliar a eficiência do manejo espacial nesta UC, como também investigar a influência da concentração de nutrientes inorgânicos em *Siderastrea* sp. em recifes de exclusão por meio de biomarcadores da homeostase redox.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADVANI, S.; RIX, L. N.; AHERNE, D. M.; ALWANY, M. A.; BAILEY, D.M. DISTANCE FROM A FISHING COMMUNITY EXPLAINS FISH ABUNDANCE IN A NO-TAKE ZONE WITH WEAK COMPLIANCE. **PLOS ONE**, 1-17. 2015 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126098>.
- ARRIGO, A. P. GENE EXPRESSION. AND THIOL REDOX STATE. **FREE RADIC BIOL MED.** 27:936-44, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(99\)00175-6](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(99)00175-6).
- BAINBRIDGE, Z., LEWIS, S., BARTLEY, R., FABRICIUS, K., COLLIER, C., WATERHOUSE, J., GARZON-GARCIA, A., ROBSON, B., BURTON, J., WENGER, A., BRODIE, J. FINE SEDIMENT AND PARTICULATE ORGANIC MATTER: A REVIEW AND CASE STUDY ON RIDGE-TO-REEF TRANSPORT, TRANSFORMATIONS, FATES, AND IMPACTS ON MARINE ECOSYSTEMS. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, V. 135, P. 1205-1220, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.002>
- BANHA, T. N. S., CAPEL, K. C. C., KITAHARA, M. V., FRANCINI-FILHO, R. B., FRANCINI, C. L. B., SUMIDA, P. Y. G., & MIES, M. LOW CORAL MORTALITY DURING THE MOST INTENSE BLEACHING EVENT EVER RECORDED IN SUBTROPICAL SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS. **CORAL REEFS**, P. 1-7, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01856-y>.
- SIES, HELMUT; BERNDT, CARSTEN; JONES, DEAN P. OXIDATIVE STRESS. **ANNUAL REVIEW OF BIOCHEMISTRY**, V. 86, P. 715-748, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-biochem-061516-045037>.
- BELIAEFF, B. & BURGEOT, T. INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE: A USEFUL TOOL FOR ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT. **ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY**, V. 21(6), P. 1316-1322, 2002. PMID: 12069320. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210629>.
- BELLWOOD, D.R., PRATCHETT, M.S., MORRISON, T.H., GURNEY, G.G., HUGHES, T.P., ÁLVAREZ-ROMERO, J.G., DAY, J.C., GRANTHAM, R., GRECH, A., HOEY, A.S., JONES, G.P., PANDOLFI, J.M., TEBBETT, S.B., TECHERA, E., WEEKS, R., CUMMING, G.S. CORAL REEF CONSERVATION IN THE ANTHROPOCENE: CONFRONTING SPATIAL MISMATCHES AND PRIORITIZING FUNCTIONS. **BIOL. CONSERV.** 236, 604–615. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.056>.
- BINDOFF, NATHANIEL L. ET AL. CHANGING OCEAN, MARINE ECOSYSTEMS, AND DEPENDENT COMMUNITIES. **IPCC SPECIAL REPORT ON THE OCEAN AND CRYOSPHERE IN A CHANGING CLIMATE**, P. 477-587, 2019. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.007>.
- BRANDL, S.J., RASHER, D.B., CÔTÉ, I.M., CASEY, J.M., DARLING, E.S., LEFCHECK, J.S., DUFFY, J.E. CORAL REEF ECOSYSTEM FUNCTIONING: EIGHT CORE PROCESSES AND THE ROLE OF BIODIVERSITY. **FRONT. ECOL. ENVIRON.** 17, 445–454. 2019. <https://doi.org/10.1002/fee.2088>.
- BRANDLEY, B. P. FINDING BIOMARKERS IS GETTING EASIER. **ECOTOXICOL.** 21:631-636. 2012. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0848-1>.

- BUEGE, JOHN A.; AUST, STEVEN D. [30] MICROSOMAL LIPID PEROXIDATION. IN: METHODS IN ENZYMOLOGY. **ACADEMIC PRESS**, 1978. P. 302-310. 1978.
- BURKE, L., REYSTAR, K., SPALDING, M., PERRY, A. REEFS AT RISK. **WORLD RESOURCES INSTITUTE**, WASHINGTON, DC, USA. 2011. [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(78\)52032-6](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(78)52032-6).
- CECCARELLI, D. M et al. Rehabilitation of coral reefs through removal of macroalgae: state of knowledge and considerations for management and implementation. **Restoration ecology**, v. 26, n. 5, p. 827-838, 2018.
- CHANGE, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE. **IPCC. CLIMATE CHANGE**, 2014.
- CROOK, E. D. ET AL. CALCIFYING CORAL ABUNDANCE NEAR LOW-PH SPRINGS: IMPLICATIONS FOR FUTURE OCEAN ACIDIFICATION. **CORAL REEFS**, v. 31, p. 239-245, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0839-y>
- CRUZ, I. C. S.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. CARACTERIZAÇÃO DOS RECIFES DE CORAIS DA ÁREA DE PRESERVAÇÃO AMBIENTAL DA BAÍA DE TODOS OS SANTOS PARA FINS DE MANEJO, BAHIA, BRASIL, 2009.
- CUMMING, GRAEME S.; PRATCHETT, MORGAN S.; GURNEY, GEORGINA G. NEW AND EMERGING DIRECTIONS IN CORAL REEF CONSERVATION. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108372>.
- CZIESIELSKI, MAHA J.; SCHMIDT-ROACH, SEBASTIAN; ARANDA, MANUEL. THE PAST, PRESENT, AND FUTURE OF CORAL HEAT STRESS STUDIES. **ECOLOGY AND EVOLUTION**, v. 9, n. 17, p. 10055-10066, 2019. <https://doi.org/10.1002/ece3.5576>.
- DA CONCEIÇÃO SABADINI, S. SUSCETIBILIDADE DOS RECIFES DE ABROLHOS AOS EVENTOS DE BRANQUEAMENTO DE CORAIS. 2017. TESE (MESTRADO) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, INSTITUTO DE GEOCIÊNCIA, 2017.
- DE OLIVEIRA SOARES, M., TEIXEIRA, C. E. P., FERREIRA, S. M. C., GURGEL, A. L. A. R., PAIVA, B. P., MENEZES, M. O. B., ... & TAVARES, T. C. L. (2019). THERMAL STRESS AND TROPICAL REEFS: MASS CORAL BLEACHING IN A STABLE TEMPERATURE ENVIRONMENT?. **MARINE BIODIVERSITY**, 49(6), 2921-2929. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-00994-4>.
- DELLAGIUSTINA, ANTÔNIO ET AL. DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DISSOLVIDOS EM DIFERENTES LOCAIS DO RIO ITAJAÍ-AÇU. 2000. TESE (MESTRADO) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, DEPARTAMENTO DE QUÍMICA, 2000.
- DEVIN, S.; BURGEOT, T.; GIAMBÉRINI, L.; MINGUEZ, L. & PAIN-DEVIN, S. THE INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE REVISITED: OPTIMIZATION TO AVOID MISUSE. **ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH**, v. 21, p. 2448–2454, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2169-9>.
- DIAS, MARTA ET AL. OXIDATIVE STRESS ON SCLERACTINIAN CORAL FRAGMENTS FOLLOWING EXPOSURE TO HIGH TEMPERATURE AND LOW SALINITY. **ECOLOGICAL INDICATORS**, v. 107, p. 105586, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105586>.
- DIETERICH, S., BIELIGK, U., BEULICH, K., HASENFUSS, G., PRESTLE, J. GENE EXPRESSION OF ANTIOXIDATIVE ENZYMES IN THE HUMAN HEART: INCREASED

- EXPRESSION OF CATALASE IN THE END-STAGE. 2000.  
<https://doi.org/10.1161/01.CIR.101.1.33>.
- DONELSON, J. M. ET AL. RAPID TRANSGENERATIONAL ACCLIMATION OF A TROPICAL REEF FISH TO CLIMATE CHANGE. **NATURE CLIMATE CHANGE**, V. 2, N. 1, P. 30-32, 2012. <https://doi.org/10.1038/nclimate1323>.
- DONIDA, B. INVESTIGAÇÃO DOS BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO E INFLAMAÇÃO EM PACIENTES PORTADORES DE MUCOPOLISSACARIDOSE TIPO IVA SUBMETIDOS À TERAPIA DE REPOSIÇÃO ENZIMÁTICA. 2015. TESE (MESTRADO) – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS, PORTO ALEGRE, 2015.
- DONOVAN, M.K., ADAM, T.C., SHANTZ, A.A., SPEARE, K.E., MUNSTERMAN, K.S., RICE, M.M., ET AL. NITROGEN POLLUTION INTERACTS WITH HEAT STRESS TO INCREASE CORAL BLEACHING ACROSS THE SEASCAPE. **PROC NATL ACAD SCI U S A** 117, 5351–5357. 2020.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.191539511>.
- DOWNS, C. CELLULAR DIAGNOSTIC AND ITS APPLICATION TO AQUATIC AND MARINE TOXICOLOGY. IN: OSTRANDER GK (ED.), TECHNIQUES IN AQUATIC AND TOXICOLOGY. CRC PRESS, LONDON, PP. 181-208, 2005.
- ESPINOSA-ANDRADE, N ET AL. THE NO-TAKE ZONE NETWORK OF THE MEXICAN CARIBBEAN: ASSESSING DESIGN AND MANAGEMENT FOR THE PROTECTION OF CORAL REEF FISH COMMUNITIES. **BIODIVERSITY & CONSERVATION**, V. 29, N. 6, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01966-y>.
- ELLIFF, C.I. & KIKUCHI, R.K.P. THE ECOSYSTEM SERVICE APPROACH AND ITS APPLICATION AS A TOOL FOR INTEGRATED COASTAL MANAGEMENT. **NATUREZA & CONSERVAÇÃO**, 13:105-111, 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.10.001>.
- FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. MONITORAMENTO DOS RECIFES DE CORAL DO BRASIL. BRASÍLIA, DF: MMA, SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS, 2006
- FREITAS, L. M., DE OLIVEIRA, M. M., & KIKUCHI, R. K. P. OS MECANISMOS DE SOBREVIVÊNCIA DOS CORAIS DIANTE DO IMPACTO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE O ECOSISTEMA DE RECIFES. **CADERNOS DE GEOCIÊNCIAS**, 13. 2016.
- GASSARA, FATMA ET AL. GREEN ALTERNATIVES TO NITRATES AND NITRITES IN MEAT-BASED PRODUCTS—A REVIEW. **CRITICAL REVIEWS IN FOOD SCIENCE AND NUTRITION**, V. 56, N. 13, P. 2133-2148, 2016.  
<https://doi.org/10.1080/10408398.2013.812610>.
- GILCHRIST, H ET AL. REEF FISH BIOMASS RECOVERY WITHIN COMMUNITY-MANAGED NO TAKE ZONES. **OCEAN & COASTAL MANAGEMENT**, V. 192, P. 105210, 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105210>.
- GILL, J.A., WATKINSON, A.R., MCWILLIAMS, J.P., COTE, I.M. OPPOSING FORCES OF AEROSSOL COOLING AND EL NINO DRIVE CORAL BLEACHING ON CARIBBEAN REEFS. **PROC NATL ACAD SCI USA** 103, 18870–18873. 2006.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.060847010>.
- GLYNN, P.W., MATÉ, J.L., BAKER, A.C. & CALDERON, M.O. CORAL REEF BLEACHING AND MORTALITY IN PANAMA AND ECUADOR DURING THE 1997-1998 EL NIÑO-SOUTHERN OSCILLATION EVENT: SPATIAL/ TEMPORAL PATTERNS

- AND COMPARISON WITH THE 1982-1983 EVENT. **BULL. MAR. SCI.**, 69(1): 79-109, 2001.
- GUO, J ET AL. POTENTIAL IMPACTS OF ANTHROPOGENIC NUTRIENT ENRICHMENT ON CORAL REEFS IN THE SOUTH CHINA SEA: EVIDENCE FROM NUTRIENT AND CHLOROPHYLL A LEVELS IN SEAWATER. **ENVIRONMENTAL SCIENCE: PROCESSES & IMPACTS**, V. 21, N. 10, P. 1745-1753, 2019. <https://doi.org/10.1039/C9EM00331B>.
- HABIG, WILLIAM H.; PABST, MICHAEL J.; JAKOBY, WILLIAM B. GLUTATHIONE S-TRANSFERASES: THE FIRST ENZYMATIC STEP IN MERCAPTURIC ACID FORMATION. **JOURNAL OF BIOLOGICAL CHEMISTRY**, V. 249, N. 22, P. 7130-7139, 1974. [https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(19\)42083-8](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(19)42083-8).
- HADWAN, MAHMOUD HUSSEIN; ABED, HUSSEIN NAJM. DATA SUPPORTING THE SPECTROPHOTOMETRIC METHOD FOR THE ESTIMATION OF CATALASE ACTIVITY. **DATA IN BRIEF**, V. 6, P. 194-199, 2016. [https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(19\)42083-8](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(19)42083-8).
- HALLIWELL, B. HOW TO CHARACTERIZE A BIOLOGICAL ANTIOXIDANT. **FREE RAD. RES. COMMUN.** V .9, P.1-32, 1990. <https://doi.org/10.3109/10715769009148569>.
- HOEGH-GULDBERG, O.; MUMBY, P. J.; HOOTEN, A. J.; STENECK, R. S.; GREENFIELD, P.; GOMEZ, E.; ET AL. CORAL REEFS UNDER RAPID CLIMATE CHANGE AND OCEAN ACIDIFICATION. **SCIENCE** 318 (5857), 1737–1742. 2007. <https://doi.org/10.1126/science.1152509>.
- HOEGH-GULDBERG, O ET AL. IMPACTS OF 1.5 C GLOBAL WARMING ON NATURAL AND HUMAN SYSTEMS. **GLOBAL WARMING OF 1.5 C. AN IPCC SPECIAL REPORT**, 2018.
- HOLBROOK S J, ADAM T C, EDMUNDS P J, SCHMITT R J, CARPENTER R C, BROOKS A J, LENIHAN H S, BRIGGS C J. RECRUITMENT DRIVES SPATIAL VARIATION IN RECOVERY RATES OF RESILIENT CORAL REEFS. **SCIENTIFIC REPORTS**, VOLUME 8, ARTICLE NUMBER: 7338. 2018. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25414-8>.
- HOLLING, C. S. RESILIENCE AND STABILITY OF ECOLOGY SYSTEMS. **ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS** 4:1-23, 1973.
- HUGHES, T.P., BARNES, M.L., BELLWOOD, D.R., CINNER, J.E., CUMMING, G.S., JACKSON, J.B.C., KLEYPAS, J., LEEMPUT, I.A. VAN DE, LOUGH, J.M., MORRISON, T.H., PALUMBI, S.R., NES, E.H. VAN, SCHEFFER, M. CORAL REEFS IN THE ANTHROPOCENE. **NATURE** 546, 82–90. 2017. <https://doi.org/10.1038/nature22901>.
- ICMBIO (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). PLANO DE MANEJO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA DOS CORAIS. TAMANDARÉ/PE, 2021.
- JACONDINO, CAMILA BITTENCOURT ET AL. ASSOCIATION OF SMOKING WITH REDOX BIOMARKERS AND CARDIOMETABOLIC RISK FACTORS IN ELDER INDIVIDUALS. **CADERNOS SAÚDE COLETIVA**, V. 27, P. 45-52, 2019. <https://doi.org/10.1590/1414-462X201900010279>.

- JOHANSEN, J. L. ET AL. INCREASING OCEAN TEMPERATURES REDUCE ACTIVITY PATTERNS OF A LARGE COMMERCIALY IMPORTANT CORAL REEF FISH. **GLOBAL CHANGE BIOLOGY**, V. 20, N. 4, P. 1067-1074, 2014. <https://doi.org/10.1111/gcb.12452>.
- KELMO, F. CARACTERIZAÇÃO DO BRANQUEAMENTO DE CORAIS NO RECIFE COSTEIRO DA PRAIA DE GUARAJUBA, LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA. 1998.
- KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N.; OLIVEIRA, M. D. M. CONSERVATION STATUS AND SPATIAL PATTERNS OF AGRRA VITALITY INDICES IN SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS. **REVISTA DE BIOLOGIA TROPICAL**, V. 58, SUPL. 1, P. 1 – 31, 2010. ISSN 0034-7744
- LAFFOLEY, D ET AL. AN INTRODUCTION TO ‘OTHER EFFECTIVE AREA-BASED CONSERVATION MEASURES’ UNDER AICHI TARGET 11 OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY: ORIGIN, INTERPRETATION AND EMERGING OCEAN ISSUES. AQUATIC CONSERVATION: **MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS**, V. 27, P. 130-137, 2017. <https://doi.org/10.1002/aqc.2783>.
- LAU, J. D. ET AL. DISAGGREGATING ECOSYSTEM SERVICE VALUES AND PRIORITIES BY WEALTH, AGE, AND EDUCATION. **ECOSYSTEM SERVICES**, V. 29, P. 91-98, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.005>.
- LEÃO, Z. M. A. N. THE CORAL REEFS OF BAHIA: MORPHOLOGY, DISTRIBUTION AND THE MAJOR ENVIRONMENTAL IMPACTS. **ANIAS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS**, V. 68, N. 3, P. 339-452, 1996.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; OLIVEIRA, M. D. M.; VASCONCELLOS, V. STATUS OF EASTERN BRAZILIAN CORAL REEFS IN TIME OF CLIMATE CHANGES. **PAN-AMERICAN JOURNAL OF AQUATIC SCIENCE**, V. 5, N. 2, P. 224 – 235, 2010.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. E TESTA, V. CORALS AND CORAL REEFS OF BRAZIL. EM CORTÊS J (ED.) **LATIN AMERICA CORAL REEFS**. ELSEVIER. AMSTERDÃ, HOLANDA. PP. 9-52, 2003. <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50003-5>.
- LEÃO, Z. M. ET AL. BRAZILIAN CORAL REEFS IN A PERIOD OF GLOBAL CHANGE: A SYNTHESIS. **BRAZILIAN JOURNAL OF OCEANOGRAPHY**, V. 64, P. 97-116, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-875920160916064sp2>.
- LESSER, M. P. CORAL BLEACHING: CAUSES AND MECHANISMS. IN: CORAL REEFS: NA ECOSYSTEM IN TRANSITION. **SPRINGER, DORDRECHT**, PP. 405–419. 2011. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4\\_23](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_23).
- LEVIN, S.A.; LUBCHENCO, J. RESILIENCE, ROBUSTNESS, AND MARINE ECOSYSTEM-BASED MANAGEMENT. **BIO SCIENCE**, 58(1):27-32, 2008. <https://doi.org/10.1641/B580107>.
- MAGEL, J. M. T.; BURNS, J. H. R.; GATES, R.; BAUM, J. K. EFFECTS OF BLEACHING-ASSOCIATED MASS CORAL MORTALITY ON REEF STRUCTURAL COMPLEXITY ACROSS A GRADIENT OF LOCAL DISTURBANCE. **SCIENTIFIC REPOR.** 9:2512, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37713-1>.
- MAGEL, J. M. T; DIMOFF, S. A.; BAUM, J. K. DIRECT AND INDIRECT EFFECTS OF CLIMATE CHANGE-AMPLIFIED PULSE HEAT STRESS EVENTS ON CORAL REEF FISH

- COMMUNITIES. **ECOLOGICAL APPLICATIONS**, P. E02124, 2020. <https://doi.org/10.1002/eap.2124>.
- MAGRIS, R. A., BAN, N.C. A META-ANALYSIS REVEALS GLOBAL PATTERNS OF SEDIMENT EFFECTS ON MARINE BIODIVERSITY. **GLOB. ECOL. BIOGEOGR.** 28, 1879–1898. 2019. <https://doi.org/10.1111/geb.12990>.
- MANAHAN, STANLEY E. ENVIRONMENTAL CHEMISTRY. 6 TH ED. USA; **LEWIS PUBLISHERS**, 811 P. 1994. <https://doi.org/10.1201/9781315160474>.
- MARANGONI, L. F. B.; MARQUES, J. A.; BIANCHINI, A. FISILOGIA DE CORAIS-A SIMBIOSE CORAL-ZOOXANTELA, O FENÔMENO DE BRANQUEAMENTO E O PROCESSO DE CALCIFICAÇÃO. ZILBERBERG, C. ET AL. CONHECENDO OS RECIFES BRASILEIROS REDE DE PESQUISAS CORAL VIVO. **RIO DE JANEIRO: MUSEU NACIONAL**, 2016.
- MCMANUS, L. C.; WATSON, J. R.; VASCONCELOS, V. V.; LEVIN, S. A. STABILITY AND RECOVERY OF CORAL-ALGAE SYSTEMS: THE IMPORTANCE OF RECRUITMENT SEASONALITY AND GRAZING INFLUENCE. **THEORETICAL ECOLOGY**, 2019.
- MIES, M., FRANCINI-FILHO, R. B., ZILBERBERG, C., GARRIDO, A. G., LONGO, G. O., LAURENTINO, E., GÜTH, A Z.; SUMIDA, P. Y. G.; BANHA, T. N. SOUTH ATLANTIC CORAL REEFS ARE MAJOR GLOBAL WARMING REFUGIA AND LESS SUSCEPTIBLE TO BLEACHING. **FRONTIERS IN MARINE SCIENCE**, V. 7, P. 514, 2020. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00514>.
- MIRANDA, RICARDO J. ET AL. IMPACT OF INVASIVE CORALS TUBASTREA SPP. ON NATIVE CORAL RECRUITMENT. **MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES**, V. 605, P. 125-133, 2018. <https://doi.org/10.3354/meps12731>.
- MORAIS, R.A., BELLWOOD, D.R. PELAGIC SUBSIDIES UNDERPIN FISH PRODUCTIVITY IN A DEGRADED CORAL REEF. **CURR. BIOL.** 29 (9), 1521–1527. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.03.044>.
- MUNDAY, PHILIP L.; DONELSON, JENNIFER M.; DOMINGOS, JOSE A. POTENTIAL FOR ADAPTATION TO CLIMATE CHANGE IN A CORAL REEF FISH. **GLOBAL CHANGE BIOLOGY**, V. 23, N. 1, P. 307-317, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13419>.
- NUNES, V. F. C., FERREIRA, M. T. O., JUNIOR, F. F., AMORIM, M. B. B., SAMPAIO, C. L., & PINTO, T. K. DO MARINE PROTECTED AREAS PROTECT SHALLOW CORAL REEF SYSTEMS? A RESILIENCE-BASED MANAGEMENT APPROACH IN TROPICAL SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS. **JOURNAL OF COASTAL CONSERVATION**, V. 26, N. 6, P. 79, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11852-022-00930-y>
- OIGMAN-PSZCZOL, S. S. E CREED, J. C. SIZE STRUCTURE AND SPATIAL DISTRIBUTION OF THE CORALS MUSSISMILIA HISPIDA AND *SIDERASTREA STELLATA* (SCLERACTINIA) AT ARMAÇÃO DOS BÚZIOS, BRAZIL. **BULLETIN OF MARINE SCIENCE**, 74(2), 433- 448, 2004.
- OLESON, K. LL ET AL. UPSTREAM SOLUTIONS TO CORAL REEF CONSERVATION: THE PAYOFFS OF SMART AND COOPERATIVE DECISION-MAKING. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT**, V. 191, P. 8-18, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.067>.

- PALMER, CAROLINE V.; MODI, CHINTAN K.; MYDLARZ, LAURA D. CORAL FLUORESCENT PROTEINS AS ANTIOXIDANTS. **PLoS ONE**, v. 4, n. 10, p. E7298, 2009. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007298>.
- PANKHURST, N.W.; MUNDAY, P. L. EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON FISH REPRODUCTION AND EARLY LIFE HISTORY STAGES. **MARINE AND FRESHWATER RESEARCH**, 62, 1015–1026. 2011. <https://doi.org/10.1071/MF10269>.
- PENUELAS, J., JANSSENS, I.A., CIAIS, P., OBERSTEINER, M., SARDANS, J. ANTHROPOGENIC GLOBAL SHIFTS IN BIOSPHERIC N AND P CONCENTRATIONS AND RATIOS AND THEIR IMPACTS ON BIODIVERSITY, ECOSYSTEM PRODUCTIVITY, FOOD SECURITY, AND HUMAN HEALTH. **GLOB CHANGE BIOL** 26, 1962–1985. 2020. <https://doi.org/10.1111/qcb.14981>.
- PINHEIRO A C M. RECRUTAMENTO E SOBREVIVÊNCIA DO CORAL PÉTREO *SIDERASTREA STELLATA* (VERRILL, 1868) EM UM RECIFE ARENÍTICO DO ATLÂNTICO SUL. UFRN, 2016. 76 p. TESE (MESTRADO), UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, NATAL.
- PINTO, T. K.; BENEVIDES, L. J.; SAMPAIO, C. L. S. CYPHOMA MACUMBA PETUCH 1979 (GASTROPODA: OVULIDAE): A VERSATILE PREDATOR OF THE BRAZILIAN OCTOCORALLIA. **MARINE BIODIVERSITY**, v 47, p. 165-166, 2017.
- PINTO, K. M. C. PERFIS DE BIOMARCADORES INFLAMATÓRIOS SOLÚVEIS E DO ESTRESSE OXIDATIVO EM MULHERES JOVENS SUBMETIDAS A TREINAMENTO PARA HIPERTROFIA MUSCULAR UTILIZANDO DIFERENTES DURAÇÕES DE AÇÕES MUSCULARES, 2016. TESE (DOUTORADO) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO. INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS. NÚCLEO DE PESQUISA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, MINAS GERAIS, 2016.
- PRICE, S. A. ET AL. CORAL REEFS PROMOTE THE EVOLUTION OF MORPHOLOGICAL DIVERSITY AND ECOLOGICAL NOVELTY IN LABRID FISHES. **ECOLOGY LETTERS**, v. 14, n. 5, p. 462-469, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01607.x>.
- RICHMOND, R.H., TISTHAMMER, K.H., SPIES, N.P., THE EFFECTS OF ANTHROPOGENIC STRESSORS ON REPRODUCTION AND RECRUITMENT OF CORALS AND REEF ORGANISMS. **FRONT. MAR. SCI.** 2018. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00226>.
- SALA, E.; GIAKOUMI, S. NO-TAKE MARINE RESERVES ARE THE MOST EFFECTIVE PROTECTED AREAS IN THE OCEAN. – **ICES JOURNAL OF MARINE SCIENCE**, 2017.
- SANCHEZ, W.; BURGEOT, T. & PORCHER, J. M. A NOVEL “INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE” CALCULATION BASED ON REFERENCE DEVIATION CONCEPT. **ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH**, v. 20, p. 2721–2725, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1359-1>.
- SCAVIA, DONALD ET AL. CLIMATE CHANGE IMPACTS ON US COASTAL AND MARINE ECOSYSTEMS. **ESTUARIES**, v. 25, n. 2, p. 149-164, 2002. <https://doi.org/10.1007/bf02691304>.
- SCHIAVETTI, A.; MANZ, J.; SANTOS, C. Z. DOS.; MAGRO, T. C.; PAGANI, M. I. MARINE PROTECTED AREAS IN BRAZIL: AN ECOLOGICAL APPROACH REGARDING

