



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21d/2022/07.07.06.45-TDI

**PADRÕES DE CONECTIVIDADE EM RECIFES DE
CORAL BRASILEIROS ASSOCIADOS AO ESTRESSE
TERMAL ESTIMADO POR SATÉLITE**

Gabriel Lucas Xavier da Silva

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelo Dr. Milton Kampel, aprovada
em 29 de junho de 2022.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/478AF22>>

INPE
São José dos Campos
2022

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Coordenação de Ensino, Pesquisa e Extensão (COEPE)
Divisão de Biblioteca (DIBIB)
CEP 12.227-010
São José dos Campos - SP - Brasil
Tel.:(012) 3208-6923/7348
E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):

Presidente:

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Coordenação-Geral de Ciências da Terra (CGCT)

Membros:

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação (CPG)
Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia, Tecnologia e Ciência Espaciais (CGCE)
Dr. Rafael Duarte Coelho dos Santos - Coordenação-Geral de Infraestrutura e Pesquisas Aplicadas (CGIP)
Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon
Clayton Martins Pereira - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)



MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES
INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS

sid.inpe.br/mtc-m21d/2022/07.07.06.45-TDI

**PADRÕES DE CONECTIVIDADE EM RECIFES DE
CORAL BRASILEIROS ASSOCIADOS AO ESTRESSE
TERMAL ESTIMADO POR SATÉLITE**

Gabriel Lucas Xavier da Silva

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelo Dr. Milton Kampel, aprovada
em 29 de junho de 2022.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/478AF22>>

INPE
São José dos Campos
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Silva, Gabriel Lucas Xavier da.

Si38p Padrões de conectividade em recifes de coral brasileiros associados ao estresse termal estimado por satélite / Gabriel Lucas Xavier da Silva. – São José dos Campos : INPE, 2022.
xxvi + 108 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21d/2022/07.07.06.45-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2022.
Orientador : Dr. Milton Kampel.

1. Recifes de coral. 2. Conectividade larval. 3. Temperatura da superfície do mar. 4. Estresse termal. 5. Branqueamento de corais.
I.Título.

CDU 528.8:551.438.23



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS
Serviço de Pós-Graduação - SEPGR

DEFESA FINAL DE DISSERTAÇÃO DE GABRIEL LUCAS XAVIER DA SILVA
BANCA Nº 191/2022 , REG. 6893/2020

No dia 29 de junho de 2022, as 14h, por teleconferência, o(a) aluno(a) mencionado(a) acima defendeu seu trabalho final (apresentação oral seguida de arguição) perante uma Banca Examinadora, cujos membros estão listados abaixo. O(A) aluno(a) foi **APROVADO(A)** pela Banca Examinadora, por unanimidade, em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de Mestre em Sensoriamento Remoto. O trabalho precisa da incorporação das correções sugeridas pela Banca e revisão final pelo(s) orientador(es).

Título: “PADRÕES DE CONECTIVIDADE EM RECIFES DE CORAL BRASILEIROS ASSOCIADOS AO ESTRESSE TERMAL ESTIMADO POR SATÉLITE”

Membros da Banca:

Dr. João Antonio Lorenzetti – Presidente – INPE
Dr. Milton Kampel – Orientador – INPE
Dr. Rafael Almeida Magris – Membro Externo – ICMBio
Dr. Rodrigo Leão de Moura – Membro Externo – UFRJ



Documento assinado eletronicamente por **Milton Kampel, Pesquisador**, em 01/07/2022, às 08:55 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **JOAO ANTONIO LORENZZETTI (E), Usuário Externo**, em 01/07/2022, às 10:55 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **RAFAEL ALMEIDA MAGRIS (E), Usuário Externo**, em 01/07/2022, às 16:45 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **RODRIGO LEAO DE MOURA (E), Usuário Externo**, em 15/07/2022, às 09:43 (horário oficial de Brasília), com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://sei.mctic.gov.br/verifica.html>, informando o código verificador **10093720** e o código CRC **175E2EC2**.

Referência: Processo nº 01340.005041/2022-18

SEI nº 10093720

*“A pessoa quando percebe uma limitação
E tenta ultrapassá-la se aperfeiçoando
Olha pra vida e pensa: “É isso!”*

*É óbvio, mas é verdade:
Só se acerta correndo o risco de errar.”*

VITOR ISENSEE
em “*Vivas Veredas*”, 2014

*Aos meus pais **Sérgio** e **Sâmia**, dedico*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família, em especial aos meus pais Sérgio e Sâmia, e à minha irmã Giovanna, pelo apoio e amor incondicional.

Ao meu orientador, Dr. Milton Kampel, pelos ensinamentos valiosos, dedicação e por acreditar no meu potencial como pesquisador.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em especial aos docentes do curso de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto (PG-SER), que contribuíram imensamente para o meu aprendizado.

Ao Laboratório Multiusuário de Monitoramento Oceânico por Satélite (MOceanS) e à todos os colegas de pesquisa que me auxiliaram nesta trajetória, em especial ao MSc. Vitor Galazzo de Paiva pelo auxílio na obtenção, validação e reamostragem dos dados de temperatura da superfície do mar e correntes oceânicas.

Ao Dr. João Antonio Lorenzetti e Dr. Emanuel Giarolla pelas sugestões feitas na proposta inicial deste trabalho. Ao Dr. Rafael Almeida Magris e Dr. Rodrigo Leão de Moura por aceitarem compor a banca da defesa.

Ao Dr. Cristiano Pereira pela atenção e conselhos concedidos para a realização deste estudo.

Ao Centro de Hidrografia da Marinha do Brasil, ao *National Oceanic and Atmospheric Administration*, ao *Copernicus Marine Service*, ao *European Centre for Medium Range Weather Forecasts* e ao *Marine Geospatial Ecology Lab* pelos dados e softwares utilizados neste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de pesquisa concedida e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

À Associação dos Bolsistas, Pós-Graduandos e Pós-Graduados do INPE (ABPG-INPE) e todos os membros e ex-membros, por representarem a voz dos pós-graduandos e pesquisadores do instituto.

À todos os meus queridos amigos, em especial à minha companheira Marcella Spinelli, por todo o suporte oferecido durante minha trajetória.

Obrigado!

RESUMO

A tendência de aumento da temperatura da superfície do mar representa uma ameaça para os recifes de coral tropicais, causando branqueamento e mortalidade em massa. Os recifes brasileiros tem sido caracterizados como menos suscetíveis ao estresse termal. A previsibilidade de eventos de branqueamento com base em anomalias da temperatura da superfície do mar pode ser menos precisa do que em outras regiões do oceano global. Como os recifes de coral são aclimatados às condições ambientais locais, a conectividade larval tem potencial para desempenhar um papel relevante na introdução de organismos adaptados a diferentes condições de temperatura. No presente estudo propõe-se avaliar os padrões de conectividade em recifes de coral brasileiros, verificando sua influência potencial na variação da tolerância ao estresse termal nestas comunidades. Foram estimadas métricas de conectividade com base em simulações de dispersão larval no período de 1993 a 2019, entre 180 células recifais distribuídas em sete regiões na margem continental brasileira (Leste-sul, Leste-centro, Leste-norte, Trindade e Martim Vaz, Nordeste, Fernando de Noronha e Atol das Rocas e Amazônia). As simulações foram realizadas utilizando um modelo biofísico acoplado a dados de correntes oceânicas e características biológicas da espécie *Mussismilia hispida*, um coral endêmico e amplamente difundido na costa brasileira. A influência potencial da conectividade larval na tolerância ao estresse termal foi avaliada considerando a probabilidade de conexões entre cada célula recifal, seus respectivos limiares de branqueamento e o acúmulo das anomalias de temperatura da superfície do mar estimadas por satélite durante 12 semanas. Os resultados obtidos indicam uma variação nos padrões de conectividade de acordo com a ocorrência de eventos *El Niño–Southern Oscillation*, quando se observam mudanças na dispersão larval associadas a deslocamentos da bifurcação do ramo sul da Corrente Sul Equatorial. As métricas de conectividade indicam uma variação do limiar de branqueamento de $\pm 0,3$ °C, com células recifais apresentando variações relevantes na tolerância ao estresse termal. As estimativas de branqueamento considerando a conectividade foram significativamente mais próximas das observações reportadas na literatura (valor-p < 0,05), em comparação com as estimativas sem a conectividade. Os resultados obtidos indicam que a conectividade larval pode ter um papel relevante na adaptação dos corais brasileiros a variações na temperatura da água do mar. Quando considerada, observa-se uma melhora nas estimativas de branqueamento desses corais. Espera-se que o presente estudo possa contribuir no monitoramento ambiental e no manejo de recifes de coral brasileiros, considerando os cenários futuros de mudanças climáticas.

Palavras-chave: Recifes de coral. Conectividade larval. Temperatura da superfície do mar. Estresse termal. Branqueamento de corais. Margem continental brasileira.

CONNECTIVITY PATTERNS IN BRAZILIAN CORAL REEFS ASSOCIATED WITH SATELLITE ESTIMATED THERMAL STRESS

ABSTRACT

The rising trend in sea surface temperature presents a threat to tropical coral reefs, causing increasing mass bleaching and mortality. Brazilian reefs have been characterized as less susceptible to thermal stress, where the predictability of bleaching events based on sea surface temperature anomalies is less accurate than in other regions of the global ocean. Since coral reefs are acclimatized to local environmental conditions, larvae connectivity can display a potential role in introducing organisms adapted to different temperature conditions. In the present study, we proposed to evaluate the connectivity patterns of Brazilian coral reefs, verifying their potential influence on the variation of thermal stress tolerance supported by these communities. Connectivity metrics were estimated based on larvae dispersion simulations from 1993 to 2019, between 180 reef sites distributed in seven regions on the Brazilian continental margin (East-south, East-center, East-north, Trindade and Martim Vaz, Northeast, Fernando de Noronha and Atol das Rocas and Amazon). Simulations were performed using a biophysical model coupling ocean currents data and life history traits of *Mussismilia hispida*, a widespread endemic species in the region. The potential influence of larvae connectivity on thermal stress tolerance was evaluated considering the probability of connections between each reef site, their respective bleaching thresholds, and the accumulation of satellite-estimated sea surface temperature anomalies over 12 weeks. The results indicated a variation in connectivity patterns according to the occurrence of *El Niño–Southern Oscillation* events when changes in larvae dispersion associated with the migration of the southern branch of the South Equatorial Current were observed. Connectivity metrics indicated a variation of bleaching thresholds of ± 0.3 °C, highlighting reef sites with relevant changes in thermal stress tolerance. Connectivity-influenced bleaching estimations were significantly closer to observations reported in the literature (p -value < 0.05) compared to estimations without connectivity. These results indicated that larvae connectivity may display a relevant role in the adaptation of Brazilian corals to variations in seawater temperature. It is expected that the present study can contribute to the monitoring and management of Brazilian coral reefs, given future climate change scenarios.

Keywords: Coral reefs. Larvae connectivity. Sea surface temperature. Thermal stress. Coral bleaching. Brazilian continental margin.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
1.1 Ilustração da influência potencial da conectividade na variação do estresse termal suportado por uma população de corais, evidenciando quatro cenários diferentes: (a) Transporte de indivíduos de um recife sob maior estresse termal R1 para um recife sob menor estresse termal R2, indicando a introdução de indivíduos mais tolerantes na população nativa; (b) Transporte de indivíduos de um recife sob menor estresse termal R2 para um recife sob maior estresse termal R1, indicando a introdução de indivíduos menos tolerantes na população nativa; (c) Transporte de indivíduos dos recifes R1 e R2 se torna proporcionalmente maior em R3 devido à um evento de mortalidade/branqueamento, diminuindo a retroalimentação deste recife; (d) Modelo hipotético ideal onde o estresse termal suportado pela população de corais em R3 deverá ser um produto proporcional da influência de conectividade entre os recifes R1, R2 e R4, além de sua própria retroalimentação. A espessura das setas indica a probabilidade de conexão <i>a</i>	3
2.1 <i>Mussismilia hispida</i> (Verrill 1902).	8
2.2 Tipos de ciclo de vida em recifes de coral. (a) Ciclo de vida de espécies incubadoras: os espermatozoides de uma colônia fecundam ovócitos de outra colônia, onde há o desenvolvimento interno das larvas. Após o desenvolvimento, as larvas são liberadas na coluna d'água e se dispersam com as correntes marinhas até assentarem em um habitat propício, dando origem a pólipos fundadores. As colônias crescem a partir do brotamento de novos pólipos. (b) Ciclo de vida em espécies desovadoras de gametas: liberação sincronizada dos espermatozoides e ovócitos, a fecundação ocorre na coluna d'água dando origem ao estágio embrionário das larvas. As larvas se desenvolvem e se dispersam com as correntes marinhas até assentarem em um habitat propício, dando origem a pólipos fundadores. As colônias crescem a partir do brotamento de novos pólipos.	10
2.3 Ilustração dos processos de transporte, dispersão e conectividade larval em recifes de coral.	12

2.4	Ilustração das diferentes abordagens para quantificar a dispersão larval e as relações de conectividade entre populações recifais de acordo com as escalas temporais e espaciais.	13
2.5	Ilustração do gradiente de temperatura próximo à superfície.	16
2.6	Ilustração dos eventos de branqueamento em recifes de coral em três etapas: (1) saudável, (2) estresse e (3) branqueamento.	17
3.1	Distribuição geográfica dos recifes de coral ao longo da margem continental brasileira (em vermelho), de acordo com UNEP-WCMC et al. (2018) e Magris et al. (2021). Regiões adaptadas com base nas eco-regiões marinhas propostas por Spalding et al. (2007) (em cinza): Leste-sul (LSTs); Leste-centro (LSTc); Leste-norte (LSTn); Nordeste (NST), Amazônia (AMZ), Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas (FNA), Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (TMV). Esquema simplificado das correntes oceânicas próximas à superfície (em rosa) de acordo com Stramma e England (1999), Soutelino et al. (2013): CNB = Corrente Norte do Brasil; SNB = Subcorrente Norte do Brasil; CSEc = Corrente Sul-Equatorial ramo central; CSEs = Corrente Sul-Equatorial ramo sul; CB = Corrente do Brasil.	22
3.2	Representação ampliada da distribuição dos recifes de coral avaliados (em vermelho) com base nas sete regiões de interesse: Leste-norte (LSTn), Leste-centro (LSTc), Leste-sul (LSTs); Nordeste (NST), Amazônia (AMZ), Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas (FNA), Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (TMV).	23
3.3	Fluxograma metodológico.	24
3.4	Representação dos arquivos de entrada para o modelo de conectividade larval, (a) grade das células recifais e (b) grade da cobertura recifal por célula, com base nas sete regiões delimitadas: Leste-norte (LSTn), Leste-centro (LSTc), Leste-sul (LSTs); Nordeste (NST), Amazônia (AMZ), Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas (FNA), Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (TMV).	26
3.5	Localização das boias meteo-oceanográficas do PNBOIA ao longo da margem continental brasileira, evidenciando as boias utilizadas para comparação dos dados de TSM (em laranja) e as utilizadas para comparação dos dados de TSM e correntes oceânicas (em roxo).	29

4.1	(a) Diagrama de dispersão dos dados de temperatura da superfície do mar (TSM) do produto CoralTemp <i>versus</i> dados <i>in situ</i> do projeto PNBOIA, evidenciando respectivos valores gerais de coeficiente de correlação (R), raiz do erro médio quadrático (RMSE) e viés. Cores mais quentes indicam a maior densidade de dados. (b) Histograma dos dados de TSM CoralTemp e PNBOIA.	39
4.2	Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 e DUACS para os meses de agosto, setembro e outubro, entre 1993 e 2019. (a,b,c) Média da componente zonal u da velocidade do produto GLORYS12V1; (d,e,f) Desvio padrão das médias da componente zonal u da velocidade do produto GLORYS12V1; (g,h,i) Raiz do erro quadrático médio (RMSE) e (j,k,l) Viés.	41
4.3	Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 e DUACS para os meses de agosto, setembro e outubro, entre 1993 e 2019. (a,b,c) Média da componente meridional v da velocidade do produto GLORYS12V1; (d,e,f) Desvio padrão das médias da componente meridional v da velocidade do produto GLORYS12V1; (g,h,i) Raiz do erro quadrático médio (RMSE) e (j,k,l) Viés.	42
4.4	Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 com dados <i>in situ</i> PNBOIA (Boias Vitória, Porto Seguro e Recife) para os meses de agosto, setembro, outubro e novembro. (a,b) Histograma das velocidades zonais e meridionais; (c,d) Diagrama de dispersão das velocidades zonais e meridionais com valores de Viés, RMSE e R.	43
4.5	Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície DUACS com dados <i>in situ</i> PNBOIA (Boias Vitória, Porto Seguro e Recife) para os meses de agosto, setembro, outubro e novembro. (a,b) Histograma das velocidades zonais e meridionais; (c,d) Diagrama de dispersão das velocidades zonais e meridionais com valores de Viés, RMSE e R.	44
4.6	Kernel da dispersão larval entre os meses de agosto, setembro e outubro para três momentos da simulação: 5, 10 e 15 dias após a desova. (a) Dispersão larval média em anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (b) Dispersão larval média em anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011); (c) Dispersão larval média da série histórica de 1993 a 2019.	45

4.7	Diferença do kernel da dispersão larval entre os meses de agosto, setembro e outubro para três momentos da simulação: 5, 10 e 15 dias após a desova. (a) Diferença da dispersão larval média entre os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016) e La Niña (1998-1999 e 2010-2011); (b) Diferença da dispersão larval média entre os anos de El Niño e a série histórica de 1993 a 2019; (c) Diferença da dispersão larval média entre os anos de La Niña e a série histórica de 1993 a 2019.	46
4.8	Conexões estabelecidas pelo modelo de conectividade larval entre as 180 células recifais e seus respectivos valores de probabilidade, considerando a média das simulações entre agosto, setembro e outubro para a série histórica de 1993 a 2019.	47
4.9	Conexões estabelecidas pelo modelo de conectividade larval entre as 180 células recifais e seus respectivos valores de probabilidade, considerando a média das simulações entre agosto, setembro e outubro para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016).	48
4.10	Conexões estabelecidas pelo modelo de conectividade larval entre as 180 células recifais e seus respectivos valores de probabilidade, considerando a média das simulações entre agosto, setembro e outubro para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).	48
4.11	Número total de conexões estabelecidas para regiões de origem (em azul) e regiões de destino (em laranja). (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).	49
4.12	Número de conexões estabelecidas para regiões de origem (em azul) e regiões de destino (em laranja), desconsiderando as conexões entre células recifais pertencentes à mesma região. (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).	51
4.13	Distâncias lineares das conexões estabelecidas a partir da desova das larvas por região analisada. (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).	52

