

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

MARIA CAROLINA DE OLIVEIRA PACHECO

**SAÚDE DOS CORAIS *Siderastrea stellata* E *Montastraea cavernosa* E SEUS
PREDITORES AMBIENTAIS EM RECIFES TROPICAIS COSTEIROS E
OCEÂNICOS**

Natal
2022

MARIA CAROLINA DE OLIVEIRA PACHECO

SAÚDE DOS CORAIS *Siderastrea stellata* E *Montastraea cavernosa* E SEUS
PREDITORES AMBIENTAIS EM RECIFES TROPICAIS COSTEIROS E
OCEÂNICOS

Trabalho de conclusão do curso de graduação em Ciências Biológicas, Centro de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Ortigara Longo

Natal
2022

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI

Catálogo de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Leopoldo Nelson - -Centro de Biociências - CB

Pacheco, Maria Carolina de Oliveira.

Saúde dos corais *Siderastrea stellata* e *Montastraea cavernosa* e seus preditores ambientais em recifes tropicais costeiros e oceânicos / Maria Carolina de Oliveira Pacheco. - 2022.

34 f.: il.

Monografia (graduação) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Curso de Ciências Biológicas. Natal/RN, 2022.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Ortigara Longo.

1. Corais - Monografia. 2. Monitoramento 3D - Monografia. 3. Turbidez - Monografia. 4. Onda de calor - Monografia. I. Longo, Guilherme Ortigara. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BSCB

CDU 563.6

Elaborado por KATIA REJANE DA SILVA - CRB-15/351

MARIA CAROLINA DE OLIVEIRA PACHECO

SAÚDE DOS CORAIS *Siderastrea stellata* E *Montastraea cavernosa* E SEUS
PREDITORES AMBIENTAIS EM RECIFES TROPICAIS COSTEIROS E
OCEÂNICOS

Trabalho de conclusão do curso de graduação em
Ciências Biológicas, Centro de Biociências da
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como
requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel
em Ciências Biológicas, sob orientação do professor
Dr. Guilherme Ortigara Longo.

APROVADA EM ____/____/ 2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Guilherme Ortigara Longo
Universidade Federal do Rio Grande do Norte
(Orientador)

Prof^ª. Dr^ª. Cybelle Menolli Longhini
Universidade Federal do Rio Grande do Norte
(Membro)

Thayná Jeremias Mello
Universidade Federal do Rio Grande do Norte
(Membro)

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, por todo o amor e carinho que uma filha poderia receber e pela dedicação incansável em me oferecer todas as oportunidades e suporte para realizar os meus sonhos. Às minhas irmãs (inclusive você, Aninha) e a Dani por serem meu porto seguro e minha maior fonte de risadas. Obrigada a cada um de vocês pelos abraços apertados que fazem a ansiedade sumir e por acreditarem em mim todos os dias.

Aos meus amigos da biologia, por todos os momentos que deixaram a graduação e a UFRN mais leves. Muito obrigada Suza, Bianca, Andressa, Amanda, Pedro, Otávio e Guilherme. Agradeço especialmente a Suza e a Bianca, por compartilharem os neurônios comigo e estarem presentes desde o dia 1. E a Andressa, pelos planos, sonhos e conversas sobre o mar e todo o resto.

A Guilherme, meu orientador, muito obrigada por me apresentar aos corais, por todo incentivo, pela paciência e pela inspiração em continuar fazendo ciência. Aos amigos do LECOM, muito obrigada pelo acolhimento, pelos campos, pelos conhecimentos trocados (e até por trocarem o pneu do carro quando explodiu). Não poderia pedir por um grupo de pesquisa mais inspirador que o LECOM.

Por fim, agradeço à CAPES, ao CNPq e ao Instituto Serrapilheira, pelo financiamento que tornou esta pesquisa possível, e ao PELD Ilhas Oceânicas pela oportunidade de estudar ambientes tão incríveis.

RESUMO

Os recifes têm sido ameaçados pelas mudanças globais que causam o aumento da frequência e severidade dos eventos de branqueamento de corais. No oceano Atlântico-Sul, os corais são mais resistentes e resilientes a esses eventos, o que provavelmente está relacionado às suas adaptações às condições marginais dos diferentes recifes aqui encontrados. Avaliar a saúde dos corais brasileiros e a dinâmica das condições ambientais em campo nos ajuda a entender quais fatores determinam a saúde desses corais e como o ambiente pode influenciar sua resistência e resiliência frente às ameaças globais. Durante cerca de dois anos, monitoramos a saúde dos corais *Siderastrea stellata*, dominante em ambientes rasos (até 3m), e *Montastraea cavernosa*, dominante em ambientes mais fundos (até 30m), por meio de modelos 3D gerados por fotogrametria. Este monitoramento ocorreu no litoral do Rio Grande do Norte e na ilha de Fernando de Noronha, e foi feito por meio de modelos 3D nos quais medimos a porcentagem dos indicadores de saúde em cada uma das colônias. Compilamos dados gerados por satélites, referentes a ondas de calor e coeficiente de atenuação da luz na água (KD) e associamos sua variação ao perfil de saúde das colônias observadas. Os preditores ambientais dos corais mostraram-se diferentes nos recifes costeiros e oceânicos, com a turbidez sendo mais relevante nos recifes rasos costeiros. Nos recifes rasos oceânicos, os corais sofrem maior influência das dinâmicas próprias desses locais e não respondem à turbidez, mas sim à temperatura. *S. stellata*, que habita recifes mais rasos e instáveis, apresentou saúde mais variável que *M. cavernosa*, que habita recifes mais fundos e, por isso, menos expostos a variações nas suas condições ambientais. De modo geral, o principal preditor da variação da saúde dos corais foram as ondas de calor, o que nos mostra que os corais brasileiros estão bem adaptados às condições adversas locais, mas seguem susceptíveis aos efeitos das mudanças climáticas.

ABSTRACT

The increase in frequency and severity of coral bleaching events due to climate change threatens reefs worldwide. In the South-Atlantic Ocean, corals seem to be more resistant and resilient to thermal stresses, which is probably explained by these corals' adaptation to the marginal conditions found in many different Brazilian reefs. Assessing the variation in the health condition of these corals and how they relate to natural environmental conditions from the reef can help us understand which drivers influence coral health and how the environment can shape resistance and resilience under climate change. For about two years we monitored the health condition of colonies of *Siderastrea stellata*, which is the dominant species in shallow reefs (up to 3m), and *Montastraea cavernosa*, the dominant species in deeper reefs (up to 30m), using 3D models created by photogrammetry, through which we evaluated and measured the percentage of each health indicator in each colony. Our monitoring was conducted on the coast of Rio Grande do Norte, NE Brazil and at Fernando de Noronha, an oceanic island off NE Brazilian coast. We compiled satellite data regarding Marine Heat Waves (MHW) and light attenuation coefficient (KD) and associated its variation with the coral colonies' health profile observed in the study. Environmental drivers were different between coastal and oceanic sites and turbidity was more relevant on coastal shallow reefs. On oceanic shallow reefs, corals are under greater influence of local dynamics. The coral *S. stellata*, in shallow and less stable reefs, showed greater health variation than *M. cavernosa*, in deeper reefs with more stable environmental conditions. The main driver causing coral health fluctuation was marine heat waves, which shows us that Brazilian corals are well adapted to local adverse conditions, yet susceptible to the effects of global changes.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa de localização dos sítios de amostragem e identificação das espécies de coral monitoradas.....	11
Figura 2. Modelos 3D de colônias repetidas de <i>Siderastrea stellata</i> e <i>Montastraea cavernosa</i>	13
Figura 3. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de <i>S. stellata</i> nos recifes costeiros.....	16
Figura 4. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de <i>S. stellata</i> nos recifes oceânicos.....	18
Figura 5. Acompanhamento individual da saúde das colônias de <i>S. stellata</i>	19
Figura 6. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de <i>M. cavernosa</i> nos recifes costeiros.....	21
Figura 7. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de <i>M. cavernosa</i> no recife oceânico.....	22
Figura 8. Acompanhamento individual da saúde das colônias de <i>M. cavernosa</i>	23
Figura 9. Diferença de coloração entre <i>S. stellata</i> nos recifes costeiros, em A (Garças), e oceânicos, em B (Atalaia).	

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	8
2 OBJETIVOS.....	10
2.1 OBJETIVO GERAL.....	10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	10
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	11
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	11
3.2 COLETA E TRATAMENTO DOS DADOS.....	12
3.2.1 Monitoramento individual das colônias.....	12
3.2.2 Construção dos modelos e medição dos indicadores de saúde.....	13
3.2.3 Extração dos dados ambientais.....	14
3.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	14
4 RESULTADOS.....	15
4.1 PADRÕES GERAIS DA SAÚDE DE <i>Siderastrea stellata</i> EM RECIFES COSTEIROS E OCEÂNICOS.....	15
4.1.1 Acompanhamento individual das colônias.....	19
4.2 PADRÕES GERAIS DE SAÚDE DE <i>Montastraea cavernosa</i> EM RECIFES COSTEIROS E OCEÂNICOS.....	20
5 DISCUSSÃO.....	23
6 CONCLUSÕES.....	28
REFERÊNCIAS.....	28

1 INTRODUÇÃO

Recifes são ambientes complexos e importantes por sustentar grande parte da biodiversidade marinha, provendo habitats para uma elevada riqueza de espécies, em diferentes fases de vida, além de prestar serviços ecossistêmicos como a manutenção dos estoques pesqueiros e a proteção costeira contra a ação das ondas (WOODHEAD *et al.*, 2019; ZHAO *et al.*, 2019). Apesar disso, esses ambientes têm sido cada vez mais ameaçados pela intensificação das mudanças climáticas, que têm causado a elevação da temperatura da água e a acidificação dos oceanos (HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2017). Diante dessas alterações, a relação simbiótica entre os corais e as microalgas da família Symbiodiniaceae (LAJEUNESSE *et al.*, 2018) é interrompida, provocando a expulsão das microalgas e resultando no branqueamento das colônias de coral (WEIS, 2008). Assim, o coral deixa de ter acesso à sua principal fonte de nutrição, que são os fotossintatos produzidos pelas microalgas (RÄDECKER *et al.*, 2021). Quando as condições no recife voltam a ser favoráveis, os corais conseguem recuperar sua saúde, mas eventos globais de branqueamento têm se tornado cada vez mais frequentes, intensos e duradouros, resultando na mortalidade em massa dos corais ao redor do globo (OBURA; MANGUBHAI, 2011; DECARLO *et al.*, 2017; BURT *et al.*, 2019; EAKIN *et al.*, 2019) e na redução da capacidade dos recifes em prover serviços ecossistêmicos (EDDY *et al.*, 2021).

Além das mudanças globais e outras ações humanas, a própria dinâmica das condições ambientais no recife pode influenciar a saúde dos corais. Variações nas condições de luminosidade, soterramento e turbidez da água são alguns dos fatores que impactam os corais em seu habitat natural, podendo causar redução da proporção de saúde nas colônias, branqueamento e até mesmo mortalidade (LIRMAN; MANZELLO, 2009; HINRICHS *et al.*, 2013; TUNALA *et al.*, 2019). As adaptações e a plasticidade fenotípica dos corais em resposta a essas condições de seu recife de origem estão relacionadas à capacidade dos corais de lidar com diferentes estresses e podem explicar também a resistência de diferentes populações ou espécies (CARBALLO-BOLAÑOS; SOTO; CHEN, 2019). Apesar disso, ainda entendemos pouco sobre como esses fatores moldam o perfil de saúde dos corais ao longo do tempo e como se relacionam à resposta dos corais às ameaças climáticas, particularmente em recifes brasileiros.