- THE LARGE MARINE ECOSYSTEMS. **OCEAN & COASTAL MANAGEMENT**. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.003>.
- SIES, H. ET AL. DEFINING ROLES OF SPECIFIC REACTIVE OXYGEN SPECIES (ROS) IN CELL BIOLOGY AND PHYSIOLOGY. **NATURE REVIEWS MOLECULAR CELL BIOLOGY**, V. 23, N. 7, P. 499-515, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41580-022-00456-z>.
- SIES, H. HYDROGEN PEROXIDE AS A CENTRAL REDOX SIGNALING MOLECULE IN PHYSIOLOGICAL OXIDATIVE STRESS: OXIDATIVE EUSTRESS. **REDOX BIOLOGY**, V. 11, P. 613–619, 5 JAN. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.redox.2016.12.035>.
- SIES, H. OXIDATIVE EUSTRESS: ON CONSTANT ALERT FOR REDOX HOMEOSTASIS. **REDOX BIOLOGY**, V. 41, P. 101867, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.redox.2021.101867>.
- SILBIGER, N. J. ET AL. NUTRIENT POLLUTION DISRUPTS KEY ECOSYSTEM FUNCTIONS ON CORAL REEFS. **PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B**, V. 285, N. 1880, P. 20172718, 2018. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2718>.
- SILVA, I. B. ALGAS MARINHAS BENTÔNICAS DOS RECIFES E AMBIENTES ADJACENTES DE MARACAJÁ, APA DOS RECIFES DE CORAIS, RN, BRASIL. SÃO PAULO, 2010.
- SPALDING, M. D., BROWN, B.E. WARM-WATER CORAL REEFS AND CLIMATE CHANGE. **SCIENCE** 350, 769–771. 2015. <https://doi.org/10.1126/science.aad0349>.
- STEFFEN, W., GRINEVALD, J., CRUTZEN, P., MCNEILL, J. THE ANTHROPOCENE: CONCEPTUAL AND HISTORICAL PERSPECTIVES. **PHILOS TRANS A MATH PHYS ENG SCI** 369, 842–867. 2011. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0327>.
- STEINER A Q, AMARAL F M D, AMARAL J R DE B C DO, SASSI R, BARRADAS J I. ZONAÇÃO DE RECIFES EMERSOS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA DOS CORAIS, NORDESTE DO BRASIL. **IHERINGIA, SÉRIE ZOOLOGIA**, PORTO ALEGRE, 105(2):184-192, 30 DE JUNHO. 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151052184192>.
- STROKAL, M., MA, L., BAI, Z.H., LUAN, S.J., KROEZE, C., OENEMA, O. ET AL. ALARMING NUTRIENTE POLLUTION OF CHINESE RIVERS AS A RESULT OF AGRICULTURAL TRANSITIONS. **ENVIRON RES LETT** 11, 024014. 2016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/2/024014>.
- TEBBETT, S. B.; BELLWOOD, D. R. SEDIMENTS RATCHET-DOWN CORAL REEF ALGAL TURF PRODUCTIVITY. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, V. 713, P. 136709, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136709>.
- THOMPSON, A.; MARTIN, K.; LOGAN, M. DEVELOPMENT OF THE CORAL INDEX, A SUMMARY OF CORAL REEF RESILIENCE AS A GUIDE FOR MANAGEMENT. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT**, V. 271, P. 111038, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111038>.
- VALAVANIDIS, A.; VLAHOGIANNI, T.; DASSENAKIS, M. & SCOULLOS, M. MOLECULAR BIOMARKERS OF OXIDATIVE STRESS IN AQUATIC ORGANISMS IN RELATION TO TOXIC ENVIRONMENTAL POLLUTANTS. **ECOTOXICOLOGY AND**

**ENVIRONMENTAL SAFETY.** VOL. 64:178-189, 2006.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.013>.

- VERCELLONI, JULIE ET AL. EXPOSURE, VULNERABILITY, AND RESILIENCY OF FRENCH POLYNESIAN CORAL REEFS TO ENVIRONMENTAL DISTURBANCES. **SCIENTIFIC REPORTS**, V. 9, N. 1, P. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38228-5>.
- WADSWORTH, AUGUSTUS B. **STANDARD METHODS**. THE WILLIAMS AND WILKINS Co., **BALTIMORE**, P. 226, 1947.
- WEST, J. M.; SALM, R. V. RESISTANCE AND RESILIENCE TO CORAL BLEACHING: IMPLICATIONS FOR CORAL REEF CONSERVATION AND MANAGEMENT. **CONS. BIOL.** 17: 956- 967, 2003.
- WILLIAMS, G.J., GRAHAM, N.A.J., JOUFFRAY, J.-B., NORSTRÖM, A.V., GOVE, J.M., HEENAN, A., WEDDING, L.M. CORAL REEF ECOLOGY IN THE ANTHROPOCENE. **FUNCT. ECOL.** 2019. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13290>.
- WOOLDRIDGE, S.A. BREAKDOWN OF THE CORAL-ALGAE SYMBIOSIS: TOWARDS FORMALISING A LINKAGE BETWEEN WARM-WATER BLEACHING THRESHOLDS AND THE GROWTH RATE OF THE INTRACELULAR ZOOXANTHELLAE. **BIOGEOSCIENCES** 10, 1647–1658. 2013. <https://doi.org/10.5194/bg-10-1647-2013>.
- ZHAO, H. ET AL. IMPACTS OF NITROGEN POLLUTION ON CORALS IN THE CONTEXT OF GLOBAL CLIMATE CHANGE AND POTENTIAL STRATEGIES TO CONSERVE CORAL REEFS. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, P. 145017, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145017>.
- ZILBERBERG, C.; ABRANTES, D. P.; MARQUES, J. A.; MACHADO, L. F.; MARANGONI L. F. DE B. CONHECENDO OS RECIFES BRASILEIROS: REDE DE PESQUISAS CORAL VIVO / **RIO DE JANEIRO: MUSEU NACIONAL, UFRJ**, 2016.

## CAPÍTULO I

DO MARINE PROTECTED AREAS PROTECT SHALLOW CORAL REEF  
SYSTEMS? A RESILIENCE-BASED MANAGEMENT APPROACH IN TROPICAL  
SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS

# DO MARINE PROTECTED AREAS PROTECT SHALLOW CORAL REEF SYSTEMS? A RESILIENCE-BASED MANAGEMENT APPROACH IN TROPICAL SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS

Journal of Coastal Conservation (2022) 26:79  
<https://doi.org/10.1007/s11852-022-00930-y>

## Abstract

Adequate methods to evaluate the extension of global and local damage on coral reefs, and to minimize it, are urgent. The Tropical Southwestern Atlantic reefs are partially protected by Marine Protected Areas (MPA) that apply spatial zoning as a management strategy. A resilience-based management approach was used to evaluate the effectiveness of no-take areas in improving reef resilience, inside the largest coastal MPA of Brazil. Ecological indicators were used to calculate resilience scores, to test the hypothesis that no-take reefs present higher resilience than tourism reefs. Score values indicated medium–high resilience for both. Despite the similar values, the contribution of the indicators to the score varied between reefs. Herbivorous fish biomass was the main indicator influencing higher scores. Management through spatial zoning and the compliance of this regulation raised the resilience of coral reefs. The main management actions recommended are the creation of no-take areas in coastal habitats such as mangroves and seagrass beds.

**KEYWORDS:** CLIMATE CHANGE; LOCAL STRESSORS; NO-TAKE EFFICIENCY; HERBIVOROUS FISH BIOMASS; SEA-URCHIN.

## INTRODUCTION

The greatest current threat to coral reefs is the thermal anomalies related to global climate change (Russ et al. 2021). These anomalies are the main causes of bleaching (Miranda et al. 2013; Dias and Gondim 2016; Soares et al. 2019), coral death (Soares et al. 2021) and phase shifts, which cause noncalcifying organisms to become highly dominant (Cruz et al. 2018). In recent years, temperature peaks have been more frequent and intense, leading to coral assemblages declining and to losses in biodiversity, compromising nature's contribution to people's needs through coral reef systems around the world (Sully et al. 2019).

In addition, local human stressors can negatively contribute to damage in coral reefs (Williams et al. 2019). Tropical Southwestern Atlantic (TSA) reefs

are subjected to many local impacts (Soares et al. 2021), such as fishing, mainly targeting herbivore fish (Roos et al. 2020a; Pinheiro et al. 2021), and tourism (Paula et al. 2018; Benevides et al. 2019). These activities are considered the main local stressors threatening these systems (Elliff and Kikuchi 2017). Tourist activities can cause severe impact through trampling, anchoring, and supplying artificial food for fish (Giglio et al. 2017a; Paula et al. 2018; Silva et al. 2020). High fishing pressure on herbivore fish allows macroalgae to spread, hampering hard coral growth and recruitment (Lefcheck et al. 2019), and promoting phase shifts (Cruz et al. 2018).

Marine protected areas (MPAs) with use management schemes through spatial zoning have been applied in the last decades as the principal strategy for management and conservation of reef environments (Russ et al. 2021; Roos et al. 2020). Some investigations have revealed the efficiency of no-takes in the maintenance or recovery of coral reef health (Strain et al. 2018; Topor et al. 2019). The TSA no-take zones placed inside MPAs have presented positive results, such as increased fish biomass inside these no-takes and in the surrounding areas through spillover (Francini-Filho and Moura 2008), as well as higher values of hard coral cover (Kikuchi et al. 2010). However, these no-take zones are scarce (Guabiroba et al. 2022) and more investigation is needed (Nunes et al. 2016; Benevides et al. 2019; Mills et al. 2020; Miranda et al. 2020). On the other hand, in many cases, as in the Caribbean reefs for instance, it was not possible to note any considerable changes in the ecological indicators inside no-takes, compared to unprotected reefs (Graham et al. 2020).

Recent studies suggest that benthic communities can be more important drivers of herbivore fish assemblages than fishing pressure, and consequently, of processes that regulate reefs and associated ecological services (Russ et al. 2015, 2021; Bruno et al. 2019). This indicates a predominance of regulation based on food availability or bottom-up control (Russ et al. 2021), demonstrating the low efficiency of closing fishing areas for coral reef protection. However, it is possible for marine protected areas and their no-takes to indirectly increase reef resilience by diminishing local stressor effects, and hence minimize impacts related to global climate change (Bruno et al. 2019). Regarding severe global impacts on coral reefs, the effectiveness of excluding tourist and fishing activities through the creation of no-takes inside marine

protected areas, as a conservation and management strategy, needs to be better understood (Graham et al. 2020, 2013; Pinheiro et al. 2021).

Different approaches have been used to address coral reef health and conservation, such as traditional reef monitoring of single species or resources (McLeod et al. 2019; Tebbett et al. 2022), ecosystem-based management (Harvey et al. 2018; Tedesco et al. 2017) and resilience-based management (Obura and Grimsditch 2009). Resilience-based management is a relatively recent approach that has been applied by several different countries (McClanahan et al. 2012; Graham and Nash 2013; Maynard et al. 2015; 2017; Minsaris et al. 2019; McLeod et al. 2021). It gathers knowledge about drivers of different changes in ecosystem functions, to support decisions about management actions focused on the sustainability of ecological and social systems (McLeod et al. 2019). Resilience is the ability of an ecosystem to cope with disturbances, maintaining its structure and functions, or adapting to changes (McClanahan et al. 2012; McLeod et al. 2019). Resilience can be measured by examining resistance to disturbances and recovery from previous disturbance conditions (McClanahan et al. 2012). This approach enables us to understand occurring ecological processes, to propose appropriate management actions based on the higher or lower resilience of different areas, and to have an important impact on general human well-being (Lima et al. 2018; McLeod et al. 2021; Bang et al. 2021).

Evaluating the role of MPAs and their use management is not an easy task in TSA reef zones, due to two main issues: the existence of few MPAs that encompass coral reef no-take areas, and the compliance difficulties regarding management rules by users (Glaser et al. 2018; Miranda et al. 2020; Roos et al. 2020b). The quest to minimize damage and conserve coral reefs is an urgent necessity, and bolder strategies are needed to build a better future (McLeod et al. 2019). Understanding the role of MPAs and their zonation is fundamental for the conservation of our reefs and their adequate sustainable management (Rocha and Sampaio 2022).

In this study, a set of ecological indicators were applied to evaluate the resilience of reefs subjected to use management, to test the hypothesis that no-take areas present higher resilience than tourism areas.

## Methods

### Study area

This study was conducted in the Tropical Southwestern Atlantic, in the largest federal coastal MPA of Brazil, the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC— Portuguese abbreviation), (Fig. 1). This 400,000 ha area includes coral reefs, seagrass beds, mangroves, estuaries and about 120 km of beaches (Miranda et al. 2020). The main motivation for its creation was coral reef protection and conservation (Gatto et al. 2020). Many endemic, vulnerable and endangered species are found at these reefs, which are considered priority areas of the “National Action Plan for Conservation”, a government policy to mitigate impacts and assure biodiversity conservation and sustainable use of natural resources (Brasil 2016). The main local threats to these reefs are tourism, illegal fishing, urbanization, agricultural effluents, and, more recently, thermal stress due to global climate change (Benevides et al. 2019; Miranda et al. 2020; Pereira et al. 2021a; Sampaio et al. 2022; Soares et al. 2021).

The APACC reef use management includes spatial zoning for tourism, fishing, sustainable use, and no-take reef areas. This research study was carried out specifically in reefs intended only for tourism and no-takes (Fig. 1). These reefs are about 4 km from the shoreline with a mean depth of 3 m at high tide. At low tide the mean depth is 1 m, with some regions of the reef emerging. The tourism reef has been organized for visitation since 1997 and the no-take area was closed to all types of human activities in 2013.

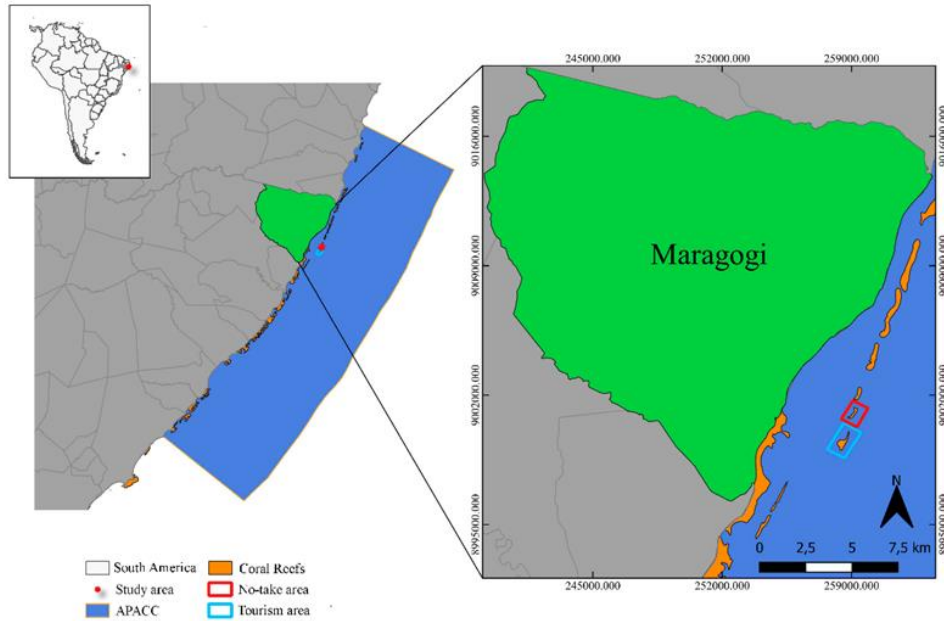


Fig. 01: Study Area evidencing The Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL, and the no-take and tourism reefs studied.

The tourism reefs inside the APACC can receive visitors during the whole year, every day of the week, the tidal range being the only limitation since visitors are allowed only at low tide under 0.6 m. The number of visitors started to be monitored at the tourism reef studied here in 2016 and in general, it is higher in January and March, having reached 29,309 visitors in January 2019 (Fig. 2).

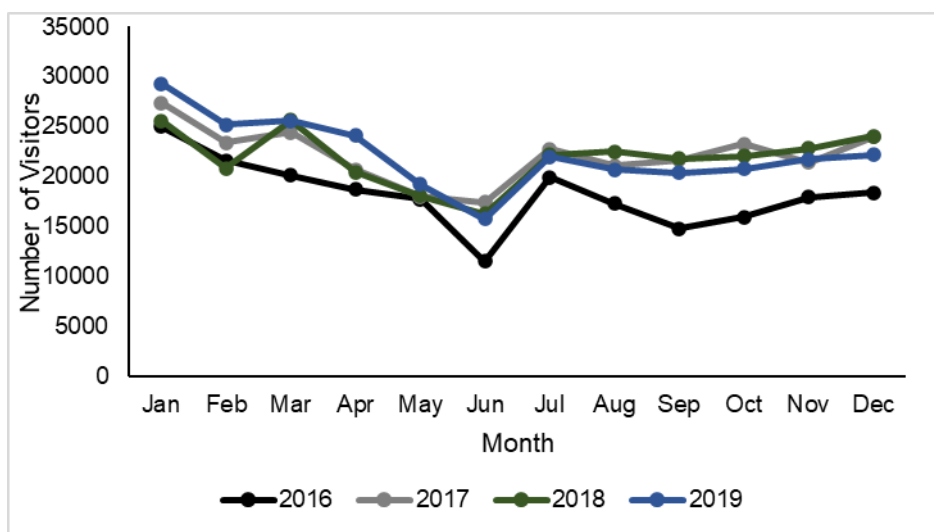


Fig. 02: Monthly number of visitors from 2016 to 2019 at the tourism reef of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL.

## Sampling

Data sampling was carried out in March/18 and February/ 19 at two reef areas: 1 no-take and 1 tourism. In each period, 5 sites per area were randomly sampled. At each site benthic cover was registered at six 10 m long transects, randomly placed parallel to the shoreline at the reefs' crest. At each transect 5 equidistant photo-quadrats (25 × 25 cm) were taken through diving (Leão et al. 2015). The percent of benthic coverage was quantified through the random points method using 30 points in the Photoquad v1.4 software. The percent coverage of algae functional groups (fleshy macroalgae, crustose coralline algae, and turf), invertebrates (hard coral, branching coral, soft corals, and urchins), and mineral components such as sediments and rock (bottom without any coverage, representing substrate availability) were calculated.

Hard coral species were identified and richness calculated using the Shannon Index. Hard coral size was registered through the maximum diameter of colonies in transects. The density (colonies/m<sup>2</sup>) of hard coral colonies smaller than 2 cm, considered recruits, were registered at photo-quadrats (Leão et al. 2015). The Bleaching Susceptibility Index (BSI) for the coral community (Dalton et al. 2020) was calculated based on the sum of the colonies' conditions ratio: healthy (H), displaying normal coloration; weak bleaching (WB), with pale tissue; strong bleaching (SB), heavily bleached; recent mortality (RM), with tissue loss; and old mortality (OM), tissue loss and presence of epibiont coverage, registered in two 10 m × 2 m band transects in each site. The BSI was calculated according to the following equation:

$$BSI = (0 \cdot H + 1 \cdot WB + 2 \cdot SB + 3 \cdot RM + 4 \cdot OM) / 4$$

Underwater visual surveys (UVS) were used to count herbivorous fish in 20 m × 2 m (length × width) strip transects made during diurnal free diving. During a UVS the diver unwound a tape while identifying, counting and estimating the total length (TL, cm) of non-cryptic fishes > 10 cm. They were classified as scrapers, parrotfishes feeding on turf algae and removing components from reef substratum; grazers, feeding intensively on turf algae but

without excavating reef substratum; browsers, feeding mostly on macroalgae; and detritivores, surgeonfish with high protein ingestion from detritus, associated microbiota and benthic invertebrates (Dromard et al. 2015; Morais et al. 2017).

The richness of trophic groups was calculated using Simpson's diversity index. Reef fish biomass was estimated using the length–weight conversion equation from FishBase (Froese and Pauly 2022):  $W = a \times TL^b$ , where  $a$  and  $b$  are constants of the allometric growth equation,  $TL$  is the total length in cm, and  $W$  is the weight in grams. Allometric growth constants were selected from the closest locations to the APACC among the ones proposed in FishBase (Froese and Pauly 2022).

Rugosity was registered through the chain method (Luckhurst and Luckhurst 1978).

## Resilience

The relative resilience at sites was calculated based on 16 indicators, from the collected data, known to be strongly related to reef resilience. These indicators were considered as resistance or recovery factors contributing positively or negatively to these components of resilience (Table 1) (Obura and Grimsditch 2009; McClanahan et al. 2012; Maynard et al. 2017). Anthropogenic stressors (sewage, pollution, etc.) may also be considered when calculating relative resilience, however, due to the proximity of the reef areas studied here, they are subjected to basically the same human stressors, except for touristic activities at tourism sites. Because of this, anthropogenic stressor measurements were not used in calculations. Values of each indicator were normalized to 0–1 values, dividing them by the maximum value registered for the indicator. Indicators considered to negatively affect resilience had their values subtracted from 1 to generate a unidirectional scale of resilience, where high scores indicated higher resilience. The average (avg) and standard deviation (sd) values of indicators at each site of each reef were calculated and normalized to 0–1 values, providing the relative resilience score. From these score values, the sites' resilience was classified as low ( $< \text{avg} - 1\text{sd}$ ), medium–

low ( $> \text{avg} - 1\text{sd}$  and  $< \text{avg}$ ), medium–high ( $> \text{avg}$  and  $< \text{avg} + 1\text{sd}$ ) or high ( $> \text{avg} + 1\text{sd}$ ) (Maynard et al. 2017).

A one-way analysis of variance (ANOVA) was applied to scores of resilience values at sites to verify significant differences in scores between reefs. A canonical analysis of principal coordinates (CAP) was run to evaluate which of the measured indicators contributed most to resulting score values. The CAP was applied to score and indicator value matrices using Bray–Curtis as similarity distance. These analyses were run in the R environment. The capscale function from vegan package was used for the CAP (Oksanen et al. 2020).

Table 1: Selected resilience indicators and their relevance to the Marine Protected Area Costa dos Corais. Effect (+) represents indicators that contribute positively, while (-) are indicators that contribute negatively to resilience.

<b>Component</b>	<b>Indicator</b>	<b>Relevance</b>	<b>Effect</b>
Recovery	Fleshy macroalgae cover	primary fast growing coral competitor. Indicator of nutrient enrichment	-
	Sediment cover	sedimentation negatively affects hard corals by increase of turbidity	-
	Substrate availability (rock cover)	indicator of suitable substrate available for recruitment	+
	Branching coral cover	indicator of physical impact, very relevant regarding tourism	+
	Recruit abundance	indicator of coral population recovery and genetic variability increase	+
	Herbivorous richness	herbivore fish role is critical to algal growth control, minimizing competition with hard corals	+
	Herbivorous biomass	fish size can function as an indicative of fishing pressure and the intensity of the role of herbivore fish	+
	Urchin abundance	abundant bioeroders, other than fish, can inhibit coral growth and recovery	-
Resistance	Coral richness	the presence of different species with different sensitivity or tolerance responses to disturbances is fundamental to reef health	+
	Hard coral cover	the main reef building group and the primary indicator of reef health	+
	Soft coral cover	they are benefited by disturbance situations such as nutrient input. Hard coral competitor	-

Turf cover	fast growing coral competitor. Indicator of nutrient enrichment	-
Coralline Crustose Algae cover	indicator of suitable substrate available for recruitment	+
Bleaching Susceptibility Index (BSI)	Allows the evaluation of the extent of past/current disturbance events and of how the coral community can resist to these events	-
Rugosity	higher rugosity provide space for higher trophic level organisms such as fish	+
Coral size	dominance of large size class interval indicates the maturity and ecological state of the community	+

---

## Results

### Ecological indicators

The benthic cover was dominated by fleshy algae ( $37\% \pm 28$ ) and turf ( $34\% \pm 33$ ) at no-take sites, and by turf ( $45\% \pm 25$ ) at tourism sites. Fleshy algae, sediments and substrate available (rock) were also relevant at tourism sites with percent coverage of  $13\% (\pm 9)$ ,  $12\% (\pm 12)$  and  $9\% (\pm 9)$ , respectively (Fig. 3).

At no-take sites, hard coral assemblages were more diverse (Fig. 4a) and composed of larger sized colonies (Fig. 4b), which were more susceptible to bleaching (Fig. 4c). Recruit density was higher at tourism sites, reaching 14.8 colonies/m<sup>2</sup> (Fig. 4d).

Both herbivorous fish diversity and biomass were higher at no-take sites with mean values of  $0.58 (\pm 0.07)$  and  $1,532 \text{ g}/40\text{m}^2 (\pm 1,603)$  (Fig. 5a, b).

The rugosity index values were similar at both reef areas with mean values of  $1.35 (\pm 0.15)$  and  $1.46 (\pm 0.38)$ , at notake and tourism sites respectively (Fig. 6).

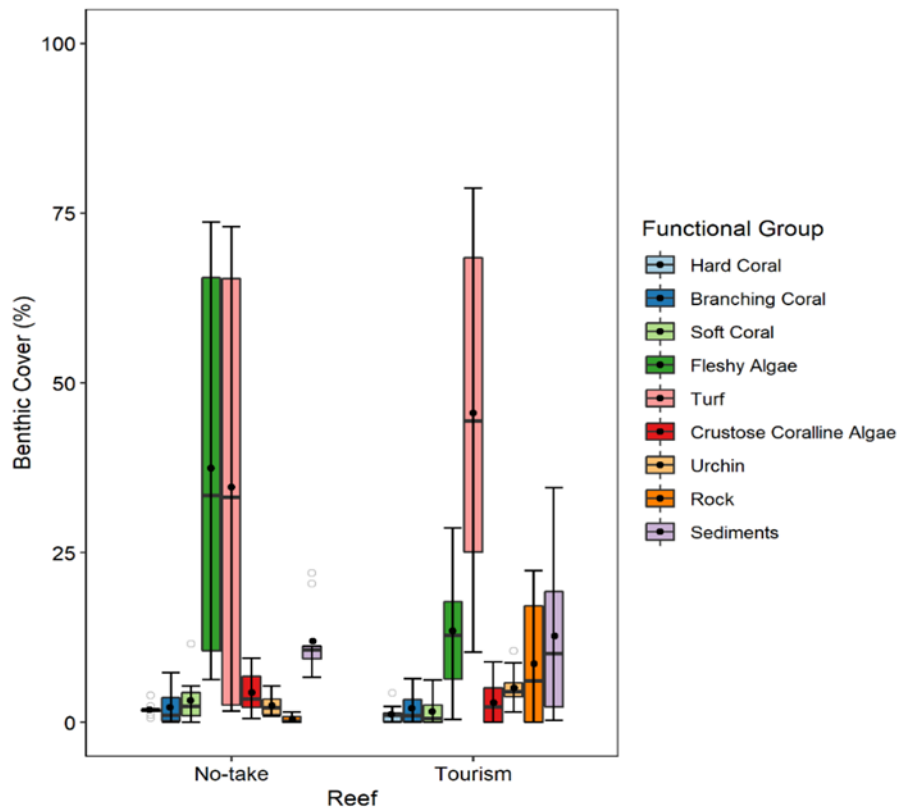


Fig. 03: Benthic cover (%) of functional groups at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).