4.14	Matriz de conectividade evidenciando a contribuição relativa (%) das regiões de origem e destino das larvas. (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).	53
4.15	Histograma da temperatura da superfície do mar diária obtida pela média das células recifais para cada região analisada entre 1993 - 2019, evidenciando seus respectivos valores médios de Máxima Média Mensal (MMM) e Limiar de Branqueamento (LB). (a) Leste-sul (LSTs); (b) Leste-centro (LSTc); (c) Leste-norte (LSTn); (d) Trindade e Martim Vaz (TMV); (e) Nordeste (NST); (f) Fernando de Noronha e Atol das Rocas (FNA); (g) Amazônia (AMZ).	54
4.16	Séries temporais diárias da temperatura da superfície do mar (em cinza) e do acúmulo do estresse termal estimado pelo índice <i>Degree Heating Week</i> (em laranja) entre 1993 - 2019, obtidos pela média das células recifais para cada região analisada: (a) Leste-sul (LSTs); (b) Leste-centro (LSTc); (c) Leste-norte (LSTn); (d) Trindade e Martim Vaz (TMV); (e) Nordeste (NST); (f) Fernando de Noronha e Atol das Rocas (FNA); (g) Amazônia (AMZ).	55
4.17	Distribuição espacial da Máxima Média Mensal (MMM) calculada para as 180 células recifais entre as regiões: LSTs = Leste-Sul; LSTc = Leste-Centro; LSTn = Leste-Norte; NST = Nordeste; AMZ = Amazônia; FNA = Fernando de Noronha e Atol das Rocas; TMV = Trindade e Martim Vaz.	56
4.18	Distribuição espacial do limiar de branqueamento (LB) calculado para as 180 células recifais entre as regiões: LSTs = Leste-Sul; LSTc = Leste-Centro; LSTn = Leste-Norte; NST = Nordeste; AMZ = Amazônia; FNA = Fernando de Noronha e Atol das Rocas; TMV = Trindade e Martim Vaz.	57
4.19	Histograma da contribuição dos limiares de branqueamento (LB) das células recifais de origem (i.e., dispersaram larvas), evidenciando os valores médios de LB e limiar de branqueamento por probabilidade de conexão (LBpc) para cada região: (a) Leste-Sul; (b) Leste-Centro; (c) Leste-Norte; (d) Trindade e Martim Vaz; (e) Nordeste; (f) Fernando de Noronha e Atol das Rocas; (g) Amazônia.	58

4.20	Distribuição espacial da diferença entre o limiar de branqueamento por probabilidade de conexão (LB _{pc}) e o limiar de branqueamento (LB) calculado para as 180 células recifais entre as regiões: LSTs = Leste-Sul; LSTc = Leste-Centro; LSTn = Leste-Norte; NST = Nordeste; AMZ = Amazônia; FNA = Fernando de Noronha e Atol das Rocas; TMV = Trindade e Martim Vaz.	60
4.21	Número de eventos de branqueamento por grau de severidade para cada região, sendo: (a) Eventos de branqueamento reportados; (b) Eventos de branqueamento estimados sem influência da conectividade; (c) Eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade.	61
4.22	Erros absolutos obtidos para os eventos de branqueamento estimados em comparação aos eventos de branqueamento reportados, sendo: (a) Eventos de branqueamento estimados sem influência da conectividade; (b) Eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade. Valores destacados em verde e vermelho indicam a melhora e/ou piora das estimativas de branqueamento devido à influência da conectividade, respectivamente.	63
4.23	Erros absolutos obtidos para os eventos de branqueamento estimados em comparação aos eventos de branqueamento reportados, desconsiderando as células recifais de menor variação do limiar de branqueamento na região Amazônia, sendo: (a) Eventos de branqueamento estimados sem influência da conectividade; (b) Eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade. Valores destacados em verde e vermelho indicam a melhora e/ou piora das estimativas de branqueamento devido à influência da conectividade, respectivamente.	64
4.24	Matriz dos erros absolutos obtidos para os eventos de branqueamento estimados com conectividade em comparação aos eventos de branqueamento reportados: (a) todas as células recifais analisadas; (b) desconsiderando as células recifais de menor variação do limiar de branqueamento na região Amazônia. Valores destacados em verde e vermelho indicam a melhora e/ou piora das estimativas de branqueamento devido à influência da conectividade, respectivamente.	65

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
2.1 Padrões regionais de diversidade de espécies em recifes de coral e em ecossistemas relacionados (e.g. pradarias de gramas marinhas e manguezais).	5
2.2 Diversidade de corais em recifes e ambientes coralíneos brasileiros. .	7
3.1 Características biológicas utilizadas como dados de entrada no modelo de conectividade larval.	31
3.2 Protocolo ReefBase (adaptado) para classificação da severidade de eventos de branqueamento em recifes de coral observados e registrados na literatura.	36
4.1 Valores de viés, raiz do erro médio quadrático (RMSE), coeficiente de correlação (R), coeficiente de determinação (R^2) e número de amostras (N) obtidos pela comparação dos dados da TSM CoralTemp com boias do PNBOIA.	40
A.1 Datas de desova utilizadas nas simulações de dispersão larval, i.e. 4 dias antes da Lua Nova, para Agosto, Setembro e Outubro entre 1993 e 2019. Os dias de lua nova foram obtidos a partir do pacote Skyfield em Python, disponível em < https://rhodesmill.org/skyfield/ >.	101
B.1 Eventos de branqueamento reportados por referência, indicando o período/ano de observação, a região e o código de severidade classificado.	108

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADCP	–	<i>Acoustic Doppler Current Profile</i>
AT	–	Água Tropical
AMP	–	Área Marinha Protegida
AVHRR	–	<i>Advanced Very-High-Resolution Radiometer</i>
CB	–	Corrente do Brasil
CCNE	–	Contracorrente Norte Equatorial
CMEMS	–	<i>Copernicus Marine Service</i>
CNB	–	Corrente Norte do Brasil
CSE	–	Corrente Sul Equatorial
CSEn	–	Ramo Norte da Corrente Sul Equatorial
CSEc	–	Ramo Central da Corrente Sul Equatorial
CSEs	–	Ramo Sul da Corrente Sul Equatorial
CR	–	Célula recifal
DHW	–	<i>Degree Heating Week</i>
DUACS	–	<i>Data Unification and Altimeter Combination System</i>
ECMWF	–	<i>European Centre for Medium Range Weather Forecasts</i>
ENSO	–	<i>El Niño–Southern Oscillation</i>
GEBCO	–	<i>General Bathymetric Chart of the Oceans</i>
GLORYS	–	<i>Global Ocean Physics Reanalysis</i>
LB	–	Limiar de Branqueamento
IVT	–	Infravermelho termal
LBpc	–	Limiar de Branqueamento por probabilidade de conexão
MODIS	–	<i>MODerate resolution Imaging Spectroradiometer</i>
MMM	–	Máxima Média Mensal
NOAA	–	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
OCM	–	Onda de Calor Marinha
ONI	–	<i>Oceanic Niño Index</i>
PLD	–	<i>Pelagic larval duration</i>
RMSE	–	<i>Root Mean Square Error</i>
SCE	–	Subcorrente Equatorial
SNB	–	Subcorrente Norte do Brasil
TSM	–	Temperatura da Superfície do Mar
VIIRS	–	<i>Visible Infrared Imaging Radiometer Suite</i>
PNBOIA	–	Programa Nacional de Boias
ZCIT	–	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Objetivo	4
1.1.1 Objetivo geral	4
1.1.2 Objetivos específicos	4
1.2 Estrutura da dissertação	4
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	5
2.1 Os recifes de coral	5
2.1.1 Os recifes brasileiros e a espécie <i>Mussismilia hispida</i>	6
2.2 Conectividade em recifes de coral	8
2.2.1 Reprodução, transporte e dispersão larval	8
2.2.2 Modelos e abordagens no estudo da conectividade	12
2.3 Temperatura da Superfície do Mar (TSM)	14
2.3.1 Histórico das medições da TSM via satélite	14
2.3.2 Impactos do estresse termal em recifes de coral	16
3 MATERIAIS E MÉTODOS	19
3.1 Área de estudo	19
3.2 Metodologia de trabalho	24
3.3 Modelo de conectividade larval	25
3.3.1 Configurações iniciais do modelo	25
3.3.2 Dados de correntes oceânicas em superfície	27
3.3.3 Dados de características biológicas	30
3.4 Estresse termal	31
3.4.1 Dados da temperatura da superfície do mar	31
3.4.2 Cálculo dos índices de estresse termal	32
3.5 Análise da conectividade sobre o estresse termal	34
3.5.1 Eventos de branqueamento reportados na literatura	35
3.5.2 Comparação estatística das estimativas de branqueamento	36
4 RESULTADOS	39
4.1 Avaliação dos dados de TSM e correntes oceânicas em superfície	39
4.2 Padrões de dispersão e conectividade larval	45

4.3	Caracterização dos índices de estresse termal	52
4.4	Estresse termal e a conectividade	58
4.4.1	Avaliação das estimativas de branqueamento	60
5	DISCUSSÃO	67
6	CONCLUSÃO	77
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79
	ANEXO A - DATAS DE DESOVA	101
	ANEXO B - EVENTOS DE BRANQUEAMENTOS REPORTADOS	103
B.1	Lista de referências acessadas	103

1 INTRODUÇÃO

Os recifes de coral são ecossistemas marinhos de suma importância ambiental e econômica, geralmente encontrados em regiões tropicais de águas rasas e bem iluminadas (SHEPPARD et al., 2017). A sobrevivência destes ecossistemas está diretamente associada à aclimação e adaptação dos corais às condições ambientais vigentes, como por exemplo a temperatura da superfície do mar (TSM) (COUCE et al., 2012). Em virtude das mudanças climáticas e consequente aquecimento dos oceanos, a saúde dos recifes de coral está ameaçada (HUGHES et al., 2017). Estudos indicam que a temperatura da superfície do mar aumentou 0,13 °C por década nos últimos 100 anos, podendo atingir cerca de 1 °C - 4 °C acima da média atual no ano de 2100 (PACHAURI et al., 2014). À medida que o oceano aquece, os recifes de coral tornam-se mais vulneráveis a eventos nocivos conhecidos como branqueamento, podendo levar à morte destas comunidades por estresse termal (DOUGLAS, 2003). Estimativas da TSM via satélite permitem analisar o impacto destas tendências em escala global (MINNETT et al., 2019), identificando sua influência sobre as variações climáticas (MERCHANT et al., 2019) e possibilitando uma gama de aplicações voltadas ao monitoramento de recifes de coral (HEDLEY et al., 2016).

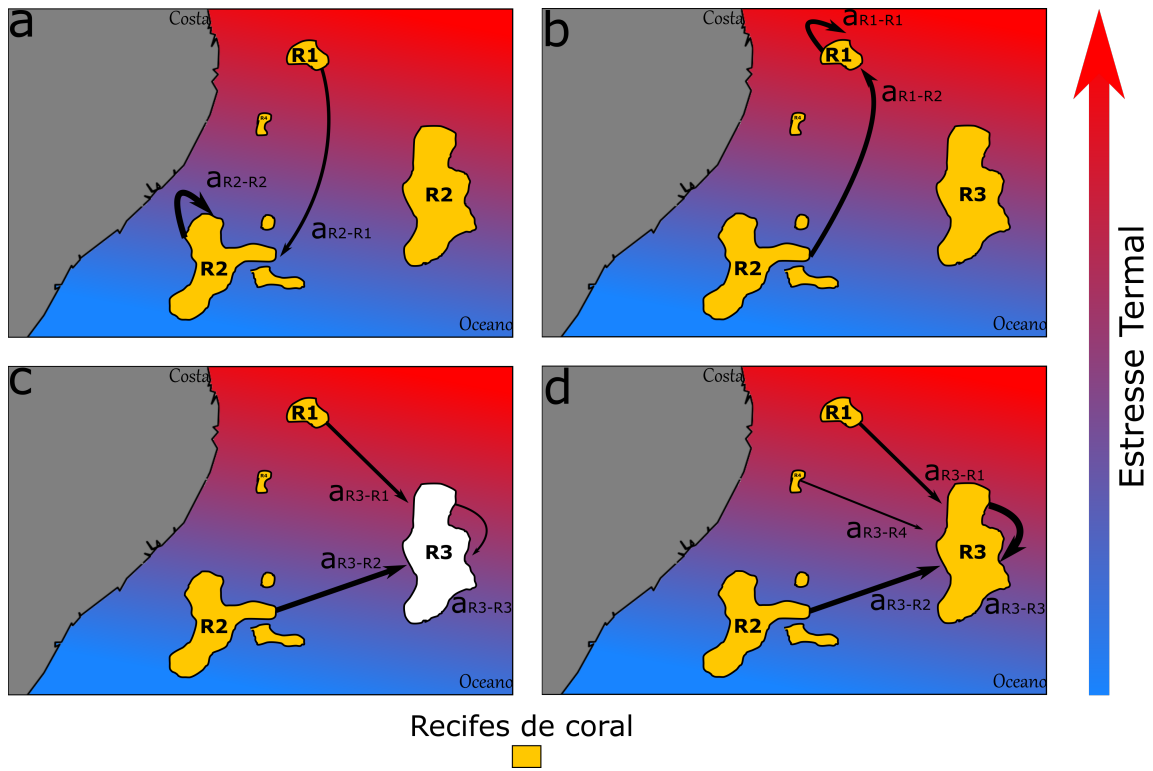
No Brasil, os recifes de coral aparentam ser mais resilientes aos impactos do estresse termal em comparação com outras comunidades do globo (MIES et al., 2020). Embora diversos eventos de branqueamento tenham sido registrados ao longo das últimas décadas, principalmente associados a eventos de El Niño (MIGOTTO, 1997; MIRANDA et al., 2013; TEIXEIRA et al., 2019), nunca houveram episódios registrados de mortalidade em massa (LEÃO et al., 2019). Em particular, baixos valores de mortalidade foram observados até mesmo durante os eventos mais severos de branqueamento (BANHA et al., 2020). Segundo Mies et al. (2020), esta resiliência está associada às características particulares dos recifes brasileiros, como uma ampla distribuição batimétrica, maior tolerância a turbidez e a associações simbióticas mais flexíveis. Estas características contribuem para que as anomalias da TSM estimadas por satélite sejam menos precisas em identificarem corretamente a ocorrência de branqueamento em recifes de coral brasileiros.

Apesar de serem organismos sésseis, os corais possuem uma alta capacidade de dispersão devido às características de seu ciclo de vida. Durante sua fase de reprodução, centenas de larvas são liberadas na coluna d'água permitindo

sua dispersão por grandes distâncias (GRAHAM et al., 2008). Essas larvas são transportadas por correntes oceânicas até encontrarem um habitat adequado ou morrerem (THOMPSON et al., 2018). Quando as larvas são transportadas com sucesso de uma população para outra, temos um processo conhecido como conectividade (COWEN; SPONAUGLE, 2009). Os estudos sobre a conectividade buscam compreender como ocorre esse padrão de migração e suas possíveis implicações ecológicas e evolutivas (PELUSO; ZILBERBERG, 2016).

As métricas de conectividade podem auxiliar na identificação de possíveis refúgios frente ao aquecimento dos oceanos (STUDIVAN; VOSS, 2018; NAKABAYASHI et al., 2019) e ajudar na elaboração de estratégias de conservação (MAGRIS et al., 2016; ENDO et al., 2019; FONTOURA et al., 2022), sendo um dos fatores chaves para assegurar a sobrevivência destas comunidades no longo prazo. Segundo Kleypas et al. (2016), a dispersão de larvas de coral entre recifes sobre diferentes regimes de temperatura também pode desempenhar um papel importante na adaptação destas populações ao estresse termal. Por exemplo, larvas oriundas de regiões mais quentes tenderiam a aumentar a tolerância ao estresse termal ao serem transportadas para comunidades em regiões mais frias (Figura 1.1). Desta forma, este estudo propõe avaliar os padrões de conectividade em recifes de coral brasileiros e sua influência potencial na variação da tolerância ao estresse termal nestas comunidades.

Figura 1.1 - Ilustração da influência potencial da conectividade na variação do estresse termal suportado por uma população de corais, evidenciando quatro cenários diferentes: (a) Transporte de indivíduos de um recife sob maior estresse termal R1 para um recife sob menor estresse termal R2, indicando a introdução de indivíduos mais tolerantes na população nativa; (b) Transporte de indivíduos de um recife sob menor estresse termal R2 para um recife sob maior estresse termal R1, indicando a introdução de indivíduos menos tolerantes na população nativa; (c) Transporte de indivíduos dos recifes R1 e R2 se torna proporcionalmente maior em R3 devido à um evento de mortalidade/branqueamento, diminuindo a retroalimentação deste recife; (d) Modelo hipotético ideal onde o estresse termal suportado pela população de corais em R3 deverá ser um produto proporcional da influência de conectividade entre os recifes R1, R2 e R4, além de sua própria retroalimentação. A espessura das setas indica a probabilidade de conexão a .



Fonte: Adaptado de Kleypas et al. (2016).

1.1 Objetivo

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo consiste em avaliar os padrões de conectividade em recifes de coral brasileiros e sua influência potencial na variação da tolerância ao estresse termal nestas comunidades.

1.1.2 Objetivos específicos

A fim de atingir o objetivo geral, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- a) Modelar a conectividade larval, i.e., probabilidade de dispersão de larvas entre um recife-fonte e um recife-destino, no período de 1993 a 2019, com base em uma espécie endêmica e amplamente difundida no Brasil (*Mussismilia hispida*) e avaliar o padrão de distribuição destas conexões.
- b) Caracterizar a variabilidade dos índices de estresse termal ao longo dos recifes de coral brasileiros por meio da temperatura da superfície do mar estimada por satélite.
- c) Comparar os eventos de branqueamento estimados a partir dos índices de estresse termal, com e sem influência da conectividade, em relação a eventos reportados na literatura.

1.2 Estrutura da dissertação

No Capítulo 2 será apresentada uma revisão de conceitos importantes relacionados ao tema da dissertação, incluindo a conectividade larval em recifes de coral, as estimativas da TSM via satélite e os impactos do estresse termal em recifes de coral. No Capítulo 3 são descritos os dados e metodologias, referentes aos produtos de TSM, correntes oceânicas em superfície e modelo de conectividade utilizado neste estudo. No Capítulo 4 são apresentados os resultados encontrados, sendo discutidos no Capítulo 5 em comparação com referências da literatura. Por fim, as conclusões e considerações finais encontram-se no Capítulo 6.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Os recifes de coral

Os recifes de coral são ecossistemas marinhos formados majoritariamente por colônias de diferentes organismos secretadores de carbonato de cálcio, capazes de gerar grandes estruturas recifais que possuem papel fundamental na conservação de inúmeras populações marinhas, no balanço químico dos oceanos e no ciclo de carbono global (SPALDING et al., 2001; REYNAUD et al., 2003; BUDDEMEIER et al., 2004). São normalmente distribuídos ao longo de regiões tropicais onde predominam águas quentes, rasas e bem iluminadas (COUCE et al., 2012), embora também existam grupos associados a águas frias e mais profundas (ROBERTS et al., 2006). Os ambientes recifais excedem qualquer outro habitat do planeta no quesito diversidade de filós, possuindo cerca de 32 dos 34 filós animais existentes na Terra (PORTER; TOUGAS, 2001). O número de animais e vegetais que habitam os recifes de coral foi estimado como superior a 600 mil espécies ao redor do mundo (BOUCHET, 2006). A maior parte desta diversidade reside no Indo-Pacífico (Tabela 2.1) e tende a decair conforme a distância em relação à este *hotspot* de espécies (HUGHES et al., 2002).

Tabela 2.1 - Padrões regionais de diversidade de espécies em recifes de coral e em ecossistemas relacionados (e.g. pradarias de gramas marinhas e manguezais).