Os recifes do Indo-Pacífico e do Caribe tipicamente apresentam águas claras, alta diversidade de espécies e elevada cobertura de corais, e têm se mostrado muito

vulneráveis aos efeitos das mudanças globais, registrando altos índices de branqueamento e mortalidade em resposta ao estresse térmico (HUGHES et al. 2017; EAKIN; SWEATMAN; BRAINARD, 2019). Por outro lado, os corais dos recifes do oceano Atlântico-Sul têm revelado maior resistência e resiliência às alterações climáticas, o que tem sido atribuído, principalmente, à alta variabilidade na turbidez da água, à distribuição das espécies ao longo de um gradiente de profundidade maior, à forma de crescimento das colônias, que é predominantemente massiva, e às associações endossimbióticas mais generalistas (AUED *et al.*, 2018; MIES *et al.*, 2020). Essas condições fazem desses recifes marginais (BURT *et al.*, 2020), e provavelmente contribuíram para que somente os corais mais resistentes conseguissem se estabelecer nesse oceano, dada a baixa diversidade de espécies e a baixa cobertura de corais nos recifes dessa região (MIES *et al.*, 2020).

Ainda no contexto do Atlântico-Sul, encontramos recifes com condições muito variáveis. Os recifes costeiros estão sob maior influência das atividades humanas e sofrem com elevadas taxas de sedimentação e turbidez da água, tornando esses ambientes muito estressantes para corais vulneráveis (LEÃO *et al.*, 2016), ao passo que os recifes oceânicos estão sob menor influência humana e apresentam águas naturalmente mais oligotróficas (LONGO *et al.*, 2015; MORAIS; FERREIRA; FLOETER, 2017). Além disso, observamos ecossistemas recifais distintos ao longo de um gradiente de profundidade, apresentando espécies dominantes diferentes à medida que os aspectos ambientais mudam e, com eles, as demandas para sobreviver nesses locais. O coral *Siderastrea stellata* apresenta ampla distribuição ao longo da costa e é a espécie de coral dominante nos ambientes rasos brasileiros, enquanto nos ambientes mais fundos, *Montastraea cavernosa* é a espécie dominante (LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019; MATHEUS *et al.*, 2019).

O monitoramento em longo prazo dos ambientes recifais brasileiros, potencialmente mais resistentes, é importante para acompanhar as oscilações na saúde dos corais e avançar no entendimento acerca da influência da dinâmica local sobre a resistência e resiliência dos corais, bem como compreender os impactos das mudanças climáticas nos recifes da região. Para isso, modelos 3D gerados por fotogrametria têm se mostrado uma excelente alternativa na identificação de feições típicas dos diferentes estados de saúde dos corais (*e.g.* RAOULT *et al.*, 2016; LONGO; CORREIA; MELLO, 2020; COMBS *et al.*, 2021), nos permitindo acessar com maior confiabilidade a situação de saúde das colônias em campo, com menor perda de informações. Nesta pesquisa, utilizamos dados de monitoramento para responder como varia a saúde dos corais, em

recifes rasos (*Siderastrea stellata*) e fundos (*Montastraea cavernosa*), na costa nordeste do Brasil e em uma ilha oceânica brasileira.

Hipotetizamos que os efeitos da variação da turbidez sejam mais sentidos por corais onde a luminosidade natural do recife é menos intensa. Por isso, esperamos que a saúde dos corais costeiros apresente maior variabilidade se comparado à dos corais oceânicos. Além disso, hipotetizamos que uma maior oscilação nas condições ambientais do recife resulte em maior variação na saúde dos corais, de modo que a saúde das colônias de *S. stellata*, que ocorrem nos ambientes rasos, se mostre mais instável que a das colônias de *M. cavernosa*, nos ambientes mais fundos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Identificar como eventos de anomalia térmica e variações na quantidade de luz que entra no recife afetam o perfil de saúde das colônias das espécies de corais dominantes em ambientes rasos (*Siderastrea stellata*) e fundos (*Montastraea cavernosa*) de recifes tropicais costeiros e oceânicos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar, por meio de modelos 3D, a porcentagem de saúde, palidez, branqueamento, doença, e sobrecrecimento por algas em cada colônia.
- Identificar padrões relacionados à variação da saúde dos corais nos diferentes locais (costa ou ilha) e profundidade dos recifes (rasos, até 3m, e fundos, entre 18 - 30m).
- Recuperar dados de atenuação da luz na água e ocorrência de ondas de calor nos recifes e associá-los ao perfil de saúde observado em cada local.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido em duas áreas distintas (Figura 1): uma costeira, no litoral do Rio Grande do Norte (RN), e uma oceânica, no Arquipélago de Fernando de Noronha (PE), localizado a cerca de 350km de Natal (RN). Em cada uma dessas áreas, monitoramos corais em recifes rasos (profundidade máxima de 3 metros) e recifes mais fundos (profundidade máxima de 30 metros).

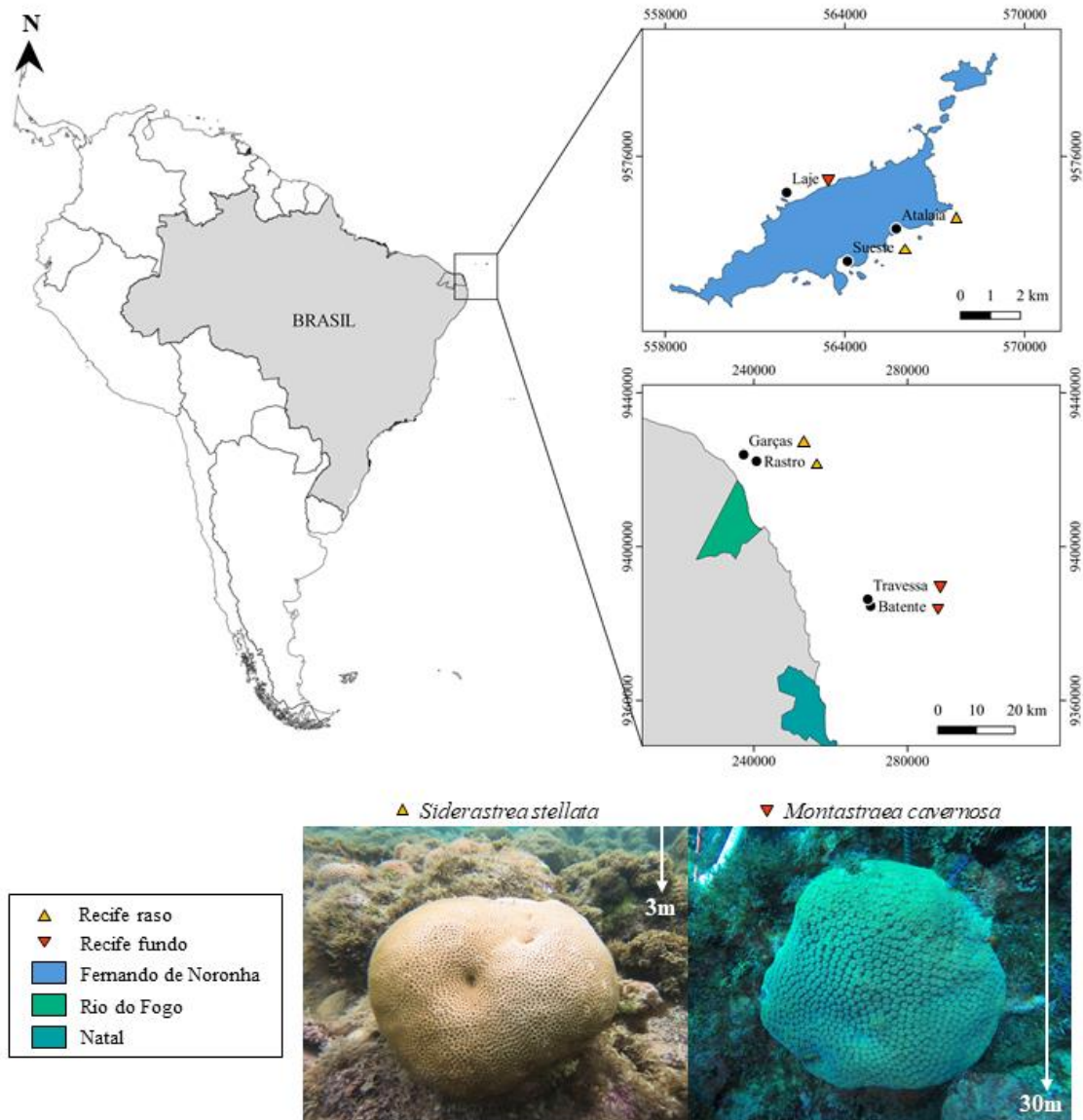


Figura 1. Mapa de localização dos sítios de amostragem e identificação das espécies de coral monitoradas. Note que as escalas dos mapas são diferentes.

Na costa, monitoramos dois recifes rasos, chamados Garças (5°12'27"S; 35°22'10"O) e Rastro (5°13'23"S; 35°20'22"O), localizados nos Parrachos de Rio do Fogo (RN) e pertencentes à Área de Proteção Ambiental Recifes de Corais (APARC), uma unidade de conservação de Uso Sustentável. Os pontos costeiros fundos foram o Batente das Agulhas (05°33'52"S; 35°04'21"O) e a Travessa (5°32'54"S; 35°04'45"O), dois recifes

localizados a cerca de 20km da costa, partindo de Natal, e que não são protegidos por unidades de conservação.

Na ilha oceânica, monitoramos dois recifes rasos, sendo o primeiro a piscina natural do Atalaia (3°51'27"S; 32°24'29"O) e, o segundo, a baía do Sueste (3°52'03"S; 32°25'22"O). O recife fundo monitorado na ilha oceânica foi a Laje Dois Irmãos (3°50'48"S; 32°26'28"O). Esses pontos estão localizados dentro dos limites do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (PARNAMAR-FN), uma unidade de conservação de Proteção Integral.

3.2 COLETA E TRATAMENTO DOS DADOS

3.2.1 Monitoramento individual das colônias

O monitoramento das colônias se iniciou em 2018 de forma trimestral para todos os sítios, mas as amostragens foram conduzidas em meses diferentes para os recifes das duas áreas, em função das diferentes logísticas de campo necessárias. Em função dessa logística também, em 2019 não conseguimos realizar o monitoramento de forma trimestral e, por isso, consideramos somente dois meses de amostragem para cada sítio nesse ano. A partir de 2020, dada a pandemia da COVID-19, o monitoramento se deu somente nos recifes rasos costeiros, dando-se prioridade a aumentar a cobertura temporal para acompanhar a resposta dos corais ao evento de anomalia térmica ocorrido no primeiro semestre do ano. Por esse motivo, realizando campos mais frequentes até setembro de 2020, ainda que sem abranger os dois sítios.