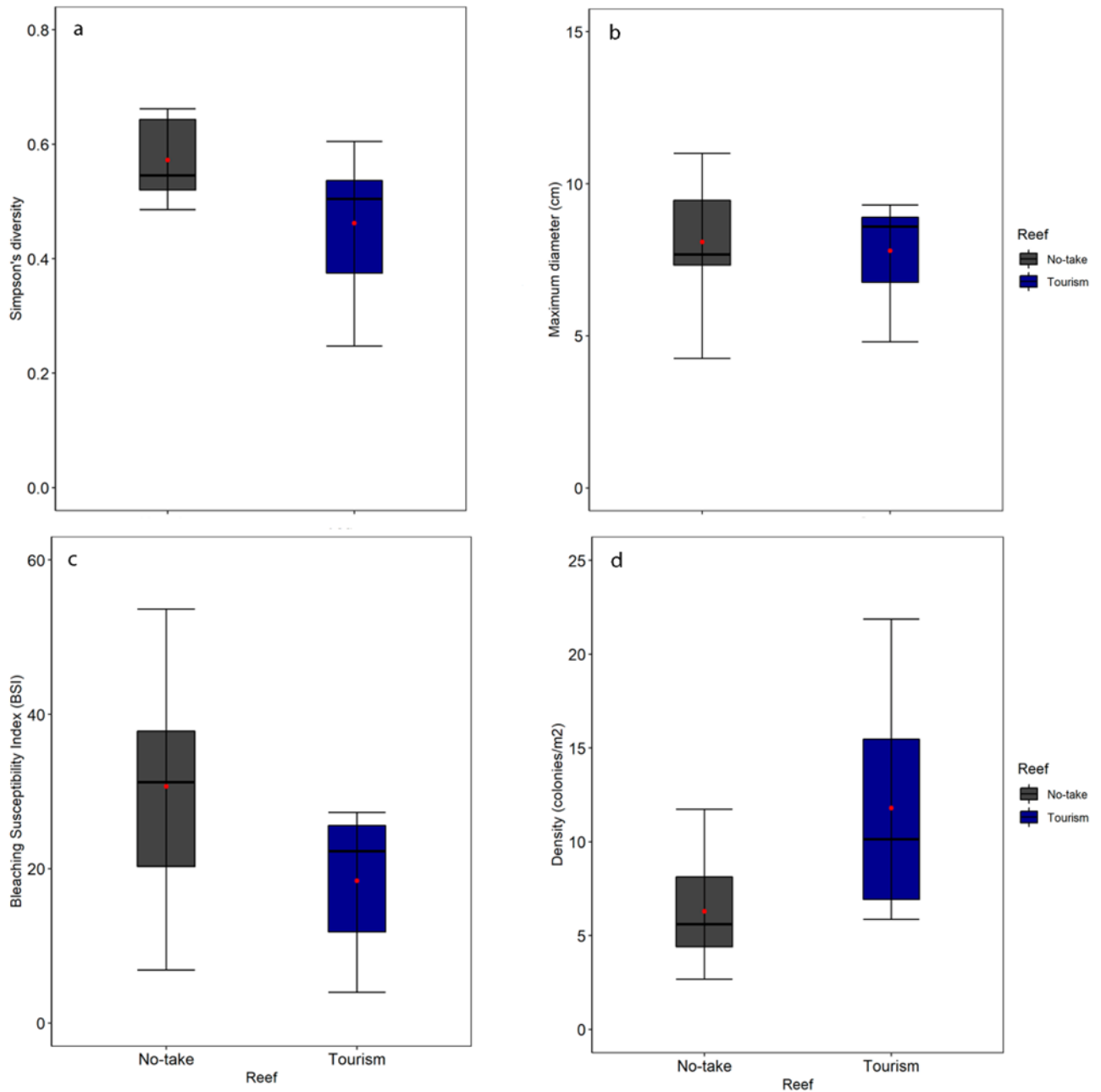


Fig. 04: Simpson's diversity (a), maximum diameter (b), Bleaching Susceptibility Index (BSI) (c) and recruit density (colonies/m<sup>2</sup>) (d) of hard coral at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).

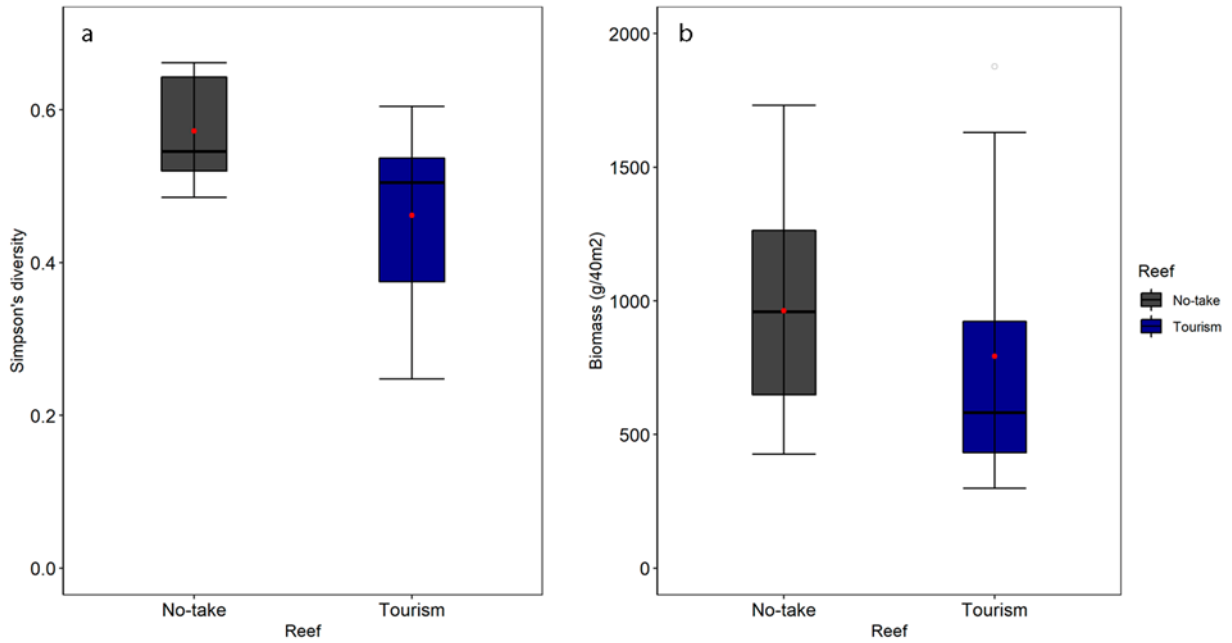


Fig. 05: Simpson's diversity (a) and biomass (g/m<sup>2</sup>) (b) of herbivore fish at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).

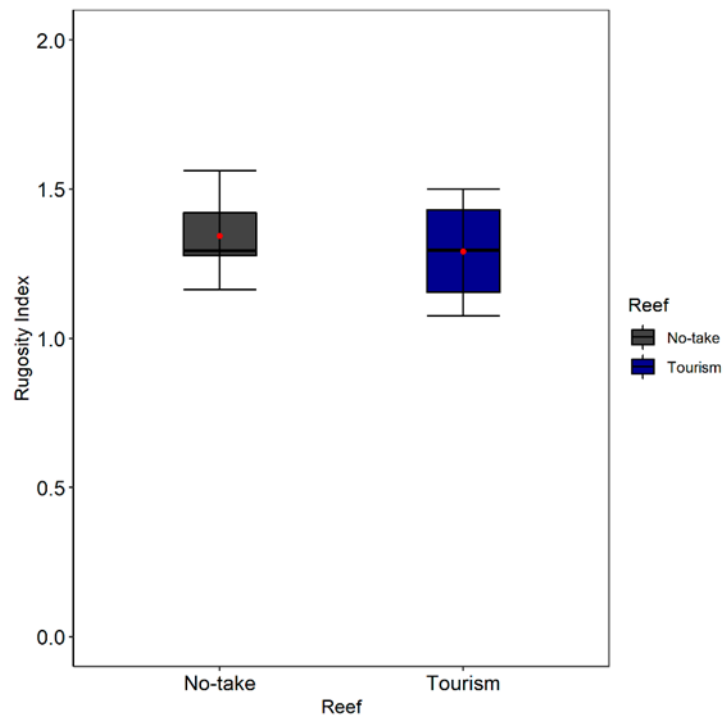


Fig. 06: Rugosity Index at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais (APACC), AL (red dots = means, boxes = 2nd

and 3rd quartiles, whiskers = minimum and maximum values, and black dash = medians).

### Scores of resilience

The scores of resilience ranged from 0.69 to 1 at no-take sites and from 0.64 to 0.92 at tourism sites, evidencing low to high resilience conditions for both reef areas. On average both reef areas were classified as medium–high resilience with mean values of  $0.8 \pm 0.09$  and  $0.79 \pm 0.08$  for no-take and tourism sites, respectively (Figs. 7 and 8), presenting no significant differences in score values ( $F = 0.147$   $p = 0.706$ ). After restructuring these resilience scores into indicators of recovery and resistance, we observed that 56% of the mean scores at no-take sites were related to resistance. At tourism sites the portion of resistance is slightly lower reaching 55% of the total value of the resilience score. The indicators' individual mean scores varied between no-take and tourism sites.

Coral size, recruit density, rugosity, substrate availability, soft coral cover, fleshy algae cover, and BSI presented higher scores at tourism sites, while coral diversity, hard and branching coral cover, crustose coralline algae cover, herbivorous fish biomass and richness, sediments, turf cover and urchin's abundance were higher at no-take sites (Fig. 8).

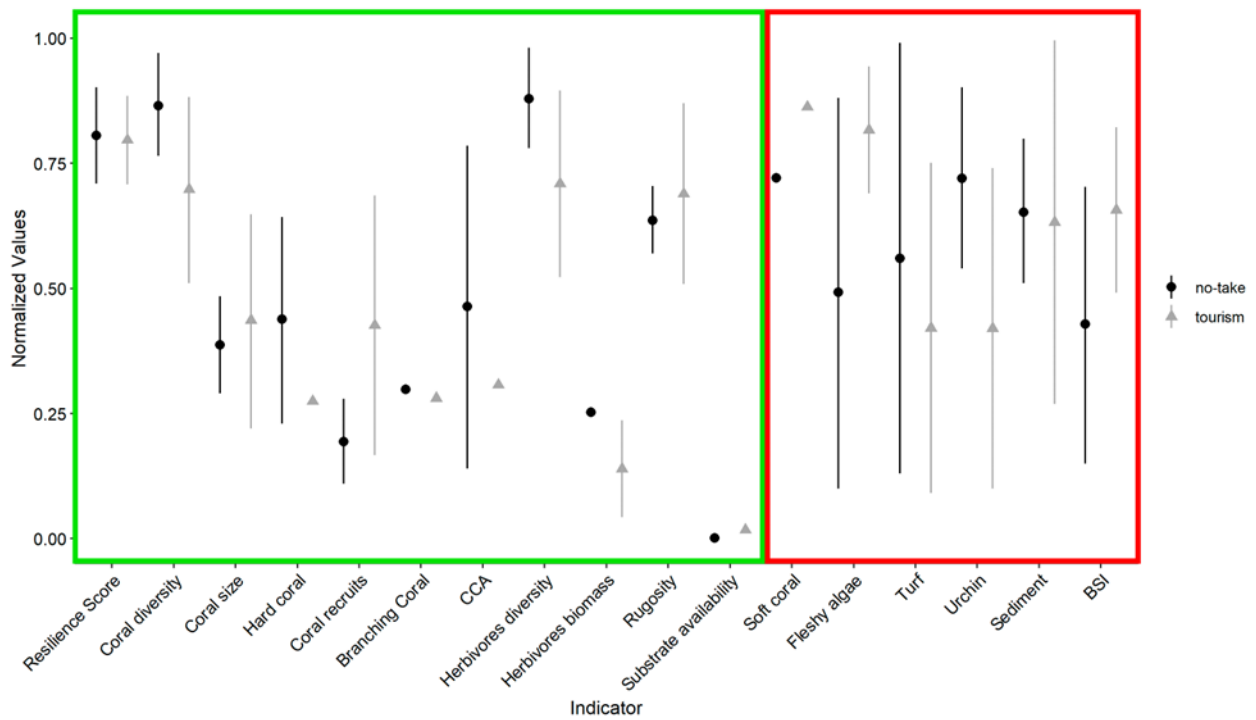


Fig. 07: Normalized values for the resilience score and indicators for no-take and tourism reefs. (Indicators inside green/red squares were considered to have positive/negative effects on resilience).

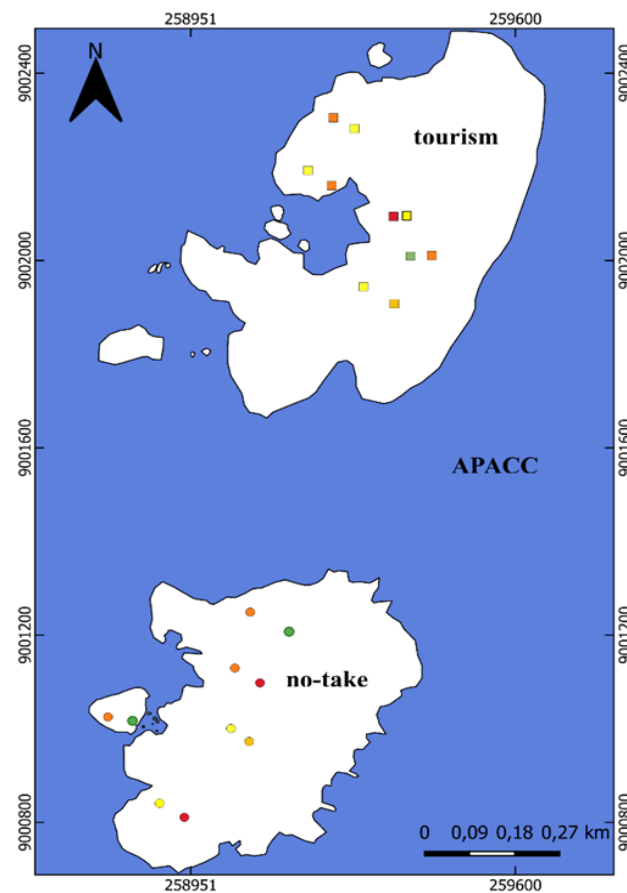


Fig. 08: Results of relative resilience of sites at no-take and tourism reefs of the Environmental Protected Area Costa dos Corais, AL (red=low, orange=medium-low, yellow=medium-high, green=high).

The results of the canonical analysis of the principal components (Fig. 9) pointed to 99.67% variation in score values, explained by ecological indicators with higher correlation with axis 1, represented by a squared value of 0.989. The results also indicated that lower resilience scores are related to higher values of BSI, fleshy algae cover, sediment cover and substrate availability. Herbivorous fish biomass, coral cover (hard, branching, and soft), recruit density, and CCA cover are the main drivers of higher resilience scores

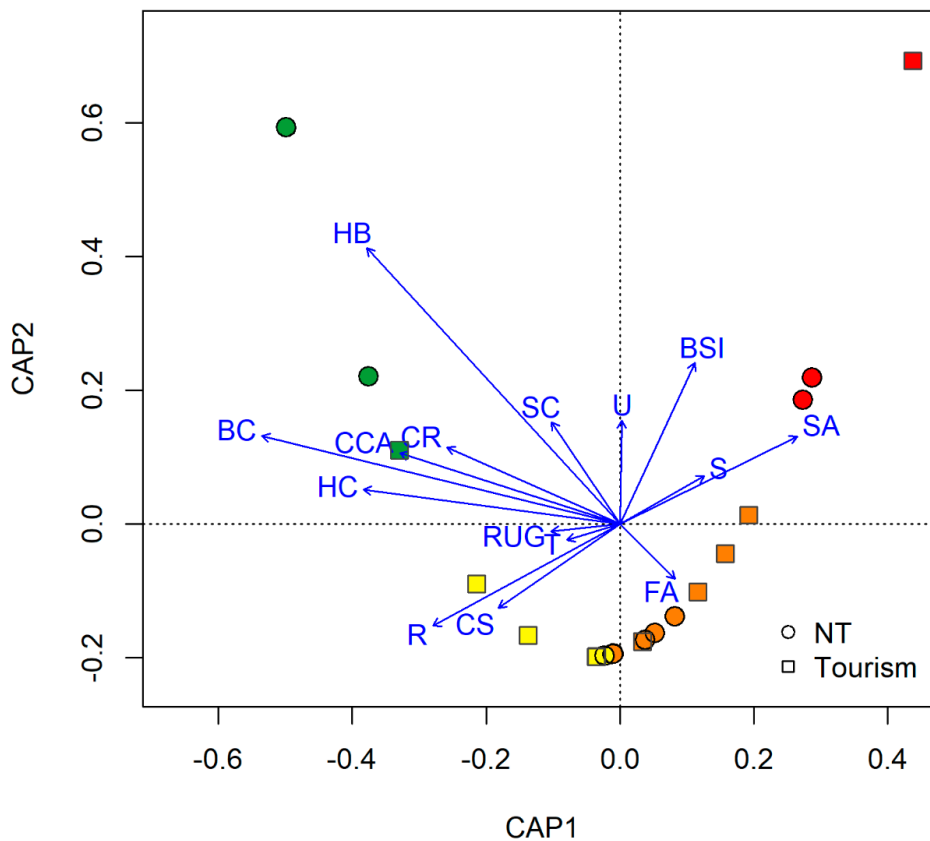


Fig. 09: Canonical Analysis of Principal Components revealing the relative contribution of indicators to the overall resilience scores in no-take (NT) and tourism (T) reefs. (BC=branching coral cover, BSI=bleaching susceptibility index, CCA=crustose coralline algae cover, CR=coral richness, CS=coral size, FA=fleshy macroalgae cover, HB=herbivorous biomass, HC=hard coral cover,

HR=herbivorous richness, R=recruits' density, RUG=rugosity, S=sediment, SA=substrate availability, SC=soft coral cover, T=turf, U=urchin abundance).

## Discussion

This study is the first attempt to apply a resilience-based management approach to monitoring coral reefs and to evaluate the efficiency of no-take sites located in the TSA. The resilience was calculated at tourism and no-take reefs inside the largest coastal MPA of Brazil, the Environmental Protected Area Costa dos Corais, based on different biological, ecological, and physical drivers. The region has been intensively overfished for a long time, and the functional role of herbivorous fish appears to have been severely reduced in shallow reefs (Pereira et al. 2021b). The expectation was that a maximum protection status, such as that provided by a no-take reserve, would lead to an increase in reef resilience even in a relatively short-term period of < 10 years, resulting in higher resilience than at tourism reefs. This expectation was based on several assumptions: i) in a climate change scenario, global stressors can be mitigated by local management (Magris et al. 2018); ii) tourism activities are one of the main local human activities damaging reef systems around the world (Tedesco et al. 2017); iii) fish and benthic assemblages can be more diverse and abundant inside notake sites (Thiaw et al. 2021); and iv) to better understand why some reefs are more resistant and recover faster than others it is fundamental to develop more management and conservation actions (Hughes et al. 2010).

The resilience scores calculated for no-take and tourism reefs, based on 16 ecological indicators and the physical characteristics of these reefs, resulted in medium–high resilience average values for both, and a high similarity between these types of reefs was revealed by the canonical analysis of principal coordinates. These findings contradict our proposed hypothesis that reef areas where human activities were excluded have higher reef resilience. The relatively high mean value of resilience scores of both reefs indicates they are equal management priority areas and reinforces the need to further discuss specific actions to increase the resilience of these areas, to maintain nature's contribution to people and society (Rocha and Sampaio 2022).

Despite the similar values of resilience scores found, the indicators that contribute to these values were distinct, which means that different processes are taking place in each reef. When observing the main indicators related to high resilience scores at the no-take sites, it seems that the exclusion of tourism and fishing activities leads to higher coral diversity, higher percent coverage of branching, hard coral and CCA, and higher herbivorous fish biomass. Herbivorous biomass and hard coral cover are considered the main characteristics of more resilient and healthy reefs (McClanahan et al. 2012; Ladd and Collado-Vides 2013; Guabiroba et al. 2022). The role of herbivorous organisms is very relevant because they remove the macroalgae cover allowing coral growth, reproduction, settlement and recruitment, promoting stability and resilience of reef systems (Burkepile and Hay 2008; Chow et al. 2021). CCA are also benefited by herbivorous diversity and biomass, and these algae enhance reef integrity facilitating coral recruitment (Burkepile and Hay 2008; Ilosvay et al. 2021). Sites with higher scores in no-take areas also showed lower contribution of turf cover abundances and sediments.

This framework is likely the result of the exclusion of human activities, mainly fisheries. However, despite having higher herbivorous fish biomass, fleshy algae and turf dominated the benthic cover at no-take sites. At tourism reef sites, where fisheries are also prohibited, both the biomass and the diversity of herbivorous fish were lower and fleshy algae cover was of minor importance. Tourism reef sites scores were characterized by higher sized hard coral colonies, higher availability of substrate and rugosity, higher recruit density and low fleshy algal cover.

These findings may indicate that tourism activities in shallow water reefs also influence the herbivorous fish feeding strategy (Benevides et al. 2019). Even though the tourism reef has been closed for fisheries for a longer period than the no-take reef, diversity and biomass of herbivorous fish are still lower in the tourism reef. Reef fish in general, and mainly herbivorous fish, modify their behavior because they perceive the presence of tourists and boats as a threat, which leads to a trophic cascade through negative effects in abundance (Gil et al. 2015) or disruption in foraging behavior, even if there is no decrease in numbers (Benevides et al. 2018).

Although many research studies use trophic guilds to investigate the role of herbivorous reef fish (Ferreira et al. 2004; Floeter et al. 2006; Morais et al. 2017), as in this study, recent investigations have suggested a relevant species-specific role with distinct functions and effects for species classified at the same guild (Longo et al. 2019; Sura et al. 2021). Some browsers for instance, prey upon epibionts, cyanobacteria, detritus and microbes present on algae instead of ingesting the algae itself (Mendes et al. 2018; Dell et al. 2020). The use of trophic guilds results in the loss of information and misunderstanding about the role of herbivorous fish, thus a more refined approach is needed to investigate functional diversity and its contribution in controlling macroalgae (Sura et al. 2021).

A more detailed investigation should also be considered for algae assemblages since several features are known to influence fish foraging patterns: rates of primary productivity, biomass, palatability, chemical defenses, and nutritional value (Longo et al. 2014).

Size and age of fish are also relevant factors to understand the role of herbivorous fish on reef resilience. Surgeonfish (Acanthuridae) and parrotfish (Labridae, Scarini), which feed on turf avoiding fleshy algae (Bonaldo et al. 2006), and were the main herbivorous fish found here, are known for higher foraging rates by juveniles and some foraging preferences (Dias et al. 2001; Feitosa and Ferreira 2014; Duran et al. 2019). Herbivorous fish biomass was the main indicator related to high scores of resilience at the TSA reef sites studied, however, it is difficult to make considerations and management suggestions since a finer taxonomic resolution was not used here. More detailed investigations focusing on herbivorous fish are necessary to better evaluate this question (Feitosa and Ferreira 2014).

Another plausible explanation to our findings on the tourism reef involves sea-urchins, which were more abundant at the sites of this reef. The literature about the resiliencebased management method indicates that sea-urchins have negative effects on resilience through bioerosion and excavation activity (Obura and Grimsditch 2009). However, at the sites of the present study, sea-urchins seem to have positive effects and should be considered as such in measuring resilience scores for the TSA reefs. The higher substrate availability and density of coral recruits can be a response to sea-urchin feeding activity on fleshy

algae. Recent studies have suggested sea-urchins as the main predictor of juvenile coral density and an important refuge for juveniles or small reef fish species, influencing their distribution and acting as ecosystem engineers (Nunes et al. 2019). Thus, their inclusion in management strategies is recommended (Dang et al. 2020).

Even though there was expectation that fishing restrictions at both studied reefs would result in similar effect on biomass, differences in abundance and diversity of fish were not observed. However, the fact that restrictions at the tourism reef were implemented 16 years before the creation of the no-take reef is extremely relevant in other ways, and must be taken into consideration when comparing these reef sites. The larger hard coral colonies may be related to this longer time of use management, and it is considered a positive aspect for reef resilience. Older and larger colonies present higher reproductive capacity, showing higher fecundity rates and the production of a higher volume of reproductive cells and coral larvae (Kapela and Lasker 1999; Tsounis et al. 2006; Nozawa and Lin 2014). This, in turn, favors recruitment and the survival of corals, which may be determined by the higher contribution of recruit density in resilience scores at the tourism reef sites.

Conversely, branching corals are minor contributors to tourism reef resilience because this activity is likely to damage these corals. Branching coral and crustose coralline algae cover were also important as positive factors affecting resilience and are associated with low disturbance by human activities (Maynard et al. 2015). Branching corals such as *Millepora alcicornis* and *Millepora brasiliensis*, the Only ones at the TSA (Souza et al. 2017), play a relevant role in increasing reef structural complexity (Coni et al. 2012; Leal et al. 2013), however, they are fragile and very vulnerable to physical impacts (Beneli et al. 2020), mainly related to tourist behavior (Giglio et al. 2017b).

Bleaching events are a main global stressor hampering coral reef health, but even reefs which have low susceptibility to bleaching can have their resilience affected by different sorts of stressors, both natural and anthropic (Le Nohaïc et al. 2017; Duarte et al. 2020). However, these multiple stressors, present also to some degree at the tourism reef studied, do not seem to affect other important resilience indicators such as BSI and recruit abundance, which, in turn, raised relative resilience scores. Conversely, BSI was a higher

contributor to low scores of resilience at no-take sites, evidencing lower efficiency in preventing coral bleaching and death at these sites.

The primary role of Marine Protected Areas (MPAs) with their different levels of protection and zoning, if properly designed and well managed, is the protection of habitats, species, ecological processes, and socioeconomic and cultural values (White et al. 2014). Some investigations point to the need of no-takes inside MPAs to improve this protective role (White et al. 2014). However, no-takes effectiveness in the maintenance of coral reef ecosystems depends on specific results and is dependent upon several factors (Gillespie and Vincent 2019). Factors that influence no-takes effectiveness are: goals of their establishment, whether the area is inside a network of protected areas, location, size, type of habitat, characteristics of species, time of protection and conditions prior to protection (Lester et al. 2009; Edgar et al. 2014). In this present study, some of these factors may have influenced the lower-than-expected effectiveness results of the no-take reef, and the unexpected high values at the tourism reef.

The no-take reef is located close to the shoreline in shallow water favoring people's access and making 24-h surveillance difficult. The small size area of the no-take may also be a negative factor (Edgar et al. 2014). Another relevant factor is the time prior to its establishment as a no-take, since this reef had been a traditional fishing ground; although there is no previous research data, it is likely that the site had already been impacted, making it difficult to recover in such a short period of time. Still, a medium–high resilience for this reef can be considered a very good result, seemingly demonstrating that the establishment of this no-take is fulfilling its role by increasing resilience. In addition to a much longer period of fishing restriction, management strategies have been applied to the tourism reef that are likely to increase resilience, such as: a limited daily number of visitors, small sand areas destined to appropriate anchoring and mooring, visitation allowed only at specific tidal ranges, expertise of boat conductors and tourists environmental awareness.

Resilience-based management is a complex task (McLeod et al. 2019), especially at MPAs located in socially vulnerable regions, such as the area studied here. In these areas, on jobs and incomes provided by these coastal ecosystems, increasing conflicts of use (Diegues 2008; Batista et al. 2014;

Araújo and Bernard 2016). Added to that, the TSA coral reefs have some peculiar ecological features, such as low diversity, low functional redundancy and high endemismo (Araújo et al. 2020; Soares et al. 2021), which can lead to higher susceptibility to impacts and low resilience. In this context, the resilience-based management approach is useful because it allows managers to focus on specific local characteristics, to apply the appropriate management strategies (Maynard et al. 2015; McLeod et al. 2021) that support potential coral recovery and maintenance of their optimal conditions (Gouezo et al. 2021). This, consequently helps the stakeholders to engage in these management actions and in some cases to cope with irreversible changes (McLeod et al. 2019).

Some management actions can be suggested for these tropical shallow reefs, based on the resilience results found in the present study. The main recommendation to increase resilience of coral reefs is the creation of MPAs and spatial zoning (McLeod et al. 2019), which is already established in the APACC, although no-takes are restricted to reefs. A more integrated approach considering the diverse mosaic of habitats and the connectivity among them is needed (Silva et al. 2022a). Several reef fish can inhabit multiple coastal habitats, (i.g. seagrass beds and mangroves) for feeding or shelter and as nursery grounds (Honda et al. 2013; Pereira et al. 2021a). Mangroves can be used as intermediate nursery grounds influencing coral reef fish assemblages and increasing survivorship of juveniles (Mumby et al. 2004). Degradation of this habitat can jeopardize these assemblages, like the local extinction of large herbivorous fish registered in the Caribbean and the TSA reefs (Mumby et al. 2004; Ferreira et al. 2005). Within the APACC, the creation of no-take areas in mangroves and seagrass beds is mandatory.