Grupo taxonômico	Indo-Pacífico	Pacífico Leste	Atlântico Oeste	Atlântico Leste
Corais duros (Scleractinia)	719	34	62	
Corais moles (Alcyonacea)	690+	0	6	
Espônjas	244		117	
Gastrópodes				
Búzios	178	24	6	9
Conidae	316	30	57	22
Moluscos bivalves	2000	564	378	427
Crustáceos				
Camarões Mantis	249	50	77	30
Camarões verdadeiros	91	28	41*	
Equinodermos	1200	208	148	
Peixes	4000	650	1400	450
Algas marinhas	34	7	9	2
Manguezal	59	13	11	7

Nota: A diversidade de esponjas foi enumerada por gênero ao invés de espécies.

Valores ausentes indicam dados indisponíveis e/ou não analisados no momento.

*Espécies de camarão contabilizadas para todo o Oceano Atlântico.

Fonte: Adaptado de Spalding et al. (2001).

Além de sua importância ecológica, os recifes de coral atuam como um refúgio altamente produtivo e fornecem bens e serviços socioeconômicos relacionados à pesca (TEH et al., 2013), turismo (SPALDING et al., 2017), proteção costeira (PASCAL et al., 2016) e atividades culturais (WOODHEAD et al., 2019). Diversas comunidades costeiras dependem deste ecossistema como única ou principal fonte de renda e alimentação (CRAIG et al., 2008; MARTIN et al., 2017). Em valores monetários, a importância global dos recifes de coral é estimada em cerca de 30 bilhões de dólares por ano (CHEN et al., 2015). O número de pessoas ao redor do globo que dependem dos recifes para seu sustento, segurança alimentar e proteção costeira é estimada em 500 milhões (FERREIRA et al., 2018).

As atividades antrópicas somadas às mudanças climáticas representam uma crescente ameaça à conservação dos recifes de coral (HUGHES et al., 2003). Cenários futuros indicam uma redução de 3,95 a 23,78 bilhões de dólares de retorno para a sociedade devido à degradação destes ambientes (CHEN et al., 2015). Uma maneira efetiva para evitar ou mitigar estes impactos reside na criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) (HALPERN, 2003). As AMPs podem auxiliar comunidades recifais evitando a pesca predatória e poluição antrópica, restaurando suas cadeias tróficas e prevenindo futuros impactos (SELIG; BRUNO, 2010). Novas técnicas de manejo buscam propor estratégias para mitigar até mesmo os efeitos do estresse termal, incorporando a influência da conectividade entre populações como uma métrica essencial para conservação e manutenção destes ambientes (HOCK et al., 2017; FONTOURA et al., 2022).

2.1.1 Os recifes brasileiros e a espécie *Mussismilia hispida*

Os recifes de coral brasileiros apresentam uma menor diversidade de espécies quando comparados às comunidades do Indo-Pacífico e Caribe (Tabela 2.2). A fauna coralínea é constituída principalmente por espécies endêmicas, chegando a quase 50% da diversidade total. Estas populações são bem adaptadas às condições hidrodinâmicas e à elevada turbidez da água na costa brasileira (LEÃO et al., 2019). Ao longo do banco de Abrolhos, estruturam-se em formatos únicos conhecidos como chapeirões¹, compondo extensos recifes meso-fóticos e um dos principais ecossistemas recifais do Brasil (SOARES et al., 2019). Entre os corais-pétreos zooxantelados (também conhecidos como corais verdadeiros), cinco das 16 espécies registradas são endêmicas, sendo: *Mussismilia braziliensis*, *Mus-*

¹Chapeirões: colunas coralíneas verticais, isoladas e com um extenso topo estruturado sobre uma base estreita, i.e., em formato de cogumelo.

sismilia hispida, *Mussismilia hartii*, *Mussismilia leptophylla* e *Siderastrea stellata* (CASTRO; ZILBERBERG, 2016). Estas caracterizam-se como as principais espécies construtoras de recifes ao longo da costa brasileira (LEÃO et al., 2003).

Tabela 2.2 - Diversidade de corais em recifes e ambientes coralíneos brasileiros.

Táxon	Total (N.º)	Endêmicas (N.º)	Contribuição de espécies endêmicas (%)	Espécies endêmicas no Brasil
Corais-pétreos zooxantelados (Ordem Scleractinia)	16	5	31%	<i>Mussismilia leptophylla</i> , <i>Mussismilia braziliensis</i> , <i>Mussismilia hartii</i> , <i>Mussismilia hispida</i> , <i>Siderastrea stellata</i>
Corais-negros (Ordem Antipatharia)	3	1	33%	<i>Cirripathes secchini</i>
Corais-de-fogo (Famílias Milleporidae e Stylasteridae)	15	3	60%	<i>Millepora braziliensis</i> , <i>Millepora laboreli</i> , <i>Millepora nitida</i>
Octocorais (Subclasse Octocorallia)	17	11	65%	<i>Leptogorgia pseudogracilis</i> , <i>Leptogorgia violacea</i> , <i>Muricea flamma</i> , <i>Muriceopsis metaclados</i> , <i>Neospongodes atlantica</i> , <i>Olindagorgia gracilis</i> , <i>Phyllogorgia dilatata</i> , <i>Plexaurella grandiflora</i> , <i>Plexaurella regia</i> , <i>Stephanogorgia rattoi</i> , <i>Trichogorgia brasiliensis</i>
Total	41	20	49%	

Fonte: Adaptado de Castro e Zilberberg (2016).

A espécie *Mussismilia hispida* (Verrill 1902) destaca-se por possuir a maior distribuição espacial dentre os corais endêmicos brasileiros, ocorrendo desde o Atol das Rocas (~4°S) até o litoral do estado de São Paulo (~24°S) (LEÃO et al., 2019). É popularmente conhecida como coral-cérebro, em conjunto das demais espécies do gênero *Mussismilia*. Suas colônias apresentam formato hemisférico, em uma coloração variada entre cinza claro, verde e azul (Figura 2.1). Em comparação à sua congênere *Mussismilia braziliensis*, possui cálices maiores e mais arredondados (LEÃO et al., 1997). Embora seja uma espécie típica de águas rasas, a *M. hispida* apresenta alta tolerância à turbidez e tem seu limite batimétrico em ~90 metros de profundidade (MIES et al., 2020). Registros indicam sua relação simbiótica com três diferentes clados de zooxantelas, provavelmente associadas à sua ampla distribuição ao longo da costa brasileira (PICCIANI et al., 2016).

A *M. hispida* é uma espécie hermafrodita (i.e., possui ambos os sexos no mesmo póliplo ou mesma colônia) e desovadora de gametas². Tem um ciclo reprodutivo aproximadamente anual, com pelo menos dois a três meses consecutivos de desova a cada ano, ditados pela fase da lua. Experimentos em aquário realizados em torno de 16°S observaram a ocorrência de desova entre agosto e novembro (PIRES et al., 2016), embora dados histológicos coletados a sul de 23°S indicam a ocorrência de desova entre fevereiro e março (NEVES; PIRES, 2002; FRANCINI et al., 2002). Estudos recentes indicam que a espécie é capaz de desovar até mesmo quando branqueada (GODOY et al., 2021).

Figura 2.1 - *Mussismilia hispida* (Verrill 1902).



Fonte: Charlie Veron (2012).

2.2 Conectividade em recifes de coral

2.2.1 Reprodução, transporte e dispersão larval

Os corais são organismos sésseis em sua fase adulta, mas possuem uma alta capacidade de dispersão devido a características do seu ciclo de vida (COWEN; SPONAUGLE, 2009). Os estudos da conectividade em recifes de coral visam compreender e/ou quantificar como ocorre este padrão de dispersão entre populações, considerando tanto os fenômenos recentes quanto os pretéritos (PELUSO;

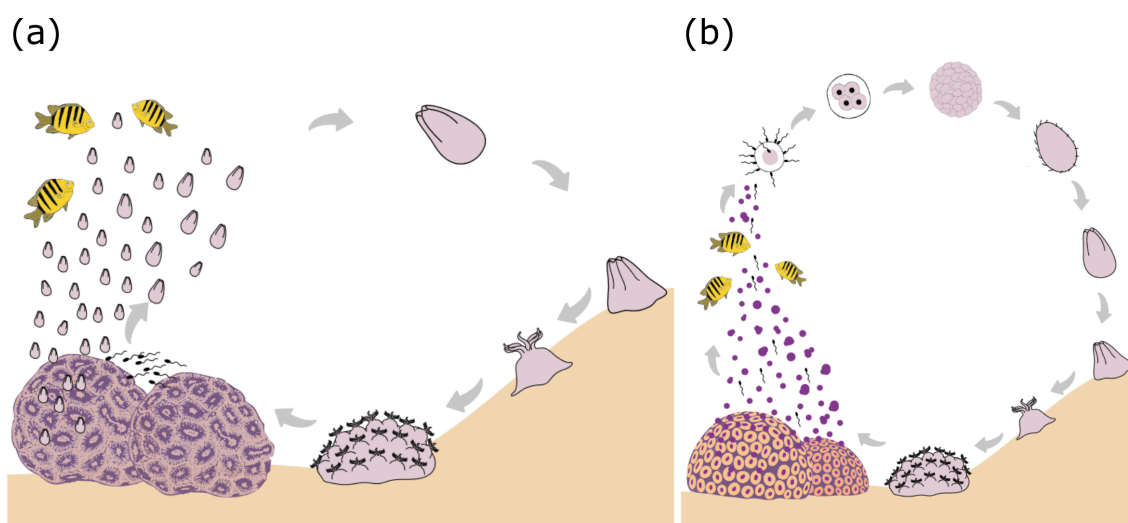
²Ver Seção 2.2.1 para informações sobre a reprodução de corais.

ZILBERBERG, 2016). A compreensão sobre a conectividade em recifes de coral pode ser utilizada para diversos propósitos, como na elaboração de propostas técnicas para a criação de áreas de conservação marinha (SCHILL et al., 2015; MAGRIS et al., 2016), manejo frente ao aquecimento global (NAKABAYASHI et al., 2019; FONTOURA et al., 2022) e resiliência destas comunidades em áreas de risco (HOCK et al., 2017). Os principais processos envolvidos na conectividade em recifes de coral englobam suas características de reprodução, transporte e dispersão larval (GRAHAM et al., 2008).

A reprodução em recifes de coral pode ocorrer tanto de forma sexuada ou assexuada, possuindo um ciclo de vida que engloba duas fases principais: (i) fase pólipó sésil e (ii) fase larval pelágica (HARRIS et al., 2018). Embora a primeira fase seja comum à maioria dos corais, a segunda apresenta diferenças de acordo com o padrão de reprodução de cada espécie (Figura 2.2). Caracterizam-se como corais incubadores aqueles no qual o desenvolvimento larval ocorre internamente, enquanto que em corais desovadores de gametas este desenvolvimento ocorre na coluna d'água (PIRES et al., 2016). Uma vez liberadas, larvas de coral de ambos os tipos possuem um período mínimo no qual ainda não são capazes de assentar, denominado período de pré-competência. Este período geralmente possui uma duração da ordem de minutos (para espécies incubadoras) a dias (para espécies desovadoras) (BLANCO-MARTÍN, 2002). Após adquirirem competência as larvas de coral podem permanecer dias a meses na coluna d'água, dependendo das características de cada espécie, conhecido como período de duração pelágica larval (GRAHAM et al., 2008). Ao atingir o substrato, a larva inicia seu processo de metamorfose dando origem a um pólipó juvenil. Este processo geralmente se inicia 24 horas após o assentamento (PETERSEN, 2008).

A desova em corais incubadores pode ocorrer sem um padrão específico, sendo diária ou através de ciclos mensais e sazonais. Em corais desovadores de gametas a desova geralmente apresenta um ciclo anual bem definido, ocorrendo por diversas noites e/ou por múltiplos meses consecutivos (LEAL et al., 2016). Independente da espécie e características de reprodução, é a liberação das larvas na coluna d'água que garante a existência de conectividade entre populações de recifes de coral, gerada pelo transporte e dispersão destas larvas no ambiente marinho.

Figura 2.2 - Tipos de ciclo de vida em recifes de coral. (a) Ciclo de vida de espécies incubadoras: os espermatozoides de uma colônia fecundam ovócitos de outra colônia, onde há o desenvolvimento interno das larvas. Após o desenvolvimento, as larvas são liberadas na coluna d'água e se dispersam com as correntes marinhas até assentarem em um habitat propício, dando origem a pólipos fundadores. As colônias crescem a partir do brotamento de novos pólipos. (b) Ciclo de vida em espécies desovadoras de gametas: liberação sincronizada dos espermatozoides e ovócitos, a fecundação ocorre na coluna d'água dando origem ao estágio embrionário das larvas. As larvas se desenvolvem e se dispersam com as correntes marinhas até assentarem em um habitat propício, dando origem a pólipos fundadores. As colônias crescem a partir do brotamento de novos pólipos.



Fonte: Adaptado de Pires et al. (2016).

O transporte larval é definido como a translocação horizontal de uma larva entre os pontos (x_1, y_1) e (x_2, y_2) em um plano cartesiano (PINEDA et al., 2007). Este transporte é uma função de dois fatores principais: (i) transporte físico e (ii) comportamento larval (Figura 2.3). O transporte físico corresponde aos processos de advecção e difusão turbulenta gerados pelas correntes marinhas ao qual a larva está submetida. Já o comportamento larval corresponde à habilidade natatória desta larva em movimentar-se pelo espaço. Embora a definição original do transporte larval seja bidimensional, o comportamento natatório da larva ao longo do eixo vertical (z) pode alterar substancialmente sua translocação horizontal, como por exemplo ao encontrar diferentes correntes marinhas em diferentes profundidades da coluna d'água (CRISP, 1976; YOUNG, 1995).

A dispersão larval consiste na propagação de larvas desde sua desova em um lo-

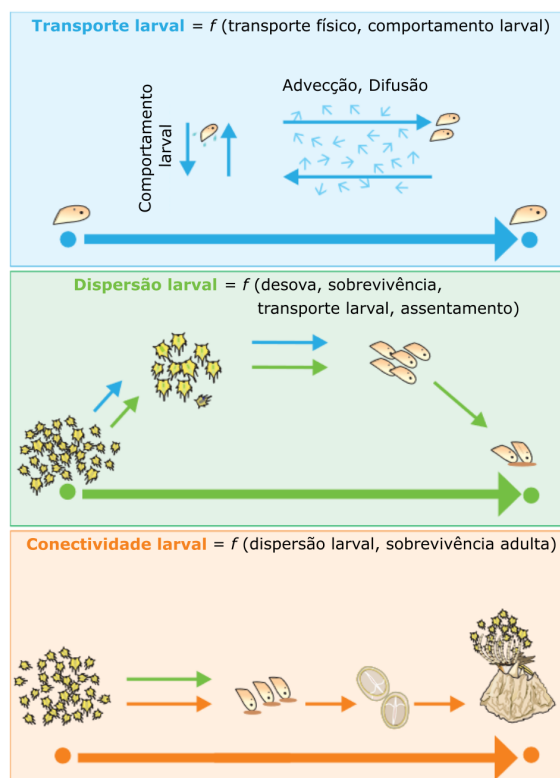
cal de origem até o seu assentamento (ou morte) em um local de destino (SCHELTEMA, 1986). É uma função do transporte larval acoplado aos fatores de desova, sobrevivência e assentamento (Figura 2.3). Desta forma, é possível estimar a dispersão larval através da função de densidade probabilística do número de larvas liberadas no ambiente oceânico *versus* a distância de seu local de destino (COWEN; SPONAUGLE, 2009; TREML et al., 2012). De acordo com Swearer et al. (2019), a dispersão larval é um dos processos demográficos menos compreendidos do ambiente marinho, uma vez que pequenas variações nos padrões de correntes oceânicas e forçantes ambientais que afetam a sobrevivência larval podem ter consequências profundas na dinâmica de diversas populações marinhas.

Estes fatores externos, tais como características oceanográficas e ambientais, atuam como limitantes da dispersão larval no ambiente marinho. Por exemplo, diferentes níveis de temperatura e/ou salinidade podem inibir a dispersão devido à mortalidade. O transporte físico por correntes marinhas também pode dispersar indivíduos para regiões inabitáveis (THOMPSON et al., 2018). O conjunto destes fatores caracteriza o que se denomina como barreiras e filtros geográficos (PELUSO; ZILBERBERG, 2016). As barreiras são caracterizadas por regiões onde a dispersão de larvas de coral e sua sobrevivência é completamente impossibilitada, como por exemplo a linha de costa. Já os filtros atuam como seletores das espécies capazes de se dispersarem entre duas regiões geograficamente separadas, como por exemplo a pluma do Rio Amazonas e a extensa distribuição da espécie de coral *Porites astreoides*, sendo possível observar suas populações tanto na costa oeste do Atlântico Norte quanto Sul (NUNES et al., 2011).

As ocorrências de dispersão larval bem-sucedidas, i.e., larvas que assentam em um habitat adequado após se deslocarem da origem, podem ser descritas como um fenômeno de conectividade larval. Portanto, a conectividade larval caracteriza-se como a troca bem-sucedida de larvas entre populações de organismos geograficamente separadas (COWEN; SPONAUGLE, 2009). Como o assentamento desta larva não garante sua sobrevivência em uma nova população, a conectividade pode ser descrita não apenas pela dispersão larval bem-sucedida, mas também por seu recrutamento³ e posterior sobrevivência e reprodução em fase adulta (Figura 2.3).

³Recrutamento: introdução de novos indivíduos em uma determinada população, seja por nascimento e maturação ou por imigração.

Figura 2.3 - Ilustração dos processos de transporte, dispersão e conectividade larval em recifes de coral.



Fonte: Adaptado de Pineda et al. (2007).

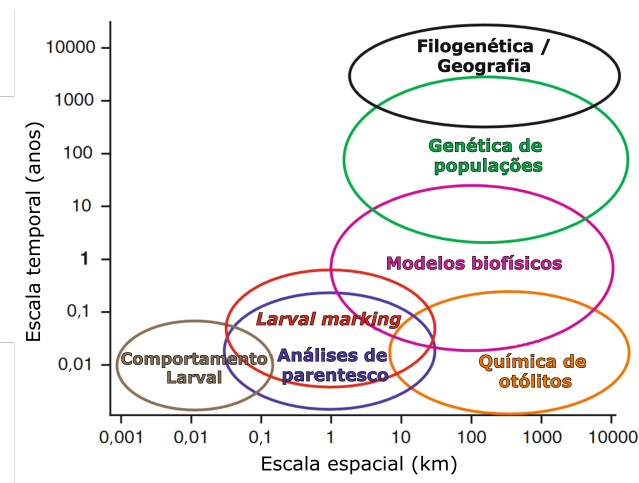
2.2.2 Modelos e abordagens no estudo da conectividade

O histórico dos estudos de conectividade larval entre populações recifais teve início nas análises que mensuravam seus processos limitantes/reguladores e que buscavam compreender a organização destas comunidades (JONES et al., 2009). Devido a ausência de dados e modelos adequados, estes esforços iniciais se baseavam principalmente em suposições sobre as capacidades de recrutamento de uma população, indicando que a capacidade total de determinado conjunto de indivíduos seria condicionada pelas variações nas taxas de recrutamento (HUGHES; TANNER, 2000). Outras abordagens partiram de suposições alternativas, nas quais a capacidade total de uma população seria regulada pelos processos de competição e predação em sua fase adulta, mesmo com um excedente no recrutamento de larvas (HIXON; JONES, 2005).