Para o monitoramento, marcamos colônias de *Siderastrea stellata* nos recifes rasos (24 colônias na costa e 29 colônias na ilha), onde essa é a espécie dominante, e de *Montastraea cavernosa* nos recifes fundos (14 colônias na costa e 14 colônias na ilha), onde essa espécie domina. As marcações das colônias foram feitas com etiquetas de PVC aderidas a pregos fixados no recife, próximo ao coral. Em todos os campos, foram feitos vídeos de cada colônia individualmente, utilizando uma GoPro Hero 6 para capturar toda a superfície do coral, numa volta de 360° ao seu redor e a uma distância média de 30cm da colônia. Junto ao coral, também era filmado um objeto de dimensões conhecidas para utilizar como escala e calibrar os modelos.

3.2.2 Construção dos modelos e medição dos indicadores de saúde

Os modelos 3D (Figura 2) foram gerados por fotogrametria a partir dos vídeos feitos em campo. Primeiramente, cada vídeo foi convertido em 100 quadros, utilizando a ferramenta Free Video to JPG Converter. Dos 100 quadros gerados, selecionamos os mais nítidos e sem muita interferência de luz, deixando aproximadamente 80 fotos para a produção de cada modelo. Utilizamos o software Agisoft Photoscan para alinhar as fotos, criar uma nuvem de pontos e, a partir desta, uma malha em cima da qual foi gerada a

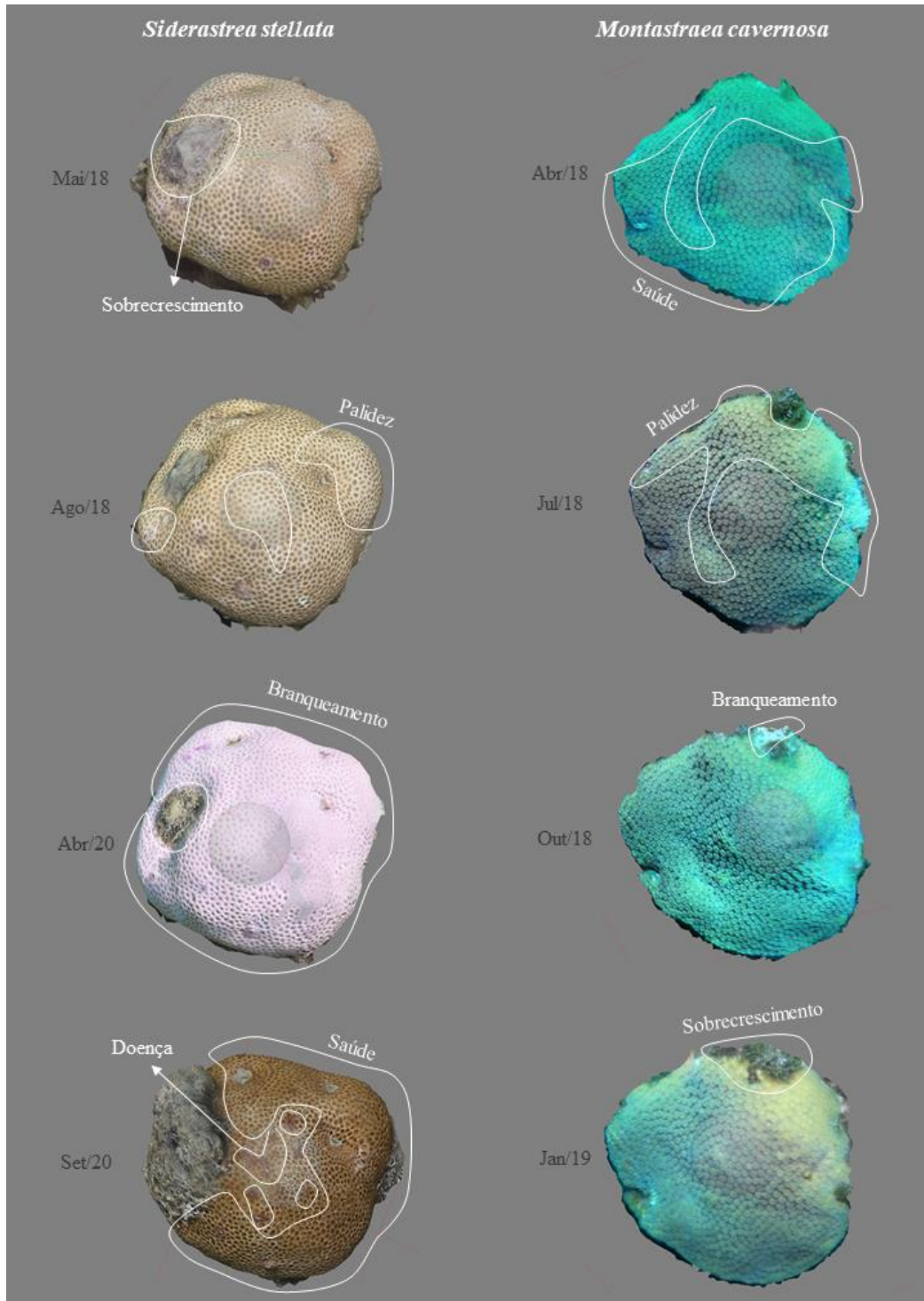


Figura 2. Modelos 3D de colônias repetidas de *Siderastrea stellata* e *Montastraea cavernosa*. As linhas brancas são identificações de feições dos estados de saúde das colônias. Note que as colônias podem apresentar feições indicativas de estados de saúde distintos em sua área.

textura dos corais. Os modelos foram cortados, calibrados e medidos utilizando o software de processamento de malha 3D, Meshlab. Adotamos os seguintes indicadores do estado dos corais e medimos suas proporções com relação à área total de cada colônia: branqueamento, palidez, doença, sobrecrecimento por algas e saúde.

3.2.3 Extração dos dados ambientais

Para analisar as condições ambientais dos recifes, utilizamos dados gerados por sensoriamento remoto, referentes à ocorrência de ondas de calor e ao coeficiente de atenuação da luz na água (KD_{490}). Os dados de onda de calor foram retirados do Marine HeatWave Tracker para as coordenadas mais aproximadas de cada ponto, considerando a resolução permitida pelo satélite. Desse modo, resgatamos a ocorrência de ondas de calor específica para os recifes costeiros, diferenciando entre raso e fundo, e para a ilha oceânica como um todo, sem diferenciar os três pontos.

Utilizamos o sensor MODIS-Aqua, disponível na plataforma OceanColor da NOAA, e extraímos os valores do coeficiente de atenuação vertical da luz em 490 nm (KD_{490}) para as coordenadas de cada um dos pontos de amostragem, com auxílio do software R (R Core Team 2022). Em função da proximidade entre os recifes costeiros rasos (Garças e Rastro), bem como entre os recifes costeiros fundos (Batente das Agulhas e Travessa), a resolução do satélite não captou diferenças significativas entre os valores de KD para os sítios de uma mesma profundidade. Além disso, séries de dados retornados para as coordenadas específicas dos recifes oceânicos não continham os valores referentes a todos os meses e, por isso, utilizamos as coordenadas centrais do polígono da estação Virtual de Fernando de Noronha, do Coral Reef Watch. Em consequência disso, os dados ambientais oceânicos não apresentam distinção entre os três recifes, mas ainda permitem comparações temporais dentro de cada sítio e entre os sítios oceânicos e costeiros.

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados referentes ao estado de saúde dos corais (porcentagem de saúde por área da colônia) foram analisados por meio de testes de Kolmogorov-Smirnov realizados entre cada um dos meses (variável preditora) de uma mesma área (costa e ilha) e espécie (*S. stellata* e *M. cavernosa*), e considerando a proporção de saúde das colônias. Além desses, também fizemos testes de Kolmogorov-Smirnov para cada um dos sítios separadamente. Para avaliar a trajetória individual das colônias ao longo do tempo, identificamos as

colônias que foram monitoradas repetidamente em todos os meses de amostragem e realizamos ANOVAS de medidas repetidas para cada área e espécie de coral. Nesses casos, adotamos a porcentagem de saúde como variável dependente, o tempo como variável independente e o sítio (cada recife) como fator aleatório. Nos casos necessários, consideramos a correção de Greenhouse-Geisser para ajuste da esfericidade. Todas as análises foram feitas no software R (R Core Team 2022) e os dados ambientais foram associados visualmente aos resultados das análises da saúde dos corais.

4 RESULTADOS

4.1 PADRÕES GERAIS DA SAÚDE DE *Siderastrea stellata* EM RECIFES COSTEIROS E OCEÂNICOS

Nos recifes rasos costeiros, registramos a ocorrência de ondas de calor esporádicas entre 2018 e 2019 (Figura 3A). No primeiro ano, ocorreram dois eventos moderados e, no segundo, foram registrados três eventos, tendo sido um destes, em junho, considerado intenso. A última onda de calor de 2019, em dezembro, foi seguida por uma sequência de eventos de anomalia térmica no ano de 2020, durante o qual ocorreram ondas de calor em todos os meses, com exceção de agosto e dezembro. As ondas de calor que atingiram esses recifes em 2020 foram, em sua maioria, moderadas, com exceção da registrada em março desse ano, que foi considerada intensa.

As medidas de atenuação da luz na água (KD) referentes aos recifes rasos costeiros revelaram considerável variação ao longo do ano, com oscilações da ordem de $0,15 \text{ m}^{-1}$ (Figura 3A). Os valores mais elevados foram registrados em fevereiro (com exceção de 2019) e nos meses de maio a agosto, indicando águas mais turvas potencialmente relacionadas à precipitação tipicamente mais alta neste período, ao passo que valores mais baixos foram registrados nos demais meses do ano. O KD mínimo foi registrado em março de 2019 ($\text{KD} = 0,05 \text{ m}^{-1}$), indicando água transparente e, o máximo, em agosto de 2020 ($\text{KD} = 0,2 \text{ m}^{-1}$), indicando água turva.