The reduction of land-based sources of pollution is also a priority management action. High reef algae cover may be related to high nutrient input from continental run off, mainly untreated effluents discharged from urbanized coastal areas (Silva et al. 2022b). Local managers must focus efforts on the preservation/restoration of river riparian vegetation, improvement of storm drainage systems and implementation or enhancement of urban sewage treatment and discharge.

The engagement of the stakeholders is essential to succeed with these actions, mainly regarding the creation of new no-take areas. Punitive and

restrictive actions are generally noneffective, on the contrary, they stimulate infractions and economic and environmental damage (Karper and Lopes 2014). Conversely, well managed MPAs provide subsidies to multi-partnerships, strong local associations, co-management, economic subsidies, strong leadership, public policy and polycentric governance, resulting in marked improvements in local well-being and biodiversity protection (Campos-Siva et al. 2021). The APACC presents a management strategy which integrates different stakeholders such as government agencies, researchers, and users (Miranda et al. 2020). This integration is fundamental to reach local conservation goals (Pereira et al. 2021a).

The results of this present study suggest that use management through spatial zoning and the compliance of this regulation by all stakeholders, can contribute to the resilience of coral reefs and the maintenance and efficiency of their ecological, socioeconomic and cultural services at the APACC (Araújo and Bernard 2016). Despite the recent establishment of the no-take reef area (2013) and the absence of previous data for comparisons, the findings in the present study suggest that the creation of this no-take reef was an assertive decision and should be maintained and enlarged to surrounding areas.

## References

- Araújo, J. L., Bernard, E., 2016. Management effectiveness of a large marine protected area in Northeastern Brazil. *Ocean Coast. Manag.* 130, 43-49. <https://10.1016/j.ocecoaman.2016.05.009>
- Araújo, M.E., Mattos, F.M.G., Melo, F.P.L., Chaves, L. C.T., Feitosa, C.V., Lippi, D.L., Hackradt, F.C., Hackradt, C.W., Nunes, J.L.S., Leão, Z.M.A.N., Kikuchi, R.K.P., Ferreira- Junior, A.V., Pereira, P.H.C., Macedo, C.H.R., Sampaio, C.L.S., Feitosa, J.L.L., 2020. Diversity patterns of reef fish along the Brazilian tropical coast. *Mar. Environ. Res.* 160, 105038. <https://10.1016/j.marenvres.2020.105038>
- Bang, A. H. Y., Kuo, C. Y., Wen, C. K. C., Cherh, K. L., Ho, M. J., Cheng, N. Y., Chen, Y.C., Chen, C.A., 2021. Quantifying Coral Reef Resilience to Climate Change and Human Development: An Evaluation of Multiple Empirical Frameworks. *Front. Mar. Sci.* 7, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.610306>
- Batista, V. S., Fabr e, N. N., Malhado, A. C. M., Ladle, R. J., 2014. Tropical artisanal coastal fisheries: Challenges and future directions. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 22(1), 1–15. <https://doi.org/10.1080/10641262.2013.822463>

Beneli, T. M., Pereira, P. H. C., Nunes, J. A. C. C., Barros, F., 2020. Ghost fishing impacts on hydrocorals and associated reef fish assemblages. *Mar. Environ. Res.* 161, 105129. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105129>

Benevides, L. J., Pinto, T. K., Nunes, J. A. C. C., Sampaio, C. L. S., 2018. Fish escape behavior as a monitoring tool in the largest Brazilian multiple-use marine protected area. *Ocean Coast. Manag.* 152, 154-162. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.11.029>

Benevides, L. J., Cardozo-Ferreira, G. C., Ferreira, C. E. L., Pereira, P. H. C., Pinto, T. K., Sampaio, C. L. S., 2019. Fear-induced behaviour modifications in damselfishes can be diver-triggered. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 514–515, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.03.009>

Bonaldo, R. M., Krajewski J. P., Sazima C, Sazima I., 2006. Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Mar. Biol.* 149 (3), 423–33. <https://10.1007/s00227-005-0233-9>

BRASIL. Portaria MMA nº 42, de 31 de janeiro de 2014. Disponível em: [http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria\\_MMA\\_43.2014.pdf](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria_MMA_43.2014.pdf). 2016

Bruno, J. F., Côté, I. M., Toth, L. T., 2019. Climate change, coral loss, and the curious case of the parrotfish paradigm: Why don't marine protected areas improve reef resilience? *Annu. Rev. Mar. Sci.* 11, 307–334. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010318-095300>

Burkepile, D. E., Hay, M. E., 2008. Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105(42), 16201-16206. [www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0801946105](http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0801946105)

Campos-Silva, J. V, Peres, C. A., Hawes, J. E., Haugaasen, T., Freitas, C. T., Ladle, R.J., Lopes, P.F.M., 2021. Sustainable-use protected areas catalyze enhanced livelihoods in rural Amazonia. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 118(40), e2105480118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2105480118>

Chow, C. F., Wassénus, E., Dornelas, M., Hoey, A. S., 2021. Species differences drive spatial scaling of foraging patterns in herbivorous reef fishes. *Oikos*, 130(12), 2217-2230. <https://doi.org/10.1111/oik.08713>

Coni, E.O.C., Ferreira, C.M., Moura, R.L., Meirelles, P.M., Kaufman, L., Francini-Filho, R.B., 2012. An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Environ. Biol. Fish.* 96, 45–55. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0021-6>

Cruz, I. C. S., Waters, L. G., Kikuchi, R. K. P., Leão, Z. M. A. N., Turra, A., 2018. Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 551–561. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.043>

Dang V. D., Cheung P-Y., Fong C-L., Mulla A. J., Shiu J-H, Lin C-H, Nozawa Y., 2020. Sea urchins play an increasingly important role for coral resilience across reefs in Taiwan. *Front. Mar. Sci.*7(581945), 1-8.

<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.581945>

Dell, C. L. A., Longo, G. O., Burkepile, D. E., Manfrino, C., 2020. Few Herbivore Species Consume Dominant Macroalgae on a Caribbean Coral Reef. *Front. Mar. Sci.*, 7.

<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00676>

Dias, T. L. P., Gondim, A. I., 2016. Bleaching in scleractinians, hydrocorals, and octocorals during thermal stress in a northeastern Brazilian reef. *Mar. Biodiver.*

46(1), 303–307. <https://doi.org/10.1007/s12526-015-0342-8>

Dias, T.L.; Rosa, I.L., Feitoza, B.M., 2001. Food resource and habitat sharing by the three Western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: *Acanthurus*) off Paraíba Coast, North-Eastern Brazil. *Aqua* 5(1), 1-10.

Diegues, A. C., 2008. Marine Protected Areas and Artisanal Fisheries in Brazil Areas. In *Samudra monographs*. [www.icsf.net](http://www.icsf.net)[MBL1

Dromard, C. R., Bouchon-Navaro, Y., Harmelin-Vivien, M., Bouchon, C., 2015.

Diversity of trophic niches among herbivorous fishes on a Caribbean reef (Guadeloupe, 371 Lesser Antilles), evidenced by stable isotope and gut content analyses. *J. Sea Res.* 95, 124-131. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.07.014>

Duarte, G. A. S., Villela, H. D. M., Deocleciano, M., Silva, D., Barno, A., Cardoso, P. M., Vilela, C.L.S., Rosado, P., Messias, C.S.M.A., Chacon, M.A., Santoro, E. P., Olmedo, D. B., Spilzman, M., Rocha, L.A., Sweet, M., Peixoto, R. S. 2020. Heat Waves Are a Major Threat to Turbid Coral Reefs in Brazil. *Front. Mar. Sci.* 7, 1–8.

<https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00179>

Duran, A., Adam, TC, Palma, L., Moreno, S., Collado-Vides, L., Burkepile, D. E. 2019. Feeding behavior in Caribbean surgeonfishes varies across fish size, algal abundance, and habitat characteristics. *Mar. Ecol.* 40 (4), e12561.

<https://doi.org/10.1111/maec.12561>

Edgar, G.J., Stuart-Smith, R. D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S. C., Banks, S., Barret, N.S., Becerro, M.A., Bernard, A.T.F., Berkhout, J., Buxton C.D., Campbell, S.J., Cooper, A. T., Davey, M., Edgar, S.C., Forsterra, G., Galván, D.E., Irigoyen, A. J., Kushner, D.J., Moura, R. Parnell, P.E., Shears, N.T., Soler, G. Strain, E.M.A., Thomson, R.J. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506, 216–220.

<https://doi.org/10.1038/nature13022>

Elliff, C. I., Kikuchi, R. K. P. 2017. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. *Ocean Coast. Manag.* 136, 49–55.

<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.021>

Feitosa, J.L.L., Ferreira, B.P. 2014. Distribution and feeding

- patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Mar. Ecol.* 36(3), 462-474. <https://doi.org/10.1111/maec.12154>
- Ferreira, C. E. L., Gasparini, J. L., Carvalho-Filho, A., Floeter, S. R. 2005. A recently extinct parrotfish species from Brazil. *Coral Reefs*, 24(1), 128-128. <https://doi.org/10.1007/s00338-004-0459-x>
- Ferreira, C. E. L., Floeter, S. R., Gasparini, J. L., Ferreira, B. P., Joyeux, J. C. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *J. Biogeogr.* 31, 1093–1106. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01044.x>
- Floeter, S. R., Halpern, B. S., Ferreira, C. E. L. 2006. Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biol. Conserv.* 128(3), 391–402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.005>
- Francini-Filho, R. B., Moura, R. L. 2008. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquat. Conserv.* 18(7), 1166–1179. <https://doi.org/10.1002/aqc.966>
- Francini-Filho, R. B., Moura, R. L., Ferreira, C. M., Coni, E. O. C. 2008. Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional groups. *Neotrop. Ichthyol.* 6(2), 191–200. <https://doi.org/10.1590/s1679-62252008000200006>
- Gatto, D. B., Vinha, V. G., Lustosa, M. C. J. 2020. Instituições e governança ambiental: uma discussão preliminar da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais. *Bahia Análise & Dados* 29(2): 261-282
- Giglio, V. J., Luiz, O. J., Chadwick, N. E., Ferreira, C. E. L. 2017a. Using an educational video-briefing to mitigate the ecological impacts of scuba diving. *J. Sustain. Tour.* 26(5), 782–797.
- Giglio, V. J., Ternes, M. L. F., Mendes, T. C., Cordeiro, C. A. M. M., Ferreira, C. E. L. 2017b. Anchoring damages to benthic organisms in a subtropical scuba dive hotspot. *J. Coast. Conserv.* 21(2), 311–316. <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0507-7>
- Gil, M. A., Renfro, B., Figueroa-Zavala, B., Penié, I., Dunton, K. H. 2015. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Mar. Biol.* 162(11), 2225–2233. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2748-z>
- Gillespie, K. M., Vincent, A. C. 2019. Tropical invertebrate response to marine reserves varies with protection duration, habitat type, and exploitation history. *Aquat. Conserv.* 29 (3), 511-520. <https://doi.org/10.1002/aqc.3019>
- Glaser, M., Gorris, P., Ferreira, B. P., Breckwoldt, A. 2018. Analysing ecosystem user perceptions of the governance interactions surrounding a

Brazilian near shore coral. *Sustainability*, 10, 1464.  
<https://doi.org/10.3390/su10051464>

Gouezo, M., Fabricius, K., Harrison, P., Golbuu, Y., Doropoulos, C. 2021. Optimizing coral reef recovery with context-specific management actions at prioritized reefs. *J. Environ. Manage.* 295, 113209.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113209>

Graham, N.A.J., Nash, K.L. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32:315–326.  
<https://doi.org/10.1007/s00338-012-0984-y>

Graham, N. A., Robinson, J. P., Smith, S. E., Govinden, R., Gendron, G., Wilson, S. K. 2020. Changing role of coral reef marine reserves in a warming climate. *Nat. Commu.* 11(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15863-z>

Harvey, B. J., Nash, K. L., Blanchard, J. L., Edwards, D. P. 2018. Ecosystem-based management of coral reefs under climate change. *Ecol. Evol.* 8(12), 6354-6368. <https://doi.org/10.1002/ece3.4146>

Honda, K., Nakamura, Y., Nakaoka, M., Uy, W. H., Fortes, M. D. 2013. Habitat use by fishes in coral reefs, seagrass beds and mangrove habitats in the Philippines. *PloS One* 8(8), e65735.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065735>

Hughes, T. P., Graham, N. A. J., Jackson, J. B. C., Mumby, P. J., Steneck, R. S. 2010. Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. *Trends Ecol. Evol.* 25(11), 633–642. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.07.011>

Ilosvay, X. E. E., Segovia, J., Ferse, S., Elias, W. E., Wild, C. 2021. Rapid relative increase of crustose coralline algae following herbivore exclusion in a reef of El Salvador. *PeerJ*, 9, e10696. <https://doi.org/10.7717/peerj.10696>

Kapela, W., Lasker, H. R. 1999. Size-dependent reproduction in the Caribbean gorgonian *Pseudoplexaura porosa*. *Mar. Biol.* 135(1), 107–114.  
<https://doi.org/10.1007/S002270050607>

Karper, M. A. M., Lopes, P. F. M. 2014. Punishment and compliance: Exploring scenarios to improve the legitimacy of small-scale fisheries management rules on the Brazilian coast. *Mar. Policy*, 44, 457–464.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.10.012>

Kikuchi, R. K. P., Leão, Z. M. D. A. N., Oliveira, M. D. M. 2010. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices. *Rev.Biol. Trop.* 58(1), 1–31

Ladd, M.C., Collado-Vides, L. 2013. Practical applications of monitoring results to improve managing for coral reef resilience: A case study in the Mexican

Caribbean. *Biodivers. Conserv.* 22(8), 1591–1608.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-013-0493-5>

Le Nohaïc, M., Ross, C. L., Cornwall, C. E., Comeau, S., Lowe, R., McCulloch, M. T., Schoepf, V. 2017. Marine heatwave causes unprecedented regional mass bleaching of thermally resistant corals in northwestern Australia. *Sci. Rep.* 7(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14794-y>

Leal, I.C.S., Pereira, P.H.C., Araújo, M. E. 2013. Coral reef fish association and behaviour on the fire coral *Millepora* spp. in north-east Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 1703–1711. <https://doi.org/10.1017/S0025315413000234>

Leão, Z. M. A. N., et al. Monitoramento dos recifes e ecossistemas coralinos. In: Turra, A., and Denadai, MR., orgs. *Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos* [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015.

Lefcheck, J. S., Brandl, S. J., Innes-Gold, A. A., Steneck, R. S., Torres, R. E., Rasher, D. B. 2019. Response: Commentary: Tropical fish diversity enhances coral reef functioning across multiple scales. *Front. Ecol. Evol.* 7, eaav6420. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00303>

Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, BI, Gaines, SD, et al., (2009). Biological Effects Within No-Take Marine Reserves: A Global Synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384, 33-46. <https://doi.org/10.3354/meps08029>

Lima, J.S., Zappes, C.A., Di Benedetto, A.P.M., Zalmon, I.R. 2018. Artisanal fisheries and artificial reefs on the southeast coast of Brazil: Contributions to research and management. *Ocean Coast. Manag.* 163, 372–382. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.018>

Longo, G. O., Ferreira, C. E. L., Floeter, S. R. 2014. Herbivory drives large-scale spatial variation in reef fish trophic interactions. *Ecol. Evol.* 4(23), 4553–4566. <https://doi.org/10.1002/ece3.1310>

Longo, G. O., Hay, M. E., Ferreira, C. E., Floeter, S. R. 2019. Trophic interactions across 61 degrees of latitude in the Western Atlantic. *Glob. Ecol. aBiogeogr.* 28(2), 107-117. <https://doi.org/10.1111/geb.12806>

Luckhurst, B. E., Luckhurst, K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49(4), 317-323.

Magris, R. A., Grech, A., Pressey, R. L. 2018. Cumulative Human Impacts on Coral Reefs: Assessing Risk and Management Implications for Brazilian Coral Reefs. *Diversity* 10(2), 26 <https://doi.org/10.3390/d10020026>

Maynard, J. A., McKagan, S., Raymundo, L., Johnson, S., Ahmadi, G. N., Johnston, L., Houk, P., Williams, G.J., Kendall, M., Heron, S.F., van Hooijdonk,

R., McLeod, E., Tracey, D., Planes, S. 2015. Assessing relative resilience potential of coral reefs to inform management. *Biol. Conserv.* 192, 109–119. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.09.001>

Maynard, J.A., Marshall, P.A., Parker, B., Mcleod, E., Ahmadia, G., van Hooionk, R., Planes, S., Williams, G.J., Raymundo, L., Beeden, R., Tamelander, J. 2017. *A Guide to Assessing Coral Reef Resilience for Decision Support*. Nairobi, Kenya: UN Environment. ISBN No: 978-92-807-3650-2

McClanahan, T. R., Donner, S. D., Maynard, J. A., MacNeil, M. A., Graham, N. A. J., Maina, J., Baker, A.C., Alemu, J.B., Beger, M. Campbell, S.J., Darling, E. S., Eakin, C.M., Heron, S.F., Jupiter, S.D., Lundquist, C.J., McLeod, E., Mumby, P.J., Paddock, M.J., Selig, E.R., van Woosik, R. 2012. Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate. *PLoS One* 7(8), e42884. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042884>

McLeod, E., Anthony, K. R. N., Mumby, P. J., Maynard, J., Beeden, R., Graham, N. A. J., Heron, S.F., Hoegh-Guldberg, O., Jupiter, S., MacGowan, P., Mangubhai, S., Marshall, N., Marshall, P.A., McClanahan, T.R., McLeod, K., Nystrom, M.m Obura, D., Parker, B., Passingham, H.P., Salm, R.V., Tamelander, J. 2019. The future of resilience-based management in coral reef ecosystems. *J. Environ Manage.* 233, 291–301. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.034>

McLeod, E., Shaver, E. C., Beger, M., Koss, J., Grimsditch, G. 2021. Using resilience assessments to inform the management and conservation of coral reef ecosystems. *J. Environ Manage.* 277, 111384. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111384>

Mendes, T.C., Ferreira, C.E.L., Clements, K.D. 2018. Discordance between diet analysis and dietary macronutrient content in four nominally herbivorous fishes from the Southwestern Atlantic. *Mar. Biol.* 165:180. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3438-4>

Mills, M., Magris, R. A., Fuentes, M. M. P. B., Bonaldo, R., Herbst, D. F., Lima, M. C.S., Kerber, I.K.G., Gerhardinger, L.C., Moura, R.L., Domit, C., Teixeira, J.B., Pinheiro, H.T., Vianna, G., Freitas, R.R. 2020. Opportunities to close the gap between science and practice for Marine Protected Areas in Brazil. *Perspec. Ecol. Conserv.* 18(3), 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.002>

Minsaris, L. O. A., Damar, A., Imran, Z. Madduppa, H. 2019. The potential relative resilience of coral reefs in Wakatobi as a sustainable management foundation. *J. Coast. Conserv.* 23(6), 995–1004. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00706-x>

Miranda, R.J., Cruz, I.C.S., Leão, Z.M.A.N. 2013. Blanqueamiento de corales en el arrecife de Caramuanas (Bahía de Todos los Santos, Brasil) durante el evento El Niño 2010. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 41(2), 351–360. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue2-fulltext-14>

Miranda, R.J., Malhado, A.C.M., Fabr e, N., Batista, V., Santos, R., Campos-Silva, Correia, R., Santos, A.P., Cardoso, A., Pinheiro, B., Pereira, B., Sampaio, C., Moura, F., Normande, I., Ramires, L., Ara jo, L., Efe, M., Belluci, M., Landell, M., Cavalcante, R., Pinto, T., Mott, T., Lale, R., Carvalho, N.A. 2020. Integrating long term ecological research (LTER) and marine protected area management: Challenges and solutions. *Oecol. Aust.* 24(2): 279-300. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.05>

Morais, R. A., Ferreira, C. E. L., Floeter, S. R. 2017. Spatial patterns of fish standing biomass cross Brazilian reefs. *J. Fish Biol.* 91, 1642–1667. <https://doi.org/10.1111/jfb.13482>

Mumby, P.J., Edwards, A.J., Arias-Gonzalez, J.E. Lindeman, K.C., Blackwell, P., Gall, A., Gorczynska, M.I., Harborne, A.R., Pescod, C.L., Renken, H., Wabnitz, C.C.C., Llewellyn, G. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*, 427 (6974). pp. 533-536. ISSN 0028-0836. <https://doi.org/10.1038/nature02286>

Nozawa, Y., Lin, C.-H. 2014. Effects of colony size and polyp position on polyp fecundity in the scleractinian coral genus *Acropora*. *Coral Reefs*, 33(4), 1057–1066. <https://doi.org/10.1007/s00338-014-1185-7>

Nunes, J.A.C.C., Loiola, M., Miranda, R. J., Sampaio, C. L. S., Barros, F. 2016. Are Abrolhos no-take area sites of na ve fish? An evaluation using flight initiation distance of labrids. *Neotrop. Ichthyol.* 14(4), 1–8. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160133>

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

Oksanen, J., Blanchet, F. J., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H. 2020. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Paula, Y. C., Schiavetti, A., Sampaio, C. L. S., Calderon, E. 2018. The effects of fish feeding by visitors on reef fish in a Marine Protected Area open to tourism. *Biota Neotrop.* 18(3), 20170339. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0339>

Pauly, D., Froese, R. 2021. MSY needs no epitaph—but it was abused. *ICES J. Mar. Sci.* 78(6), 2204-2210. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa224>

Pereira P.H.C., C ortes L.G.F., Lima G.V., Gomes E., Pontes A.V.F., Mattos F., Ara jo M.E., Ferreira-Junior F., Sampaio C.L.S. (2021a) Reef fishes biodiversity and conservation at the largest Brazilian coastal Marine Protected Area (MPA Costa dos Corais). *Neotrop Ichthyol.* 2021; 19(4):e210071. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0071>

- Pereira P.H.C., Ternes M.L.F., Nunes J.A.C.C., Giglio V.J. (2021b) Overexploitation and behavioral changes of the largest South Atlantic parrotfish (*Scarus trispinosus*): evidence from Fishers' knowledge. *Biol. Conserv.* 2021; 254:108940. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108940>
- Pinheiro H. T., Nunes J. A. C. C., Coni E. O. C., Almeida E. C. G., Sampaio C. L. S., Ferreira C. E. L., Meirelles, P.M., Hostim-Silva, M., Pereira, P.H.C., Giglio, V.J., Gasparini, J.L., Rocha, L.A., Ferreira, C.M. 2021. An inverted management strategy for the fishery of endangered marine species. *Front. Mar. Sci.* 8:604108. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.604108>
- Roos, N.C., Longo, G.O., Pennino, M.G., Francini-Filho, R.B., Carvalho, A R.2020. Protecting nursery areas without fisheries management is not enough to conserve the most endangered parrotfish of the Atlantic Ocean. *Sci. Rep.* 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76207-x>
- Russ, G. R., Questel, S. L. A., Rizzari, J. R., Alcalá, A. C. 2015. The parrotfish–coral relationship: refuting the ubiquity of a prevailing paradigm. *Mar. Biol.* 162(10), 2029–2045. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2728-3>
- Russ, G. R., Rizzari, J.R., Abesamis, R. A., Alcalá, A. C. 2021. Coral cover a stronger driver of reef fish trophic biomass than fishing. *Ecol. Appl.* 31(1), e02224. <https://doi.org/10.1002/eap.2224>
- Silva, F.C., Ferreira Júnior, A. L., Artoni, R. F., Bessa, E. 2020. Impact of feeding fish as a tourist attraction on a coral reef invertivorous fish's diet and growth. *Aquat. Conserv.* 30(12), 2327–2335. <https://doi.org/10.1002/aqc.3398>
- Silva, V. E. L., de Assis, I. O., Campos-Silva, J. V., Paulino, G. V. B., Fabr e, N. N. 2022a. Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. *Reg. Stud. Mar. Sci.* 102145. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102145>
- Silva, B. J., Ib nhez, J. S. P., Pinheiro, B. R., Ladle, R. J., Malhado, A. C., Pinto, T. K., Flores-Montes, M. J. 2022b. Seasonal influence of surface and underground continental runoff over a reef system in a tropical marine protected area. *J. Mar. Syst.* 226, 103660. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2021.103660>
- Soares, M. O., Rossi, S., Gurgel, A. R., Lucas, C. C., Tavares, T. C. L., Diniz, B., Feitosa, C. V., Rabelo, E. F., Pereira, P. H. C., Kikuchi, R. K. P., Le o, Z. M. A. N., Cruz, I. C. S., Carneiro, P. B. M., Alvarez-Filip, L. 2021. Impacts of a changing environment on marginal coral reefs in the Tropical Southwestern Atlantic. *Ocean Coast. Manage.* 210, 105692. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105692>
- Soares, M. O., Teixeira, C. E. P., Ferreira, S. M. C., Gurgel, A. L. A. R., Paiva, B. P., Menezes, M. O. B., Davis, M., Tavares, T.C.L. 2019. Thermal stress and

tropical reefs: mass coral bleaching in a stable temperature environment? *Mar. Biodivers.* 49 (6), 2921–2929. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-00994-4>

Souza, J. N., Nunes, F. L. D., Zilberberg, C., Sanchez, J. A., Migotto, A. E., Hoeksema, B. W., Serrano, X.M., Baker, A.C., Lindner, A. 2017. Contrasting patterns of connectivity among endemic and widespread fire coral species (*Millepora* spp.) in the tropical southwestern Atlantic. *Coral Reefs* 36, 701–716. <https://doi.org/10.1007/s00338-017-1562-0>

Strain, E. M., Olabarria, C., Mayer-Pinto, M., Cumbo, V., Morris, R. L., Bugnot, A. B., Bishop, M. J. 2018. Eco-engineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: Which interventions have the greatest ecological benefit?. *J. Appl. Ecol.* 55(1), 426–441. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12961>

Sully, S., Burkepille, D. E., Donovan, M. K., Hodgson, G., Van Woesik, R. 2019. A global analysis of coral bleaching over the past two decades. *Nat. Commu.* 10(1), 1–5. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09238-2>

Sura, S. A., Molina, N. E., Blumstein, D. T., Fong, P. 2021. Selective consumption of macroalgal species by herbivorous fishes suggests reduced functional complementarity on a fringing reef in Moorea, French Polynesia. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 536, 151508. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151508>

Tebbett, S. B., Morais, J., Bellwood, D. R. 2022. Spatial patchiness in change, recruitment, and recovery on coral reefs at Lizard Island following consecutive bleaching events. *Mar. Environ. Res.*, 173, 105537. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105537>

Tedesco, E. C., Segal, B., Calderon, E. N., Schiavetti, A. 2017. Conservation of Brazilian coral reefs in the Southwest Atlantic Ocean: a change of approach. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 45 (2), 228–245. <http://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue2-fulltext-1>

Thiaw, M., Gascuel, D., Sadio, O., Ndour, I., Diadhiou, H. D., Kantoussan, J., Faye, S., Thiam, M., Meissa, B., Brehmer, P. 2021. Efficiency of two contrasted marine protected areas (MPA) in West Africa over a decade of fishing closure. *Ocean Coast. Manage.* 210, 105655. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105655>

Topor, Z. M., Rasher, D. B., Duffy, J. E., Brandl, S. J. 2019. Marine protected areas enhance coral reef functioning by promoting fish biodiversity. *Conserv. Lett.* 12(4), e12638. <https://doi.org/10.1111/conl.12638>

Tsounis, G., Rossi, S., Aranguren, M., Gili, J.-M., Arntz, W. 2006. Effects of spatial variability and colony size on the reproductive output and gonadal development cycle of the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Mar. Biol.* 148(3), 513–527. <https://doi.org/10.1007/s00227-005-0100-8>

White, A. T., Aliño, P. M., Cros, A., Fatan, N. A., Green, A. L., Teoh, S. J., Laroya, L., Peterson, N., Tan, S., Tighe, S., Venegas-Li, R., Walton, A., Wen, W.