Atualmente, o avanço tecnológico e aprofundamento nos estudos sobre a conectividade resultaram no desenvolvimento de diversas abordagens para estimar a

dispersão larval entre populações recifais, embora cada método seja melhor aplicado de acordo com as resoluções espaciais e temporais da análise (Figura 2.4). Estudos sobre a genética de populações (HELLBERG, 2007; PELUSO et al., 2018; SELMONI et al., 2020), observações do comportamento larval (GRAHAM et al., 2008; STRÖMBERG; LARSSON, 2017; MAJORIS et al., 2019), aplicações filogenéticas e geográficas (ROCHA et al., 2007; CARPENTER et al., 2011), e a utilização de modelos biofísicos (SCHILL et al., 2015; D'AGOSTINI et al., 2015; HOCK et al., 2017) são as principais abordagens de pesquisa para análise da conectividade (JONES et al., 2009). Avanços nas análises genéticas de parentesco (CHRISTIE et al., 2010; BODE et al., 2019) e rastreamento de larvas (*larval marking* em inglês) (MARROTTE et al., 2017; KROLL et al., 2018) também são recorrentes e fornecem maior precisão para identificar a dispersão entre populações.

Figura 2.4 - Ilustração das diferentes abordagens para quantificar a dispersão larval e as relações de conectividade entre populações recifais de acordo com as escalas temporais e espaciais.



Fonte: Adaptado de Jones et al. (2009).

Em particular, os modelos biofísicos são baseados na simulação da dispersão de partículas e/ou larvas liberadas virtualmente no ambiente oceânico, geralmente acopladas a campos de velocidade derivados de correntes marinhas (SWEARER et al., 2019). Estas estimativas podem ser feitas com base no rastreamento individual da trajetória de cada partícula (SIMONS et al.,), ou calculando-se diretamente um kernel de dispersão com base na função de densidade probabilística (TREML et al., 2012). No primeiro caso, se faz necessário encontrar um número ideal de

larvas a serem liberadas de acordo com o objetivo de cada estudo, visto que um número limitado poderá resultar em uma caracterização inadequada das trajetórias de dispersão (BRICKMAN; SMITH, 2002). Já no segundo, delimitar uma probabilidade mínima adequada no kernel de dispersão (i.e., limiar de migração significativo) é essencial para obter padrões de conectividade ecologicamente relevantes (COWEN et al., 2006). Em ambos os métodos, as simulações de dispersão devem possuir um intervalo de tempo superior a 20 anos para quantificar a variabilidade das relações de conectividade em uma região (THOMPSON et al., 2018).

Ainda que capazes de reproduzir a conectividade entre populações em uma escala global, grande parte dos modelos biofísicos são limitados, pois quantificam as relações de conectividade apenas em função da dispersão larval, não fornecendo muitas informações a respeito do caráter evolutivo destas conexões (TREML et al., 2015). Segundo Swearer et al. (2019), este fato é gerado tanto pelas limitações dos modelos de conectividade quanto pela falta de dados empíricos para sua parametrização. Os autores ainda argumentam que menos de 50% dos estudos de conectividade publicados incorporam em sua modelagem outros parâmetros biológicos além do comportamento natatório larval.

As principais ferramentas *open-source* utilizadas em modelagens biofísicas englobam os modelos de hidrodinâmica oceânica como o *Hybrid Coordinate Ocean Model* - HYCOM (BLECK, 2002) e o *Regional Ocean Modelling System* - ROMS (SHCHEPETKIN; MCWILLIAMS, 2003). Modelos com base em algoritmos lagrangianos *offline* também são amplamente utilizados, a exemplo do ICHTHYOP (LETT et al., 2008); *Marine Geospatial Ecology Tool* - MGET (ROBERTS et al., 2010); *Connectivity Modelling System* - CMS (PARIS et al., 2013); TRACMASS (DÖÖS et al., 2013); *Larval Transport Lagrangian model* - LTRANS (LAURENT et al., 2020), entre outros.

2.3 Temperatura da Superfície do Mar (TSM)

2.3.1 Histórico das medições da TSM via satélite

As estimativas da temperatura da superfície do mar possuem um longo histórico em estudos oceanográficos (DESER et al., 2010). Embora as primeiras inferências de TSM tenham sido documentadas no início do século XVIII (FRANKLIN et al., 1768), foi somente a partir de meados de 1850 que estas medições se tornaram cientificamente confiáveis (RAYNER et al., 2006). O advento dos satélites e

radiômetros no infravermelho termal (IVT) desempenharam uma quebra de paradigmas no estudo da TSM (MARTIN, 2014). Estas técnicas de sensoriamento remoto tornaram possível a análise global da temperatura da superfície do mar de forma rápida e eficaz (YANG et al., 2013). Ainda que os produtos de temperatura derivados de sensores remotos não alcancem a mesma acurácia de medidas *in situ*, sua precisão tem evoluído de desvios padrões que eram de 0,5 K (MCCLAIN et al., 1985) para estimativas cada vez melhores em função de novas técnicas de correção e calibração (O'CARROLL et al., 2019).

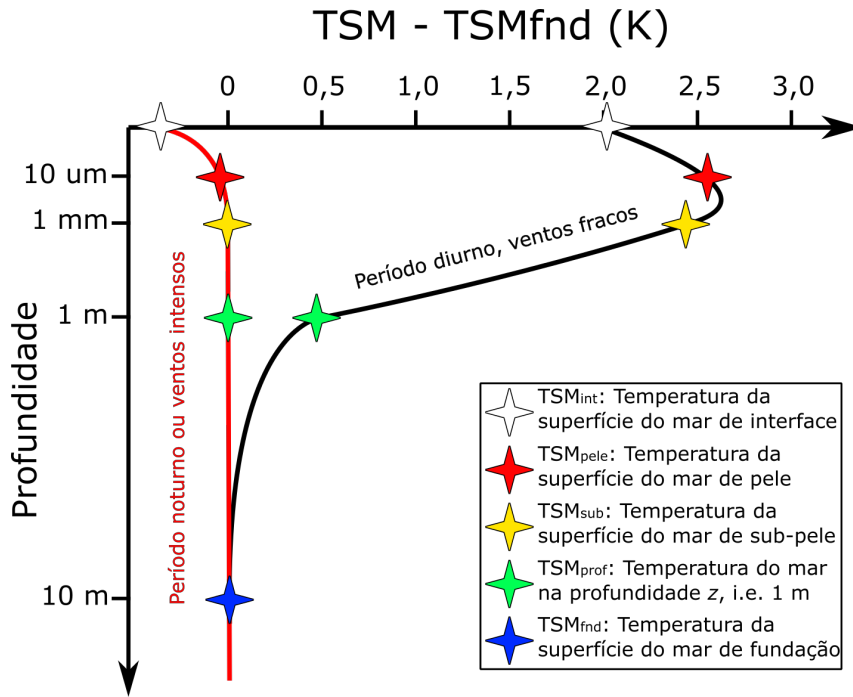
A temperatura da superfície do mar pode ser definida como a temperatura da água de uma camada superficial que varia de micrômetros até alguns metros de profundidade (MINNETT et al., 2019). Tendo em vista a variação nos processos oceanográficos e as trocas de calor com a atmosfera, podemos classificar a TSM em cinco tipos diferentes de acordo com sua profundidade e período do dia (Figura 2.5). Estes gradientes de temperatura resultam de três processos principais que ocorrem na superfície do oceano: (i) absorção direta da irradiância solar, (ii) perda de calor para a atmosfera e (iii) processos turbulentos de mistura em subsuperfície (MINNETT; KAISER-WEISS, 2012). No sensoriamento remoto, a TSM é geralmente estimada pela temperatura de pele (TSM_{pele}) medida por radiômetros no infravermelho que operam entre os comprimentos de onda 3,7 - 12 μm . A temperatura de sub-pele (TSM_{sub}) é estimada por radiômetros que operam na faixa de micro-ondas (MW) entre 6-11 GHz (MINNETT et al., 2019).

As medições da TSM no infravermelho termal são derivadas a partir da Lei de Planck e possuem diversos algoritmos adaptados de acordo com cada sensor, e.g., *Advanced Very-High-Resolution Radiometer* (AVHRR), *MODerate resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) e *Visible Infrared Imaging Radiometer Suite* (VIIRS), entre outros. Na faixa espectral do IVT, essas estimativas devem incluir a aplicação de correções atmosféricas principalmente para o vapor d'água e dióxido de carbono (EMERY et al., 2001). Através da linearização da função de Planck e da equação de transferência radiativa foi elaborada uma simples equação para estimativa da TSM (BARTON, 1995). Atualmente, a maioria dos métodos para estimativa da temperatura da superfície do mar a partir de sensores remotos é baseada em algoritmos não-lineares (WALTON, 2016).

Em comprimentos de onda mais longos a equação de Planck se torna uma função linear do comprimento de onda, fazendo com que as estimativas da TSM em micro-ondas sejam reduzidas à Lei de Rayleigh-Jean. A temperatura de brilho B_λ

será medida através da temperatura termodinâmica (T_m) e emissividade (ϵ), conforme a radiação passa pela atmosfera sendo absorvida, espalhada e reemitida.

Figura 2.5 - Ilustração do gradiente de temperatura próximo à superfície.



Fonte: Adaptado de Minnett e Kaiser-Weiss (2012).

2.3.2 Impactos do estresse termal em recifes de coral

A TSM é um dos principais fatores abióticos que influenciam e determinam a sobrevivência dos recifes de coral ao redor do globo, em conjunto com: (i) penetração de luz na coluna d'água, (ii) turbidez, (iii) pH, (iv) hidrodinâmica, (v) salinidade, (vi) nutrientes e (vii) exposição a raios ultra-violeta (COUCE et al., 2012). Nas últimas décadas, devido ao agravamento das mudanças climáticas e aquecimento dos oceanos (COLLINS; SUTHERLAND, 2019), as variações da TSM apresentam um risco cada vez maior à saúde das comunidades recifais. A tendência de elevação da TSM global é responsável pelo aumento na frequência de eventos extremos de ondas de calor (OLIVER et al., 2018; SU et al., 2021) e acúmulo do estresse termal nestes ambientes (LOUGH et al., 2018). Diversos estudos já se dedicaram a avaliar o impacto do estresse termal em recifes de coral, identificando sua relação direta com o aumento nos eventos de branqueamento ao longo dos últimos anos (HERON et al., 2016; HOOGENBOOM et al., 2017; HOEGH-GULDBERG et

al., 2017; TEIXEIRA et al., 2019; DUARTE et al., 2020).

Os eventos de branqueamento ocorrem devido à perda da relação simbiótica do coral com endossimbiontes conhecidos como zooxantelas. As zooxantelas são dinoflagelados unicelulares do gênero *Symbiodinium*, pouco tolerantes a mudanças de temperatura, de forma que variações de 1 a 2 °C podem desencadear o colapso de sua relação simbiótica (DOUGLAS, 2003). Após a quebra da simbiose, os pólipos coralíneos perdem seus pigmentos fotossintetizantes e adquirem uma coloração translúcida, expondo o esqueleto de carbonato de cálcio em seu interior (Figura 2.6). O branqueamento não necessariamente resulta na morte do coral, visto que este ainda pode se recuperar dependendo da intensidade e frequência do estresse termal ao qual foi submetido. A morte do coral leva ao desprendimento de seus tecidos e proteínas, restando apenas o esqueleto construído ao longo do tempo. Estas estruturas poderão então ser colonizadas por outros organismos, como algas incrustantes e/ou seres bioerosivos, que iniciarão o processo de erosão destas estruturas (SHEPPARD et al., 2018).

Figura 2.6 - Ilustração dos eventos de branqueamento em recifes de coral em três etapas: (1) saudável, (2) estresse e (3) branqueamento.



Fonte: Adaptado de Frostenson (2017).

Registros históricos associados a modelos de previsão climática indicam que dentro de 30-50 anos a ocorrência de branqueamento gerada pelo aumento no estresse termal se tornará tão habitual que grande parte dos recifes de coral serão afetados anualmente ou semestralmente por estes eventos (DONNER et al.,

2005; DONNER et al., 2007). A frequência destes impactos tornará as populações coralíneas incapacitadas de se recuperar, gerando mortalidade em massa destes organismos. Segundo Hooïdonk et al. (2016), será necessário uma adaptação da tolerância termal entre as populações coralíneas de 0,2-1,0 °C/década para suportar o avanço dos níveis de temperatura ao longo deste mesmo período. Embora o estresse termal seja danoso a todos os organismos coralíneos, estudos recentes indicam que a resiliência à temperatura pode estar relacionada à sua coloração (SATO et al., 2021).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A costa brasileira possui extensão superior a 7.000 quilômetros e uma plataforma continental de largura variada (KNOPPERS, B.; EKAU, W.; FIGUEIREDO JÚNIOR, A.; SOARES-GOMES, A., 2002). A quebra da plataforma continental ocorre geralmente a uma profundidade média entre 100-160 m na porção sul e sudeste, 40-80 m na porção nordeste e 75-80 m na porção norte. (PONTE; ASMUS, 1978; GOES; FERREIRA-JÚNIOR, 2017). A porção norte da plataforma continental é dominada por sedimentos lamosos oriundos do aporte fluvial do Rio Amazonas, atingindo seu máximo de largura em torno de 300 km (KOWSMANN et al., 1979). Na porção nordeste dominam os depósitos de areias terrígenas, siliciclásticas e sedimentos carbonáticos, reduzindo gradativamente sua largura ao mínimo de 17 km (CONTINHO, 1992). À sul do Banco dos Abrolhos ($\sim 18^{\circ}\text{S}$) os depósitos sedimentares passam a ser dominados por areias quartzosas, lamas e areias terrígenas (VITAL et al., 2005).

Os recifes de coral estão distribuídos ao longo de 3.000 quilômetros da margem continental brasileira, compondo a maioria dos recifes existentes no Atlântico Sul (LEÃO et al., 2019). Sua ocorrência é registrada entre $\sim 1^{\circ}\text{S}$ a $\sim 18^{\circ}\text{S}$, embora formações rochosas com presença de corais tenham sido observadas desde $\sim 5^{\circ}\text{N}$ até $\sim 27^{\circ}\text{S}$ (MOURA et al., 2016; LINDNER, A.; FARIA JÚNIOR, E.; GREGOLETTO, B. F.; OLIVEIRA, A. F. S.; LAWLEY, J. W.; CAPEL, K. C. C., 2016). Os recifes de coral brasileiros são principalmente costeiros, com raras exceções para ocorrência de atóis e arquipélagos (LEÃO et al., 2016), formando tanto recifes próximos à superfície oceânica quanto extensas comunidades meso-fóticas (SOARES et al., 2019). Sua distribuição ao norte da margem continental brasileira é marcada pelos recifes de coral do Parcel de Manuel Luís ($\sim 1^{\circ}\text{S}$), que ocorrem a 90 km da costa entre 2-30 metros profundidade (AMARAL et al., 2007). Ao norte de 1°S encontra-se uma extensa comunidade de recifes meso-fóticos sob a pluma do Rio Amazonas que se estende até 5°N (MOURA et al., 2016). Entre 5°S a 10°S , os recifes de coral concentram-se próximos à linha de costa, geralmente entre 5-10 metros de profundidade, embora também existam registros em regiões mais profundas (SANTOS et al., 2007). A partir de 10°S , encontra-se uma das maiores formações recifais ao longo da costa brasileira, englobando os recifes de coral no entorno da Baía de Todos os Santos até o Banco dos Abrolhos. São caracterizados por uma variedade de formas e tamanhos, ocorrendo desde a superfície até os 90

metros de profundidade (LEÃO et al., 2019).

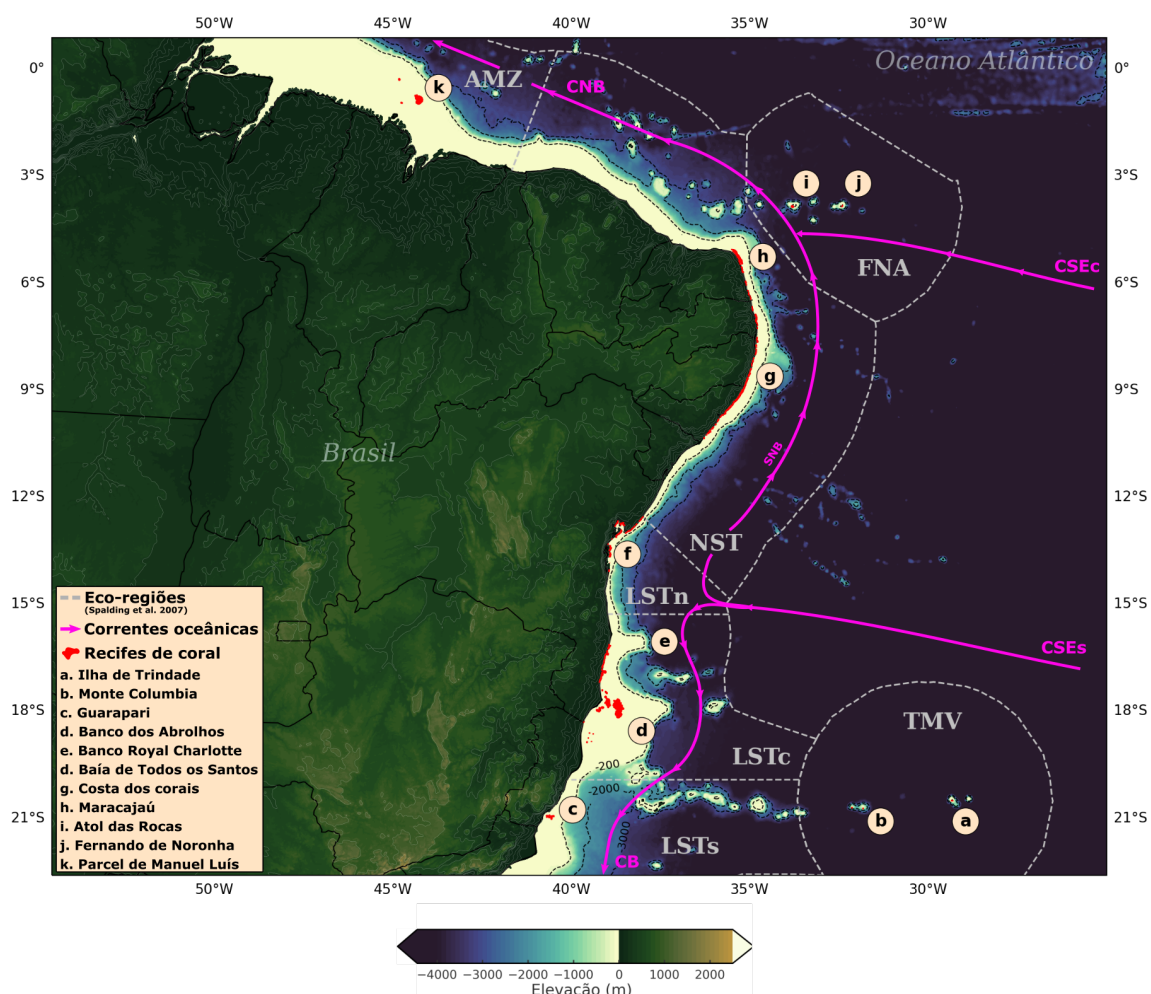
As correntes oceânicas em superfície são as principais responsáveis pela dispersão de larvas pelágicas ao longo da região (BERTI et al., 2011; PELUSO et al., 2018). Esta circulação é dominada pelas correntes de contorno oeste, geradas a partir do sistema de alta pressão no centro da bacia do oceano Atlântico Sul (STRAMMA; ENGLAND, 1999). As principais correntes de contorno oeste ao longo da costa brasileira são a Corrente do Brasil (CB) e a Corrente Norte do Brasil (CNB), originadas nas ramificações da Corrente Sul Equatorial entre 15°S e 10°S. A CB é caracterizada por um fluxo relativamente fraco e raso em sua origem, por volta de 4 Sv ($1 \text{ Sv} = 10^6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), seguindo em direção ao sul transportando em grande parte Água Tropical (AT) (SOUTELINO et al., 2013). Acredita-se que este baixo fluxo transportado pela CB ocorre devido à maior parte da ramificação sul da Corrente Sul-Equatorial (CSEs) fluir em direção ao norte, incorporando-se à Subcorrente Norte do Brasil (SNB) (PETERSON; STRAMMA, 1991). A SNB possui um alto transporte (20 Sv) e núcleo em profundidade intermediária (150 a 200 m), incorporando-se à CNB em torno de 5°S em conjunto com o ramo central da Corrente Sul-Equatorial (CSEc) (SILVEIRA et al., 1994; MARIN, 2009). Além das correntes de contorno oeste, demais forçantes meteo-oceanográficas são responsáveis por contribuir na variabilidade deste sistema ao longo da plataforma continental brasileira, sendo: (i) estresse do vento, (ii) gradientes de pressão baroclínica e (iii) marés (CASTRO et al., 2006).