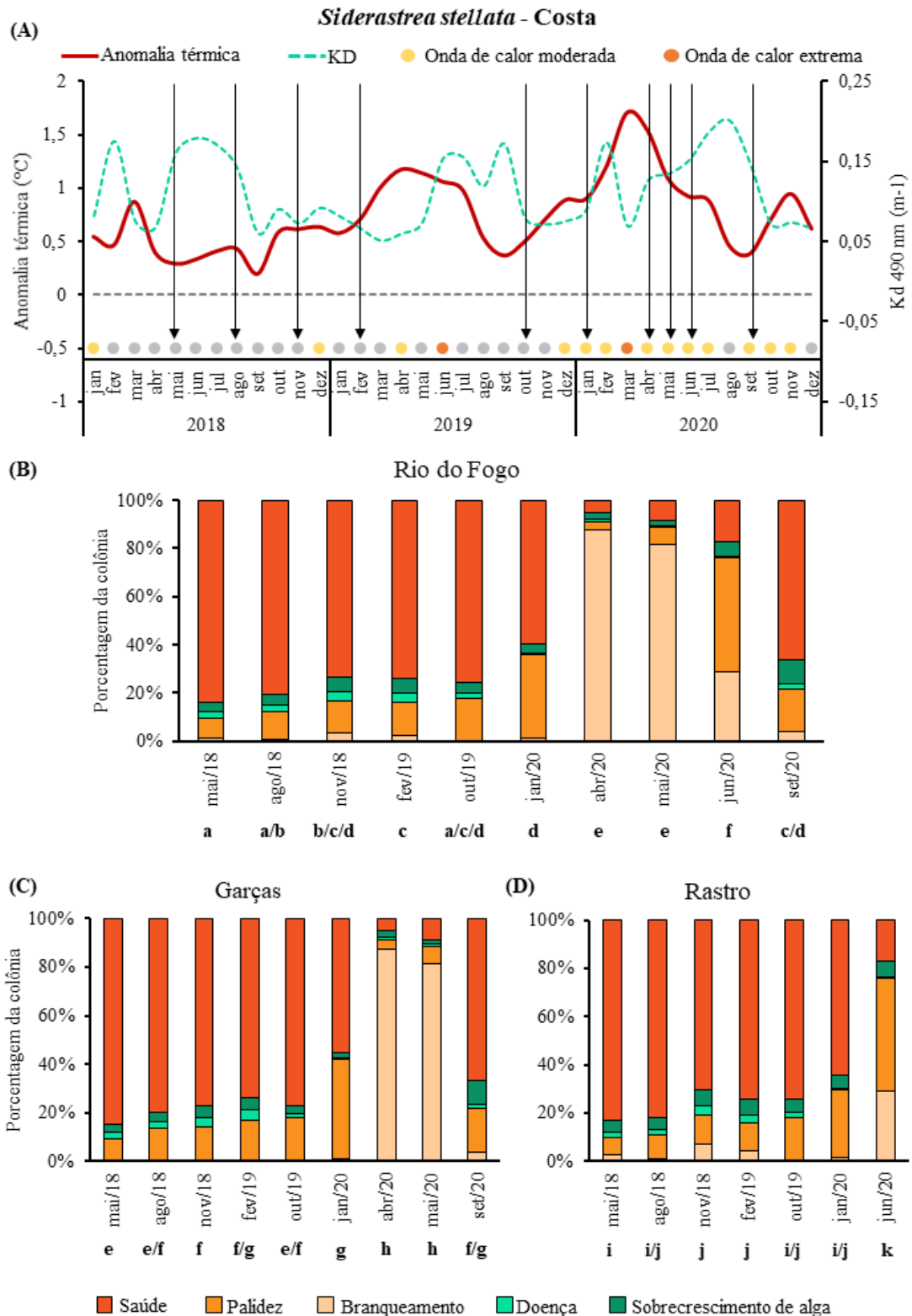


Figura 3. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de *S. stellata* nos recifes costeiros. Em (A) temos a anomalia térmica registrada no eixo principal, a ocorrência de ondas de calor representada na parte inferior do gráfico e, o KD, no eixo secundário. O gráfico (B) mostra a variação da saúde dos corais sem diferenciar os dois sítios e, em (C) temos essa variação separada para cada um dos dois sítios costeiros. Observe que os períodos amostrados são diferentes entre os gráficos (C) e (D). As letras abaixo dos gráficos correspondem aos resultados dos testes de Kolmogorov-Smirnov realizados separadamente para cada um deles.

A saúde das colônias de *Siderastrea stellata* dos recifes costeiros se manteve

elevada durante a maior parte dos períodos amostrados, com a prevalência desse indicador sendo superior a 70% da área da colônia em metade dos meses (Figura 3B). Maio de 2018 foi o mês no qual observamos maior prevalência de saúde, com 84% da área das colônias estando saudável. Em novembro desse mesmo ano, registramos diminuição da prevalência de saúde nas colônias em relação a maio, com a porcentagem chegando a 74% (teste de Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,01$). Esse padrão também foi observado no período de amostragem seguinte, em fevereiro de 2019 ($p < 0,05$), mas em outubro as colônias recuperaram saúde semelhante à de maio e agosto de 2018.

As colônias de *S. stellata* de ambos os recifes costeiros apresentaram padrão de saúde semelhante ao longo do tempo. No entanto, a partir de janeiro de 2020, observamos diminuição significativa de saúde nas colônias das Garças em relação aos meses anteriores ($p < 0,05$), apresentando queda na porcentagem desse indicador para 55% e aumento da palidez para 41% (Figura 3C), ao passo que a diminuição da saúde do Rastro não foi significativa nesse momento (Figura 3D). Em seguida, em abril, a prevalência de saúde nas Garças caiu para 5% ($p < 0,01$) e, em maio, chegou a 9% ($p < 0,01$), enquanto o branqueamento em ambos os meses foi superior a 80%. Esse evento de branqueamento também foi registrado durante o mês de junho, mas no Rastro, onde a prevalência de saúde havia reduzido em relação ao último mês amostrado nesse sítio (janeiro), chegando a 17% ($p < 0,01$). Em setembro, a saúde das colônias das Garças aumentou para mais de 65% ($p < 0,01$), alcançando níveis semelhantes aos dos meses anteriores ao evento de branqueamento.

Já nos recifes rasos oceânicos, foram registradas ondas de calor mais frequentes que na costa no período de 2018 a 2019. Em 2018, ocorreram 4 ondas de calor moderadas e as duas últimas, em novembro e dezembro, foram seguidas por uma série de ondas de calor em 2019 (Figura 4A). Nesse último ano, foram registradas ondas de calor intensas em fevereiro e março e em novembro e dezembro. Nos demais meses, ocorreram ondas de calor moderadas, com exceção de julho a setembro, quando não houve registros de ondas de calor. Quanto à atenuação da luz nos recifes oceânicos, essa foi bem menor que a observada nos recifes costeiros (Figura 4A), com valores muito inferiores e variação em escala muito menor, da ordem de centésimos, com a menor medida referente a setembro de 2018 ($KD = 0,023 \text{ m}^{-1}$) e, a maior, a abril de 2019 ($KD = 0,037 \text{ m}^{-1}$), indicando águas transparentes ao longo de todo o ano.

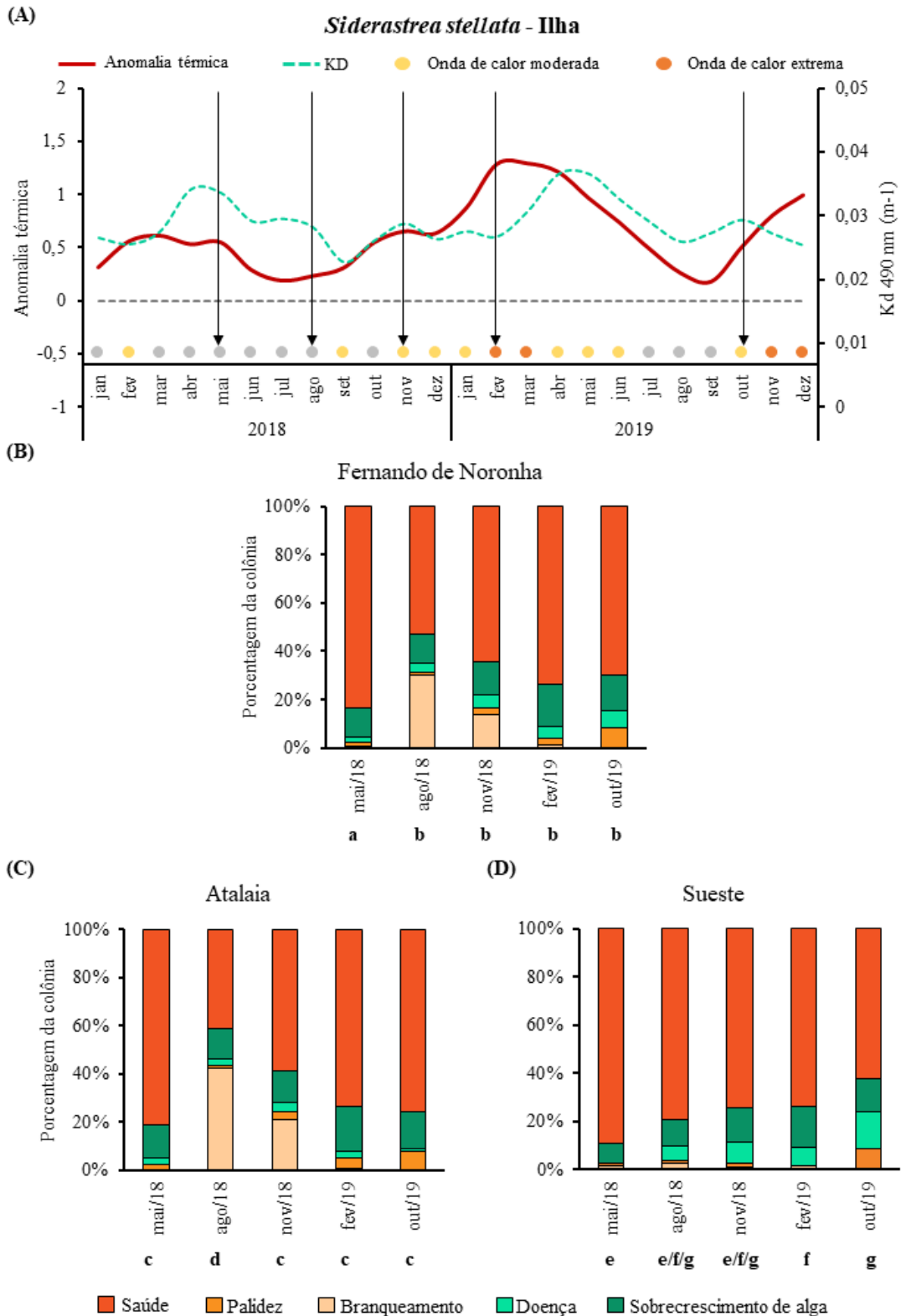


Figura 4. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de *S. stellata* nos recifes oceânicos. Em (A) temos a anomalia térmica registrada no eixo principal, o KD representado no eixo secundário (ambas as medidas referentes à Estação Virtual de Fernando de Noronha) e, a ocorrência de ondas de calor, na parte inferior do gráfico. O gráfico (B) mostra a variação dos indicadores de saúde dos corais sem diferenciar os dois sítios e, em (C) e (D) temos essa variação separada para cada um dos dois sítios oceânicos. As letras abaixo dos gráficos correspondem aos resultados dos testes de Kolmogorov-Smirnov realizados separadamente para cada um deles.

A saúde das colônias de *S. stellata* dos recifes oceânicos, no geral, se manteve

elevada e foi mais alta em maio de 2018 do que em todos os outros tempos de amostragem ($p > 0,05$), alcançando 84% nesse período (Figura 4B). Apesar disso, nos meses seguintes, identificamos padrões de saúde diferentes para cada sítio. Na piscina do Atalaia (Figura 4C), ocorreu diminuição da prevalência de saúde no mês de agosto em comparação a maio ($p < 0,05$), chegando a 41%, ao mesmo tempo que o branqueamento aumentou para 42% ($p < 0,05$). Por outro lado, na baía do Sueste (Figura 4D), percebemos diminuição gradual da saúde dos corais ao longo dos meses, com a prevalência de saúde em fevereiro e outubro de 2019 sendo significativamente inferior à dos outros meses (74% e 62%, respectivamente; $p < 0,05$). Essa redução da saúde foi acompanhada pelo aumento do sobrecrescimento de algas em fevereiro ($p < 0,05$) e da prevalência de doença em outubro ($p < 0,01$).