2014. Marine protected areas in the Coral Triangle: progress, issues, and options. *Coast. Manage.* 42(2), 87-106.  
<https://doi.org/10.1080/08920753.2014.878177>

Williams, G. J., Graham, N. A. J., Jouffray, J. B., Norström, A.V., Nyström, M., Gove, J.M., Heenan, A., Wedding, L.M. 2019. Coral reef ecology in the Anthropocene. *Funct. Ecol.* 33(6), 581014–1022. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13290>

## CAPÍTULO II

Estresse oxidativo e ocorrência de branqueamento no coral *Siderastrea* sp. em recifes rasos: relações com a entrada de nutrientes inorgânicos da descarga de rios

# Estresse oxidativo e ocorrência de branqueamento no coral *Siderastrea* sp. em recifes rasos: relações com a entrada de nutrientes inorgânicos da descarga de rios

## Resumo

Fatores em escala global como a acidificação e aquecimento das águas marinhas têm ameaçado cada vez mais os ecossistemas recifais por ocasionar grandes eventos de branqueamento de coral. Estressores locais podem aumentar a vulnerabilidade dos corais ao branqueamento. São recentes os estudos dos nutrientes de origem continental como poluentes em ambientes recifais e pouco se conhece sobre os efeitos que podem causar na comunidade coralínea. Neste estudo, foi avaliado o impacto da entrada de nutrientes inorgânicos nos recifes de coral, através da descarga dos rios em colônias do coral pétreo *Siderastrea* sp. em zonas no-take. Para isso, foram coletadas amostras de água superficial para análise de parâmetros físico-químicos e da concentração de nutrientes inorgânicos em quatro pontos de um transecto perpendicular à praia, desde a desembocadura dos rios aos recifes. Imagens de satélite foram utilizadas para calcular a área superficial e o alcance das plumas dos rios próximos aos recifes estudados, nos períodos de coleta. Foram coletadas amostras de tecido mole de colônias da espécie de coral pétreo *Siderastrea* sp. saudáveis, fracamente branqueadas e branqueadas, em duas zonas *no-takes*, nos recifes de coral, de Maragogi (A) e Japaratinga (B) da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais, AL Brasil, em períodos de chuva e estiagem. O tecido foi extraído para quantificação da atividade das enzimas antioxidantes Catalase (CAT), Superóxido dismutase (SOD), Glutathione S-transferase (GST) e dos níveis de peroxidação lipídica (MDA). Na área B, o rio teve maior alcance da pluma e os maiores valores de amônia e nitrito sobre o recife no período chuvoso. Foi registrada maior atividade de SOD, CAT e GST em B no mesmo período para as colônias saudáveis, fracamente branqueadas e branqueadas. A peroxidação lipídica estava aumentada no período chuvoso, e indicou a existência de estresse oxidativo nas colônias em B. A concentração de amônia foi o parâmetro que melhor explicou a variação nos valores do índice de resposta integrada dos biomarcadores (IBR) calculado, confirmando a ocorrência de estresse e branqueamento nos corais, devido a entrada de nutrientes inorgânicos relacionada a descarga dos rios. Sugere-se que o IBR é uma ferramenta eficaz no monitoramento da saúde dos corais.

**Palavras-chave:** recife de coral; monitoramento; poluição; IBR; contribuição continental; amônia; enzimas antioxidantes.

## 1. INTRODUÇÃO

Recentemente as mudanças climáticas têm impactado os recifes de coral em níveis alarmantes, sendo consideradas um dos principais fatores, em escala global, que afetam seu equilíbrio (JAMES et al., 2023). A acidificação e o estresse térmico das águas marinhas têm ameaçado cada vez mais esses ecossistemas por ocasionar grandes eventos de branqueamento, gerando mortalidade em massa na comunidade coralínea que é intensificada por estressores locais, como a qualidade das águas, o turismo e a pesca desordenada (MAGEL et al., 2019; MAGEL et al., 2020).

Estes múltiplos estressores estão causando a chamada crise dos recifes de coral, onde alterações na estrutura da cobertura bentônica, tais como morte e perda de espécies, mudanças de fase e baixas taxas de recrutamento de corais, acarretam alterações nas funções ecológicas e serviços ecossistêmicos providos por este ecossistema (BELLWOOD et al., 2019; THOMPSON et al., 2020).

Dentre os impactos locais, estudos sobre a qualidade recifal em áreas costeiras apontam o aumento da eutrofização por descargas excessivas de nutrientes nos últimos anos como causa direta do branqueamento de corais devido ao desequilíbrio na fotossíntese das zooxantelas e, conseqüentemente, na simbiose com os corais (SILBIGER et al., 2018), aumentando a vulnerabilidade dos corais aos efeitos do branqueamento (MARANGONI et al., 2016; ZHAO et al., 2021). São recentes os estudos dos nutrientes de origem continental como poluentes de ambientes recifais e pouco se conhece sobre os efeitos que podem causar na comunidade coralínea, sendo esses primeiros estudos voltados ao aumento da biomassa das zooxantelas como causa de estresse nos corais (GUO et al., 2019; MARQUES et al., 2019; ZHAO et al., 2021).

Para entender os efeitos de estressores ambientais sobre a saúde dos corais diversas abordagens têm sido empregadas, em nível ecológico de comunidades, como por exemplo os limites da relação de simbiose com as

zooxantelas, estudando o aumento da produção fotossintética e biomassa quando expostas a elevados níveis de nutrientes (ZHAO et al., 2021). Uma abordagem muito importante também, é avaliar ao nível celular, através da utilização de biomarcadores da homeostase redox. Homeostase redox acontece pela produção de moléculas oxidantes ou espécies reativas em concentrações que permitam aos organismos apresentarem respostas fisiológicas adaptativas, auxiliando também na regulação metabólica da célula (SIES, 2017). Os biomarcadores enzimáticos estão sendo cada vez mais utilizados para detectar respostas específicas dos corais a alterações ambientais, em especial ao estresse térmico (CZIESIELSKI et al., 2019).

Altas temperaturas ambientais e poluentes, por exemplo, causam estresse oxidativo em diversos organismos, por isso a avaliação da homeostase redox tem sido utilizada como biomarcador de efeito em estudos de qualidade ambiental (JOCONDINO ET AL., 2019). Estresse oxidativo é o desequilíbrio entre espécies reativas e antioxidantes e é representado pela elevada produção de espécies reativas de oxigênio e/ou nitrogênio e conseqüentemente alteração na atividade das enzimas antioxidantes (JOCONDINO ET AL., 2019). Tais estudos apontam que biomarcadores do estresse oxidativo como um estímulo ao branqueamento de coral, se mostrando uma boa estratégia para investigar o estado da relação simbiótica entre o coral e as zooxantelas (LESSER, 2011).

Tendo em vista a intensificação das mudanças climáticas globais, da eutrofização, e seus impactos nos ecossistemas marinhos (SCAVIA et al., 2020), é imprescindível elucidar a influência da entrada de nutrientes sobre os recifes rasos para que seja possível avaliar a qualidade da água, e assim, viabilizar informações para fomentar estratégias de manejo mais eficazes para minimizar os impactos humanos nas áreas recifais.

O presente estudo teve o objetivo de testar as hipóteses: 1) as alterações sazonais da concentração de nutrientes inorgânicos provenientes da descarga dos rios causam estresse oxidativo no coral *Siderastrea* sp.; 2) colônias do coral *Siderastrea* sp. saudáveis (sem sinal de branqueamento) e/ou fracamente branqueadas podem apresentar sinais de homeostase redox pelo aumento na concentração de nutrientes inorgânicos em decorrência da

variação sazonal; e 3) a atividade das enzimas antioxidantes diferem em corais saudáveis, fracamente branqueados e branqueados.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC) estende-se desde o município de Tamandaré, na região sul de Pernambuco até Paripueira, setor central em Alagoas (Fig. 01a). Com a criação e aprovação seu plano de manejo em 23 de outubro de 1997, e revisão e alteração em 2021 (ICMBio, 2021), é a maior unidade de conservação marinha da costa brasileira (STEINER et al., 2015). As áreas recifais da APACC são zoneadas para diferentes tipos de usos, como áreas recifais classificadas como Zona de Preservação (ZPRE) ou Zonas de Exclusão, também chamadas de zonas *no-take*, onde são proibidas quaisquer atividades antrópicas (STEINER et al., 2015).

O presente trabalho foi realizado em 2 áreas recifais *no-take* da APACC (A=Maragogi e B=Japaratinga). Cada uma destas áreas tem aproximadamente 1 km<sup>2</sup> e profundidade variando entre 1 e 4m. São recifes rasos, onde partes ficam expostas durante as marés baixas, e distam entre 3 e 4 km da linha de praia. Essas áreas foram escolhidas devido seu zoneamento que elimina atividades humanas minimizando esses fatores que possam influenciar os resultados.

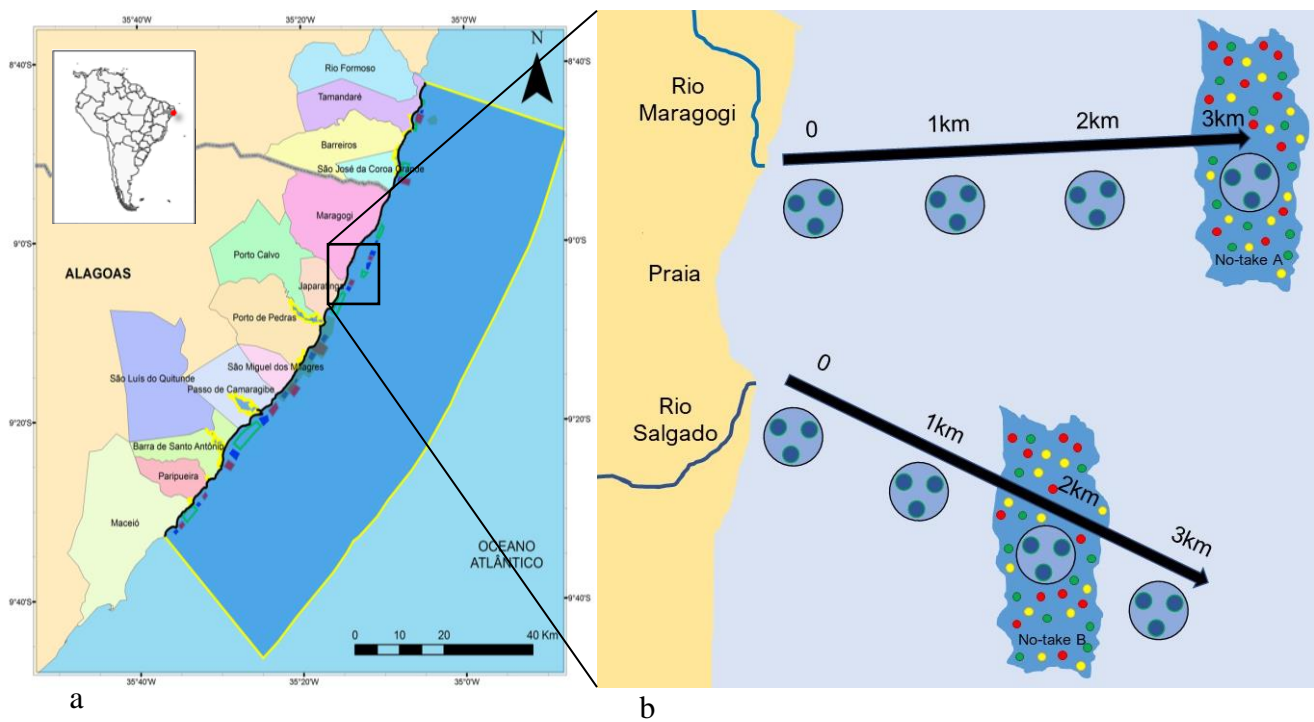


Figura 01: Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC) evidenciando a área de estudo (retângulo preto), sendo (A) e (B) a localização das no-takes, nos municípios de Maragogi e Japaratinga, respectivamente (a). Desenho esquemático das coletas (Círculos azuis grandes e pequenos=pontos de coleta e réplicas de água superficial, respectivamente. Círculos verdes=colônias saudáveis, círculos amarelos=colônias fracamente branqueadas, círculos vermelho=colônias branqueadas) Fonte: (a) APACC-AL/ICMBio, 2021.

## 2.2 Coleta de dados

Foram realizadas duas coletas, uma em período chuvoso (julho de 2021) e outra em período de estiagem (março de 2022).

### 2.2.1 Água superficial

Foram ainda coletadas amostras de água superficial para cálculo da concentração de nutrientes inorgânicos (Amônia, Nitrito, Nitrato e Fosfato) em 1 transecto perpendicular a linha de praia, desde a desembocadura do rio mais próximo, em direção ao recife em cada no-take, sendo 4 pontos por transecto

(1 ponto a cada 1 km) e coletadas 3 réplicas por ponto (GUO et al., 2019) (Fig. 1). Valores in situ de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e pH foram obtidos através de uma sonda multiparâmetros em todos os pontos do transecto.

### 2.2.2 Plumas dos rios

Foram utilizadas imagens de satélite obtidas através do satélite PlanetScope Scene e editadas pelo Adobe Photoshop Lightroom, um software destinado a edição de fotos. Foram selecionadas imagens com referência nos meses de coleta, em momentos de maré de sizígia e maré de quadratura. A partir do geoprocessamento e sensoriamento remoto as imagens foram processadas e analisadas, utilizando filtros, o que possibilitou o cálculo da área superficial e alcance da pluma de ambos os rios.

### 2.2.3 Colônias do coral *Siderastrea* sp

O coral *Siderastrea* sp. além de ser dominante nos recifes brasileiros, apresenta uma elevada resistência à exposição diária (LEÃO et al., 2003). Sendo um modelo biológico com potencial de avaliar a qualidade dos ecossistemas recifais sem alto grau de interferência dos inúmeros estressores a que os recifes rasos estão sujeitos (CROOK et al., 2012).

Em cada *no-take* foram coletadas colônias inteiras de *Siderastrea* sp. de cerca de 4 cm de diâmetro máximo utilizando método de busca ativa por mergulho livre, durante baixa-mar de sizígia.

Foram coletadas em cada *no-take*, em cada período de coleta, colônias em três estados de vitalidade distintos: 12 sem sinais de branqueamento, classificadas como saudáveis, 12 pálidas, classificadas como fracamente branqueadas e 12 branqueadas, (Fig. 01b). As colônias foram acondicionadas em água do mar e resfriadas no gelo ainda em campo, imediatamente após a coleta. O tecido mole de cada colônia foi retirado utilizando um compressor de

ar junto a uma solução tampão de Fosfato de Potássio (0,2 mol/L) mais ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) 1 mmol/L em pH 7,4. Após extração, o tecido foi armazenado em criotubos e congelado em nitrogênio líquido para transporte. Posteriormente armazenamento em ultrafreezer (-80°C) até o momento do processamento para a quantificação da atividade das enzimas antioxidantes e dos produtos da peroxidação lipídica.

## 2.3 Processamento das amostras

### 2.3.1 Nutrientes inorgânicos

Para o cálculo da concentração de nutrientes inorgânicos (Amônia, Nitrito, Nitrato e Fosfato), as amostras de água superficial foram processadas em Fotômetro de Bancada Multiparâmetro e COD (HI 83203) da HANNA Instruments, com curvas preprogramadas, seguindo o Standard methods para mensurar as concentrações de cada nutriente (WADSWORTH, 1947).

### 2.3.2 Tecido de *Siderastrea* sp.

As amostras dos tecidos foram pesadas e homogeneizadas em 1 ml de tampão fosfato de potássio 0,1 mol/L com EDTA em pH 7,4, em banho de gelo usando um homogeneizador mecânico. Em seguida, esses homogenatos foram centrifugados a 10.000 xg, durante 10 min a 4°C e os sobrenadantes foram utilizados para quantificar a atividade das enzimas antioxidantes Superóxido Dismutase (SOD), Catalase (CAT), Glutathione S-Transferase (GST), e os níveis do produto da peroxidação Lipídica, o malondialdeído (MDA) em leitor de microplaca Tecan Infinite M Plex

## 2.4 Atividade enzimática

#### 2.4.1 Superóxido dismutase

A atividade da superóxido dismutase (SOD) foi mensurada em leitor de microplacas conforme descrito por MALDESH e BALASUBRAMANIAN 1988, baseado na capacidade desta enzima em catalisar a reação do superóxido ( $^{\bullet}O_2^-$ ) em peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) e, assim, diminuir a razão de auto-oxidação do pirogalol. O meio reacional continha uma alíquota de amostra, solução tampão fosfato de potássio (2 mol/L) em pH 8,0, e [3-(4,5-dimetiltiazol-2-yl)-2,5 difenilbrometo de tetrazolina] (MTT) (1,25 mmol/L) mais pirogalol (5 mmol/L). A mistura foi colocada em estufa com temperatura a 37°C por cinco minutos. Posteriormente, foi adicionado Dimetilsulfóxido (DMSO). A leitura da foi realizada em microplaca à  $\lambda = 570$  nm. Resultados foram expressos em U SOD/mg de tecido.

#### 2.4.2 Catalase

A atividade da catalase (CAT) foi mensurada segundo (HADWAN; ABED, 2016), com pequenas modificações, utilizando  $H_2O_2$  como substrato e molibdato de amônio produzindo uma cor amarelada ( $\lambda = 374$ nm). O meio reacional continha amostra em peróxido de hidrogênio (20 mmol / L), tampão fosfato de sódio e potássio (50 mM, pH 7,4) e amostra. Após 5 min foi adicionado 150 $\mu$ L de molibdato de amônio (32,4 mmole / L). Para excluir a interferência de outros aminoácidos, foi realizado um teste de controle para cada amostra. Este continha amostra, tampão fosfato de sódio e potássio (pH 7,0) e molibdato de amônio. A atividade específica de CAT foi determinada pela curva padrão a partir de concentrações conhecidas de peróxido de hidrogênio e os resultados foram expressos como kU / mg de tecido.

#### 2.4.3 Glutathione S-transferase

A atividade da enzima glutathione S-transferase (GST) foi mensurada de acordo com Habig et al., (1974), através da formação do conjugado glutathione-2,4-dinitrobenzeno (CDNB). A atividade da enzima foi estimada em uma mistura contendo CDBN 1 mM em etanol, Glutathione Redutase (GSH) 1 mM, e tampão fosfato de potássio (pH 7.0) 2 mol/L e uma alíquota do homogenato. O aumento da absorvância ( $\lambda = 340 \text{ nm}$ ) foi observado por a cada 30s até 90 s. O coeficiente de extinção molar do CDBN  $\epsilon_{340} = 9,6 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$  foi utilizado para os cálculos e os resultados foram expressos em  $\mu\text{mol/ min/g}$ .

#### 2.5.4 Peroxidação lipídica.

Os sobrenadantes das amostras foram homogeneizados em solução TBARS contendo ácido tricloroacético (15%), ácido tiobarbitúrico (0,375%) e ácido clorídrico (6%) para quantificação dos níveis de malondialdeído (MDA) (BUEGE e AUST, 1978). Em seguida, foram mantidas em banho-maria (90°C) por 40 minutos. Posteriormente, as amostras foram resfriadas, foi adicionado álcool butílico e agitadas fortemente por aproximadamente dois minutos. Após agitadas as amostras foram centrifugadas por 10 minutos e o sobrenadante superior foi lido a  $\lambda = 535 \text{ nm}$ . Para realizar os cálculos dos níveis de MDA em cada amostra foi utilizado uma curva padrão a partir de concentrações conhecidas de 1,1,3,3-tetramethoxypropane (TMPO). Resultados foram expressos em  $\mu\text{mole de produto/mL}$ .

## 2.6 Integrated Biomarker Response (IBR)

O índice *Integrated Biomarker Response* (IBR) integra os valores de todos os biomarcadores utilizados (enzimas e nível de peroxidação lipídica). Essa ferramenta que fornecer respostas de avaliação in situ para compreender as relações entre os biomarcadores e níveis de contaminação dos locais. Nós mensuramos conforme descrito por Beliaeff e Burgeot, (2002) e atualizado por

Sanchez et al. (2013) e Devin et al. (2014), por meio da interface CALIBRI (<https://liec-univ-lorraine.shinyapps.io/calibri>).

Esse índice foi calculado de acordo com o seguinte procedimento:

I- Cálculo da média (X) da atividade de cada biomarcador das duas áreas recifais, períodos e das três diferentes condições, do valor médio total (m) e desvio padrão (s) em todas as concentrações para cada biomarcador.

II- Padronização dos dados:  $Y=(Xm)/s$ , onde Y é o valor padronizado do biomarcador em relação ao estresse avaliado.

III- Cálculo do coeficiente Z, onde  $Z=Y$  ou  $-Y$ , em função da atividade esperada para cada biomarcador, em termos de ativação ou inibição em relação ao impacto estudado, respectivamente. No presente trabalho foi considerado  $Z=Y$ .

IV- Cálculo do valor de S a partir do valor mínimo obtido de cada biomarcador em todas as áreas recifais, períodos e condições, sendo  $S=Z+|Min|$ . Um gráfico de radar é gerado utilizando os valores padronizados dos biomarcadores.

V- Cálculo do índice IBR:  $IBR = \sum Ai$ , que é a soma de todas as áreas triangulares adjacentes do gráfico de radar, sendo

$$Ai = S_i * S_{i+1} * \sin(2\pi/k) / 2.$$

Para minimizar os efeitos do posicionamento de cada biomarcador no gráfico de radar, sobre os valores de  $Ai$ , o valor final do IBR é calculado a partir de permutação de todas as possibilidades de ordem dos biomarcadores no gráfico, sendo  $(K-1)!/2$ , onde K=número de biomarcadores utilizado. Neste estudo,  $K = 4$ .

## 2.7 Análises estatísticas

Para comparar a atividade enzimática dos corais nas duas zonas recifais, foi testada a normalidade dos dados e a homogeneidade das variâncias. Atendendo a estes pressupostos, foram utilizadas Análises de

Variância Multifatoriais (ANOVAs), tendo como fatores preditivos períodos de coleta, áreas recifais e condição das colônias. Havendo resultados significativos, foi aplicado o teste de Tukey para comparação de médias.

Para identificar a influência dos nutrientes inorgânicos e dos parâmetros ambientais sobre as atividades das enzimas antioxidantes e a peroxidação lipídica, foram aplicadas análises de correlação a estes dados. Para isso foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson (ZAR, 1999).

Estas análises foram aplicadas através do ambiente R (R CORE TEAM 2017). Utilizando o pacote, *corrplot* para a correlação de Pearson (WEI e SIMKO, 2021). Em todas as análises foi considerado o nível de significância de 5%.

A análise de Modelo Linear Baseado em Distância (DistLM) (LEGENDRE e ANDERSON, 1999, MCARDLE e ANDERSON, 2001) foi aplicada aos valores do IBR para verificar o quanto da variação nestes valores é explicada pelos parâmetros da água e identificar o conjunto de preditores ambientais que possui um efeito significativo sobre o IBR. Foram utilizados como preditores os nutrientes inorgânicos (amônia, fosfato, nitrito e nitrato), o pH e a temperatura.

Para a escolha do melhor modelo ajustado foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC), que leva em consideração variáveis contínuas. Os modelos foram ajustados usando a matriz de distância Euclidianas para dados não transformados dos valores do IBR e matriz de distância Euclidiana de dados ambientais. Uma Análise de Redundância Baseada em Distâncias (dbRDA) foi utilizada para examinar graficamente a influência das variáveis preditoras na variabilidade dos valores do IBR (ANDERSON et al., 2008). Estas análises foram aplicadas através do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2020) do ambiente R.

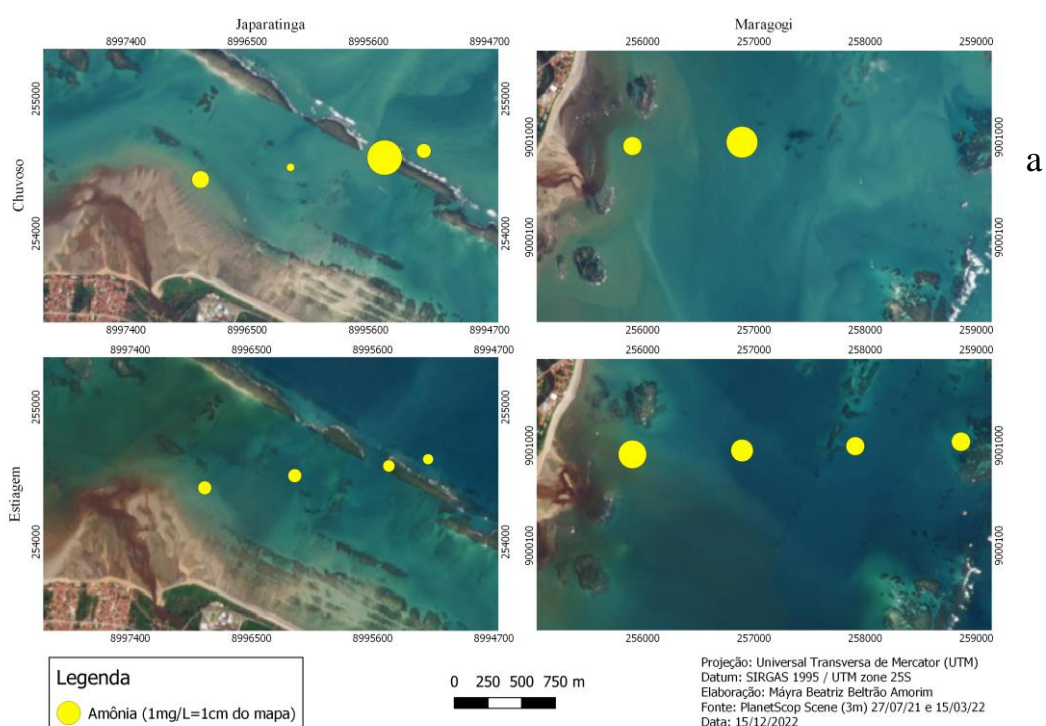
### 3. RESULTADOS

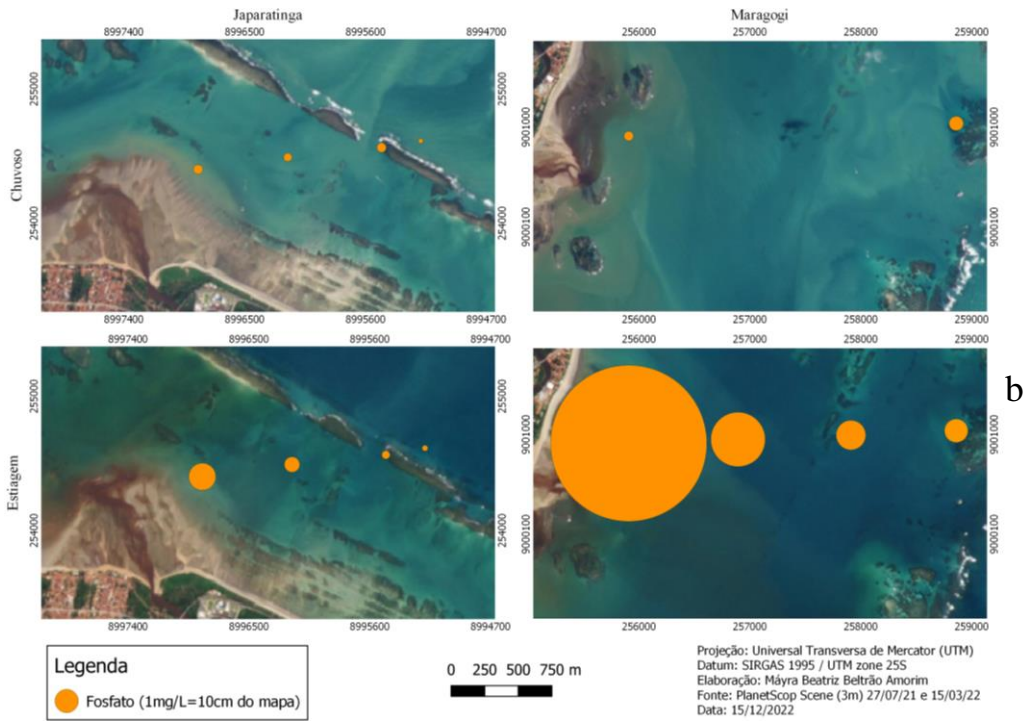
#### 3.1 Caracterização das plumas dos rios e parâmetros ambientais

As plumas dos dois rios que deságuam próximos aos recifes estudados apresentaram as maiores áreas superficiais no período chuvoso e nas marés de sizígia, 2,52 e 3,24 km<sup>2</sup> para os rios Maragogi, próximo a área B, e Salgado, próximo a área A, respectivamente. Apesar disto, apenas na área B no período de estiagem durante a maré de quadratura, a pluma do rio alcançou o recife (APÊNDICE I). Em nenhum outro momento as plumas dos rios alcançaram os recifes estudados.