A tendência de aumento da temperatura da superfície do mar e ocorrência de eventos anômalos associados a variabilidades climáticas representam uma grande ameaça aos recifes brasileiros nos últimos anos (TEIXEIRA et al., 2019; DUARTE et al., 2020). As médias históricas de TSM ao longo da costa brasileira variam de acordo com a latitude e período do ano, embora outros processos dinâmicos como ressurgência e variabilidade das frentes de correntes superficiais também possam influenciar a distribuição da TSM em determinadas regiões (CASTRO; MIRANDA, 1998; STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A.; MELO FILHO, W. L., 2007). Em sua porção sul (28,6°S à 33,73°S), a TSM média na plataforma continental brasileira varia entre 14 a 19°C no inverno e entre 23 a 26°C no verão (CASTRO et al., 2006). Na porção sudeste (28 à 28,6° S), é possível observar máximos de 30°C durante o verão e mínimos em torno de 24 a 26°C durante o inverno (CASTRO et al., 2006; KAMPEL et al., 2015). Acima da latitude 28,6° S as observações de TSM indicam uma variação entre 24,2 a 29,6°C na porção nordeste e 26,8 a 30,2°C na porção norte (AMARO; FERREIRA, 2012), atingindo máximos de até

32°C durante o verão (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2011).

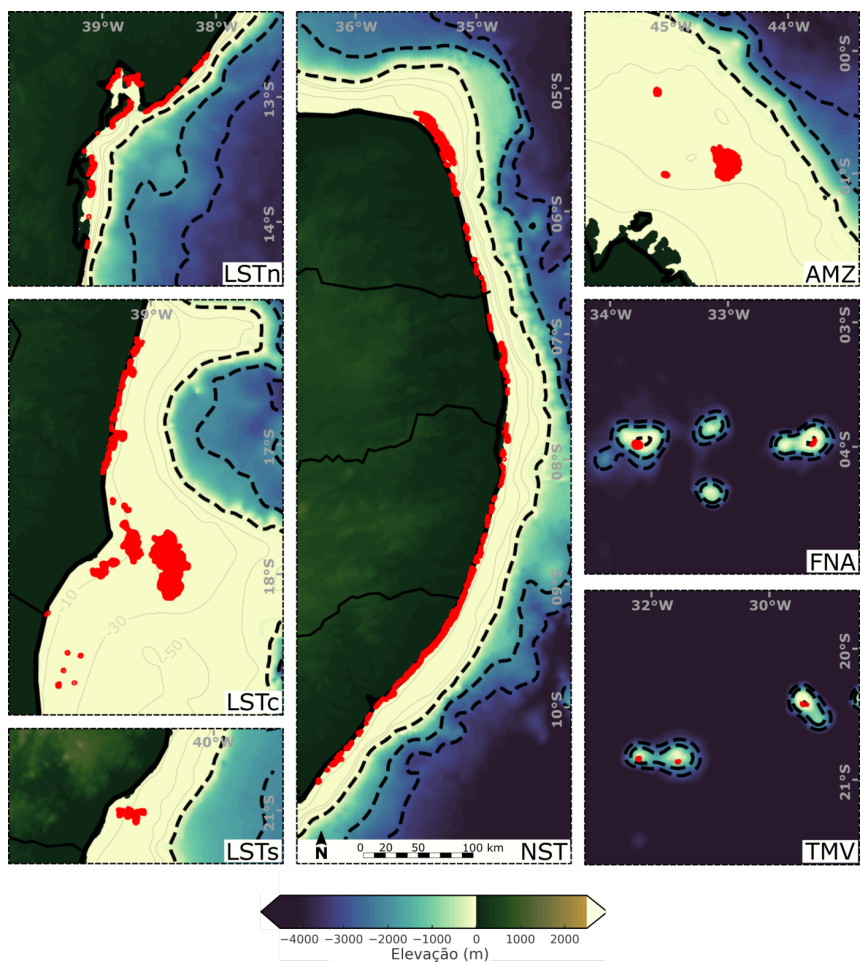
A área de estudo foi delimitada entre as latitudes 0,875°S – 22,654°S e longitudes 54,570°W – 21,857°W, de acordo com a distribuição geográfica dos recifes de coral brasileiros disponibilizada por [UNEP-WCMC et al. \(2018\)](#) e [Magris et al. \(2021\)](#) ([Figura 3.1](#)). Embora existam registros da distribuição da espécie *M. hispida* até ~24° ([FRANCINI et al., 2002](#)), um escopo espacial reduzido foi adotado neste estudo devido a disponibilidade de dados de mapeamento adequados para inclusão no modelo de conectividade larval. A área foi dividida em sete regiões, adaptadas com base nas eco-regiões marinhas propostas por [Spalding et al. \(2007\)](#), sendo: (i) Amazônia – AMZ, contendo principalmente os recifes do Parcel de Manuel Luís e demais corais ao longo da Bacia do Pará-Maranhão; (ii) Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas – FNA; (iii) Nordeste – NST, englobando as formações recifais costeiras que se estendem da Bacia de Sergipe-Alagoas até a Bacia Potiguar, passando pelas Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) Costa dos Corais e Macarajáú; (iv) Leste-norte – LSTn, associada aos recifes ao longo da Baía de Todos os Santos e áreas adjacentes, incluindo a ilha de Tinharé e Praia do Forte; (v) Leste-centro – LSTc, correspondendo às formações ao longo do Banco de Abrolhos e Banco Royal Charlotte; (vi) Leste-sul – LSTs, englobando principalmente os recifes próximos a Guarapari (ES) na porção norte da Bacia de Campos; (vii) Arquipélago de Trindade- Martim Vaz – TMV, associada às formações recifais isoladas que se estendem ao fim da Cadeia Vitória-Trindade, do Monte Columbia até a Ilha de Trindade ([Figura 3.2](#)). Esta adaptação das eco-regiões marinhas propostas por [Spalding et al. \(2007\)](#) teve como objetivo otimizar a avaliação da influência da conectividade na tolerância ao estresse termal na região Leste, uma vez que os limiares branqueamento observados entre as células recifais desta eco-região eram consideravelmente distintos.

Figura 3.1 - Distribuição geográfica dos recifes de coral ao longo da margem continental brasileira (em vermelho), de acordo com UNEP-WCMC et al. (2018) e Magris et al. (2021). Regiões adaptadas com base nas eco-regiões marinhas propostas por Spalding et al. (2007) (em cinza): Leste-sul (LSTs); Leste-centro (LSTc); Leste-norte (LSTn); Nordeste (NST), Amazônia (AMZ), Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas (FNA), Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (TMV). Esquema simplificado das correntes oceânicas próximas à superfície (em rosa) de acordo com Stramma e England (1999), Soutelino et al. (2013): CNB = Corrente Norte do Brasil; SNB = Subcorrente Norte do Brasil; CSEc = Corrente Sul-Equatorial ramo central; CSEs = Corrente Sul-Equatorial ramo sul; CB = Corrente do Brasil.



Fonte: Produção do autor.

Figura 3.2 - Representação ampliada da distribuição dos recifes de coral avaliados (em vermelho) com base nas sete regiões de interesse: Leste-norte (LSTn), Leste-centro (LSTc), Leste-sul (LSTs); Nordeste (NST), Amazônia (AMZ), Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas (FNA), Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (TMV).

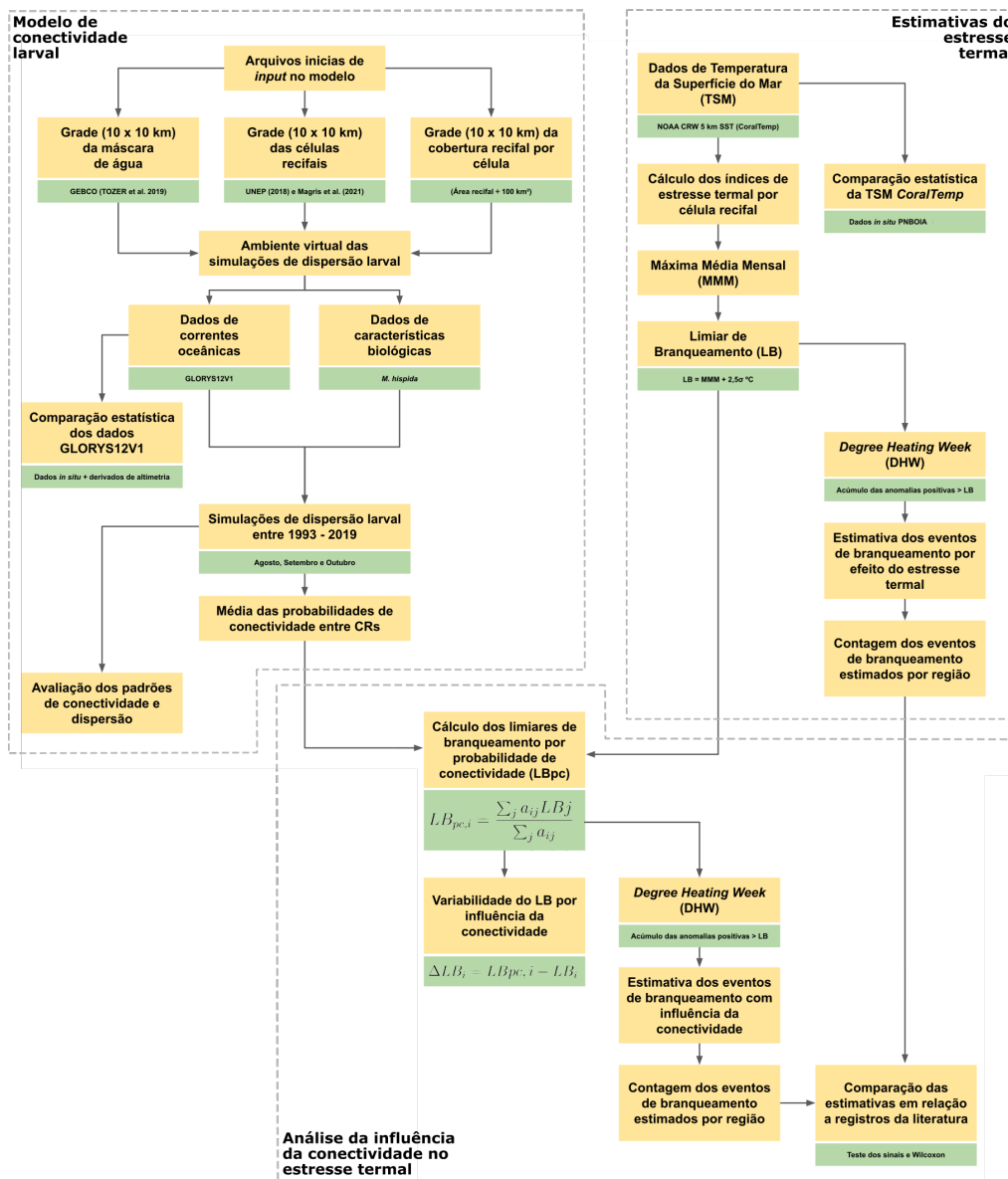


Fonte: Produção do autor.

3.2 Metodologia de trabalho

A metodologia de trabalho adotada englobou três etapas principais: (i) Modelagem da conectividade a partir das simulações de dispersão larval; (ii) Estimativas do estresse termal com base nos dados de temperatura da superfície do mar; (iii) Análises da influência da conectividade sobre a variabilidade do estresse termal. Um resumo dos dados e métodos utilizados pode ser observado no fluxograma metodológico (Figura 3.3).

Figura 3.3 - Fluxograma metodológico.



Fonte: Produção do autor.

3.3 Modelo de conectividade larval

Um modelo biofísico bidimensional de advecção e difusão euleriana foi utilizado para simular a dispersão de larvas de corais e quantificar a matriz de conectividade¹ entre os recifes brasileiros de 1993 a 2019 (TREML et al., 2008; TREML et al., 2012). Este modelo está inserido na ferramenta Marine Geospatial Ecology Tools (MGET), permitindo a realização de simulações virtuais de dispersão larval através de um *framework* integrado no software ArcGIS (ROBERTS et al., 2010). Ao invés de quantificar a matriz de conectividade com base na trajetória individual de cada larva, estima-se diretamente seu valor através da função de densidade probabilística (kernel) da dispersão de uma nuvem virtual de larvas no ambiente marinho. Este método, acoplado aos campos de correntes oceânicas em superfície e ao algoritmo de transporte advectivo MPDATA (SMOLARKIEWICZ, 2006), minimiza os requisitos computacionais necessários em comparação aos métodos mais tradicionais de rastreamento de partículas e fornece como resultado um kernel de dispersão completo em função da probabilidade para cada simulação (TREML et al., 2012).

Com a finalidade de avaliar possíveis variações associadas ao *El Niño-Southern Oscillation* (ENSO), também foram quantificadas as matrizes de conectividade para os últimos anos de maior intensidade de eventos El Niño e La Niña entre os meses de agosto, setembro e outubro. Os anos foram selecionados com base no *Oceanic Niño Index* (ONI) disponibilizado pelo NOAA *Climate Prediction Center* (disponível em <https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php>), sendo: 1997-1998 e 2015-2016 para El Niño; 1998-1999 e 2010-2011 para La Niña.

3.3.1 Configurações iniciais do modelo

As configurações iniciais do modelo de conectividade larval envolveram a elaboração de três arquivos de entrada necessários para a criação do ambiente computacional das simulações de dispersão larval, sendo: (i) grade da máscara de água; (ii) grade das células recifais; (iii) grade da cobertura recifal por célula (Figura 3.4). As grades foram derivadas com base em uma resolução espacial de $0,09^\circ \times 0,09^\circ$ ($\sim 10 \times 10$ km), contendo obrigatoriamente o mesmo número de células, linhas e colunas.

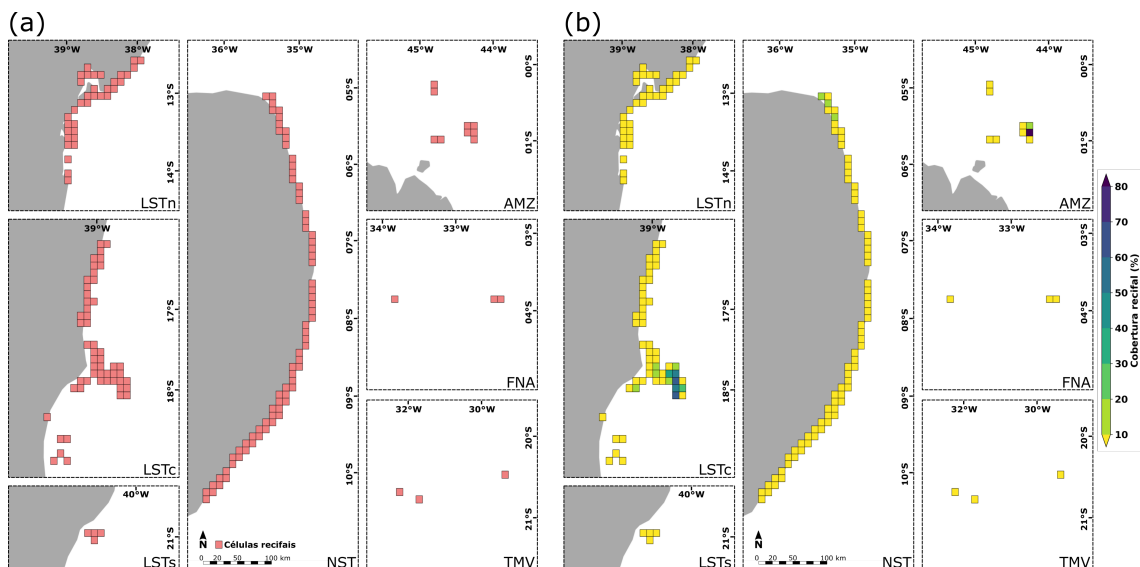
¹Matriz de conectividade: probabilidade de uma larva em determinada população *i* ser transportada com sucesso para determinada população *j* (Ver Seção 2.2.1).

A máscara de água foi derivada do produto de batimetria *General Bathymetric Chart of the Oceans* - GEBCO (TOZER et al., 2019), fornecendo ao modelo de conectividade larval os limites oceânicos e geográficos a serem adotados para a simulação de dispersão. Larvas que eventualmente ultrapassaram os limites delimitados pela máscara de água foram desconsideradas e excluídas do modelo. As células recifais (CRs) e não-recifais foram derivadas com base na distribuição geográfica dos recifes de coral ao longo da costa brasileira de acordo com UNEP-WCMC et al. (2018) e Magris et al. (2021), obtendo um total de 180 CRs de 10 × 10 km. A cobertura recifal por célula foi estimada com base na proporção da área coberta pela estrutura recifal em cada CR (Equação 3.1). Desta forma, quanto maior o valor da cobertura recifal em uma CR, maior sua probabilidade para dispersar e receber larvas oriundas de outras células.

$$PCR_i = \frac{AR_i}{AT_i} \quad (3.1)$$

Onde PCR_i = proporção de cobertura recifal na célula recifal i ; AR_i = área recifal sobre a célula recifal i ; AT_i = área total da célula recifal i (100 km²).

Figura 3.4 - Representação dos arquivos de entrada para o modelo de conectividade larval, (a) grade das células recifais e (b) grade da cobertura recifal por célula, com base nas sete regiões delimitadas: Leste-norte (LSTn), Leste-centro (LSTc), Leste-sul (LSTs); Nordeste (NST), Amazônia (AMZ), Arquipélago de Fernando de Noronha-Atol das Rocas (FNA), Arquipélago de Trindade e Martim Vaz (TMV).



Fonte: Produção do autor.