4.1.1 Acompanhamento individual das colônias

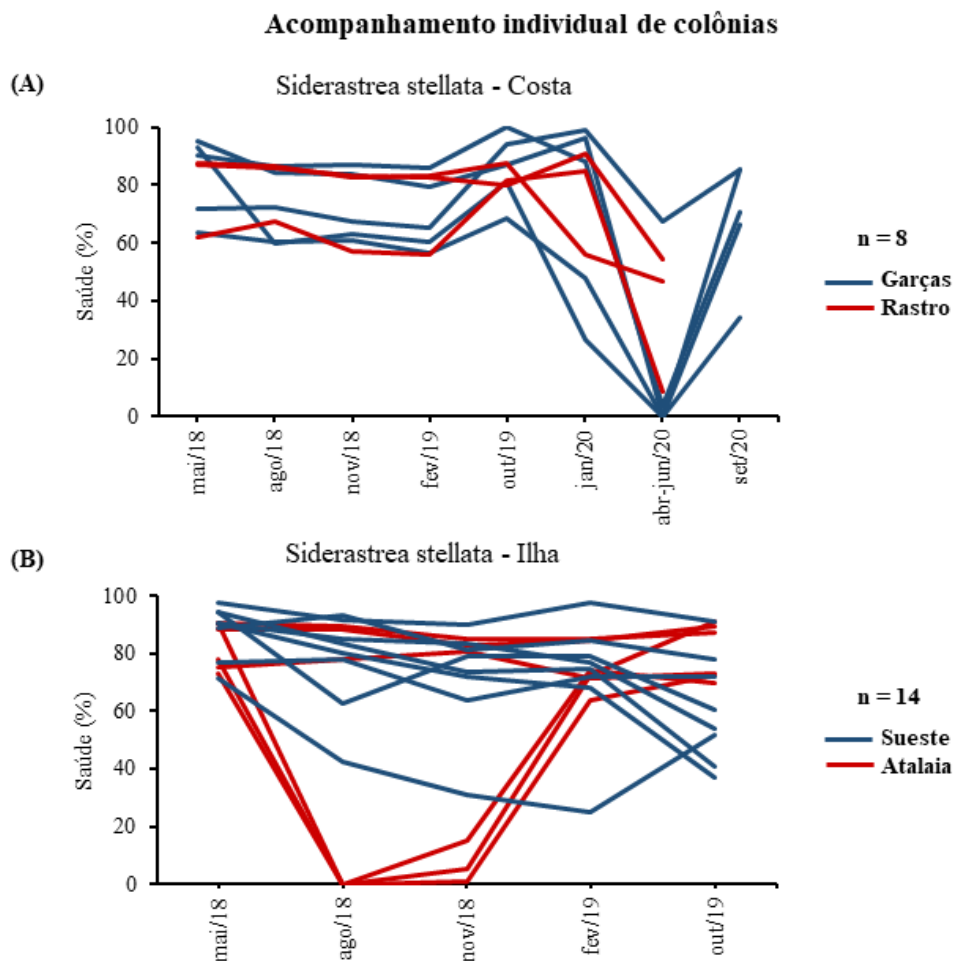


Figura 5. Acompanhamento individual da saúde das colônias de *S. stellata*. O gráfico (A) mostra a porcentagem de saúde de 8 colônias monitoradas repetidamente nos recifes costeiros, em todos os meses amostrados. Note que, neste gráfico, o penúltimo tempo de amostragem se refere aos meses de abril a junho de 2020. O gráfico (B) mostra a porcentagem de saúde de 14 colônias monitoradas na ilha oceânica, em todos os tempos de amostragem deste local.

O acompanhamento individual das colônias de *S. stellata* revelou padrões de saúde diferentes nos recifes costeiros e oceânicos. Nos recifes costeiros (Figura 5A), a saúde das colônias observadas variou com o tempo, apresentando porcentagem de saúde elevada em 2018, diminuição desse indicador de janeiro a junho de 2019 e recuperação em setembro, não havendo diferença entre as curvas dos dois sítios ($F = 13,161$; $p < 0,01$). Nos recifes oceânicos (Figura 5B), por sua vez, as colônias também apresentaram saúde variável ao longo do tempo, mas esta variação foi diferente para cada um dos sítios estudados ($F = 6,995$; $p < 0,01$). Essa diferença é percebida nos meses de agosto e novembro de 2018, quando algumas colônias da piscina do Atalaia mostram diminuição expressiva da saúde, o que não ocorre com as colônias da baía do Sueste.

4.2 PADRÕES GERAIS DE SAÚDE DE *Montastraea cavernosa* EM RECIFES COSTEIROS E OCEÂNICOS

Nos recifes costeiros fundos, assim como nos rasos, ocorreram ondas de calor moderadas em janeiro e dezembro de 2018 e em abril 2019, além de uma onda de calor intensa em junho de 2019 (Figura 6A). Em dezembro de 2019, porém, não houve registro de onda de calor nesses recifes. A variação do KD nesses locais foi inferior à registrada nos recifes rasos costeiros, atingindo o menor valor em março de 2019 ($KD = 0,027 \text{ m}^{-1}$) e, o maior, em junho deste mesmo ano ($KD = 0,046 \text{ m}^{-1}$). A saúde das colônias de *M. cavernosa* nos recifes fundos costeiros se manteve elevada durante todos os meses amostrados, com a porcentagem média de saúde sendo superior a 60% em todos os meses (Figura 6B). Não ocorreram variações significativas na porcentagem de saúde das colônias e, quando analisamos os sítios separadamente, também não encontramos variações entre os meses (Figura 6C e 6D).

Os registros de onda de calor e valores de atenuação da luz no recife oceânico fundo (Figura 7A) seguem a descrição feita para os recifes oceânicos rasos, uma vez que foram adotados os dados referentes à Estação Virtual de Fernando de Noronha. Quanto à saúde das colônias de *M. cavernosa* na ilha (Figura 7B), essa foi mais elevada em abril de 2018 (90%), mas se manteve superior a 50% da área da colônia em todos os meses. Em outubro de 2018, observamos diminuição da porcentagem de saúde com relação a abril ($p < 0,01$), chegando a 60%. Em janeiro de 2019, a porcentagem de saúde dos corais

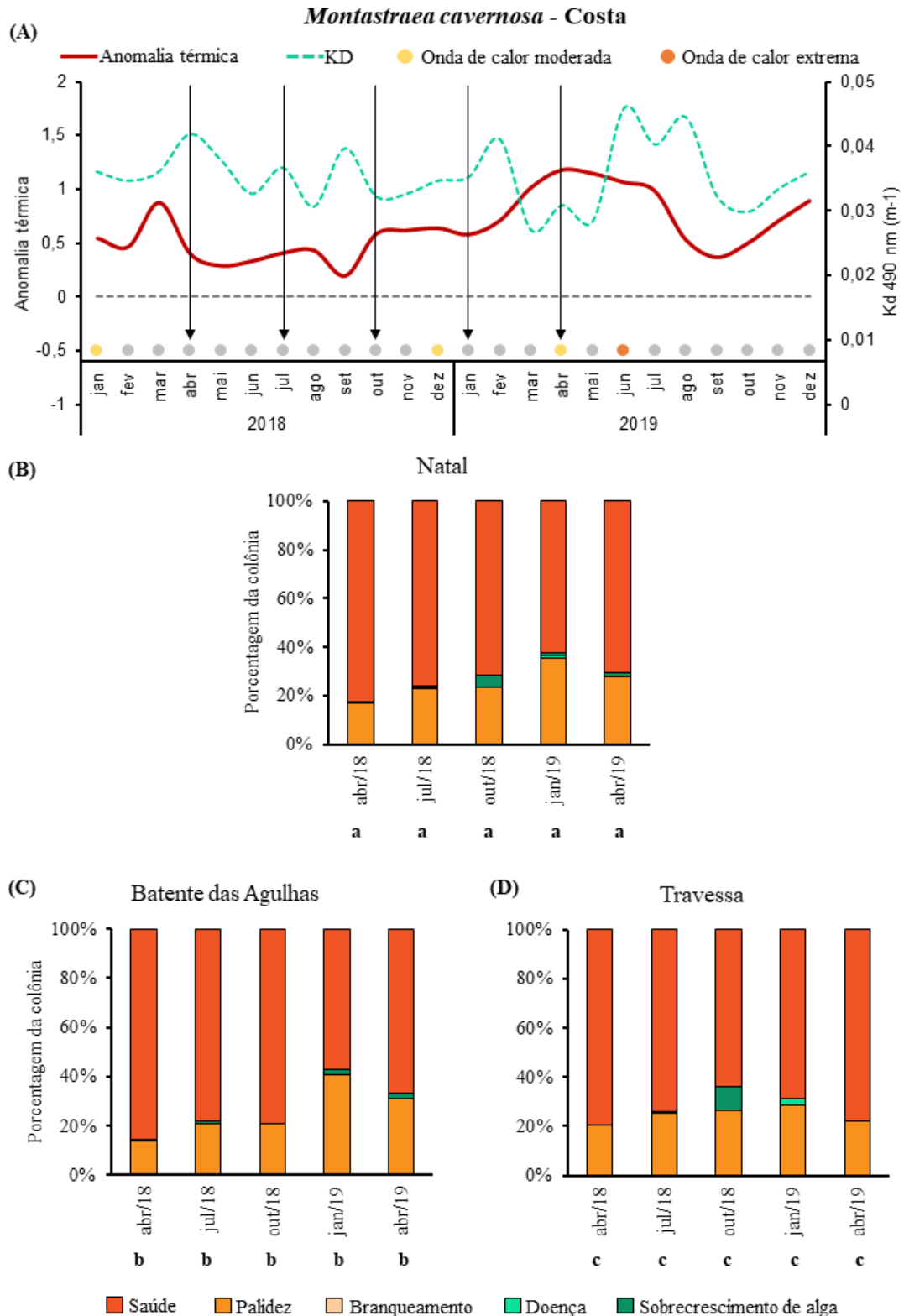


Figura 6. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de *M. cavernosa* nos recifes costeiros. Em (A) temos a anomalia térmica registrada no eixo principal, o KD representado no eixo secundário e, a ocorrência de ondas de calor, na parte inferior do gráfico. O gráfico (B) mostra a variação da saúde dos corais sem diferenciar os dois sítios e, em (C) temos essa variação separada para cada um dos dois sítios oceânicos. As letras abaixo dos gráficos correspondem aos resultados dos testes de Kolmogorov-Smirnov realizados separadamente para cada um deles.

já se encontrava acima de 85%, se equiparando ao que foi visto em abril do ano anterior,