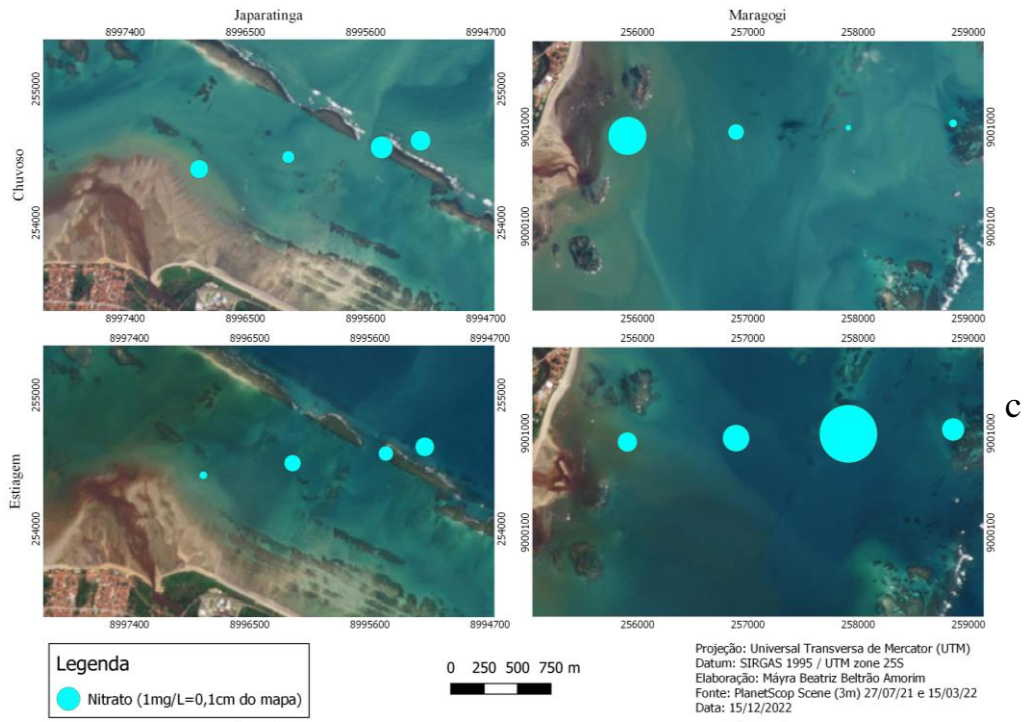
Os valores médios de pH e temperatura nos dois períodos e áreas de estudo variaram entre 7,78 e 8,12 e 28,8 e 30°C, respectivamente, ao longo dos transectos (APÊNDICE II).

As maiores concentrações de amônia foram registrados na área B (0,98 ± 0,87 mg/L) no período chuvoso (fig. 5, a). Já para a concentração de fósforo, no período de estiagem, os valores para fósforo foram maiores nos pontos mais distantes do recife, resultando em um gradiente decrescente desde a desembocadura (0,44 ± 0,35 mg/l) até a área recifal (0,06 ± 0,04 mg/L) (fig. 05, b). As maiores concentrações de nitrito foram registradas na área A no período de estiagem (45 ± 6,24 mg/L) e na área B no período chuvoso (64,33 ± 9,01 mg/L) (fig. 05, c). Em ambos os recifes, as concentrações de nitrato foram maiores no período de estiagem (fig.5, d).

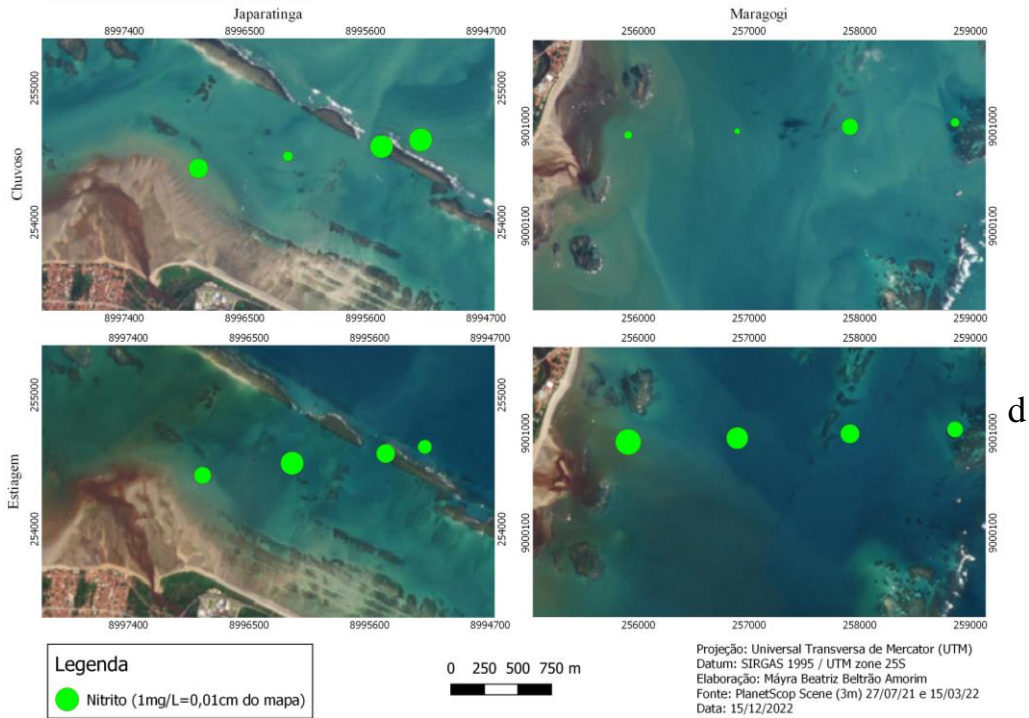




b



c



d

Figura 03: desenho esquemático dos gradientes de nutrientes inorgânicos os transectos dos rios Maragogi e Salgado até as áreas recifais de Maragogi e Japaratinga nos períodos de chuva e estiagem, sendo: amônia (a), fosfato (b), nitrato (c) e nitrito (d). Fonte: Google Eath.

### 3.2 Atividade das enzimas antioxidantes e peroxidação lipídica

Os níveis de SOD apresentaram os maiores valores no período chuvoso em B, para colônias saudáveis,  $8.89 \pm 1.37$  U/ mg de tecido, fracamente branqueadas e branqueadas  $8.31 \pm 0.82$  U/ mg de tecido. Em A os valores variaram pouco entre períodos e condições, indo de  $7.81 \pm 0.17$  U/ mg de tecido a  $8.07 \pm 0.63$  U/ mg de tecido para colônias fracamente braqueadas e de  $8.77 \pm 0.97$  U/ mg de tecido a  $7.94 \pm 0.73$  U/ mg de tecido para colônias branqueadas (fig. 6, a).

Os maiores valores para os níveis de atividade de CAT das colônias saudáveis foram registrados no período chuvoso, tanto em B ( $193,22 \pm 35,29$  U/KU mg de tecido) quanto em A ( $182,60 \pm 58,23$  U/KU mg de tecido). No período de estiagem os maiores valores para CAT foram encontrados para as colônias fracamente branqueadas em B ( $180,21 \pm 19,62$  U/KU mg de tecido) (fig. 6, b).

As colônias branqueadas apresentaram os maiores valores dos níveis de atividade de GST, sendo  $1,36 \pm 0,92$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mL}$  em B no período chuvoso e  $1,08 \pm 0,53$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mL}$  em A no período de estiagem. Os menores valores foram registrados para as colônias saudáveis (fig. 6, c).

Já os níveis de peroxidadação lipídica foram superiores na estiagem em B para as colônias nas três condições de vitalidade, apresentando os maiores valores para as branqueadas ( $154,81 \pm 80,10$   $\mu\text{mol}/\text{mg}$  de tecido) (fig. 6, d). Diferente de A, onde níveis de peroxidação lipídica das colônias foram menores para todos os períodos e condições, exceto para colônias saudáveis no período de estiagem ( $132,35 \pm 124,97$   $\mu\text{mol}/\text{mg}$  de tecido) (fig. 6, d).

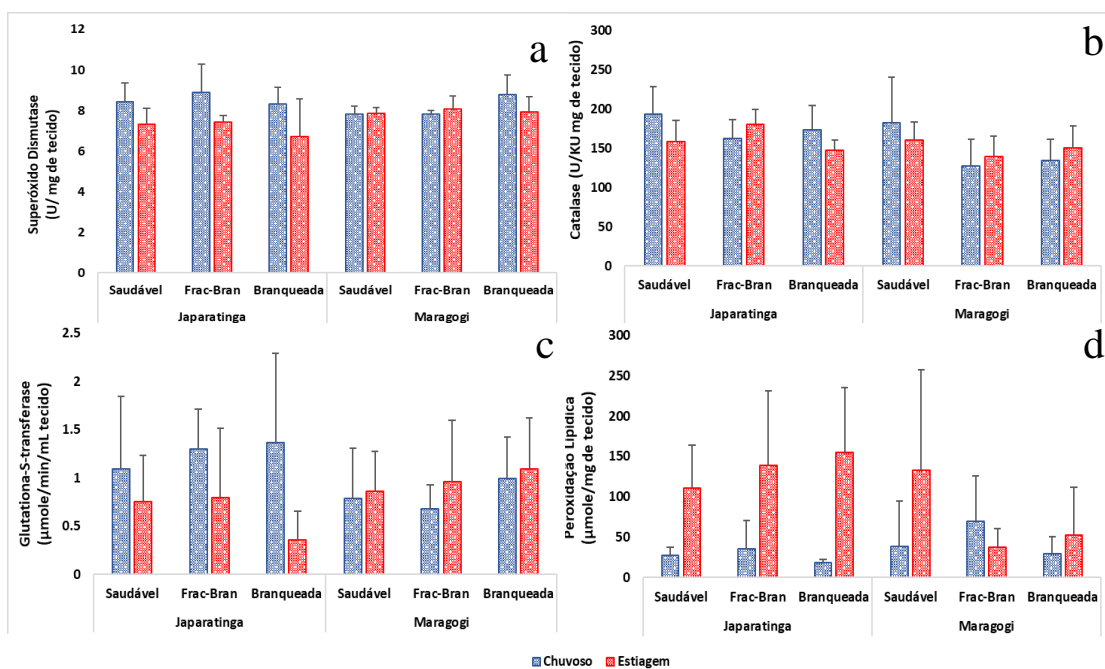


Figura 04: Valores médios ( $\pm$  desvio padrão) da atividade das enzimas antioxidantes: (a) Superóxido dismutase (U/mg de tecido); (b) Catalase (U/kU/mg de tecido); (c) Glutathiona-S-Transferase ( $\mu$ mole/min/mg de tecido); (d) de Peroxidação Lipídica ( $\mu$ mole/mg de tecido) da espécie *Siderastrea sp.* nos períodos chuvoso e de estiagem nas duas zonas de exclusão da APA Costa dos Corais, AL.

Para os valores de SOD, foram encontradas diferenças significativas entre períodos em B ( $F= 26,82$  e  $p= 0,00$ ) (APÊNDICE III), para as colônias fracamente branqueadas, ( $t= 0,01$ ) e também para branqueadas entre os períodos ( $t= 0,00$ ).

Através das análises de variância foi possível verifica diferenças significativas nos valores da atividade de CAT entre as áreas ( $F= 15,24$  e  $p= 0,00$ ) e entre colônias com diferentes condições ( $F= 7,84$  e  $p=0,00$ ) (APÊNDICE III). O teste tukey para comparação de médias indicou diferenças significativas entre colônias saudáveis com fracamente braqueadas ( $t= 0,00$ ) e branqueadas ( $t= 0,00$ ) na área A no período chuvoso. A atividade de CAT também diferiu significativamente para colônias saudáveis nos diferentes períodos ( $t= 0,02$ ).

A atividade de enzima GST diferiram significativamente apenas entre períodos ( $F= 5,40$  e  $p= 0,02$ ) (APÊNDICE III), para as colônias branqueadas ( $t= 0,00$ ).

Os níveis da peroxidação lipídica, apresentaram diferenças significativas para a interação dos 3 fatores, períodos, áreas recifais e condições ( $F= 5,08$  e  $p= 0,01$ ) (APÊNDICE III). O teste *a posteriori* indicou que estas diferenças estão entre colônias fracamente branqueadas ( $t= 0,00$ ) e branqueadas ( $t= 0,00$ ) da área B entre os períodos. Na área A, os valores da peroxidação lipídica das colônias saudáveis diferiram significativamente dos valores registrados para as fracamente branqueadas na estiagem ( $t= 0,01$ ) e os valores registrados para colônias saudáveis diferiram significativamente entre os dois períodos ( $t= 0,01$ ). Além disso, na estiagem houve diferenças significativas nestes valores para colônias fracamente branqueadas ( $t= 0,00$ ) e branqueadas ( $t= 0,00$ ).

Os maiores valores para o IBR foram encontrados para colônias da área B no período chuvoso, independente da condição ( $8,73 \pm 0,39$  para colônias saudáveis,  $8,94 \pm 1,59$  para as fracamente branqueadas e  $7,84 \pm 0,9$  para as branqueadas) (fig. 7). Esses valores foram resultado da contribuição dos valores de atividade das três enzimas, destacando-se CAT em colônias saudáveis, SOD e GST para as fracamente branqueadas e branqueadas (fig. 8, a, e, i). Além disso, foram observados valores mais elevados para o IBR no período de estiagem em colônias fracamente branqueadas da área B e saudáveis da área A ( $7,3 \pm 0,36$  e  $7,17 \pm 0,03$ , respectivamente) (fig. 7), tendo esses valores a contribuição dos quatro biomarcadores (fig. 8, f, d).

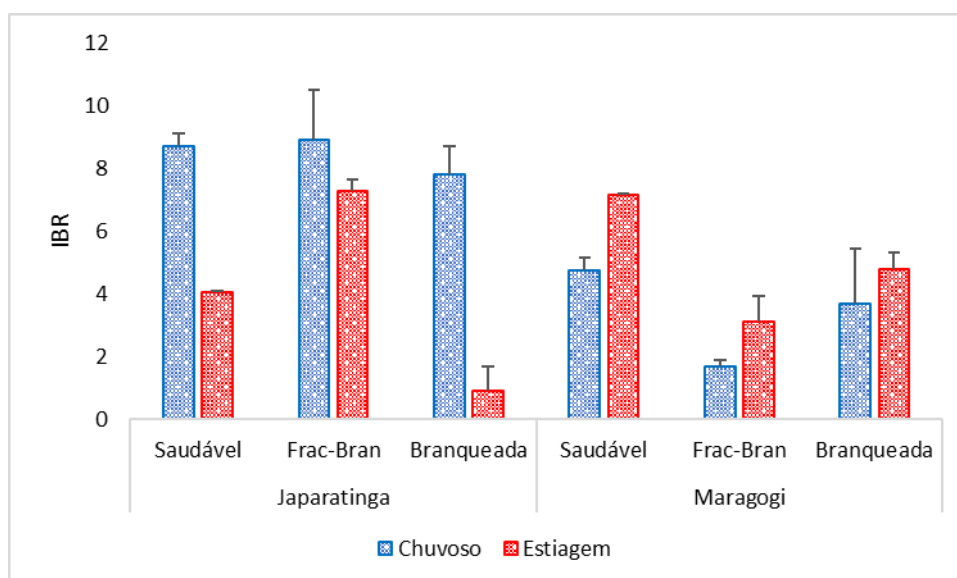


Figura 05: valores do IBR (Integrated Biomarker Response) calculados para *Siderastrea* sp. de colônias Saudáveis, fracamente branqueadas (Frac-Bran) e Branqueadas nos períodos chuvoso e de estiagem nas áreas A e B.

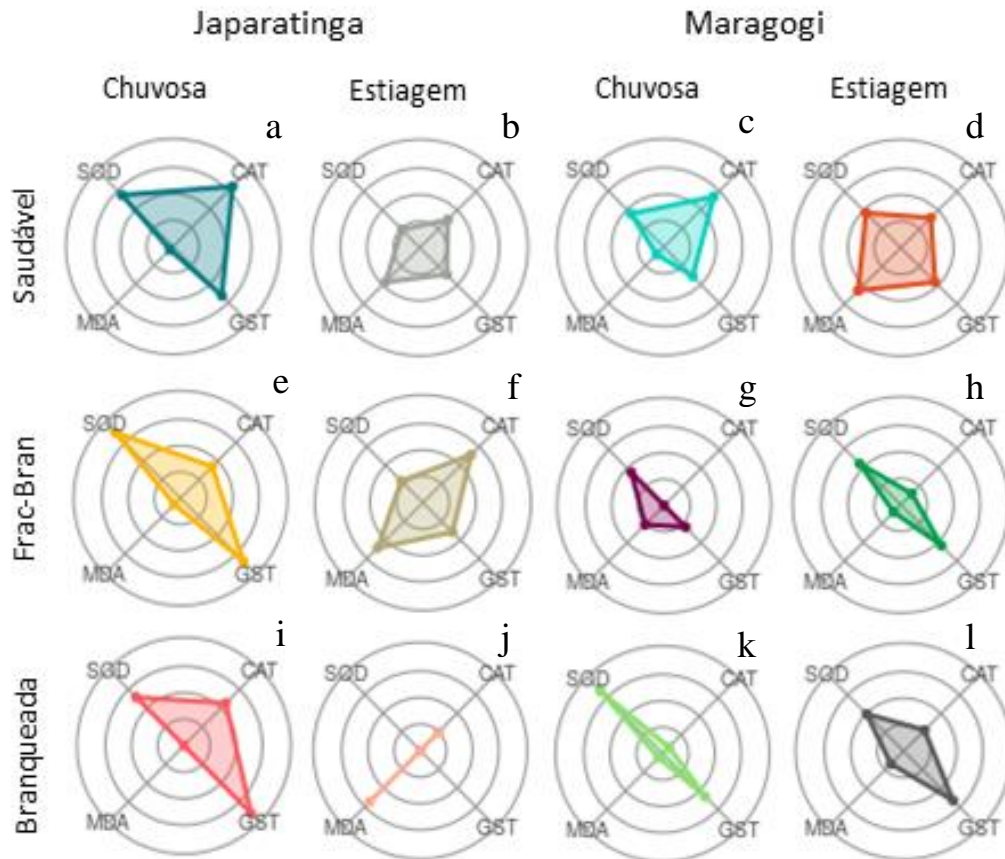


Figura 06: Gráfico de radar com os biomarcadores (CAT=Catalase, SOD= Superóxido dismutase, GST=glutathione S-transferase e MDA= malondialdeído) do coral *Siderastrea* sp. nas áreas recifais de Japaratinga (A) e Maragogi (B) de colônias saudáveis, fracamente branqueadas e branqueadas nos períodos chuvoso e de estiagem.

As análises de correlação entre os nutrientes inorgânicos e parâmetros ambientais, atividades enzimáticas antioxidantes e peroxidação lipídica indicam que houve correlações positivas significativas da SOD com as concentrações de amônia ( $\rho=0,61$ ,  $p= 0,003$ ), nitrato ( $\rho=0,52$ ,  $p= 0,007$ ) e com o pH ( $\rho=0,82$ ,  $p= 0,000$ ), e correlação negativa significativa com a temperatura ( $\rho=-0,74$ ,  $p= 0,000$ ).

A GST apresentou resultado semelhante, tendo correlações positivas com as concentrações de amônia ( $\rho=0,72$ ,  $p= 0,000$ ), de nitrato ( $\rho=0,38$ ,  $p=$

0,013) e o pH ( $\rho=0,68$ ,  $p= 0,000$ ) e correlação negativa com a temperatura ( $\rho=-0,68$ ,  $p= 0,000$ ).

Os valores da atividade da CAT apresentaram correlação positiva com as concentrações de amônia ( $\rho=0,50$ ,  $p= 0,021$ ) e correlação negativa com as concentrações de fósforo ( $\rho=-0,56$ ,  $p= 0,000$ ). A peroxidação lipídica, por outro lado, apresentou correlações negativas com as concentrações de amônia ( $\rho=-0,55$ ,  $p= 0,006$ ), nitrato ( $\rho=-0,55$ ,  $p= 0,004$ ) e o pH ( $\rho=-0,82$ ,  $p= 0,000$ ) e correlação positiva com a temperatura ( $\rho=0,71$ ,  $p= 0,000$ ) (fig. 9, a).

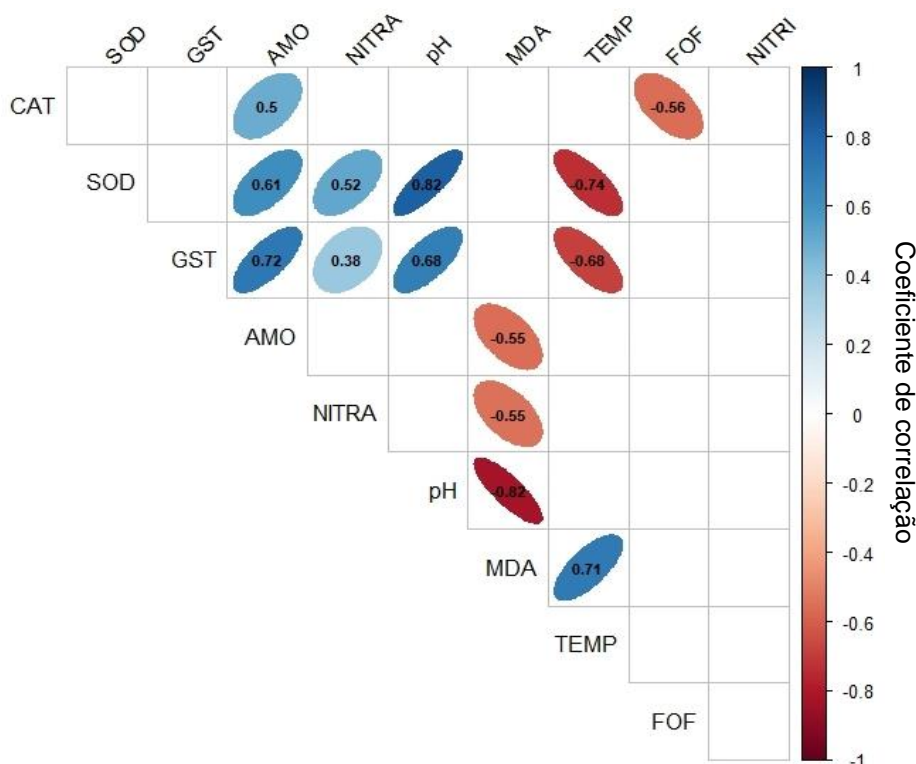


Figura 07: Análise de correlação de Pearson das atividades enzimáticas antioxidantes: catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD), glutathione-S-transferase (GST) e peroxidação lipídica (MDA) com os nutrientes inorgânicos amônia (AMO), fosfato (FOF), nitrito (NITRI) e nitrato (NITRA) e fatores físico-químicos da água, temperatura (TEMP) e pH (considerando aqui, períodos, recifes e condições como réplicas).

O melhor modelo proposto pela análise de DistLM resultou em um percentual de explicação de variação dos valores do IBR pelos parâmetros ambientais medidos nos diferentes períodos, áreas recifais e condições, de 55,2% para o eixo 1 e de apenas 0,04% para o eixo 2. Resultado significativo nos testes marginais foram encontrados apenas para as concentrações de

amônia (Pseudo-F=10,56;  $p=0,006$ ). Um padrão de agrupamento dos maiores valores do IBR para as colônias da área B no período chuvoso em todas as condições e no período de estiagem para colônias fracamente branqueadas e na área A no período de estiagem pra colônias saudáveis, em relação a maiores concentrações de amônia é evidente (Fig. 8).

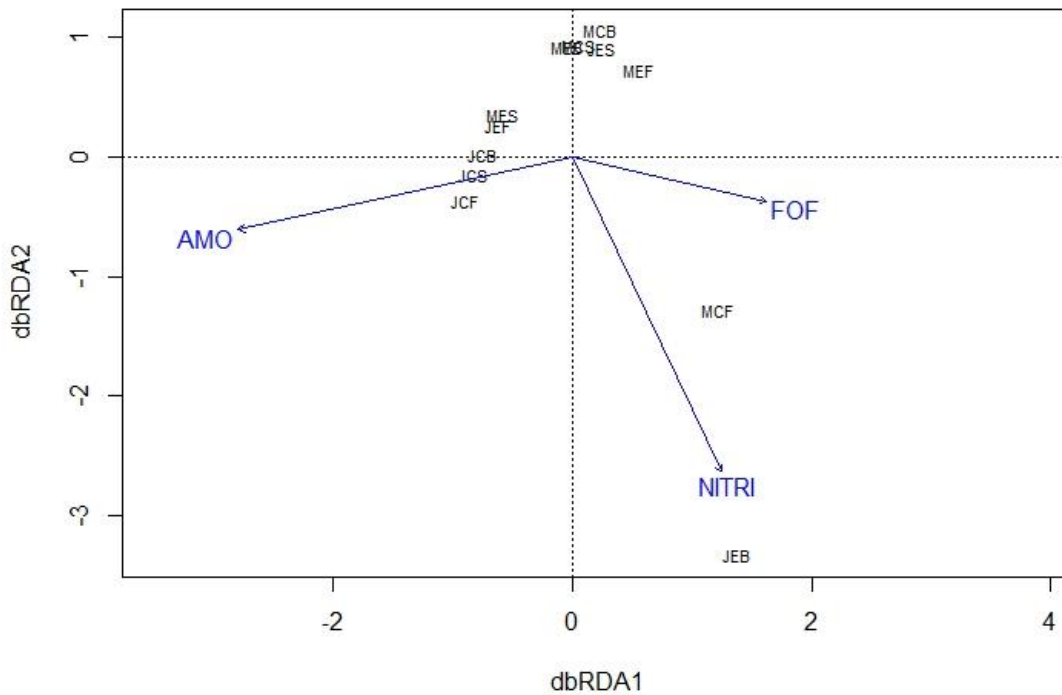


Figura 8: Análise de Redundância Baseada em Distâncias (dbRDA) para os valores do IBR a partir dos resultados do Modelo Linear Baseado em Distancias (DistLM) utilizando as concentrações de amônia (AMO), fosfato(FOF), nitrito (NITRI) e nitrato e os valores de pH e temperatura medidos na água superficial como variáveis explicativas, nas diferentes áreas recifais (M=A e J=B), períodos (C=chuvoso e E=estiagem) e condições das colônias (S=saudável, F=fracamente branqueada e B=branqueada).