Para construção da matriz de conectividade, foram considerados os maiores valores de contribuição relativa, calculado com base no número de conexões bem-sucedidas por probabilidade ponderada, em relação ao total de conexões estabelecidas pelas simulações de dispersão (Equação 3.2):

$$RC_{i,j}(\%) = \frac{\sum N_{i,j} * P_{i,j}}{T} \quad (3.2)$$

Onde $RC_{i,j}$ = contribuição relativa da região i para a região j ; $N_{i,j}$ = número de conexões bem-sucedidas da região i para a região j ; $P_{i,j}$ = probabilidade de conexão média da região i para a região j ; T = número total de conexões bem-sucedidas em todas as regiões.

3.3.2 Dados de correntes oceânicas em superfície

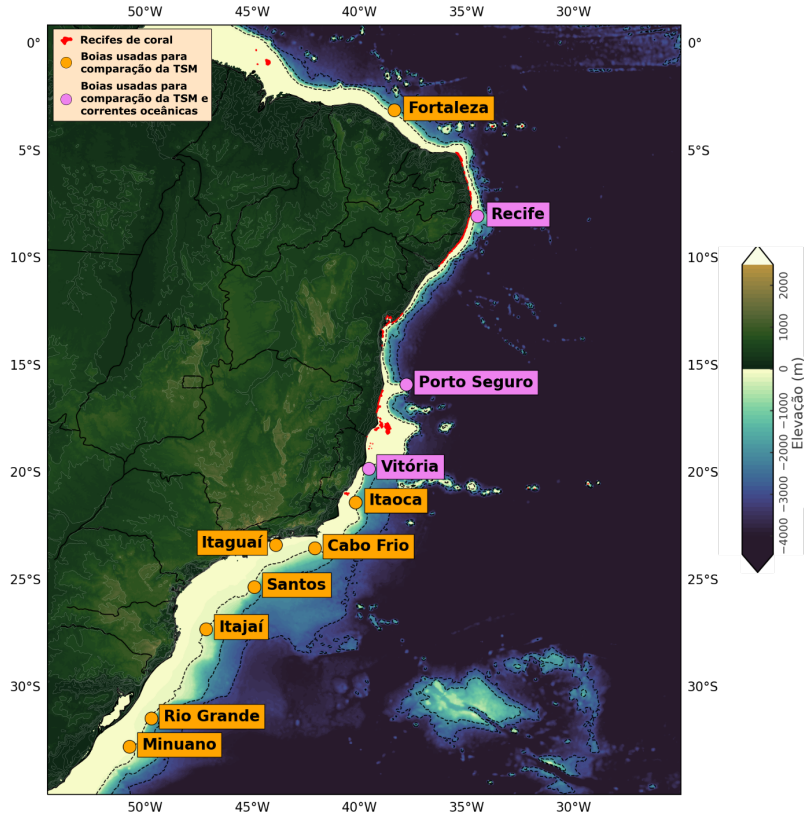
Os campos de correntes oceânicas em superfície foram derivados dos dados da reanálise² *Global Ocean Physics Reanalysis* - GLORYS12V1 (LELLOUCHE et al., 2018) (disponível em <https://resources.marine.copernicus.eu/product-detail/GLOBAL_MULTIYEAR_PHY_001_030/>). O produto GLORYS12V1 consiste no acoplamento do modelo de previsão global em tempo real do *Copernicus Marine Service* (CMEMS) com reanálises do *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) ERA-Interim e ERA5, possuindo uma resolução espacial de $1/12^\circ \times 1/12^\circ$ ($\sim 9,26 \text{ km} \times 9,26 \text{ km}$ no equador), 50 níveis de profundidade e cobrindo a série histórica diária de 01/01/1993 a 31/12/2019. Foram extraídas as componentes zonais e meridionais diárias das correntes oceânicas em superfície entre o meses de Agosto/1993 a Novembro/2019, considerando a média entre as profundidades de 0 a 15 metros. Esta faixa de profundidade é comum a diversas estimativas de correntes oceânicas em superfície (DOHAN et al., 2010; DAGESTAD; RÖHRS, 2019). Os campos de velocidade foram reamostrados na grade do modelo de conectividade ($10 \times 10 \text{ km}$) utilizando o método de interpolação bilinear disponível no pacote *pyresample* em linguagem Python (disponível em <<https://pyresample.readthedocs.io/en/latest/grid.html>>). Um parâmetro de difusividade equivalente à $50 \text{ m}^2\text{s}^{-1}$ foi adotado como valor de entrada no modelo de conectividade larval para representar a turbulência oceânica (OKUBO, 1994).

²Reanálise: conjuntos de dados gerados pela assimilação de observações em um modelo numérico de previsão. A assimilação destas observações reduz a liberdade matemática do modelo, aproximando-o da realidade.

Os campos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 foram comparados com dados derivados de altimetria do produto *Global Ocean Gridded L4 Sea Surface Heights and Derived Variables Reprocessed* (disponível em <https://resources.marine.copernicus.eu/product-detail/SEALEVEL_GLO_PHY_L4_MY_008_047/>). Este produto é gerado a partir de dados de radares altímetros orbitais e processado pelo *Data Unification and Altimeter Combination System* (DUACS), com resolução espacial de $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ ($\sim 28 \text{ km} \times 28 \text{ km}$ no equador) e resolução temporal diária. Os dados do produto foram reamostrados na grade do modelo de conectividade ($10 \times 10 \text{ km}$) utilizando a mesma metodologia adotada para o produto GLORYS12V1. Os campos de correntes oceânicas em superfície foram agregados em médias mensais e comparados estatisticamente em termos do viés (Equação 3.3), raiz do erro médio quadrático (RMSE em inglês) (Equação 3.4) e desvio padrão (σ) (Equação 3.5).

Os dados de correntes oceânicas GLORYS12V1 também foram comparados com dados *in situ* medidos com resolução horária por perfiladores acústicos *Acoustic Doppler Current Profile* (ADCP) instalados em três boias fixas do Programa Nacional de Boias - PNBOIA (disponível em <<https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-goos-brasil/pnboia>>) (MARI-NHA DO BRASIL, 2017): Boia Vitória ($19^\circ 55,57'S / 39^\circ 41,48'W$), Boia Porto Seguro ($16^\circ 00,05'S / 37^\circ 56,42'W$) e Boia Recife ($08^\circ 09,22'S / 34^\circ 33,57'W$) (Figura 3.5). Os dados *in situ* foram agregados em médias diárias, considerando a faixa de profundidade entre 6-13,5 m, para as comparações estatísticas em termos do viés (Equação 3.3), RMSE (Equação 3.4) e coeficiente de correlação R (Equação 3.6).

Figura 3.5 - Localização das boias meteo-oceanográficas do PNBOIA ao longo da margem continental brasileira, evidenciando as boias utilizadas para comparação dos dados de TSM (em laranja) e as utilizadas para comparação dos dados de TSM e correntes oceânicas (em roxo).



Fonte: Produção do autor.

$$Viés = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (x_i - x_j) \quad (3.3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (x_i - x_j)^2} \quad (3.4)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (x_i - \bar{x}_i)^2} \quad (3.5)$$

$$R = \frac{\sum_{t=1}^n (x_i - \bar{x}_i)(x_j - \bar{x}_j)}{\sqrt{\sum_{t=1}^n (x_i - \bar{x}_i)^2} \cdot \sqrt{\sum_{t=1}^n (x_j - \bar{x}_j)^2}} \quad (3.6)$$

Onde x_i = componente zonal ou meridional das correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1; \bar{x}_i = média da componente zonal ou meridional das correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1; x_j = componente zonal ou meridional das correntes oceânicas em superfície do produto a ser comparado.

3.3.3 Dados de características biológicas

Foram incorporadas no modelo de conectividade larval características biológicas referentes ao coral *Mussismilia hispida* (Verrill 1902), uma espécie endêmica, com ampla distribuição e de importância fundamental para os recifes brasileiros³. As características biológicas da espécie *M. hispida* serviram como dados de entrada para as simulações de dispersão no modelo de conectividade larval (Tabela 3.1). Vale ressaltar que, embora as simulações de dispersão larval foram baseadas nas características biológicas de uma espécie representativa, o intuito destes experimentos foi quantificar as relações de conectividade de forma generalizada para os recifes de coral ao longo da área de estudo.

Nas simulações, foram realizadas três liberações de larvas consecutivas a cada ano, entre agosto e outubro, sempre quatro dias antes da lua nova (ver Tabela A.1, Anexo A), que corresponde ao período de máxima intensidade de desova da espécie (PIRES et al., 2016). Embora a duração pelágica larval (PLD em inglês) para *M. hispida* ainda não tenha sido conclusivamente determinada, resultados preliminares reportados na literatura indicam que a maioria das larvas tende a assentar em torno de 10 dias após a sua dispersão (PIRES et al., 2016; PELUSO et al., 2018), permanecendo no mínimo 7 dias na coluna d'água (PEREIRA et al., 2016). No entanto, embora a maioria das larvas possa assentar dentro de um intervalo de 7 a 10 dias, algumas ainda podem permanecer competentes e sobreviver na coluna de água por mais tempo caso nenhum habitat adequado seja encontrado. Desta forma, um PLD equivalente a 15 dias foi adotado nas simulações. O período de pré-competência foi modelado por uma função de distribuição gama-cumulativa (ROBERTS et al., 2010), de modo que todas as larvas atingissem competência total em até 7 dias.

O potencial reprodutivo foi ponderado de acordo com a cobertura recifal relativa de cada célula recifal, de forma que quanto maior o valor de cobertura de cada CR, maior a probabilidade de dispersar e receber larvas oriundas de outros recifes. Na falta de dados conclusivos sobre a probabilidade de assentamento das

³Ver Seção 2.1.1 para informações sobre a espécie *M. hispida*.

Tabela 3.1 - Características biológicas utilizadas como dados de entrada no modelo de conectividade larval.

Parâmetro	Descrição	Valores	Referências
Data e frequência de desova	Datas de liberação das larvas em cada simulação e o número de simulações realizadas por ano	Três desovas consecutivas por ano, entre agosto e outubro, sempre 4 dias antes da lua nova	Pires et al. (1999) Pires et al. (2016)
Duração pelágica larval	Duração máxima que cada larva permanece na coluna d'água, i.e. duração das simulações	15 dias	Pires et al. (2016)
Período de pré-competência	Período inicial de desenvolvimento larval no qual a larva ainda não é capaz de assentar	Todas as larvas atingiram competência máxima em até 7 dias	Roberts et al. (2010) Pereira et al. (2016)
Assentamento	Probabilidade da larva assentar ao encontrar um habitat adequado.	100%	–
Potencial reprodutivo	Capacidade relativa de cada célula recifal liberar ou receber larvas	Proporcional à cobertura recifal de cada célula (Equação 3.1)	Treml et al. (2008) Treml et al. (2012)
Mortalidade	Taxa de mortalidade diária aplicada durante a dispersão larval	10%/dia	Nishikawa e Sakai (2005) Connolly e Baird (2010)
Limiar de migração significativa	Probabilidade mínima considerada como significativa para conectividade	Limite de acurácia do modelo = $1/10^9$	Treml et al. (2012)

Fonte: Produção do autor.

larvas (TREML et al., 2015), foi considerado nas simulações que todas as larvas competentes são capazes de assentar ao encontrarem uma célula recifal. Estimativas indicam que os valores de mortalidade para larvas em ambiente pelágico de corais da ordem Scleractinia (i.e., ordem da espécie *M. hispida*) podem variar entre 5 e 10% (NISHIKAWA; SAKAI, 2005; CONNOLLY; BAIRD, 2010). Desta forma uma taxa de mortalidade de 10%/dia foi considerada. Para o limiar de migração significativa foi adotado o limite de acurácia do modelo de conectividade larval, equivalente a $1/10^9$ (TREML et al., 2012).

3.4 Estresse termal

3.4.1 Dados da temperatura da superfície do mar

Para o cálculo dos índices de estresse termal foram utilizados valores de TSM do produto NOAA Coral Reef Watch v3.1, também conhecido como CoralTemp (disponível em <https://coralreefwatch.noaa.gov/product/5km/index_5km_sst.php>) (SKIRVING et al., 2020). O produto CoralTemp é derivado de dados noturnos de satélite e reanálise com resolução espacial de 5 km e temporal diária, compreendendo o período de 1985-presente. É considerado um dos principais produtos atualmente disponíveis para a obtenção e cálculo de índices de estresse termal e estimativas de branqueamento (LIU et al., 2021). Séries temporais de TSM foram extraídas como médias das 180 células recifais de 10 x 10 km. Os valores de TSM CoralTemp foram comparados estatisticamente com medições *in situ* obti-

das por boias fixas do PNBOIA em termos do viés (Equação 3.3), RMSE (Equação 3.4) e R (Equação 3.6). Estas comparações foram realizadas para todas as boias disponíveis pelo programa ao longo da costa brasileira (Figura 3.5).

3.4.2 Cálculo dos índices de estresse termal

Os índices de estresse termal foram calculados com base no protocolo NOAA Coral Reef Watch para monitoramento do branqueamento e estresse termal em recifes de coral (disponível em <<https://coralreefwatch.noaa.gov/product/5km/methodology.php>>) (SKIRVING et al., 2020). Estes índices são efetivos para estimar o acúmulo de estresse termal em determinada região e conseqüentemente prever possíveis eventos de branqueamento e/ou mortalidade em recifes de coral, tornando possível alertar e monitorar os impactos do aumento da TSM nestes ambientes de forma global (LIU et al., 2006).

Foram obtidas as Máximas Médias Mensais (MMM) de TSM para cada uma das 180 células recifais a partir das médias mensais climatológicas ajustadas entre 1985 a 2012 (HERON et al., 2014). A MMM corresponde à maior média mensal de temperatura encontrada para a climatologia histórica de referência. Desta forma, a MMM é constante ao longo do tempo mas varia geograficamente (LIU et al., 2003). A partir da MMM foi estimado o Limiar de Branqueamento (LB) para cada CR, correspondendo a um valor de temperatura limite a partir do qual os recifes de coral começam a sofrer os impactos do estresse termal. De acordo com Glynn e D'croz (1990), o limiar de branqueamento pode ser calculado somando-se 1 °C ao valor da Máxima Média Mensal em cada região. Neste estudo foi considerada uma pequena alteração proposta por Donner (2009), onde os limiares de branqueamento são calculados com base na variabilidade das máximas médias mensais durante o período de análise (Equação 3.7). Incorporar a variabilidade da MMM no cálculo do LB tem-se mostrado efetivo para melhorar as estimativas de branqueamento em diferentes regiões do oceano (KLEYPAS et al., 2015; KUMAGAI; YAMANO, 2018).

$$LB_i = MMM_i + 2,5\sigma_i \quad (3.7)$$

Onde LB_i = limiar de branqueamento na célula i , MMM_i = máxima média mensal da climatologia histórica da TSM na célula i , σ_i = desvio padrão das máximas médias mensais da TSM entre 1993 a 2019 na célula i .

Com base nas máximas médias mensais e limiares de branqueamento encontrados, foram calculadas as anomalias positivas de temperatura que excederam os valores da MMM durante o período de 1993-2019, correspondente aos anos das simulações de dispersão larval realizadas. As anomalias positivas de temperatura são conhecidas como *hotspots* de estresse termal, sendo obtidas pela diferença da série temporal de TSM e a MMM em cada célula recifal:

$$Hotspot_{i,j} = TSM_{i,j} - MMM_i \quad (3.8)$$

Onde $Hotspot_{i,j}$ = anomalia positiva de temperatura na célula recifal i no dia j ; $TSM_{i,j}$ = temperatura da superfície do mar na célula recifal i no dia j ; MMM_i = máxima média mensal na célula recifal i .

Os valores de *hotspot* de temperatura foram utilizados para o cálculo do *Degree Heating Week* (DHW), uma medida do acúmulo de estresse termal em uma determinada região ao longo do tempo. O DHW consiste no cálculo do acúmulo das anomalias positivas de TSM que excedem os valores de MMM em uma janela móvel de 12 semanas (LIU et al., 2003; LIU et al., 2006). No entanto, são consideradas para o cálculo apenas as anomalias que excedem o limiar de branqueamento local. Desta forma, o valor de DHW para um determinado dia j é calculado como a somatória, ao longo de uma janela móvel de 12 semanas (84 dias) até o dia em questão, de $1/7$ do *hotspot* de temperatura igual ou superior a $2,5\sigma_i$ °C. Inclui-se o fator de $1/7$ para expressar o valor final de DHW em termos de graus Celsius por semanas (°C-semanas), pois o desenvolvimento do branqueamento de corais é geralmente em ordem de semanas (LIU et al., 2003) (Equação 3.9).

$$DHW_{i,j} = \sum_{k=j-83}^j \frac{Hotspot_{i,k}}{7}, \text{ para } Hotspot \geq 2,5\sigma_i \quad (3.9)$$

Onde $DHW_{i,j}$ = somatória das anomalias positivas de temperatura na célula recifal i no dia j ; $Hotspot_{i,k}$ = anomalias positivas de temperatura na célula recifal i para os 83 dias anteriores ao dia j ; σ_i = desvio padrão das máximas médias mensais da TSM entre 1993 a 2019 na célula i .

De acordo com Kayanne (2017), eventos de branqueamento costumam ocorrer quando o DHW atinge 4 à 8°C-semanas, sendo valores característicos de um branqueamento leve. Entre 8 à 12°C-semanas o branqueamento tende a ser

moderado e pode provocar a morte do coral por efeito do estresse termal. Acima de 12°C-semanas os eventos de branqueamento são severos, amplamente distribuídos e geralmente culminam em eventos de mortalidade em massa. A partir dos cálculos do DHW foram estimadas e contabilizadas as ocorrências de eventos de branqueamento em três níveis de severidade: (i) branqueamento leve (4 à 8°C-semanas), (ii) branqueamento moderado (8 à 12°C-semanas); (iii) branqueamento severo (> 12°C-semanas). Para cada estimativa de branqueamento foram considerados os picos máximos dos acúmulos das anomalias positivas de temperatura dentro do intervalo de 84 dias, i.e., maior nível de severidade observada. As estimativas obtidas para cada célula recifal foram agrupadas de acordo com sua respectiva região, de forma que eventos de branqueamento estimados dentro de uma mesma região e durante o mesmo período, foram contabilizados como um único evento.

3.5 Análise da conectividade sobre o estresse termal

A fim de verificar a influência da conectividade na variabilidade do estresse termal estimado com base na série temporal de TSM, foram calculados os limiares de branqueamento agregados à probabilidade de conexão entre cada CR. Desta forma, o limiar de branqueamento por probabilidade de conexão (LB_{pc}) calculado para uma determinada célula recifal i , foi estimado como uma função da probabilidade de conexão (a) entre todas as demais células recifais j e seus respectivos limiares de branqueamento (Equação 3.10). As diferenças entre os valores de LB e LB_{pc} foram calculadas com o intuito de analisar a variabilidade espacial influenciada pela conectividade e identificar as CRs de maior variação potencial do limiar de branqueamento (Equação 3.11).

$$LB_{pc,i} = \frac{\sum_j a_{ij} LB_j}{\sum_j a_{ij}} \quad (3.10)$$

$$\Delta LB_i = LB_{pc,i} - LB_i \quad (3.11)$$

Onde $LB_{pc,i}$ = limiar de branqueamento por probabilidade de conectividade calculado para célula i ; a_{ij} = probabilidade de conexão entre as células i e j ; LB_j = limite de estresse termal na célula j .