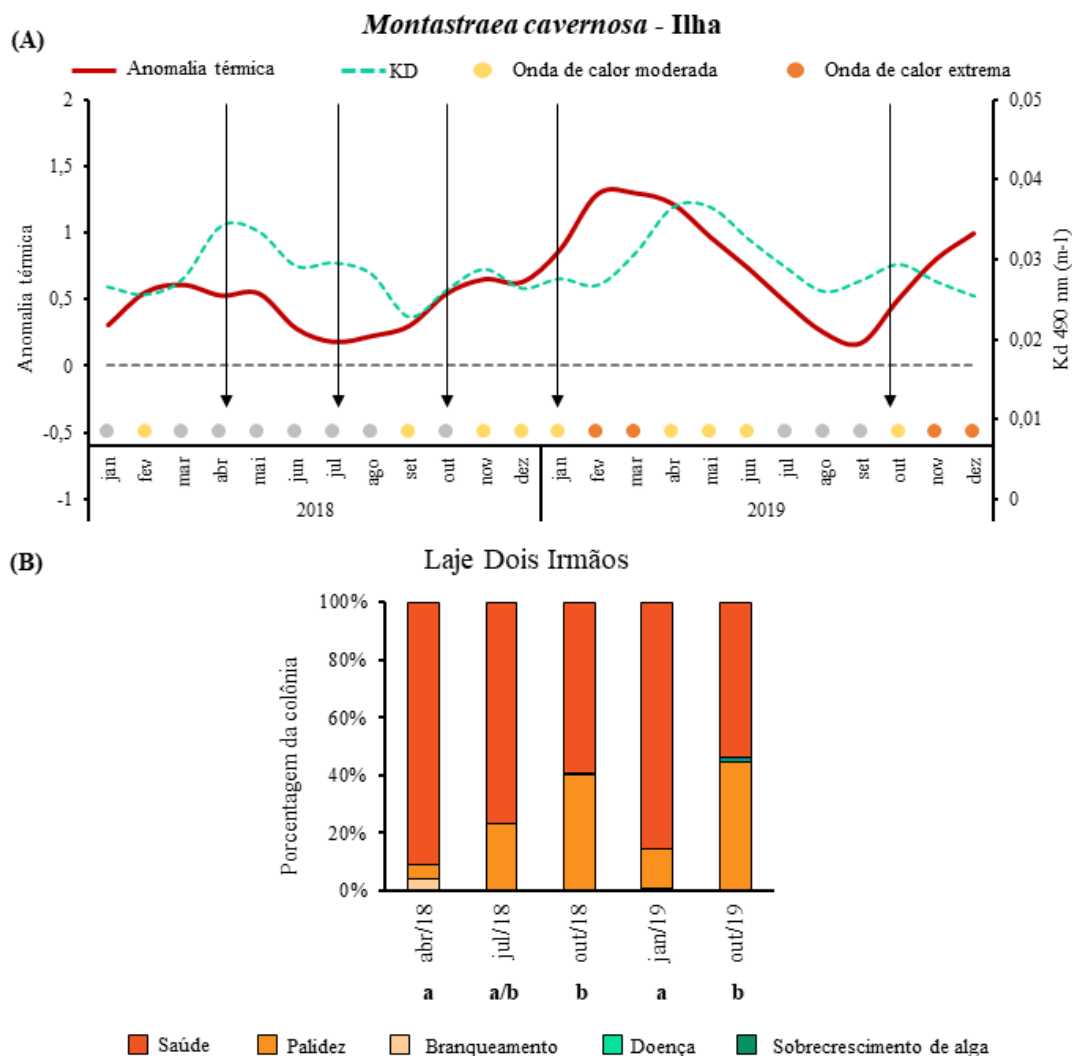


Figura 7. Onda de calor, atenuação da luz e variação da saúde das colônias de *M. cavernosa* no recife oceânico. O gráfico (A) mostra a anomalia térmica, registrada no eixo principal, e a ocorrência de ondas de calor, na parte inferior. Nesse mesmo gráfico, o KD é representado no eixo secundário. Em (B) vemos a variação da porcentagem dos indicadores de saúde nas colônias ao longo dos meses. As letras abaixo do gráfico (B) correspondem ao resultado do teste de Kolmogorov-Smirnov.

mas novamente, em outubro, registramos diminuição da saúde para 53% ($p < 0,01$).

O monitoramento das colônias individuais de *M. cavernosa* repetidas em todos os tempos de amostragem indica que, nos recifes costeiros (Figura 8A), a saúde dos corais não variou com o tempo e não diferiu entre os dois sítios (Batente e Travessa). Por outro lado, percebemos que a saúde das colônias acompanhadas no recife oceânico (Figura 8B) variou significativamente com o tempo, como podemos ver com a diminuição da saúde registrada em outubro de 2018 ($F = 11,22$; $p < 0,05$).

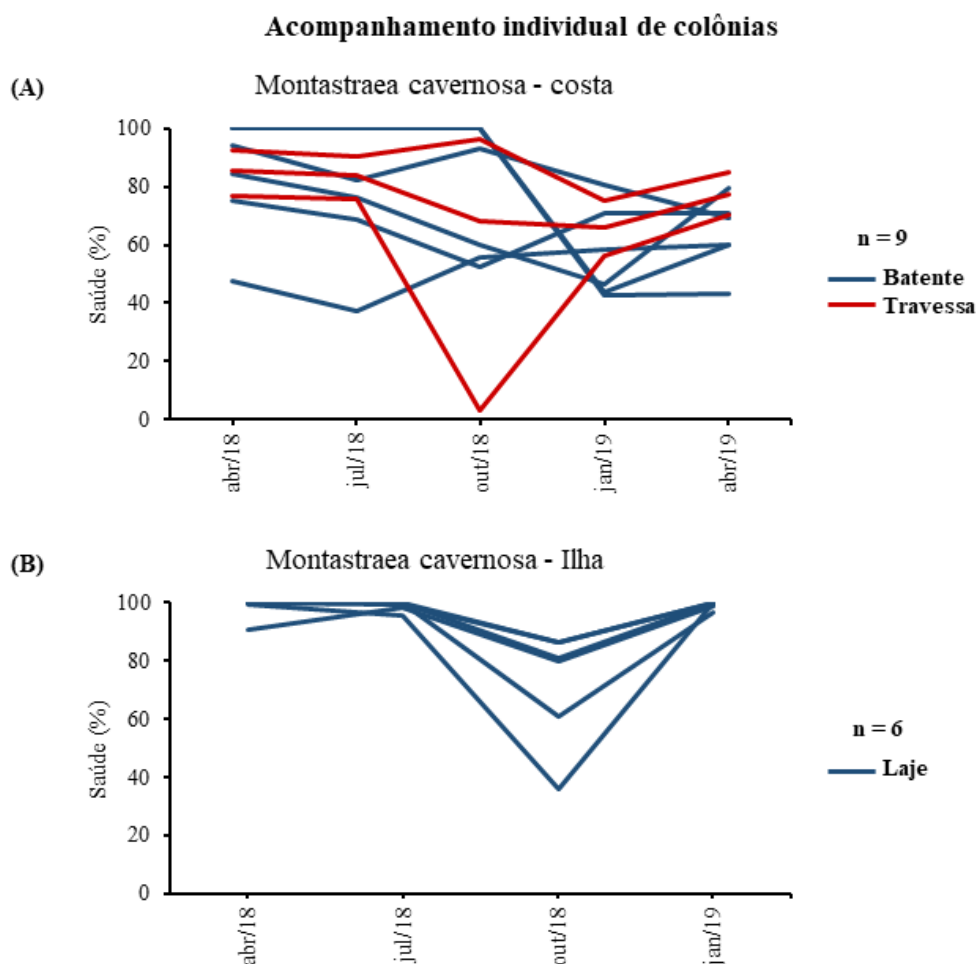


Figura 8. Acompanhamento individual da saúde das colônias de *M. cavernosa*. O gráfico (A) mostra a porcentagem de saúde de 9 colônias monitoradas repetidamente nos recifes costeiros, em todos os meses amostrados. O gráfico (B) mostra a porcentagem de saúde de 6 colônias monitoradas no recife da ilha oceânica, até janeiro de 2019.

5 DISCUSSÃO

Os preditores ambientais que mais influenciam o estado de saúde dos corais variaram entre os ambientes costeiros e oceânicos, provocando respostas distintas entre as duas áreas, o que corrobora nossa hipótese inicial. Isso pode estar relacionado à diferença na turbidez da água entre as áreas, resultando em maior luminosidade natural nos recifes oceânicos, com pouquíssima variação ao longo do ano e valores baixos de KD nesses ambientes, mas também pode ser associado a outros fatores da dinâmica local dos recifes. Em um dos recifes oceânicos (Atalaia), por exemplo, observamos maior variabilidade no estado de saúde dos corais *Siderastrea stellata*, inclusive em comparação aos recifes costeiros, contrariando hipótese inicial de que a saúde de corais em recifes

oceânicos seria mais estável que a dos costeiros. A saúde das colônias do coral *Montastraea cavernosa* permaneceu bastante estável tanto em recifes costeiros quanto oceânicos. Esta maior oscilação na saúde do coral *S. stellata* em comparação a *M. cavernosa* corrobora nossa hipótese sobre a maior instabilidade nas condições ambientais dos ambientes rasos afetar mais fortemente a saúde dos corais.

Nos recifes costeiros, observamos a turbidez e as ondas de calor causando variações na proporção de saúde de *S. stellata* ao longo do tempo, sendo que os meses nos quais os corais apresentaram maior proporção de saúde (maio e agosto de 2018) foram aqueles nos quais registramos turbidez mais elevada e ausência de ondas de calor. Nos meses seguintes, observamos a redução da proporção de saúde quando a turbidez estava mais baixa (novembro de 2018 e fevereiro de 2019), mas foi somente a partir de janeiro de 2020, com a ocorrência de ondas de calor em vários meses seguidos, que registramos a diminuição drástica da saúde nas colônias, simultaneamente ao aumento significativo do branqueamento. Isso nos mostra que, embora alterações na turbidez da água influenciem a saúde de *S. stellata* nos ambientes rasos costeiros, essa espécie é capaz de tolerar bem essas oscilações (LEÃO *et al.*, 2016; LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019) e que o principal fator determinante na variação de saúde das colônias foi o aumento da temperatura decorrente das ondas de calor. Já a partir de junho, começamos a ver diminuição da proporção de branqueamento e aumento da proporção de palidez nas colônias, indicando o início de sua recuperação. A sobrevivência e recuperação das colônias pode ter sido favorecida tanto pela elevação da turbidez quanto pela diminuição da anomalia térmica entre maio e setembro. A elevada turbidez da água nos recifes costeiros parece ser capaz de atenuar a luz que chega aos corais e mitigar o estresse oxidativo que seria provocado pelo excesso de energia luminosa em associação com as temperaturas elevadas e, assim, favorece altas proporções de saúde nas colônias, bem como sua resiliência diante de eventos intensos e duradouros de ondas de calor (MUMBY *et al.*, 2001; GOLBUU *et al.*, 2011; COELHO *et al.*, 2017; SULLY; WOESIK, 2020).

Nos recifes oceânicos, por outro lado, não conseguimos identificar tão claramente a influência da turbidez sobre a saúde das colônias de *S. stellata*, o que pode estar associado à turbidez naturalmente mais baixa em todos os meses e à menor variação dessa condição ao longo do tempo. Essa característica dos recifes oceânicos pode contribuir para a seleção de comunidades endossimbióticas mais bem adaptadas à luminosidade intensa (SASSI *et al.*, 2014), o que justificaria também diferenças observadas nas colorações das colônias de *S. stellata* entre os recifes costeiros e oceânicos (Figura 9).

Além disso, só conseguimos observar efeitos significativos das ondas de calor sobre a saúde dos corais oceânicos ao analisar os dois sítios separadamente. Enquanto as colônias do Atalaia não parecem responder às ondas de calor, as colônias do Sueste sofreram diminuição da proporção de saúde durante os meses de fevereiro e outubro de 2019, quando ocorreram ondas de calor. Essas diferenças na resposta dos corais dos dois recifes oceânicos nos dizem que, nesses locais, a saúde dos corais é mais determinada pelas dinâmicas próprias de cada recife do que pelas condições que aqui analisamos.