## DISCUSSÃO

Os resultados encontrados no presente trabalho indicam influência continental sobre os recifes de corais rasos em termos de nutrientes inorgânicos em especial amônia, causando estresse oxidativo e degradação celular em colônias de *Siderastrea* sp. na área recifal mais próxima da costa (B) em período chuvoso, momento em que a pluma do rio atinge os recifes. De maneira geral, foi possível detectar impacto sobre essa área, mesmo sendo

uma área *no-take*, através da atividade enzimática, em colônias saudáveis e fracamente branqueadas, e maior atividade de GST em colônias fracamente branqueadas e branqueadas e maiores níveis de peroxidação lipídica em colônias branqueadas, confirmando as 3 hipóteses propostas no presente trabalho.

Os recifes de coral estão sofrendo degradação principalmente próximo das grandes cidades das regiões costeiras tropicais, sendo apontada como o principal fator dessa degradação, a poluição pelo aumento do esgoto doméstico causando a eutrofização desses ecossistemas (BINDOFF et al., 2019; DONOVAN et al., 2020). Esses estressores provocam alterações dos valores de temperatura, períodos de chuvas e grandes variações de muitos parâmetros hidrológicos, sendo detectadas essas alterações em áreas recifais da costa brasileira (DONELSON et al., 2012; OLESO et al., 2017), como por exemplo no litoral Nordeste do Brasil em áreas recifais inseridas na APACC (FONSECA et al., 2002) incluindo os recifes do presente estudo (ICMBio, 2021).

Esses recifes, mesmo apresentando bons níveis de resiliência e eficácia de manejo, como a *no-take* de Maragogi (A) (NUNES et al, 2022) ainda sofrem de forma indireta por fatores locais como a poluição. Em trabalhos realizados nas áreas recifais de Barreiras (PE), Paripueira (AL) (STEINER et al., 2015; AUED et al., 2018) e a área A do presente estudo (NUNES et al, 2022), foi encontrado uma cobertura recifal dominada por algas. Essa dominância de algas nos recifes é associada ao crescimento acelerado desses organismos, (PEREIRA et al. 2013; LEÃO et al., 2015), principalmente pela poluição orgânica onde há excesso de nutrientes se dá pela descarga dos rios (PEREIRA et al. 2013).

Quase todos os rios ao longo da costa do nordeste estão sujeitos a precipitação média anual entre 1000 mm e 1500 mm, conforme o clima da região, em que esses rios experimentam uma variação sazonal de enchentes durante a estação chuvosa alterando assim os parâmetros físico-químicos da água (KNOPPERS ET AL., 2002). Dessa forma, as chuvas nessas regiões são fenômenos sazonais que influenciam os parâmetros oceanográficos pela descarga e potencial alcance das plumas desses rios (JALES et al., 2021).

Diferentes estudos sugerem que a entrada do rio conseqüentemente causa variações nos parâmetros da água como pH, temperatura podem influenciar diretamente no crescimento e vitalidades dos corais e favorecer outros organismos como as algas (GRAY et al., 2012; KLINE et al., 2015). Além das mudanças nos parâmetros físico-químicos das águas, alterações nas concentrações de nutrientes inorgânicos também foram observadas para os recifes do presente estudo, ultrapassando os níveis permitidos para os ambientes marinhos principalmente na área B.

No presente trabalho as concentrações dos nutrientes inorgânicos foram cerca de duas vezes maiores para amônia (0,98 mg/L), 40 vezes maiores para nitrato (16,43 mg/L) e mais de 900 vezes maiores para nitrito (64,33 mg/L) do que as concentrações limites permitidas pelo CONAMA para ambientes marinhos (APÊNDICE II).

Na área A, no período de estiagem a concentração de fósforo apresentou valores mais elevados no ponto mais próximo da desembocadura do rio, e foi decrescendo ao longo do gradiente de distâncias até a área recifal. Esse aumento possivelmente tem origem em esgotos domésticos liberados sem tratamento no rio e conseqüentemente no mar (SMOL et al., 2020). Além disso, outro fator que pode contribuir para essa alta concentração de fósforo é a baixa diluição desse nutriente em decorrência da redução da precipitação e conseqüentemente redução do nível de água dos rios e córregos (LESACK et al., 1984; PAERL et al., 1990; DE GRAAFF et al., 2011), e mesmo nos recifes longe da costa houve concentrações elevadas desse nutriente.

Com a proximidade da costa, além dos recifes funcionarem como barreira da ação mecânica para as ondas, deixando das águas da região entre os recifes e praia mais calmas durante a baixa mar, os recifes funcionam também como regiões de depósito (FRADE et al., 2020). Conseqüentemente esses fatores ocasionam o acúmulo de sedimento, nutrientes inorgânicos e matéria orgânica, e com o aumento da dinâmica e conseqüentemente o revolvimento durante o ciclo de maré, voltam a entrar em contato com o recife (COMEROS-RAYNAL et al., 2021; GARZON-GARCIA et al., 2021).

Como resultado, as concentrações elevadas de nutrientes, que são os principais fatores limitantes que alteram a produtividade primária dos ecossistemas aquáticos/marinhos, podem causar eutrofização, (FENG et al.,

2023). Esse processo afeta os ecossistemas recifais reduzindo a comunidade coralínea induzido o branqueamento e, a longo prazo, a morte dos corais (ROGER, 1990; BAKER et al., 2008).

Na área recifal B, não houve grande variação nos valores das concentrações de nutrientes inorgânicos ao longo dos transectos entre os períodos de chuva e estiagem, onde valores acima dos limites aceitáveis para águas marinhas ocorreram em ambos os períodos. Essa exposição frequente a esses nutrientes pode causar estresse crônico nos corais (MORRIS et al., 2019; BAIRD et al., 2021).

Esse estresse pode induzir a formação de Espécies Reativas de oxigênio e nitrogênio em excesso, o que leva a peroxidação lipídica. Na tentativa de manter a homeostase redox os corais também contam com um aporte antioxidante enzimático para controlar os níveis das espécies reativas como mecanismo de defesa (JAMEEL et al., 2019; MUHAMMAD et al., 2021; MOAZAMIAN et al., 2022).

Foi observado que durante o período chuvoso as colônias saudáveis apresentaram maior atividade das enzimas SOD e CAT. Em uma situação de estresse que leva ao aumento da formação de espécies reativas, a atividade das enzimas antioxidantes na tentativa de estabelecer o equilíbrio redox. O aumento da atividade dessas enzimas, possivelmente é uma resposta celular adaptativa objetivando reparar e manter a estabilidade da saúde dos corais (LIMÓN-PACHECO e GONSEBATT, 2009; ZHANG et al., 2022).

As altas atividades enzimáticas de SOD e CAT coincidem com altos valores de amônia, nitrato e o pH da água nas mesmas áreas recifais, período e condição. Isso sugere que as colônias de *Siderastrea* sp., mesmo saudáveis estão sob estresse, tentando equilibrar a produção de espécies reativas provocadas pela alteração na concentração de nutrientes inorgânicos na água.

Por outro lado, observa-se que a atividade da CAT diminuiu em colônias fracamente branqueadas e branqueadas, indicando redução da capacidade de prevenção de danos oxidativos. Esse resultado pode ser um indicativo de processo de exaustão enzimática que ocorre após um aumento excessivo das atividades antioxidantes, devido a exposição ao estresse a longo prazo (CUPERTINO et al., 2013; FREITAS et al., 2016; HU et al., 2018). Os resultados significativamente maiores para a atividade desta enzima,

encontrados na comparação entre as colônias saudáveis com as demais condições, comprovam essa diferença da redução de atividade enzimática, maior nas saudáveis e menor nas fracamente branqueadas e branqueadas.

Estudos experimentais expondo corais escleractínicos a elevação da temperatura e concentrações de salinidade, o coral *Montipora capricornis* quando exposto a temperatura elevada, tiveram maiores valores de atividade enzimática, SOD e CAT, principalmente a SOD, apresentando sinais de branqueamento (DIAS et al., 2019). Este resultado pode se aproximar dos resultados encontrados no presente trabalho onde a maiores atividades de SOD em colônias fracamente branqueadas e no período chuvoso.

A enzima antioxidante GST também é considerado como um biomarcador, e está envolvida na desintoxicação de xenobióticos (AMADOR et al., 2020; RIBEIRO et al., 2020), com importante função nas reações de fase II, exercendo papel de biotransformação de moléculas, para facilitar a excreção de moléculas antioxidantes, principalmente aldeídos (SILVA, SERRANO e DE ALMEIDA, 2020; SILVA et al., 2020). Observamos que a atividade da GST aumentou nas colônias fracamente branqueadas e branqueadas no período chuvoso na área de Japaratinga B. Esse aumento, possivelmente ocorreu para controlar o aumento na formação de metabólitos da peroxidação lipídica.

A maior atividade da GST no período de estiagem nesta mesma área recifal está relacionada com os maiores valores de temperatura da água superficial, como pode ser evidenciado pela forte correlação encontrada entre estes dois parâmetros. Diferença nas atividades para essa enzima também foi apontada para as colônias branqueadas nessas mesmas áreas entre os períodos. Também foi observada uma forte correlação entre o aumento da atividade de GST e as maiores concentrações de amônia, nitrato e o pH da água. A atividade da GST, tende a aumentar em casos de uma exposição prolongada á diferentes tipos de poluentes (agentes potencialmente estressores) (DIAS et al., 2019), o que pode justificar também o aumento da sua atividade entre as áreas. Dependendo da intensidade e duração do estresse, bem como das variações nos parâmetros ambientais, pode ocorrer prejuízo nas respostas dos corais, afetando também na sua recuperação (DIAS et al., 2019; TRAVESSO et al., 2023)

Em estudo com o coral *Echinopora lamellosa* (Esper, 1791), Dias e colaboradores (2019), encontraram em experimento de laboratório maior atividade da GST em colônias expostas a altas temperaturas. O oposto foi observado no presente trabalho, em que colônias em situações de baixas temperaturas apresentaram maior atividade.

Podemos observar esse efeito no presente estudo na área recifal B, de Japaratinga, no período chuvoso, onde as colônias apresentaram baixos níveis de peroxidação lipídica. A situação inversa ocorreu no período de estiagem nos mesmos recifes, onde a atividade da GST caiu, conseqüentemente tendo um aumento expressivo na peroxidação lipídica que leva a degradação celular. (RIO, STEWART E PELLEGRINI, 2005, ZHANG et al., 2022).

As correlações negativas com concentrações dos compostos nitrogenados (amônia e nitrato), os valores de pH e correlação positiva com a temperatura sobre os níveis de peroxidação lipídica, são indicativos da existência de estresse oxidativo ocasionado pelos nutrientes inorgânicos e a temperatura, contribuindo fortemente no aumento da peroxidação lipídica (DIAS et al., 2019). Esse biomarcador de estresse oxidativo é uma peça importante no processo de avaliação do equilíbrio redox dos tecidos saudáveis e danificados (MARROCOS et al., 2017).

Como última estratégia de defesa à exposição prolongada ao estresse, as colônias expulsam as zooxantelas de seus tecidos provocando o branqueamento, deixando as colônias mais vulneráveis (JIMÉNEZ e CORTÉS, 2003; MIES et al., 2020; BANHA et al., 2020). No presente trabalho as colônias branqueadas tiveram aumento das atividades enzimáticas antioxidantes quando houve o registro dos maiores valores das concentrações dos nutrientes inorgânicos e aumento expressivo na peroxidação lipídica, indicando que essas colônias branqueadas, mesmo após dano celular, ainda estão sob estresse.

Para análise integrada dos biomarcadores enzimáticos, a abordagem do IBR tem se mostrado uma ferramenta potencial que usa a resposta dos biomarcadores para avaliar a sensibilidade dos corais aos efeitos tóxicos de contaminantes e/ou poluentes. Valores mais altos de IBR indicam aumento na resposta biológica e pior condição de saúde do organismo (HOU et al., 2016; PAUL et al., 2020), assim como encontrado no presente estudo. Colônias das três condições no período chuvoso em Japaratinga apresentaram os maiores

valores de IBR, indicando que as colônias de *Siderastrea* sp. estão com a saúde prejudicada pelo estresse causado pela temperatura e poluentes, principalmente as branqueadas.

A concentração de amônia foi a variável ambiental que melhor explicou as variações de IBR pelo DistLM. Relações encontradas em colônias saudáveis, fracamente branqueadas e branqueadas da área B no período chuvoso e eventualmente fracamente branqueadas da mesma área. Já na área A colônias saudáveis na estiagem são influenciadas pelo aumento deste parâmetro na água.

A utilização do IBR como ferramenta na avaliação das respostas biológicas das espécies ao estresse a partir de diferentes biomarcadores, foi considerada uma ferramenta consistente na avaliação *in situ* dos impactos locais relacionados ao excesso de nutrientes inorgânicos trazidos pela descarga dos rios sobre os recifes costeiros rasos. Outros trabalhos, indicam que a abordagem do IBR foi consistente para diferentes organismos como os mexilhões (BROOKS et al., 2015), camarões (LI et al., 2018) e peixes (SALGADO et al., 2019), enfatizando a eficácia do IBR na interpretação do conjunto das atividades das enzimas antioxidantes em respostas aos poluentes.

Com isso, estressores podem levar a uma disfunção nos corais comprometendo seu metabolismo secundário, como as taxas de calcificação por exemplo, uma vez, que após a expulsão das zooxantelas, as taxas de carbono obtidas pela fotossíntese dos simbiossitos são reduzidas e a simbiose é cortada (COSTA et al., 2021; MILLER et al., 2021). Dessa forma, afetando também a reserva de energia essencial para enfrentar o estresse, dependendo agora da taxa de alimentação heterotrófica, necessitando o aumento da atividade metabólica nos processos de desintoxicação em resposta ao estresse (KRÄMER, IGLESIAS-PRIETO e ENRÍQUEZ, 2022), com isso os corais se tornam mais sensíveis a outros estressores como o aumento da temperatura, se tornando mais vulneráveis ao branqueamento.

Estudos experimentais em laboratório que investigaram o estresse oxidativo em corais escleractíneos e hidrocorais em relação a temperatura, mostram que os níveis de capacidade antioxidante em *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1785) são aproximadamente 3 vezes menores em comparação com

*Mussismilia harttii* (Verrill, 1868) (LUZ et al., 2018; MARANGONI et al., 2017), podendo indicar que hidrocorais apresentam maior tolerância ao estresse.

Entretanto, outro trabalho de estresse oxidativo em duas espécies de corais escleractíneos, *M. harttii* e *Siderastrea* sp., as colônias branqueadas de *Siderastrea* sp. apresentaram valores duas vezes maiores de IBR do que colônias saudáveis em uma zona aberta a atividades humanas, com valores maiores da atividade de GST e peroxidação lipídica compondo o valor do IBR apontando que o branqueamento em si é uma sinalização da existência do estresse oxidativo e ocorrência de dano celular nos corais (CAMILO, 2022), de maneira similar ao encontrado no presente estudo para a mesma espécie.

A condição de estresse pode causar ainda uma redução na capacidade de resiliência dos corais, uma vez que esses eventos de poluição ocorrem regularmente, sendo caracterizados como baixo nível de poluição crônica, agindo de maneira sutil e influenciando na resiliência desses organismos e aumentando sua suscetibilidade a outros estressores (MARAGONI et al., 2017). Dessa forma, alterando as funções ecológicas que influenciam diretamente nas características do ambiente recifal como um todo, podendo diminuir a resiliência desse ecossistema (NUNES et al., 2022).

Os corais escleractíneos, como a *Siderastrea* sp., de áreas recifais próximas à costa como a área B, são suscetíveis aos efeitos ambientais que podem resultar no estresse oxidativo aos corais (DIAS et al., 2019; MORRIS et al., 2019; BAIRD et al., 2021). No presente trabalho, o alcance da pluma do rio ao recife, as fortes correlações entre as concentrações dos nutrientes e os níveis de atividade das enzimas e os maiores valores de IBR, indicam que no período chuvoso, os recifes mais próximos recebem maior aporte de nutrientes inorgânicos o que leva ao desequilíbrio redox e consequentemente o estresse oxidativo e, em alguns casos, dano celular e branqueamento.

A amônia foi o nutriente inorgânico mais expressivo relacionado com as atividades das enzimas antioxidantes e os valores de IBR, tendo maior concentração deste nutriente no recife B. Também presentes nessa área recifal, nitrito e nitrato em conjunto criam uma concentração relativamente alta de compostos de nitrogênio reativos, produzindo estresse não só aos corais, mas também às microalgas como as zooxantelas (CUET te al., 2011; DIAS et

al., 2019). Conseqüentemente, esse estresse nas microalgas gera uma reação de aumento da produção da biomassa, agravando ainda mais o estresse nos tecidos dos corais causando quebra da relação com o simbiote provocando ou intensificando o branqueamento (ZHAO et al., 2021).

As respostas dos biomarcadores ao estresse oxidativo em relação aos nutrientes inorgânicos mostram uma diminuição da capacidade antioxidante e aumento de danos oxidativos nos corais, o que indica maior suscetibilidade ao branqueamento quando expostos ao conjunto de estressores (nutriente inorgânicos e temperatura). Assim a eutrofização do ecossistema recifal decorrente do input de nutrientes inorgânicos de origem continental e o contínuo contato com esses poluentes afeta a saúde dos corais, alterando a composição e funções ecológicas do recife, reduzindo o potencial de resiliência recifal. É válido ressaltar que mesmo sendo áreas de exclusão, onde não há o impacto direto da presença humana, estas zonas estão sujeitas a impacto e os corais estão sob estresse. Isso é um aspecto relevante quando discute-se a eficiência dessas áreas na conservação dos ambientes recifais. O impacto continental diminui essa eficiência do zoneamento e conseqüentemente a resiliência do recife.

Desta forma, sugere-se que as atividades das enzimas antioxidantes no coral pétreo *Siderastrea* sp. diferem pelo efeito sazonal, em função do aumento na concentração de nutrientes, além do processo de runoff (PAULINO et al., 2022) proveniente do aumento da descarga continental, e diferem também em relação às condições de vitalidade das colônias saudáveis, fracamente branqueadas e principalmente as branqueadas, com maior resposta a exposição prolongada aos nutrientes inorgânicos, afetando assim a saúde dos corais causando estresse oxidativo, aceitando as hipóteses aqui propostas. Sugere-se ainda, a eficácia da ferramenta IBR no monitoramento da saúde dos ecossistemas recifais e na investigação de suas possíveis causas, além de auxiliar no manejo e tomadas de decisões sobre a conservação de recifes de coral.

Para trabalhos futuros ressalta-se a necessidade da realização de experimentos em laboratório, controlando diversos parâmetros, como os aqui estudados, para que seja possível avaliar a relação de causa e efeito entre os

nutrientes inorgânicos e a atividade enzimática das enzimas antioxidantes dos corais pétreos, e quais outros fatores também podem estar envolvidos no branqueamento dos corais.

## REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. PERMANOVA+ FOR PRIMER: GUIDE TO SOFTWARE AND STATISTICAL METHODS. PLYMOUTH: PRIMER-E, PLYMOUTH, UK, 2008.
- ALAGOAS, GOVERNO DO ESTADO DE ALAGOAS. IMA, INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE ALAGOAS. COBERTURA VEGETAL DO ESTADO DE ALAGOAS & MANGUES DE ALAGOAS. (COORD. AFRÂNIO FARIAS DE MENEZES). MACEIÓ: INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE ALAGOAS, 2010.
- AMADOR, V. C. ET AL. POSSIBLE METSULFURON HERBICIDE DETOXIFICATION BY A ORYZA SATIVA L. GLUTATHIONE S-TRANSFERASE ENZYME. BRAZILIAN ARCHIVES OF BIOLOGY AND TECHNOLOGY, V. 63, 2020. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2020180571>.
- ARRIGO, A. P. GENE EXPRESSION. AND THIOL REDOX STATE. FREE RADIC BIOL MED. 27:936-44, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0891-5849\(99\)00175-6](https://doi.org/10.1016/S0891-5849(99)00175-6).
- AUED, A. W. ET AL. LARGE-SCALE PATTERNS OF BENTHIC MARINE COMMUNITIES IN THE BRAZILIAN PROVINCE. PLOS ONE, V. 13, N. 6, P. E0198452, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198452>.
- BAIRD, M. E. ET AL. THE EFFECT OF NATURAL AND ANTHROPOGENIC NUTRIENT AND SEDIMENT LOADS ON CORAL OXIDATIVE STRESS ON RUNOFF-EXPOSED REEFS. MARINE POLLUTION BULLETIN, V. 168, P. 112409, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112409>.
- BANHA, T. N. S. ET AL. LOW CORAL MORTALITY DURING THE MOST INTENSE BLEACHING EVENT EVER RECORDED IN SUBTROPICAL SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS. CORAL REEFS, P. 1-7, 2020. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01856-y>.
- BELIAEFF, B. ;BURGEOT, T. INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE: A USEFUL TOOL FOR ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT. ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY, V. 21(6), P. 1316-1322, PMID: 12069320. 2002. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210629>.
- BELLWOOD, D. R.; ET AL. CORAL REEF CONSERVATION IN THE ANTHROPOCENE: CONFRONTING SPATIAL MISMATCHES AND PRIORITIZING FUNCTIONS. BIOL. CONSERV. 236, 604–615. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.056>.
- BINDOFF, NATHANIEL L. ET AL. CHANGING OCEAN, MARINE ECOSYSTEMS, AND DEPENDENT COMMUNITIES. IPCC SPECIAL

- REPORT ON THE OCEAN AND CRYOSPHERE IN A CHANGING CLIMATE, P. 477-587, 2019. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.007>.
- BRASIL, MARINHA. MARINHA DO BRASIL. FONTE: WWW. MARINHA. MIL. BR/AMRJ/HISTORICO, 2017.
- BROOKS, S. J. ET AL. INTEGRATED BIOMARKER ASSESSMENT OF THE EFFECTS OF TAILING DISCHARGES FROM AN IRON ORE MINE USING BLUE MUSSELS (MYTILUS SPP.). SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, V. 524, P. 104-114, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.135>.
- BUEGE, J. A.; AUST, S. D. [30] MICROSOMAL LIPID PEROXIDATION. IN: METHODS IN ENZYMOLOGY. ACADEMIC PRESS, 1978. P. 302-310. 1978. [https://doi.org/10.1016/S0076-6879\(78\)52032-6](https://doi.org/10.1016/S0076-6879(78)52032-6).
- CAMILO, J. P. G. UTILIZAÇÃO DE BIOMARCADORES ENZIMÁTICOS E INDICADORES ECOLÓGICOS NA AVALIAÇÃO DE RECIFES DE CORAL EM ÁREA MARINHA PROTEGIDA / 2022. DISSERTAÇÃO (MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS. INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE. PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO NOS TRÓPICOS. MACEIÓ, 2021.
- CHENG, C.M. ET AL. EFFECTS OF CILIATE INFECTION ON THE ACTIVITIES OF TWO ANTIOXIDANT ENZYMES (SOD AND CAT) IN CAPTIVE CORAL (GONIOPOREA COLUMNA) AND EVALUATION OF DRUG THERAPY. BIOLOGY, V. 10, N. 11, P. 1216, 2021. <https://doi.org/10.3390/biology10111216>.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2000. RESOLUÇÃO Nº 357, 17 DE MARÇO DE 2005. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005.
- COMEROS-RAYNAL, M. T. ET AL. CATCHMENT TO SEA CONNECTION: IMPACTS OF TERRESTRIAL RUN-OFF ON BENTHIC ECOSYSTEMS IN AMERICAN SAMOA. MARINE POLLUTION BULLETIN, V. 169, P. 112530, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112530>.
- COSTA, A. P. L. ET AL. SPECIES-SPECIFIC OXIDATIVE STRESS RESPONSES AND CELLULAR ENERGY ALLOCATION AFTER CORAL SHIPPING. AQUACULTURE REPORTS, V. 19, P. 100623, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100623>.
- CROOK, E. D. ET AL. CALCIFYING CORAL ABUNDANCE NEAR LOW-PH SPRINGS: IMPLICATIONS FOR FUTURE OCEAN ACIDIFICATION. CORAL REEFS, V. 31, P. 239-245, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0839-y>
- CUET, P. ET AL. CNP BUDGETS OF A CORAL-DOMINATED FRINGING REEF AT LA RÉUNION, FRANCE: COUPLING OF OCEANIC PHOSPHATE AND GROUNDWATER NITRATE. CORAL REEFS, V. 30, N. 1, P. 45-55, 2011. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0744-4>.
- CUPERTINO, M. C. ET AL. LONG-LASTING MORPHOFUNCTIONAL REMODELLING OF LIVER PARENCHYMA AND STROMA AFTER A SINGLE EXPOSURE TO LOW AND MODERATE DOSES OF CADMIUM

- IN RATS. INTERNATIONAL JOURNAL OF EXPERIMENTAL PATHOLOGY, V. 94, N. 5, P. 343-351, 2013. <https://doi.org/10.1111/iep.12046>.
- CZIESIELSKI, M. J.; SCHMIDT-ROACH, S.; ARANDA, M. THE PAST, PRESENT, AND FUTURE OF CORAL HEAT STRESS STUDIES. ECOLOGY AND EVOLUTION, V. 9, N. 17, P. 10055-10066, 2019. <https://doi.org/10.1002/ece3.5576>.
- DE GRAAFF, M. S. ET AL. ENERGY AND PHOSPHORUS RECOVERY FROM BLACK WATER. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY, V. 63, N. 11, P. 2759-2765, 2011. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.558>.
- DEVIN, S. ET AL. THE INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE REVISITED: OPTIMIZATION TO AVOID MISUSE. ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH, V. 21, P. 2448–2454, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2169-9>.
- DEL RIO, D.; STEWART, A. J.; PELLEGRINI, N. A. REVIEW OF RECENT STUDIES ON MALONDIALDEHYDE AS TOXIC MOLECULE AND BIOLOGICAL MARKER OF OXIDATIVE STRESS. 23 NUTRITION, METABOLISM AND CARDIOVASCULAR DISEASES, V. 15, P. 316-328, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.numecd.2005.05.003>.
- DIAS, M. ET AL. OXIDATIVE STRESS ON SCLERACTINIAN CORAL FRAGMENTS FOLLOWING EXPOSURE TO HIGH TEMPERATURE AND LOW SALINITY. ECOLOGICAL INDICATORS, V. 107, P. 105586, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105586>.
- DONELSON, J. M. ET AL. RAPID TRANSGENERATIONAL ACCLIMATION OF A TROPICAL REEF FISH TO CLIMATE CHANGE. NATURE CLIMATE CHANGE, V. 2, N. 1, P. 30-32, 2012. <https://doi.org/10.1038/nclimate1323>.
- DONIDA, B. INVESTIGAÇÃO DOS BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO E INFLAMAÇÃO EM PACIENTES PORTADORES DE MUCOPOLISSACARIDOSE TIPO IVA SUBMETIDOS À TERAPIA DE REPOSIÇÃO ENZIMÁTICA. 2015. TESE (MESTRADO) – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS, PORTO ALEGRE, 2015.
- DONOVAN, M. ET AL. NITROGEN POLLUTION INTERACTS WITH HEAT STRESS TO INCREASE CORAL BLEACHING ACROSS THE SEASCAPE. PROC NATL ACAD SCI U S A 117, 5351–5357. 2020. <https://doi.org/10.1073/pnas.1915395117>.
- FONSECA, R.S. ET AL. ECOSSISTEMA RECIFAL DA PRAIA DE PORTO DE GALINHAS (IPOJUCA, PERNAMBUCO): BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA E HIDROLOGIA. BOLETIM TÉCNICO-CIENTÍFICO DO CEPENE, 10(1), 9-26. 2002.
- FRADE, P. R. ET AL. SPATIAL PATTERNS OF MICROBIAL COMMUNITIES ACROSS SURFACE WATERS OF THE GREAT BARRIER REEF. COMMUNICATIONS BIOLOGY, V. 3, N. 1, P. 1-14, 2020. <https://doi.org/10.1038/s42003-020-01166-y>.