Para avaliar o impacto da conectividade nas estimativas de branqueamento os

valores de DHW foram recalculados considerando apenas a somatória das anomalias positivas de temperatura que excederam $2,5\sigma_i$ °C menos a diferença entre LB_{pc} e LB para cada célula recifal (Equação 3.12). Os eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade foram novamente contabilizados de acordo com a metodologia descrita na Seção 3.4.2 e comparados estatisticamente com eventos de branqueamentos reportados na literatura.

$$DHW_{i,j} = \sum_{k=j-83}^j \frac{Hotspot_{i,k}}{7}, \text{ para } Hotspot \geq 2,5\sigma_i - \Delta LB_i \quad (3.12)$$

Onde $DHW_{i,j}$ = somatória das anomalias positivas de temperatura na célula recifal i no dia j ; $Hotspot_{i,k}$ = anomalias positivas de temperatura na célula recifal i para os 83 dias anteriores ao dia j ; σ_i = desvio padrão das máximas médias mensais da TSM entre 1993 a 2019 na célula i ; ΔLB_i = diferença entre o limiar de branqueamento e limiar de branqueamento por probabilidade de conectividade na célula i .

3.5.1 Eventos de branqueamento reportados na literatura

Foi realizada uma ampla busca bibliográfica para compor uma base de dados referente a eventos de branqueamento de corais ao longo da área de estudo (ver Tabela B.1, Anexo B). As referências foram catalogadas de acordo com o protocolo ReefBase para monitoramento e registro de recifes de coral (REEFBASE, 2004; OLIVER et al., 2004). O protocolo ReefBase classifica os eventos de branqueamento em cinco graus de severidade, atribuindo códigos de -1 a 3, de acordo com a porcentagem de cobertura recifal branqueada e/ou palavras-chave indicadas por cada observação (Tabela 3.2). A classificação em códigos de severidade proposta pelo protocolo é amplamente utilizada e integra bancos de dados globais de registros de eventos de branqueamento (DONNER et al., 2017).

Para obtenção dos graus de severidade foram consideradas as porcentagens de branqueamento e/ou palavras-chave registradas para a espécie *M. hispida*. Em casos onde esta informação não foi acessada ou encontra-se ausente, foram consideradas as máximas porcentagens de branqueamento registradas e/ou palavras-chave indicativas da máxima severidade, independentemente da espécie avaliada. Os eventos de branqueamento reportados foram agrupados de acordo com suas respectivas regiões de ocorrência.

Tabela 3.2 - Protocolo ReefBase (adaptado) para classificação da severidade de eventos de branqueamento em recifes de coral observados e registrados na literatura.

Código	Grau de severidade	Descrição	Notas
0	Sem branqueamento	Branqueamento não observado	—
-1	Branqueamento (severidade desconhecida)	Branqueamento reportado	Os eventos em que a severidade não é reportada foram classificados como código 1 - Branqueamento Leve
1	Branqueamento leve	< 10% da cobertura recifal branqueada	Caso a % branqueada não seja informada, foram considerados os termos: "leve (<i>light</i>)"; "suave (<i>mild</i>)"; "disperso (<i>scattered</i>)"; "ocasional (<i>occasional</i>)"
2	Branqueamento moderado	10% – 50% da cobertura recifal branqueada	Caso a % branqueada não seja informada, foram considerados os termos: "moderado (<i>moderate</i>)"; "frequente (<i>frequent</i>)"; "comum (<i>common</i>)"; "significativo (<i>significant</i>)"
3	Branqueamento severo	> 50% da cobertura recifal branqueada	Caso a % branqueada não seja informada, foram considerados os termos: "severo (<i>severe</i>)"; "abundante (<i>abundant</i>)"; "forte (<i>heavy</i>)"; "muitos (<i>many</i>)"; "maioria (<i>most</i>)"; "todas (<i>all</i>)"

Fonte: Adaptado de ReefBase (2004) e Oliver et al. (2004).

3.5.2 Comparação estatística das estimativas de branqueamento

A fim de verificar a validade da possível influência da conectividade na tolerância ao estresse termal em recifes de coral brasileiros, as estimativas de branqueamento foram comparadas estatisticamente com os eventos reportados na literatura em termos do número de ocorrências e grau de severidade. O intuito desta análise não foi avaliar a acurácia das estimativas de branqueamento, mas sim determinar se as estimativas com influência da conectividade são significativamente mais próximas das observações reais do que as estimativas sem conectividade.

Foram atribuídos diferentes pesos aos números de ocorrências de branqueamento de acordo com seu grau de severidade, obtendo-se valores de ocorrências ponderadas. A finalidade desta ponderação está em atribuir pesos maiores à eventos mais severos, visto que subestimar e/ou superestimar eventos de alta severidade possuem maior gravidade em comparação a eventos de baixa severidade. Para ponderação foram utilizados os próprios códigos de identificação do

protocolo ReefBase. As ocorrências observadas e estimadas foram multiplicadas por 1 para casos de branqueamento leve, 2 para branqueamento moderado e 3 para branqueamento severo. A partir dos valores ponderados foram calculados os erros absolutos entre os números de ocorrências observadas e estimadas para cada grau de severidade (Equação 3.13):

$$Erro_{x,y} = |OBS_{x,y} - EST_{x,y}| \quad (3.13)$$

Onde $Erro_{x,y}$ = erro absoluto das estimativas de branqueamento de severidade x para determinada região y ; $OBS_{x,y}$ = valor ponderado do número de ocorrências observadas de severidade x para determinada região y ; $EST_{x,y}$ = valor ponderado do número de ocorrências estimadas de severidade x para determinada região marinha y .

As estimativas com e sem conectividade foram comparadas estatisticamente em termos dos erros absolutos calculados, utilizando dois testes não-paramétricos: (i) Teste dos Sinais (DIXON; MOOD, 1946) e (ii) Teste de Wilcoxon Pareado (WILCOXON, 1992). Ambos os testes são alternativas ao teste-t e teste-t pareado, utilizados quando o conjunto de dados não obedece uma distribuição normal e demais suposições não necessárias para métodos não-paramétricos (HOLLANDER et al., 2013).

Para o Teste dos Sinais, avaliou-se as diferenças através da classificação das estimativas com conectividade em razão dos sinais: (i) "melhor", para $Erro_{abs}$ com conectividade $< Erro_{abs}$ sem conectividade; (ii) "pior", para $Erro_{abs}$ com conectividade $> Erro_{abs}$ sem conectividade. Neste caso, são descartados da análise os sinais cujos erros absolutos das estimativas são iguais. Adotando a probabilidade destes resultados serem encontrados de uma maneira casual, i.e., nenhum dos métodos ser melhor ou pior, o Teste dos Sinais é então reduzido a um simples experimento binomial de distribuição acumulada onde há 50% (0,5) de probabilidade de obtermos tanto melhores quanto piores resultados entre as estimativas de branqueamento (Equação 3.14):

$$P_{(K \geq X)} = 1 - \sum_{k=0}^x \binom{n}{k} p^k (1-p)^{n-k} \quad (3.14)$$

Onde $P_{(K \geq X)}$ = probabilidade binomial em se obter X estimativas de menor erro

absoluto (i.e., "melhor") em n estimativas; n = número de estimativas totais (i.e., "melhor" + "pior"); k = sucessos individuais; p = probabilidade de sucesso em uma única tentativa (i.e., 0,5).

Para o Teste de Wilcoxon Pareado, os erros absolutos totais foram ranqueados sequencialmente de acordo com sua ordem de grandeza, do menor para o maior, preservando sinais positivos e negativos. Adotando a função sinal (Equação 3.15), a estatística para o Teste de Wilcoxon (T) é calculada a partir da somatória dos ranques ordenados obtidos (Equação 3.16). A probabilidade de significância (ou valor-p) é então derivada a partir da comparação de T com sua distribuição sob a hipótese nula (H_0) de que os erros absolutos possuem uma distribuição simétrica em torno de zero (MACFARLAND; YATES, 2016). Os resultados obtidos para as estimativas com e sem conectividade foram avaliados para identificar qual das estimativas apresentaram erros absolutos significativamente menores em relação às observações reais.

$$sgn(x) = \begin{cases} -1 : x < 0 \\ 0 : x = 0 \\ 1 : x > 0 \end{cases} \quad (3.15)$$

$$T = \sum_{i=1}^N sgn(X_i)R_i \quad (3.16)$$

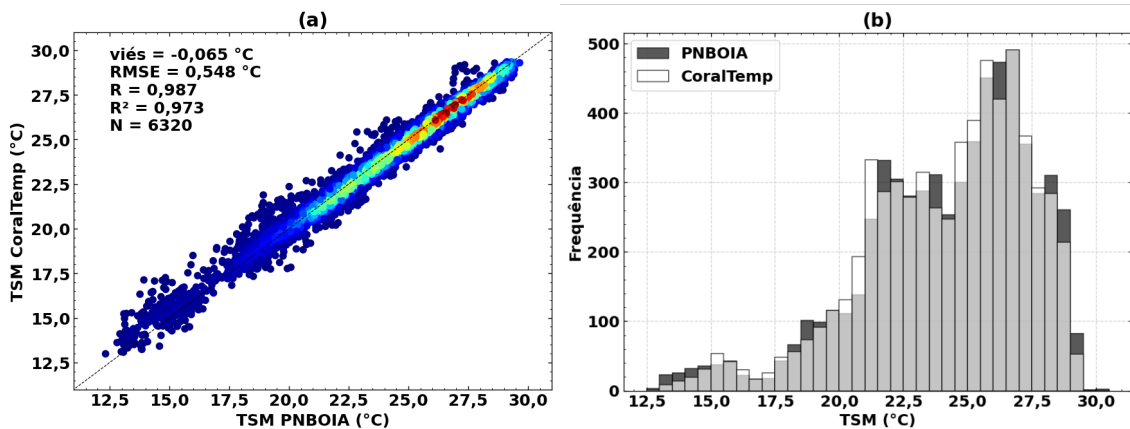
Onde X_i = erro absoluto para os valores ponderados das estimativas de branqueamento i ; R_i = ranque do erro absoluto i .

4 RESULTADOS

4.1 Avaliação dos dados de TSM e correntes oceânicas em superfície

Considerando o conjunto completo de dados ($N = 6320$), as estimativas de TSM CoralTemp apresentaram alta correlação e concordância ($R = 0,987$ e $R^2 = 0,974$), baixo viés ($-0,065$ °C) e RMSE de $0,548$ °C quando comparadas com as medidas *in situ* das boias PNBOIA (Figura 4.1, Tabela 4.1). Diferenças relativamente maiores foram observadas para as boias Itaoca e Itaguaí, nas quais os valores do coeficiente de correlação e determinação foram inferiores a $0,90$ e $0,80$, respectivamente. Ambas as boias apresentaram o menor número de dados disponíveis para comparação ($N = 97$ e $N = 110$, respectivamente). Os maiores valores individuais de viés ($|\pm 0,2$ °C) foram encontrados para as boias Vitória e Minuano. As boias Itaoca e Minuano também apresentaram os maiores valores de RMSE ($> 0,75$ °C). De modo geral, as boias que apresentaram os menores valores de correlação e/ou maiores valores de viés e RMSE localizam-se na porção sul ou abaixo do limite latitudinal da área de estudo (i.e., a sul de 23°S).

Figura 4.1 - (a) Diagrama de dispersão dos dados de temperatura da superfície do mar (TSM) do produto CoralTemp *versus* dados *in situ* do projeto PNBOIA, evidenciando respectivos valores gerais de coeficiente de correlação (R), raiz do erro médio quadrático (RMSE) e viés. Cores mais quentes indicam a maior densidade de dados. (b) Histograma dos dados de TSM CoralTemp e PNBOIA.



Fonte: Produção do autor.

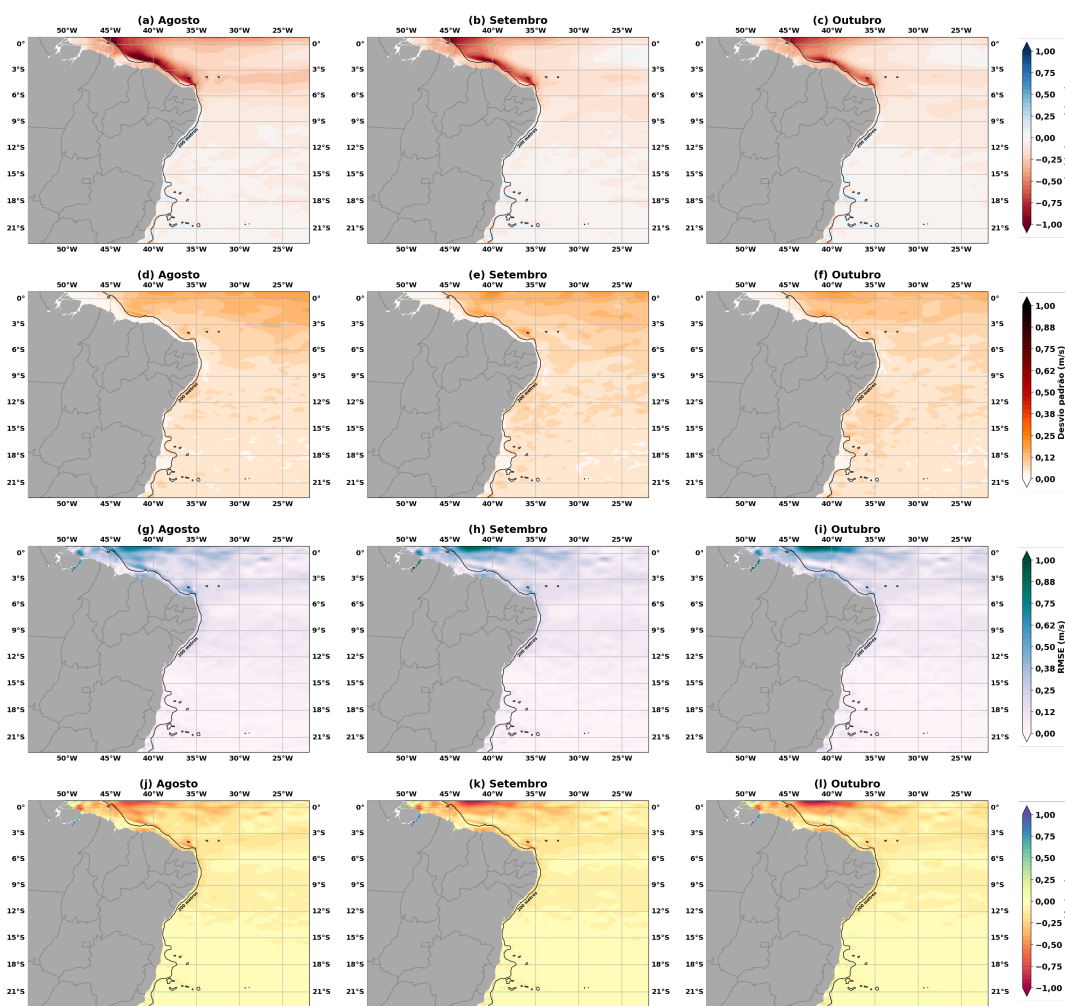
Tabela 4.1 - Valores de viés, raiz do erro médio quadrático (RMSE), coeficiente de correlação (R), coeficiente de determinação (R^2) e número de amostras (N) obtidos pela comparação dos dados da TSM CoralTemp com boias do PN-BOIA.

Boias	Viés (°C)	RMSE (°C)	R	R^2	N
Minuano (32°52,86'S / 50°51,05'W)	0,204	0,954	0,967	0,935	554
Rio Grande (31°33,74'S / 49°50,24'W)	-0,120	0,520	0,979	0,958	303
Itajai (27°24,35'S / 47°15,93'W)	-0,066	0,499	0,981	0,962	2160
Santos (25°26,37'S / 45°02,17'W)	-0,087	0,583	0,955	0,912	931
Cabo Frio (23°37,79'S / 42°12,17'W)	-0,108	0,562	0,946	0,894	446
Itaguaí (23°28,61'S / 43°58,87'W)	0,030	0,672	0,880	0,774	110
Itaoca (21°29,68'S / 40°15,6'W)	0,170	0,792	0,840	0,705	94
Vitoria (19°55,57'S / 39°41,48'W)	-0,212	0,391	0,973	0,948	365
Porto Seguro (16°00,05'S / 37°56,42'W)	-0,172	0,397	0,955	0,913	668
Recife (08°09,22'S / 34°33,57'W)	-0,083	0,305	0,942	0,887	462
Fortaleza (03°12,82'S / 38°25,95'W)	-0,013	0,178	0,971	0,942	227
Total	-0,065	0,548	0,987	0,974	6320

Fonte: Produção do autor.

Os campos médios da velocidade zonal (u) em superfície do produto GLORYS12V1 variaram entre -1,28 m/s e 0,23 m/s em agosto, -1,20 m/s e 0,17 m/s em setembro e -1,05 m/s e 0,22 m/s em outubro (Figura 4.2). As magnitudes máximas da velocidade zonal foram observadas na plataforma continental norte do Brasil. Os maiores valores de desvio-padrão foram observados a norte de 3 °S ($\sigma > 0,15$ m/s). Nas demais regiões, o desvio-padrão foi $< 0,001$ m/s. Comparando-se os campos de velocidade zonal GLORYS12V1 e DUACS, observa-se que os valores de RMSE e viés foram de $|\pm 0,25$ m/s| em grande parte da região de estudo. Porém, valores superiores a $|\pm 0,5$ m/s| também foram observados na margem equatorial entre 35°W e 50°W no período analisado.

Figura 4.2 - Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 e DUACS para os meses de agosto, setembro e outubro, entre 1993 e 2019. (a,b,c) Média da componente zonal u da velocidade do produto GLORYS12V1; (d,e,f) Desvio padrão das médias da componente zonal u da velocidade do produto GLORYS12V1; (g,h,i) Raiz do erro quadrático médio (RMSE) e (j,k,l) Viés.