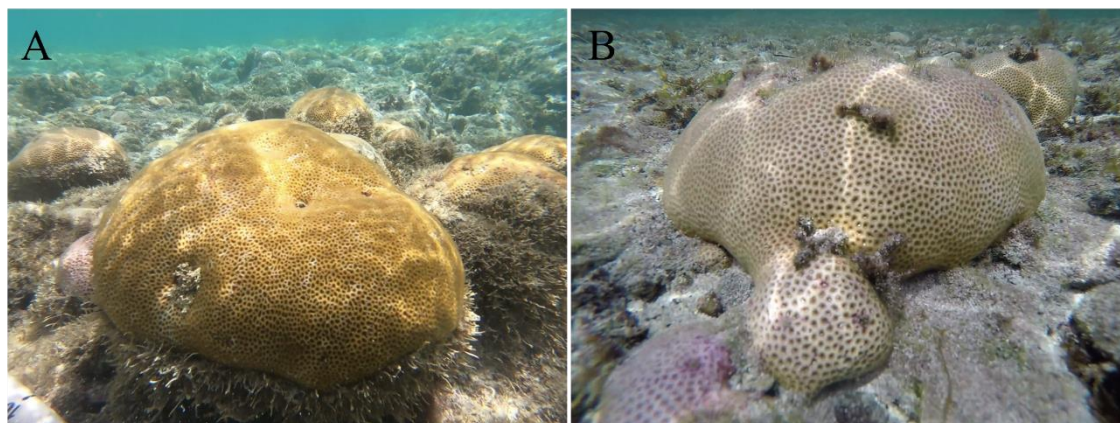


Figura 9. Diferença de coloração entre *S. stellata* nos recifes costeiros, em A (Garças), e oceânicos, em B (Atalaia).

No Atalaia, registramos redução da proporção de saúde e elevação do branqueamento em agosto de 2018, sem ondas de calor, e proporções de saúde elevadas nos meses seguintes, quando ocorreram ondas de calor. Esse branqueamento dos corais provavelmente se deu em resposta à dinâmica de soterramento típica desse local (LONGO; CORREIA; MELLO, 2020), provocada pelo acúmulo de sedimentos dentro da piscina natural. O soterramento provoca o branqueamento dos corais, podendo reduzir sua taxa fotossintética, impedir o crescimento de seus tecidos e resultar em mortalidade das colônias se for muito duradouro (LIRMAN; MANZELLO, 2009; TUNALA *et al.*, 2019), mas *S. stellata* tem revelado elevada capacidade de recuperação após esses eventos (TUNALA *et al.*, 2019; LONGO; CORREIA; MELLO, 2020; BARROS; LUCAS; SOARES, 2021) e, nos meses seguintes, vimos que as colônias se recuperaram. É provável que a instabilidade das condições locais favoreça corais mais resistentes, seja por adaptação ou aclimatização (OLIVER; PALUMBI, 2011; BARSHIS *et al.*, 2018) e que, por isso, as colônias não tenham respondido às ondas de calor.

Em contrapartida, no Sueste, por se tratar de uma baía, os corais estão em condições mais estáveis, se comparado à dinâmica natural da piscina do Atalaia, que é mais fortemente afetada pelas marés, e parecem ter sofrido diminuição da saúde em

consequência das ondas de calor, acompanhado do aumento do sobrecrecimento por algas e da prevalência de doenças, em fevereiro e outubro de 2019, respectivamente. O aumento moderado da temperatura pode favorecer o metabolismo das algas (JI *et al.*, 2016; JI; GAO, 2021), que tipicamente apresentam tolerância térmica superior à dos corais (ANTON *et al.*, 2020), lhes garantindo vantagem competitiva diante do estresse térmico e resultando no aumento do sobrecrecimento. O estresse gerado pela competição com as macroalgas altera o microbioma do coral, reduzindo sua resistência e o deixando mais exposto a patógenos, contribuindo para o aparecimento de doenças (NUGUES *et al.*, 2004; THURBER *et al.*, 2012).

De modo geral, as colônias de *S. stellata* apresentaram porcentagem de saúde elevada na maioria dos meses e boa capacidade de recuperação após estresses em ambos os recifes costeiros e oceânicos. Observamos pouca variabilidade entre a saúde das colônias num ambiente onde o KD se torna muito elevado (costa), o que nos indica que essa espécie apresenta alta tolerância a variações na turbidez da água (LEÃO *et al.*, 2016). Alterações na turbidez influenciam a quantidade de luz que entra no recife e, portanto, também estão relacionadas à nutrição dos corais e às suas estratégias energéticas, as quais podem justificar maior ou menor tolerância a estresses (CARBALLO-BOLAÑOS; SOTO; CHEN, 2019). A variabilidade na resposta entre as colônias dos dois recifes oceânicos rasos nos mostra que *S. stellata* apresenta elevada plasticidade, sendo capaz de sobreviver em recifes com dinâmicas distintas (LIMA; COUTINHO, 2016; SOARES *et al.*, 2019; BARROS; LUCAS; SOARES, 2021). Ser capaz de tolerar condições de turbidez variáveis e dinâmicas intensas, como o soterramento, indica que *S. stellata* se adapta bem às variações ambientais encontradas nos seus diferentes habitats e a estresses locais, apresentando boa resistência e resiliência.

Com relação aos recifes fundos, onde monitoramos as colônias de *M. cavernosa*, percebemos que esses ambientes apresentam menor variação das condições ambientais. A turbidez dos recifes costeiros fundos variou em menor amplitude que a dos recifes rasos dessa mesma região, mantendo-se relativamente estável durante todo o período estudado. As condições mais estáveis encontradas nesses recifes parecem ter favorecido a elevada prevalência de saúde das colônias e menor variação do estado de saúde de *M. cavernosa* em comparação a *S. stellata*. Esse resultado corrobora nossa hipótese de que a maior variação das condições ambientais resulta em maior oscilação da saúde dos corais e concorda com outros estudos que têm mostrado recifes fundos sendo menos impactados por eventos de branqueamento (TEIXEIRA *et al.*, 2019). A baixa variabilidade entre as

curvas das colônias acompanhadas nos mostra o sucesso adaptativo de *M. cavernosa* nesses ambientes. Essa espécie apresenta alta plasticidade morfológica e fenotípica, o que a permite se desenvolver bem em diferentes profundidades (LESSER *et al.*, 2010), sendo a espécie de coral dominante nos recifes fundos brasileiros, sobretudo a partir de 20m (SOARES *et al.*, 2016; LEÃO; KIKUCHI; OLIVEIRA, 2019; MATHEUS *et al.*, 2019). No Caribe, *M. cavernosa* também é uma importante bioconstrutora de recifes, onde forma, juntamente com outras espécies do mesmo gênero, ambientes com elevada complexidade estrutural e que abrigam alta riqueza de espécies bentônicas e de peixes (GEISTER, 1977; MUMBY *et al.*, 2008).

Ainda que *M. cavernosa* ocorra em ambientes menos afetados pelas oscilações nas condições ambientais, a saúde desses corais ainda está sujeita aos efeitos das ondas de calor. No recife oceânico, observamos diminuição da proporção de saúde das colônias em outubro de 2018 e em outubro de 2019, o que pode ser associado à ocorrência de ondas de calor que atingiram também os ambientes mais fundos. Apesar desses eventos não terem provocado redução drástica da saúde e nem o aumento significativo do branqueamento nas colônias, a redução da proporção de saúde em resposta ao aquecimento da água nos mostra que esses corais, embora menos expostos a outros estresses locais, ainda se encontram ameaçados pelas mudanças globais (ALVES *et al.*, 2022) e podem sofrer com o aumento da frequência e da intensidade das ondas de calor (BLEUEL; PENNINO; LONGO, 2021).

Apresentamos aqui cerca de 2 anos de monitoramento detalhado da saúde de duas espécies de corais dominantes nos recifes brasileiros, utilizando modelos 3D, que é uma abordagem inédita no Brasil. Nossos resultados trazem uma perspectiva importante para a compreensão da variação da saúde desses corais, ressaltando a relevância da dinâmica local de cada recife sobre as colônias, bem como o impacto que as alterações globais exercem sobre elas. Percebemos que os recifes costeiros e oceânicos apresentam condições ambientais distintas e que isso provoca flutuações de saúde diferentes entre corais de uma mesma espécie nessas duas áreas. Vimos também que, embora processos locais, como o soterramento no Atalaia, imponham estresses específicos e influenciem a saúde dos corais, as ondas de calor foram o principal fator determinante da redução da saúde das colônias, se mostrando mais impactantes que a turbidez. Isso pode estar relacionado ao sucesso adaptativo dos corais brasileiros a ambientes naturalmente mais turvos (MIES *et al.*, 2020) e nos leva a ressaltar a importância de considerar as oscilações naturais das condições do recife quando analisamos a resposta dos corais a estressores

ambientais, uma vez que estas podem contribuir para a seleção de corais resistentes a esses distúrbios (OLIVER; PALUMBI, 2011; BARSHIS *et al.*, 2018).

6 CONCLUSÕES

Colônias de *S. stellata* em recifes com condições ambientais significativamente distintas entre si tendem a responder de forma diferente aos mesmos preditores, provavelmente porque os corais podem apresentar adaptações e mecanismos bem desenvolvidos para lidar com os estresses de seu habitat natural, lhes conferindo maior resistência e resiliência também diante de outras situações. A sobrevivência das colônias desse coral em ambientes tão distintos nos fala da alta plasticidade fenotípica que essa espécie possui, sendo capaz de se desenvolver bem mesmo em condições marginais, como em águas turvas. Por esse motivo, a saúde desses corais nos recifes costeiros e oceânicos é determinada por preditores ambientais diferentes, sendo as colônias costeiras mais afetadas pela turbidez e, as oceânicas, por outras dinâmicas locais, como o soterramento. Já *M. cavernosa*, por habitar recifes mais estáveis, tem sua saúde menos afetada pela oscilação das variáveis ambientais. Nos recifes costeiros e oceânicos, esse coral parece estar em locais de águas claras e com pouca variação da turbidez. Essas condições estáveis parecem favorecer a saúde das colônias, mas não a ponto de impedir que sejam impactadas pelas ameaças globais. As ondas de calor foram o principal preditor responsável por afetar a saúde dos corais, tanto em *M. cavernosa* quanto em *S. stellata*, e a recuperação dos corais após as ondas de calor é um bom sinal da resiliência dos corais brasileiros.

REFERÊNCIAS

ALVES, Catherine *et al.* Twenty years of change in benthic communities across the Belizean Barrier Reef. **Plos One**, [S.L.], v. 17, n. 1, p. e0249155, 18 jan. 2022. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0249155>.

ANTON, Andrea *et al.* Differential thermal tolerance between algae and corals may trigger the proliferation of algae in coral reefs. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 26, n. 8, p. 4316-4327, 31 maio 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15141>.

AUED, Anaide W. *et al.* Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **Plos One**, [S.L.], v. 13, n. 6, p. e0198452, 8 jun. 2018. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0198452>.