- FREITAS, R. B. ET AL. EUTERPE EDULIS EXTRACT BUT NOT OIL ENHANCES ANTIOXIDANT DEFENSES AND PROTECTS AGAINST NONALCOHOLIC FATTY LIVER DISEASE INDUCED BY A HIGH-FAT DIET IN RATS. *OXIDATIVE MEDICINE AND CELLULAR LONGEVITY*, V. 2016, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/8173876>.
- GARZON-GARCIA, A. ET AL. THE BIOAVAILABILITY OF NITROGEN ASSOCIATED WITH SEDIMENT IN RIVERINE PLUMES OF THE GREAT BARRIER REEF. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, V. 173, P. 112910, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112910>.
- GRAY, S. E. C. ET AL. SHORT-TERM AND SEASONAL PH, PCO<sub>2</sub> AND SATURATION STATE VARIABILITY IN A CORAL-REEF ECOSYSTEM. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, V. 26, N. 3, 2012. <https://doi.org/10.1029/2011GB004114>.
- GUO, J ET AL. POTENTIAL IMPACTS OF ANTHROPOGENIC NUTRIENT ENRICHMENT ON CORAL REEFS IN THE SOUTH CHINA SEA: EVIDENCE FROM NUTRIENT AND CHLOROPHYLL A LEVELS IN SEAWATER. *ENVIRONMENTAL SCIENCE: PROCESSES & IMPACTS*, V. 21, N. 10, P. 1745-1753, 2019. <https://doi.org/10.1039/C9EM00331B>.
- JAMES, R. K. ET AL. CLIMATE CHANGE MITIGATION BY CORAL REEFS AND SEAGRASS BEDS AT RISK: HOW GLOBAL CHANGE COMPROMISES COASTAL ECOSYSTEM SERVICES. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, V. 857, P. 159576, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159576>
- HOU, J ET AL. ANTIOXIDANT ENZYME ACTIVITIES AS BIOMARKERS OF FLUVIAL BIOFILM TO ZNO NPS ECOTOXICITY AND THE INTEGRATED BIOMARKER RESPONSES (IBR) ASSESSMENT. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, V. 133, P. 10-17, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.06.014>.
- HU, R. W. et al. Curcumin in hepatobiliary disease: Pharmacotherapeutic properties and emerging potential clinical applications. *Annals of hepatology*, v. 16, n. 6, p. 835-841, 2018. <https://doi.org/10.5604/01.3001.0010.5273>.
- ICMBIO (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). PLANO DE MANEJO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA DOS CORAIS. TAMANDARÉ/PE, 2021.
- IGHODARO, O. M.; AKINLOYE, O. A. FIRST LINE DEFENCE ANTIOXIDANTS-SUPEROXIDE DISMUTASE (SOD), CATALASE (CAT) AND GLUTATHIONE PEROXIDASE (GPX): THEIR FUNDAMENTAL ROLE IN THE ENTIRE ANTIOXIDANT DEFENCE GRID. *ALEXANDRIA JOURNAL OF MEDICINE*, V. 54, N. 4, P. 287-293, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ajme.2017.09.001>.
- JACONDINO, C. B. ET AL. ASSOCIAÇÃO DO TABAGISMO COM BIOMARCADORES REDOX E FATORES DE RISCO CARDIOMETABÓLICOS EM IDOSOS. *CADERNOS SAÚDE COLETIVA*, V. 27, P. 45-52, 2019. <https://doi.org/10.1590/1414-462X201900010279>.

- JAMEEL, M. ET AL. HAZARDOUS SUBCELLULAR EFFECTS OF FIPRONIL DIRECTLY INFLUENCE THE ORGANISMAL PARAMETERS OF SPODOPTERA LITURA. ECOTOX. ENVIRON. SAFE. 172, 216-224. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.076>.
- JIMÉNEZ, C. E.; CORTÉS, J. CORAL COVER CHANGE ASSOCIATED TO EL NINO, EASTERN PACIFIC, COSTA RICA, 1992–2001. MARINE ECOLOGY, V. 24, N. 3, P. 179-192, 2003. <https://doi-org.ez9.periodicos.capes.gov.br/10.1046/j.1439-0485.2003.03814.x>.
- KLINE, D. I. ET AL. SIX MONTH IN SITU HIGH-RESOLUTION CARBONATE CHEMISTRY AND TEMPERATURE STUDY ON A CORAL REEF FLAT REVEALS ASYNCHRONOUS PH AND TEMPERATURE ANOMALIES. PLOS ONE, V. 10, N. 6, P. E0127648, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127648>.
- KRÄMER, W. E.; IGLESIAS-PRIETO, R.; ENRÍQUEZ, S.. EVALUATION OF THE CURRENT UNDERSTANDING OF THE IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON CORAL PHYSIOLOGY AFTER THREE DECADES OF EXPERIMENTAL RESEARCH. COMMUNICATIONS BIOLOGY, V. 5, N. 1, P. 1418, 2022. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-04353-1>.
- LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P. E TESTA, V. CORALS AND CORAL REEFS OF BRAZIL. EM CORTÊS J (ED.) LATIN AMERICA CORAL REEFS. ELSEVIER. AMSTERDÃ, HOLANDA. PP. 9-52, 2003. <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50003-5>
- LEGENRE, .; ANDERSON, M. J. DISTANCE-BASED REDUNDANCY ANALYSIS: TESTING MULTISPECIES RESPONSES IN MULTIFACTORIAL ECOLOGICAL EXPERIMENTS. ECOLOGICAL MONOGRAPHYS 69: 1–24. 1999. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2).
- LESACK, L. F. W.; HECKY, R. E.; MELACK, J. M. TRANSPORT OF CARBON, NITROGEN, PHOSPHORUS, AND MAJOR SOLUTES IN THE GAMBIA RIVER, WEST AFRICA 1. LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY, V. 29, N. 4, P. 816-830, 1984. <https://doi.org/10.4319/lo.1984.29.4.0816>.
- LESSER, M. P. CORAL BLEACHING: CAUSES AND MECHANISMS. IN: CORAL REEFS: NA ECOSYSTEM IN TRANSITION. SPRINGER, DORDRECHT, PP. 405–419. 2011. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4\\_23](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4_23).
- LI, J. Y. ET AL. ACUTE TOXICITY AND THE EFFECT ON ANTIOXIDANT ENZYME ACTIVITY OF POLYCHAETE PERINEREIS AIBUHITENSIS EXPOSED TO CRUDE OIL IN SEAWATER. RESEARCH OF ENVIRONMENTAL SCIENCES 31 (11), 1972–1978. 2018. <https://doi.org/10.13198/j.issn.1001-6929.2018.03.10>.
- LIMÓN-PACHECO, JORGE; GONSEBATT, MARÍA E. THE ROLE OF ANTIOXIDANTS AND ANTIOXIDANT-RELATED ENZYMES IN PROTECTIVE RESPONSES TO ENVIRONMENTALLY INDUCED OXIDATIVE STRESS. MUTATION RESEARCH/GENETIC TOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL MUTAGENESIS, V. 674, N. 1-2, P. 137-147, 2009. <http://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2008.09.015>.

- LUZ, D.C., ET AL.,. OXIDATIVE STRESS IN THE HYDROCORAL MILLEPORA ALCICORNIS EXPOSED TO CO<sub>2</sub>-DRIVEN SEAWATER ACIDIFICATION. CORAL REEFS. 37, 571–579. 2018. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-1681-2>.
- MAGEL, J. M. T. ET AL. EFFECTS OF BLEACHING-ASSOCIATED MASS CORAL MORTALITY ON REEF STRUCTURAL COMPLEXITY ACROSS A GRADIENT OF LOCAL DISTURBANCE. SCIENTIFIC REPOR. 9:2512, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37713-1>.
- MAGEL, J. M. T; DIMOFF, S. A.; BAUM, J. K. DIRECT AND INDIRECT EFFECTS OF CLIMATE CHANGE-AMPLIFIED PULSE HEAT STRESS EVENTS ON CORAL REEF FISH COMMUNITIES. ECOLOGICAL APPLICATIONS, P. E02124, 2020. <https://doi.org/10.1002/eap.2124>.
- MARANGONI, L. F. B.; MARQUES, J. A.; BIANCHINI, A. FISILOGIA DE CORAIS-A SIMBIOSE CORAL-ZOOXANTELA, O FENÔMEN DE BRANQUEAMENTO E O PROCESSO DE CALCIFICAÇÃO. ZILBERBERG, C. ET AL. CONHECENDO OS RECIFES BRASILEIROS REDE DE PESQUISAS CORAL VIVO. RIO DE JANEIRO: MUSEU NACIONAL, 2016.
- MARANGONI, L. F. B., ET AL.,. COPPER EFFECTS ON BIOMARKERS ASSOCIATED WITH PHOTO- SYNTHESIS, OXIDATIVE STATUS AND CALCIFICATION IN THE BRAZILIAN CORAL MUSSISMILIA HARTTII (SCLERACTINIA, MUSSIDAE). MAR. ENVIRON. RES. 130, 248–257. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.08.002>.
- MARQUES, J. A. ET AL. ENVIRONMENTAL HEALTH IN SOUTHWESTERN ATLANTIC CORAL REEFS: GEOCHEMICAL, WATER QUALITY AND ECOLOGICAL INDICATORS. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, V. 651, P. 261-270, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.154>.
- MARROCCO, I.; ALTIERI, F.; PELUSO, I. MEDIÇÃO E SIGNIFICADO CLÍNICO DE BIOMARCADORES DE ESTRESSE OXIDATIVO EM HUMANOS. ÓXIDO. MED. CÉLULA. LONGEV. 2017,1-32. 2017 <https://doi.org/10.1155/2017/6501046>.
- MCARDLE, B. H.; ANDERSON, M. J. FITTING MULTIVARIATE MODELS TO COMMUNITY DATA: A COMMENT ON DISTANCE-BASED REDUNDANCY ANALYSIS. ECOLOGY 82: 290–297. 2001. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMMTCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2).
- MIES, M. 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. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00514>.
- MILLER, I. B. ET AL. TOXIC EFFECTS OF UV FILTERS FROM SUNSCREENS ON CORAL REEFS REVISITED: REGULATORY ASPECTS FOR “REEF SAFE” PRODUCTS. ENVIRONMENTAL SCIENCES EUROPE, v. 33, N. 1, P. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00515-w>.
- MOAZAMIAN, ARON ET AL. OXIDATIVE STRESS AND REPRODUCTIVE FUNCTION: SPERM TELOMERES, OXIDATIVE STRESS, AND

- INFERTILITY. REPRODUCTION, V. 164, N. 6, P. F125-F133, 2022. <https://doi.org/10.1530/rep-22-0189>.
- MORRIS, L. A. ET AL. NUTRIENT AVAILABILITY AND METABOLISM AFFECT THE STABILITY OF CORAL–SYMBIODINIACEAE SYMBIOSES. TRENDS IN MICROBIOLOGY, V. 27, N. 8, P. 678-689, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2019.03.004>.
- MUHAMMAD, A. ET AL. TOXIC EFFECTS OF ACUTE EXPOSURE TO POLYSTYRENE MICROPLASTICS AND NANOPLASTICS ON THE MODEL INSECT, SILKWORM BOMBYX MORI. ENVIRON. POLLUT. 285, 117255, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117255>.
- NOAA - ADMINISTRAÇÃO NACIONAL OCEÂNICA E ATMOSFÉRICA DISPONÍVEL EM: [HTTPS://WWW.NOAA.GOV/](https://www.noaa.gov/). ATUALIZADO EM 7 DE DEZEMBRO DE 2022.
- NUNES, V. F. C., FERREIRA, M. T. O., JUNIOR, F. F., AMORIM, M. B. B., SAMPAIO, C. L., & PINTO, T. K. DO MARINE PROTECTED AREAS PROTECT SHALLOW CORAL REEF SYSTEMS? A RESILIENCE-BASED MANAGEMENT APPROACH IN TROPICAL SOUTHWESTERN ATLANTIC REEFS. JOURNAL OF COASTAL CONSERVATION, V. 26, N. 6, P. 79, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11852-022-00930-y>
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECs, E., WAGNER, H. VEGAN: COMMUNITY ECOLOGY PACKAGE. R PACKAGE VERSION 2.5-7,2020. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- PAERL, H. W.; RUDEK, J.; MALLIN, MICHAEL A. STIMULATION OF PHYTOPLANKTON PRODUCTION IN COASTAL WATERS BY NATURAL RAINFALL INPUTS: NUTRITIONAL AND TROPHIC IMPLICATIONS. MARINE BIOLOGY, V. 107, N. 2, P. 247-254, 1990. <https://doi.org/10.1007/BF01319823>.
- PAUL, T. ET AL. A MULTI-BIOMARKER APPROACH USING INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE TO ASSESS THE EFFECT OF PH ON TRICLOSAN TOXICITY IN PANGASIANODON HYPOPHthalmus (SAUVAGE, 1878), ENVIRONMENTAL POLLUTION, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114001>.
- PAULINO, G. V. B. ET AL. MICROBIOTA OF HEALTHY AND BLEACHED CORALS OF THE SPECIES SIDERASTREA STELLATA IN RESPONSE TO RIVER INFLUX AND SEASONALITY IN BRAZILIAN NORTHEAST. ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH, P. 1-14, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23976-9>.
- PEREIRA, R. ET AL. CLIMATE CHANGE VULNERABILITY ASSESSMENT OF THE DISCOVERY COAST AND ABROLHOS SHELF, BRAZIL. RIO DE JANEIRO, CONSERVATION INTERNATIONAL, 79P, 2013.
- PINTO, K. M. C. PERFIS DE BIOMARCADORES INFLAMATÓRIOS SOLÚVEIS E DO ESTRESSE OXIDATIVO EM MULHERES JOVENS SUBMETIDAS A TREINAMENTO PARA HIPERTROFIA MUSCULAR UTILIZANDO DIFERENTES DURAÇÕES DE AÇÕES MUSCULARES, 2016. TESE

(DOUTORADO) – UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO. INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E BIOLÓGICAS. NÚCLEO DE PESQUISA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, MINAS GERAIS, 2016.

- R CORE TEAM. R: A LANGUAGE AND ENVIRONMENT FOR STATISTICAL COMPUTING. R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING, VIENNA, AUSTRIA. 2017 URL <https://www.R-project.org/>.
- RIBEIRO, E. B. ET AL. BIOMARKERS (GLUTATHIONE S-TRANSFERASE AND CATALASE) AND MICROORGANISMS IN SOFT TISSUES OF CRASSOSTREA RHIZOPHORAE TO ASSESS CONTAMINATION OF SEAFOOD IN BRAZIL. MARINE POLLUTION BULLETIN, V. 158, P. 111348, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111348>.
- SANCHEZ, W. ET AL. A NOVEL “INTEGRATED BIOMARKER RESPONSE” CALCULATION BASED ON REFERENCE DEVIATION CONCEPT. ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH, V. 20, P. 2721–2725, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1359-1>.
- SALEEM, R.; AFSHEEN, S. ANALYSIS OF ANTIOXIDANTS IN WATER STRIDERS (HEMIPTERA: GERRIDAE) AS BIOINDICATOR OF WATER POLLUTION. BRAZILIAN JOURNAL OF BIOLOGY, V. 84, 2022. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.258106>.
- SALGADO, L. D ET AL. INTEGRATED ASSESSMENT OF SEDIMENT CONTAMINANT LEVELS AND BIOLOGICAL RESPONSES IN SENTINEL FISH SPECIES ATHERINELLA BRASILIENSIS FROM A SUBTROPICAL ESTUARY IN SOUTH ATLANTIC. CHEMOSPHERE 219, 15–27 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.204>.
- SEMARH - SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS. DISPONÍVEL EM: <http://www.semarh.al.gov.br/>. ATUALIZADO EM 2022.
- SCAVIA, D. ET AL. CLIMATE CHANGE IMPACTS ON US COASTAL AND MARINE ECOSYSTEMS. ESTUARIES, V. 25, N. 2, P. 149-164, 2002. <https://doi.org/10.1007/bf02691304>.
- SCHNEEBERGER, K.; CZIRJÁK, G. Á.; VOIGT, C.C. FRUGIVORY IS ASSOCIATED WITH LOW MEASURES OF PLASMA OXIDATIVE STRESS AND HIGH ANTIOXIDANT CONCENTRATION IN FREERANGING BATS. NATURWISSENSCHAFTEN 101 (4), 285–290, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00114-014-1155-5>.
- SILBIGER, N. J. ET AL. NUTRIENT POLLUTION DISRUPTS KEY ECOSYSTEM FUNCTIONS ON CORAL REEFS. PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B, V. 285, N. 1880, P. 20172718, 2018. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2718>.
- SILVA, D.; SERRANO, L.; DE ALMEIDA, E. A. BIOCHEMICAL BIOMARKERS IN NILE IFERENT (OREOCHROMIS NILOTICUS LINNAEUS, 1758) OF IFERENTE WEIGHTS EXPOSED TO CONTAMINANTS. REVISTA DE BIOLOGIA NEOTROPICAL/JOURNAL OF NEOTROPICAL BIOLOGY, V. 17, N. 2, P. 145-156, 2020. <https://doi.org/10.5216/rbn.v17i2.63433>.

- SILVA, J. R. V. ET AL. FLUXOFENIM APPLIED ON WHEAT AS A SAFENER FOR PROTECTION AGAINST SMETOLACHLOR HERBICIDE. ARQUIVOS DO INSTITUTO BIOLÓGICO, V. 78, P. 401-407, 2020. <https://doi.org/10.1590/1808-1657v78p4012011>.
- SMOL, M. ET AL. STRATEGIES FOR SUSTAINABLE AND CIRCULAR MANAGEMENT OF PHOSPHORUS IN THE BALTIC SEA REGION: THE HOLISTIC APPROACH OF THE INPHOS PROJECT. SUSTAINABILITY, V. 12, N. 6, P. 2567, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12062567>.
- STEINER, A. Q. ET AL. ZONAÇÃO DE RECIFES EMERSOS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL COSTA DOS CORAIS, NORDESTE DO BRASIL. IHERINGIA, SÉRIE ZOOLOGIA, PORTO ALEGRE, 105(2):184-192, 30 DE JUNHO, 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151052184192>.
- THOMPSON, A.; MARTIN, K.; LOGAN, M. DEVELOPMENT OF THE CORAL INDEX, A SUMMARY OF CORAL REEF RESILIENCE AS A GUIDE FOR MANAGEMENT. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, V. 271, P. 111038, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111038>.
- TRAVESSO, M. ET AL. COMBINED EFFECT OF MARINE HEATWAVES AND LIGHT INTENSITY ON THE CELLULAR STRESS RESPONSE AND PHOTOPHYSIOLOGY OF THE LEATHER CORAL SARCOPHYTON CF. GLAUCUM. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, V. 861, P. 160460, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160460>.
- WADSWORTH, A. B. STANDARD METHODS. THE WILLIAMS AND WILKINS CO., BALTIMORE, P. 226, 1947.
- WEI, T.; SIMKO, V. R PACKAGE 'CORRLOT': VISUALIZATION OF A CORRELATION MATRIX. (VERSION 0.92), <https://github.com/taiyun/corrplot> . 2021.
- ZHANG, Y ET AL. OXIDATIVE STRESS, APOPTOSIS, AND TRANSCRIPTIONAL RESPONSES IN ACROPORA MICROPHTHALMA UNDER SIMULATED DIVING ACTIVITIES. MARINE POLLUTION BULLETIN, V. 183, P. 114084, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114084>.
- ZHAO, H. ET AL. IMPACTS OF NITROGEN POLLUTION ON CORALS IN THE CONTEXT OF GLOBAL CLIMATE CHANGE AND POTENTIAL STRATEGIES TO CONSERVE CORAL REEFS. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT, P. 145017, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145017>.
- ZHOU, Z. ET AL. ALTERED IMMUNE LANDSCAPE AND DISRUPTED CORAL-SYMBIODINIUM SYMBIOSIS IN THE SCLERACTINIAN CORAL POCILLOPORA DAMICORNIS BY VIBRIO CORALLIILYTICUS CHALLENGE. FRONTIERS IN PHYSIOLOGY, V. 10, P. 366, 2019. <https://doi.org/10.3389/fphys.2019.00366>.

## CONSIDERAÇÕES GERAIS

As características da cobertura recifal e as análises das atividades das enzimas do estresse oxidativo auxiliaram na compreensão dos efeitos do zoneamento de áreas recifais e dos impactos ambientais de escala local. Além disso, por se tratar de animais associados aos recifes, sésseis e sensíveis à alterações ambientais, com as mudanças climáticas causando o aumento da temperatura e a poluição por compostos nitrogenados de origem continental por exemplo, as características recifais e os próprios corais podem ser utilizados como indicadores de saúde e qualidade ambiental. Este trabalho apresenta informações de base, em especial relacionadas a atividade antioxidante de enzimas de estresse oxidativo em corais de recifes costeiros rasos que poderão ser utilizadas como métricas de monitoramento de áreas recifais e como ferramentas preditivas para contribuir em estratégias de manejo, tomadas de decisão em gestão de áreas recifais e medidas para conservação. Trabalhos como do presente estudo dão suporte para a literatura principalmente na compreensão da biodiversidade e dos processos ecológicos.

## APÊNDICE I

Tabela I: dados secundários dos Rios Salgado e Maragogi, dos períodos: chuvoso (julho 2021) e de estiagem (março 2022). Fonte: Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos.

Período	Maré	Rio Maragogi		Rio Salgado	
		Área (km <sup>2</sup> )	Distância (km)	Área (km <sup>2</sup> )	Distância (km)
Chuva	Sizígia	2,52	3,03	3,24	0,86
	Quadratura	1,36	2,6	2,1	0,75
Estiagem	Sizígia	0,49	2,5	0,9	0,8
	Quadratura	1,7	2,4	2,6	0

## APÊNDICE II

Tabela II: Valores dos parâmetros físico-químicos da água, pH, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido, das concentrações médias ( $\pm$  desvio padrão) dos nutrientes inorgânicos (Amônia, Fosfato, Nitrito e Nitrato) e dos limites aceitáveis propostos pelo CONAMA resolução N° 357, 17 de Março de 2005, para estes nutrientes em ambientes salinos.

		Japaratinga		Maragogi	
		Chuvoso	Estiagem	Chuvoso	Estiagem
pH	0 km	7,98	7,78	7,97	8,1
	1 km	8,03	7,81	8	8,08
	2 km	8,12	7,91	8,04	8,06
	3 km	7,97	7,86	8,06	7,98
Temperatura	0 km	29,5	30,2	29,1	29,4
	1 km	28,9	29,8	28,8	29,1
	2 km	29,1	30	28	28,5
	3 km	28,8	29,6	29,3	29
Salinidade	0 km	0,005	0,010	0,006	0,010
	1 km	0,008	0,011	0,009	0,010
	2 km	0,008	0,011	0,009	0,010
	3 km	0,005	0,011	0,010	0,010
Amônia (CONAMA: 0,40 mg/l)	0 km	<b>0,49 <math>\pm</math> 0,07</b>	0,38 $\pm$ 0,08	<b>0,52 <math>\pm</math> 0,90</b>	<b>0,79 <math>\pm</math> 0,39</b>
	1 km	0,22 $\pm$ 0,19	0,38 $\pm$ 0,04	<b>0,88 <math>\pm</math> 0,07</b>	<b>0,62 <math>\pm</math> 0,02</b>
	2 km	<b>0,98 <math>\pm</math> 0,87</b>	0,33 $\pm$ 0,03	0	<b>0,52 <math>\pm</math> 0,03</b>
	3 km	0,40 $\pm$ 0,20	0,29 $\pm$ 0,06	0,04 $\pm$ 0,07	<b>0,53 <math>\pm</math> 0,06</b>
Fosfato (CONAMA: 0,062 mg/l)	0 km	0,02 $\pm$ 0,01	<b>0,07 <math>\pm</math> 0,02</b>	0,02 $\pm$ 0,02	<b>0,44 <math>\pm</math> 0,35</b>
	1 km	0,02 $\pm$ 0,01	0,04 $\pm$ 0,01	0,003 $\pm$ 0,005	<b>0,15 <math>\pm</math> 0,03</b>
	2 km	0,02 $\pm$ 0,01	0,02 $\pm$ 0,02	0	<b>0,08 <math>\pm</math> 0,02</b>
	3 km	0,01 $\pm$ 0,005	0,01 $\pm$ 0,01	0,04 $\pm$ 0,04	0,06 $\pm$ 0,04
Nitrito (CONAMA: 0,07 mg/l)	0 km	<b>55 <math>\pm</math> 14,79</b>	<b>48,33 <math>\pm</math> 19,42</b>	<b>22,66 <math>\pm</math> 39,25</b>	<b>72,33 <math>\pm</math> 11,59</b>
	1 km	<b>28 <math>\pm</math> 24,97</b>	<b>65 <math>\pm</math> 19,69</b>	<b>16,66 <math>\pm</math> 28,86</b>	<b>61,33 <math>\pm</math> 17,67</b>
	2 km	<b>64,33 <math>\pm</math> 9,01</b>	<b>53 <math>\pm</math> 10,53</b>	<b>46,66 <math>\pm</math> 4,50</b>	<b>53,66 <math>\pm</math> 1,52</b>
	3 km	<b>65,33 <math>\pm</math> 16,04</b>	<b>39,33 <math>\pm</math> 8,73</b>	<b>24,66 <math>\pm</math> 23,58</b>	<b>45 <math>\pm</math> 6,24</b>
Nitrato (CONAMA: 0,40 mg/l)	0 km	<b>5,26 <math>\pm</math> 1,32</b>	<b>2,3 <math>\pm</math> 3,72</b>	<b>10,93 <math>\pm</math> 9,09</b>	<b>5,6 <math>\pm</math> 5,81</b>
	1 km	<b>3,5 <math>\pm</math> 3,7</b>	<b>4,73 <math>\pm</math> 2,54</b>	<b>4,56 <math>\pm</math> 1,09</b>	<b>7,63 <math>\pm</math> 1,34</b>
	2 km	<b>6,33 <math>\pm</math> 2,80</b>	<b>4,2 <math>\pm</math> 1,24</b>	<b>1,76 <math>\pm</math> 2,17</b>	<b>16,43 <math>\pm</math> 5,83</b>
	3 km	<b>5,73 <math>\pm</math> 1,16</b>	<b>5,36 <math>\pm</math> 1,36</b>	<b>2,3 <math>\pm</math> 2,25</b>	<b>6,43 <math>\pm</math> 0,47</b>

### APÊNDICE III

Tabela III: Resultado da ANOVA aplicada aos valores da atividade das diferentes enzimas e dos níveis de peroxidação lipídica entre períodos (Ano), áreas recifais (Ref) e condições (Cond) (\*=Resultados significativos).

<b>Anova</b>	<b>Superóxido dismutase</b>		<b>Catalase</b>		<b>Glutationa-S-transferase</b>		<b>Peroxidação Lipídica</b>	
	<b>F value</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>	<b>F value</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>	<b>F value</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>	<b>F value</b>	<b>Pr(&gt;F)</b>
Ano	26,821	8,13e-07 ***	1,525	0,219067	5,397	0,021700 *	43,545	9,17e-10 ***
Ref	1,769	0,1858	15,237	0,000150 ***	0,122	0,727204	4,381	0,038257 *
Cond	0,591	0,5553	7,840	0,000606 ***	0,227	0,797451	0,547	0,579940
Ano:Ref	16,282	9,19e-05 ***	2,501	0,116179	15,260	0,000149 ***	15,357	0,000142 ***
Ano:Cond	2,082	0,1287	6,069	0,003010 **	1,630	0,199944	2,713	0,070049
Ref:Cond	4,755	0,0101 *	1,813	0,030989 *	1,369	0,257977	3,539	0,031826 *
Ano:Ref:Cond	0,857	0,4270	1,813	0,167166	1,121	0,329069	5,085	0,007454 **