BARROS, Yasmin; LUCAS, Caroline Costa; SOARES, Marcelo Oliveira. An urban intertidal reef is dominated by fleshy macroalgae, sediment, and bleaching of a resilient coral (*Siderastrea stellata*). **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 173, p. 112967, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112967>.

BARSHIS, D. J. *et al.* High-frequency temperature variability mirrors fixed differences in thermal limits of the massive coral *Porites lobata* (Dana, 1846). **Journal Of Experimental Biology**, [S.L.], 1 jan. 2018. The Company of Biologists. <http://dx.doi.org/10.1242/jeb.188581>.

BLEUEL, Jessica; PENNINO, Maria Grazia; LONGO, Guilherme O.. Coral distribution and bleaching vulnerability areas in Southwestern Atlantic under ocean warming. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 11, n. 1, 25 jun. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-92202-2>.

BURT, John A. *et al.* Causes and consequences of the 2017 coral bleaching event in the southern Persian/Arabian Gulf. **Coral Reefs**, [S.L.], v. 38, n. 4, p. 567-589, 22 jan. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-019-01767-y>.

BURT, J. A. *et al.* Insights from extreme coral reefs in a changing world. **Coral Reefs**, [S.L.], v. 39, n. 3, p. 495-507, jun. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-020-01966-y>.

CARBALLO-BOLAÑOS, Rodrigo; SOTO, Derek; CHEN, Chaolun Allen. Thermal Stress and Resilience of Corals in a Climate-Changing World. **Journal Of Marine Science and Engineering**, [S.L.], v. 8, n. 1, p. 15, 24 dez. 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/jmse8010015>.

COELHO, V.R. *et al.* Shading as a mitigation tool for coral bleaching in three common Indo-Pacific species. **Journal Of Experimental Marine Biology and Ecology**, [S.L.], v. 497, p. 152-163, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2017.09.016>.

COMBS, Ian R. *et al.* Quantifying impacts of stony coral tissue loss disease on corals in Southeast Florida through surveys and 3D photogrammetry. **Plos One**, [S.L.], v. 16, n. 6, p. 0252593, 25 jun. 2021. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0252593>.

DECARLO, Thomas M. *et al.* Mass coral mortality under local amplification of 2 °C ocean warming. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 7, n. 1, 23 mar. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep44586>.

EAKIN, C. Mark; SWEATMAN, Hugh P. A.; BRAINARD, Russel E.. The 2014–2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. **Coral Reefs**, [S.L.], v. 38, n. 4, p. 539-545, 22 jul. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-019-01844-2>

EDDY, Tyler D. *et al.* Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. **One Earth**, [S.L.], v. 4, n. 9, p. 1278-1285, set. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.oneear.2021.08.016>.

GEISTER, Jorn. The influence of wave exposure on the ecological zonation of caribbean coral reefs. **Proceedings Of Third International Coral Reef Symposium**, [s. l], v. 2, p. 23-29, 1977.

GOLBUU, Yimnang *et al.* Spatial variability of coral bleaching in Palau during a regional thermal stress event in 2010. **Nature Conservancy**, [S.L.], ago. 2011.

HINRICHS, Saskia *et al.* Which Environmental Factors Predict Seasonal Variation in the Coral Health of *Acropora digitifera* and *Acropora spicifera* at Ningaloo Reef? **Plos One**, [S.L.], v. 8, n. 4, p. e60830, 23 abr. 2013. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0060830>.

HOEGH-GULDBERG, Ove *et al.* Coral Reef Ecosystems under Climate Change and Ocean Acidification. **Frontiers In Marine Science**, [S.L.], v. 4, 29 maio 2017. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2017.00158>.

HUGHES, Terry P. *et al.* Global warming and recurrent mass bleaching of corals. **Nature**, [S.L.], v. 543, n. 7645, p. 373-377, mar. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nature21707>.

Ji, Yan *et al.* Ecophysiological responses of marine macroalgae to climate change factors. **Journal Of Applied Phycology**, [S.L.], v. 28, n. 5, p. 2953-2967, 4 abr. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-016-0840-5>.

Ji, Yan; GAO, Kunshan. Effects of climate change factors on marine macroalgae: a review. **Advances In Marine Biology**, [S.L.], p. 91-136, 2021. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.amb.2020.11.001>.

LAJEUNESSE, Todd C. et al. Systematic Revision of Symbiodiniaceae Highlights the Antiquity and Diversity of Coral Endosymbionts. **Current Biology**, [S.L.], v. 28, n. 16, p. 2570-2580, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2018.07.008>.

LEÃO, Zelinda M. A. N. *et al.* Brazilian coral reefs in a period of global change: a synthesis. **Brazilian Journal Of Oceanography**, [S.L.], v. 64, n. 2, p. 97-116, 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-875920160916064sp2>.

LEÃO, Zelinda M.A.N.; KIKUCHI, Ruy K.P.; OLIVEIRA, Marília D.M.. The Coral Reef Province of Brazil. **World Seas: an Environmental Evaluation**, [S.L.], p. 813-833, 2019. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-805068-2.00048-6>.

LESSER, Michael P. *et al.* Photoacclimatization by the coral *Montastraea cavernosa* in the mesophotic zone: light, food, and genetics. **Ecology**, [S.L.], v. 91, n. 4, p. 990-1003, abr. 2010. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/09-0313.1>.

LIRMAN, Diego; MANZELLO, Derek. Patterns of resistance and resilience of the stress-tolerant coral *Siderastrea radians* (Pallas) to sub-optimal salinity and sediment burial. **Journal Of Experimental Marine Biology and Ecology**, [S.L.], v. 369, n. 1, p. 72-77, fev. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2008.10.024>.

LONGO, G. O. *et al.* Between-Habitat Variation of Benthic Cover, Reef Fish Assemblage and Feeding Pressure on the Benthos at the Only Atoll in South Atlantic: rocas atoll, ne brazil. **Plos One**, [S.L.], v. 10, n. 6, p. e0127176, 10 jun. 2015. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0127176>.

LONGO, Guilherme O.; CORREIA, Louize F. C.; MELLO, Thayná J.. Coral recovery after a burial event: insights on coral resilience in a marginal reef. **Marine Biodiversity**, [S.L.], v. 50, n. 6, 23 out. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12526-020-01121-4>.

LOYA, Yossi. Effects of Water Turbidity and Sedimentation on the Community Structure of Puerto Rican Corals. **Bulletin Of Marine Science**, [S.L.], v. 26, p. 450-466, 1976.

MATHEUS, Zaira *et al.* Benthic reef assemblages of the Fernando de Noronha Archipelago, tropical South-west Atlantic: effects of depth, wave exposure and cross-shelf positioning. **Plos One**, [S.L.], v. 14, n. 1, p. e0210664, 10 jan. 2019. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0210664>.

MIES, Miguel *et al.* South Atlantic Coral Reefs Are Major Global Warming Refugia and Less Susceptible to Bleaching. **Frontiers In Marine Science**, [S.L.], v. 7, p. 1-2, 25 jun. 2020. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2020.00514>.

MORAIS, R. A.; FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.. Spatial patterns of fish standing biomass across Brazilian reefs. **Journal Of Fish Biology**, [S.L.], v. 91, n. 6, p. 1642-1667, 27 out. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jfb.13482>.

MUMBY, Pj *et al.* Cloudy weather may have saved Society Island reef corals during the 1998 ENSO event. **Marine Ecology Progress Series**, [S.L.], v. 222, p. 209-216, 2001. Inter-Research Science Center. <http://dx.doi.org/10.3354/meps222209>.

MUMBY, Peter J. *et al.* Coral Reef Habitats as Surrogates of Species, Ecological Functions, and Ecosystem Services. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 22, n. 4, p. 941-951, 9 maio 2008. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00933.x>.

NUGUES, Maggy M. *et al.* Algal contact as a trigger for coral disease. **Ecology Letters**, [S.L.], v. 7, n. 10, p. 919-923, 26 ago. 2004. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00651.x>.

OBURA, D.; MANGUBHAI S. Coral mortality associated with thermal fluctuations in the Phoenix Islands. **Coral Reefs**, [S.L.], v. 30, n. 3, p. 607-619. Springer Science and Business Media LLC. <https://doi.org/10.1007/s00338-011-0741-7>

OLIVER, T. A.; PALUMBI, S. R.. Do fluctuating temperature environments elevate coral thermal tolerance? **Coral Reefs**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 429-440, 2 fev. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-011-0721-y>.

RAOULT, Vincent *et al.* GoPros™ as an underwater photogrammetry tool for citizen science. **Peerj**, [S.L.], v. 4, p. 1960, 25 abr. 2016. PeerJ. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.1960>.

RÄDECKER, Nils *et al.* Heat stress destabilizes symbiotic nutrient cycling in corals. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v. 118, n. 5, e2022653118, 26 jan. 2021. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2022653118>.

SASSI, Cristiane Francisca Costa *et al.* Pigmentation patterns of *Siderastrea stellata* Verrill, 1868 (Cnidaria, Scleractinia) from coastal reefs in Northeastern Brazil and its relation with zooxanthellae and other microsymbionts. **Pan-American Journal Of Aquatic Sciences**, [s. l], v. 9, n. 3, p. 207-222, 2014.

SOARES, Marcelo de Oliveira *et al.* Mesophotic ecosystems: coral and fish assemblages in a tropical marginal reef (northeastern brazil). **Marine Biodiversity**, [S.L.], v. 48, n. 3, p. 1631-1636, 1 dez. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12526-016-0615-x>.

SOARES, Marcelo de Oliveira *et al.* Thermal stress and tropical reefs: mass coral bleaching in a stable temperature environment?. **Marine Biodiversity**, [S.L.], v. 49, n. 6, p. 2921-2929, 17 ago. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12526-019-00994-4>.

SULLY, Shannon; WOESIK, Robert. Turbid reefs moderate coral bleaching under climate-related temperature stress. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 26, n. 3, p. 1367-1373, 8 jan. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14948>.

TEIXEIRA, Carolina D. *et al.* Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. **Coral Reefs**, [S.L.], v. 38, n. 4, p. 801-813, 15 mar. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00338-019-01789-6>.

THURBER, Rebecca Vega *et al.* Macroalgae Decrease Growth and Alter Microbial Community Structure of the Reef-Building Coral, *Porites astreoides*. **Plos One**, [S.L.], v. 7, n. 9, 5 set. 2012. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0044246>.

TUNALA, Layla Poubel *et al.* Stress factors in the photobiology of the reef coral *Siderastrea stellata*. **Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology**, [S.L.], v. 519, e151188, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151188>.

WEIS, Virginia M.. Cellular mechanisms of Cnidarian bleaching: stress causes the collapse of symbiosis. **Journal Of Experimental Biology**, [S.L.], v. 211, n. 19, p. 3059-3066, 1 out. 2008. The Company of Biologists. <http://dx.doi.org/10.1242/jeb.009597>.

WOODHEAD, Anna J. *et al.* Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. **Functional Ecology**, [S.L.], p. 1023-1034, 28 mar. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.13331>.

ZHAO, Meixia *et al.* The Status of Coral Reefs and Its Importance for Coastal Protection: a case study of northeastern hainan island, south china sea. **Sustainability**, [S.L.], v. 11, n. 16, p. 4354, 12 ago. 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su11164354>.