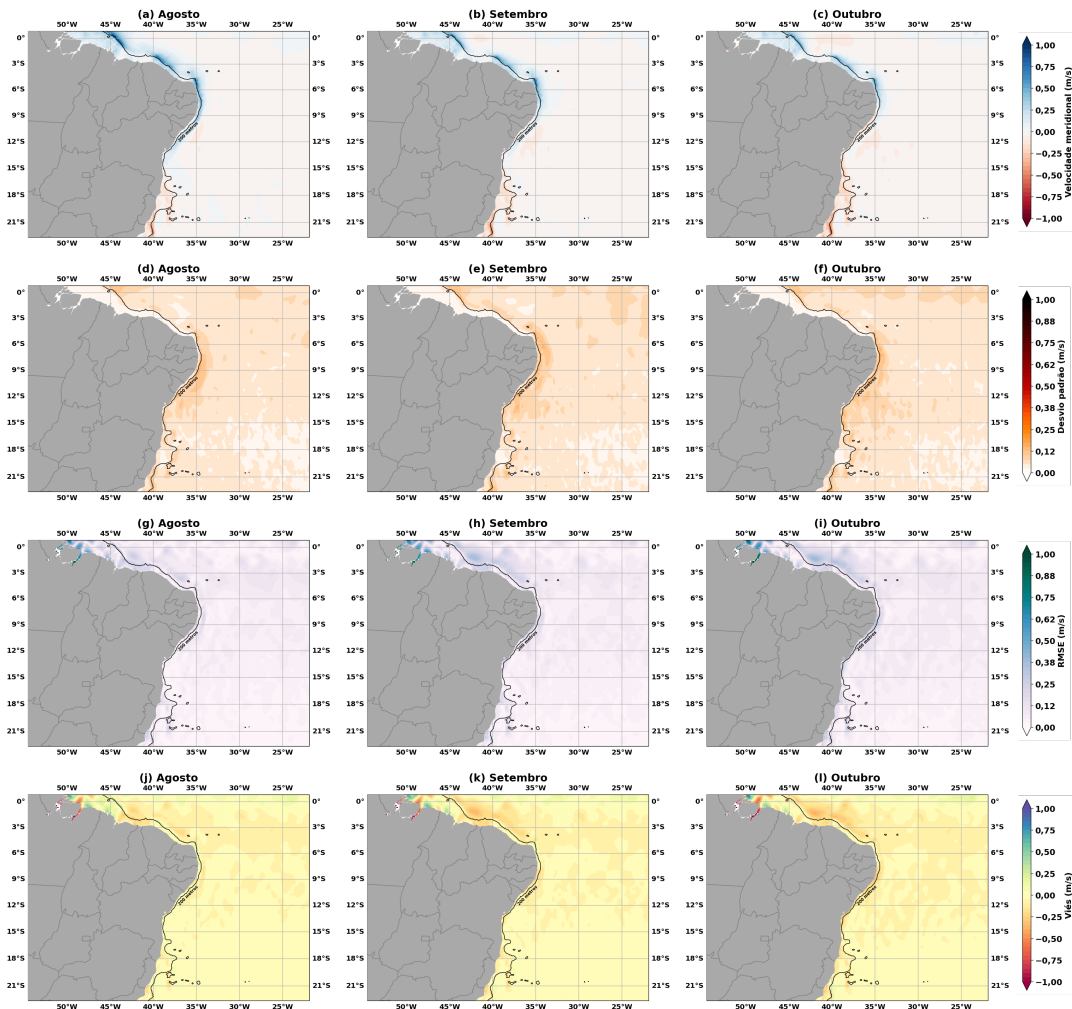


Fonte: Produção do autor.

Os campos médios da velocidade meridional (v) em superfície do produto GLORYS12V1 apresentaram uma menor magnitude em comparação aos campos da velocidade zonal. Os valores variaram entre $-0,57$ m/s a $0,93$ m/s em agosto, $-0,76$ m/s a $0,77$ m/s em setembro e $-0,90$ m/s a $0,65$ m/s para outubro. As magnitudes máximas da velocidade meridional foram observadas ao longo da quebra da plataforma continental do norte e nordeste do Brasil, bem como na quebra da plataforma sudeste a sul de 20° S (Figura 4.3). Os maiores valores de

desvio padrão foram encontrados entre 5°S e 15°S ($\sigma > 0,15$ m/s) enquanto que os menores valores foram observados ao longo da plataforma continental norte ($\sigma < 0,001$ m/s). Em comparação aos campos de velocidade zonal, os valores de RMSE e viés encontrados para os campos de velocidade meridional foram inferiores a $|\pm 0,25$ m/s em toda área de estudo, exceto para poucos valores acima de $|\pm 0,5$ m/s na região costeira entre 50°W e 45°W.

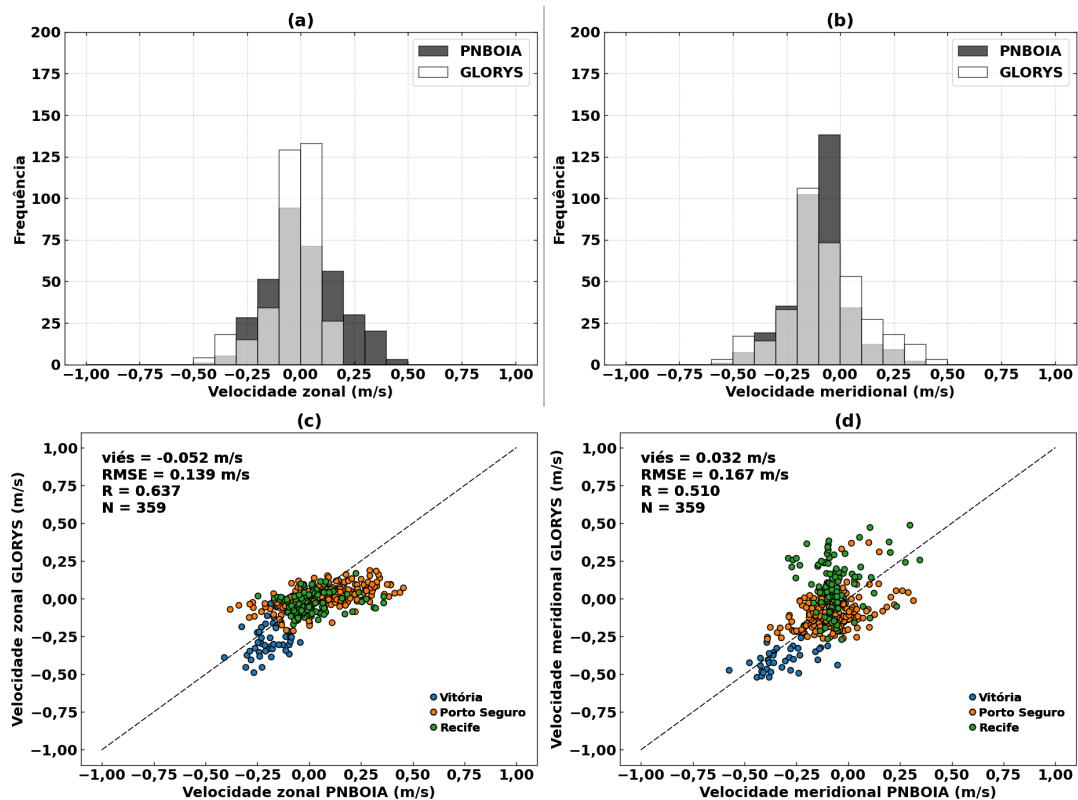
Figura 4.3 - Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 e DUACS para os meses de agosto, setembro e outubro, entre 1993 e 2019. (a,b,c) Média da componente meridional v da velocidade do produto GLORYS12V1; (d,e,f) Desvio padrão das médias da componente meridional v da velocidade do produto GLORYS12V1; (g,h,i) Raiz do erro quadrático médio (RMSE) e (j,k,l) Viés.



Fonte: Produção do autor.

Em comparação aos dados *in situ* PNBOIA (Figura 4.4), a componente zonal da velocidade do produto GLORYS12V1 apresentou uma pequena subestimação da frequência absoluta das velocidades superiores a $|\pm 0,1 \text{ m/s}|$, superestimando os valores de menor magnitude em torno de $|\pm 0,05 \text{ m/s}|$. No entanto, observou-se que a frequência das velocidades zonais $< -0,3 \text{ m/s}$ foi maior no produto GLORYS12V1. Para a componente meridional da velocidade, houve uma superestimação da frequência das velocidades positivas ($> 0 \text{ m/s}$) e subestimação dos valores em torno de $-0,05 \text{ m/s}$. Os demais valores de velocidade negativa ($< -0,05 \text{ m/s}$) apresentaram máximas frequências alternadas entre os dois produtos. Ambas as componentes zonais e meridionais apresentaram uma correlação moderada ($R \geq 0,5$), com valores de viés $< |\pm 0,1 \text{ m/s}|$ e $\text{RMSE} < 0,2 \text{ m/s}$.

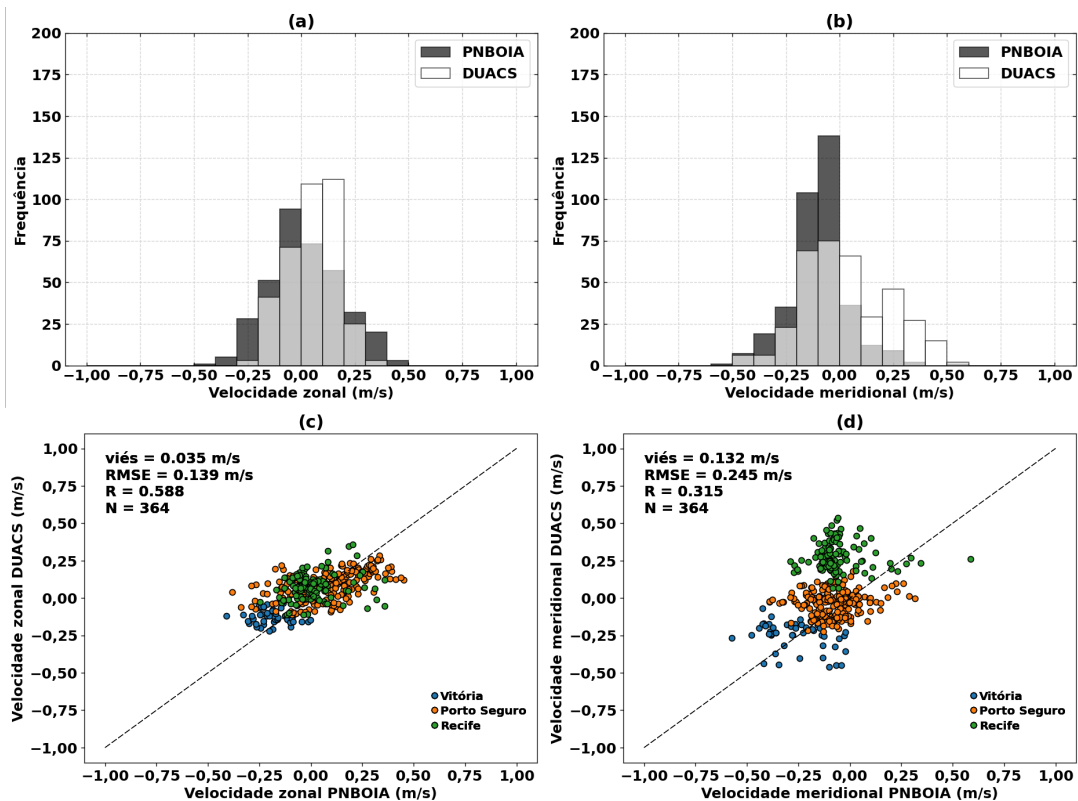
Figura 4.4 - Comparação dos produtos de correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 com dados *in situ* PNBOIA (Boias Vitória, Porto Seguro e Recife) para os meses de agosto, setembro, outubro e novembro. (a,b) Histograma das velocidades zonais e meridionais; (c,d) Diagrama de dispersão das velocidades zonais e meridionais com valores de Viés, RMSE e R.



Fonte: Produção do autor.

Quanto aos dados de correntes oceânicas DUACS comparados aos dados *in situ* PNBOIA, ambas as componentes zonal e meridional apresentaram uma subestimaco da frequência absoluta das velocidades negativas. Para a velocidade zonal, os valores $> 0,2$ m/s também foram subestimados, enquanto que para a componente meridional os valores de velocidade positiva foram superestimados. Ambas as componentes também apresentaram piores valores de correlaco, viés e RMSE em relao à comparao do produto GLORYS12V1. Embora os valores de correlaco ($R = 0,59$), viés ($0,035$ m/s) e RMSE ($0,139$ m/s) para a componente zonal se aproximem dos calculados para o produto GLORYS12V1, a componente meridional apresentou uma correlaco mais baixa ($R = 0,315$), com valores de viés = $0,132$ m/s e RMSE = $0,245$ m/s.

Figura 4.5 - Comparaco dos produtos de correntes oceânicas em superfície DUACS com dados *in situ* PNBOIA (Boias Vitória, Porto Seguro e Recife) para os meses de agosto, setembro, outubro e novembro. (a,b) Histograma das velocidades zonais e meridionais; (c,d) Diagrama de disperso das velocidades zonais e meridionais com valores de Viés, RMSE e R.

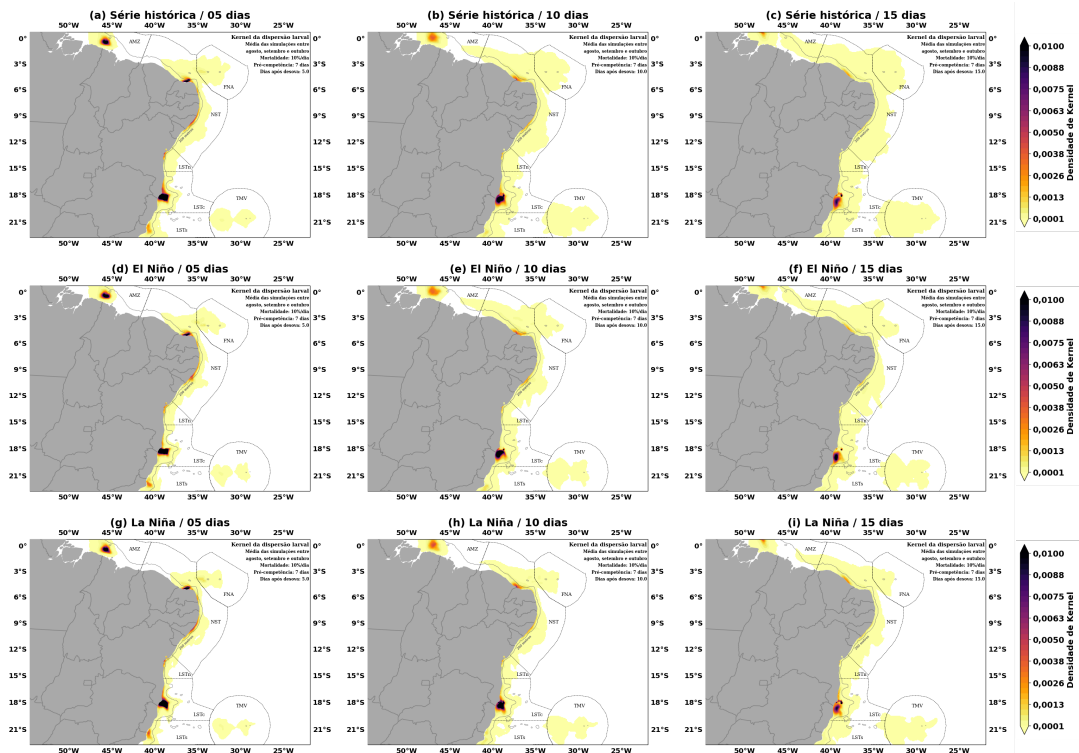


Fonte: Produo do autor.

4.2 Padrões de dispersão e conectividade larval

As simulações de dispersão larval apresentaram uma densidade de kernel $< 10^{-4}$ para maior parcela da nuvem virtual de larvas liberadas (Figura 4.6)¹. Os maiores valores de densidade de kernel ($> 0,005$) foram observados nos dez primeiros dias, majoritariamente ao longo da plataforma continental. Na região Leste-centro concentraram-se os maiores valores de densidade durante os quinze dias de simulação, enquanto que os menores valores foram observados principalmente nas regiões Trindade-Martim Vaz e Fernando de Noronha-Atol das Rocas, logo após os primeiros cinco dias. A extensão do kernel de dispersão larval foi superior para a série histórica em comparação aos anos de El Niño e La Niña.

Figura 4.6 - Kernel da dispersão larval entre os meses de agosto, setembro e outubro para três momentos da simulação: 5, 10 e 15 dias após a desova. (a) Dispersão larval média em anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (b) Dispersão larval média em anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011); (c) Dispersão larval média da série histórica de 1993 a 2019.

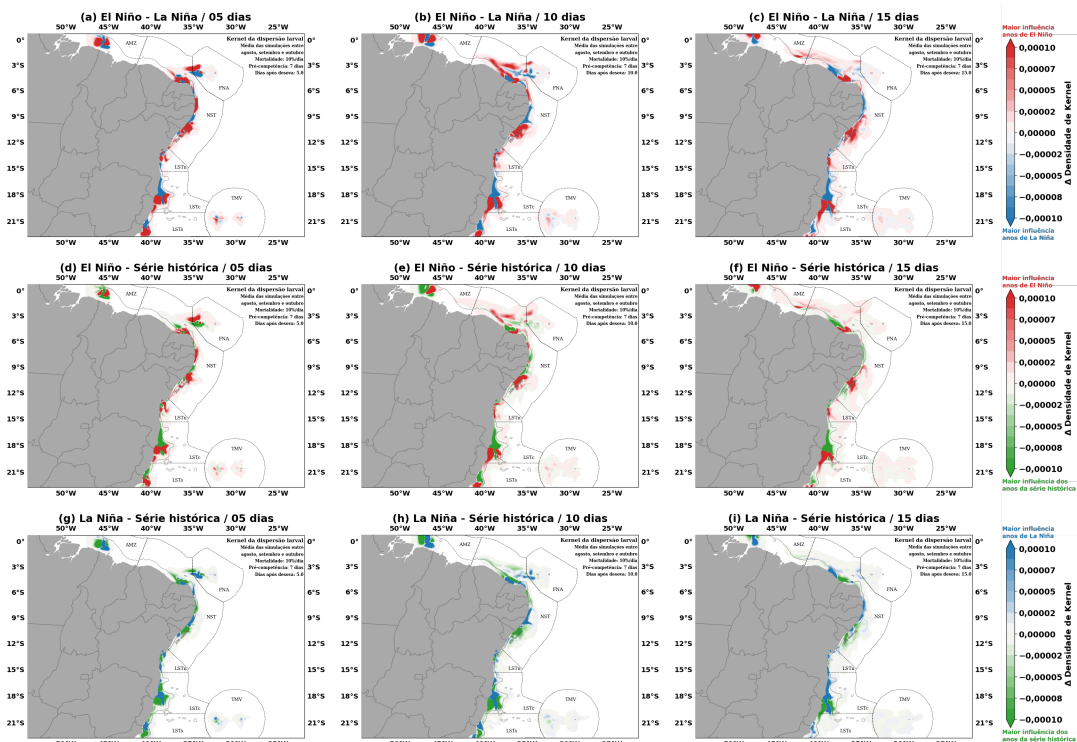


Fonte: Produção do autor.

¹As animações completas referentes à Figura 4.6 estão disponíveis em <https://drive.google.com/drive/folders/1r2okBYw6Hn15hqnBQvG1hJCGRL46LY0P?usp=sharing>.

Diferenças nos padrões de distribuição do kernel de dispersão larval também foram observadas (Figura 4.7)². O kernel de dispersão da série histórica e anos de El Niño foram marcados por uma dispersão mais acentuada em direção ao norte em comparação aos anos de La Niña, principalmente a partir das regiões Nordeste e Fernando de Noronha-Atol das Rocas na região Amazônia. A dispersão entre as regiões Leste-centro e Leste-norte, assim como entre as regiões Nordeste e Leste-norte, também foram mais acentuadas durante a série histórica e anos de La Niña em comparação aos anos de El Niño.

Figura 4.7 - Diferença do kernel da dispersão larval entre os meses de agosto, setembro e outubro para três momentos da simulação: 5, 10 e 15 dias após a desova. (a) Diferença da dispersão larval média entre os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016) e La Niña (1998-1999 e 2010-2011); (b) Diferença da dispersão larval média entre os anos de El Niño e a série histórica de 1993 a 2019; (c) Diferença da dispersão larval média entre os anos de La Niña e a série histórica de 1993 a 2019.

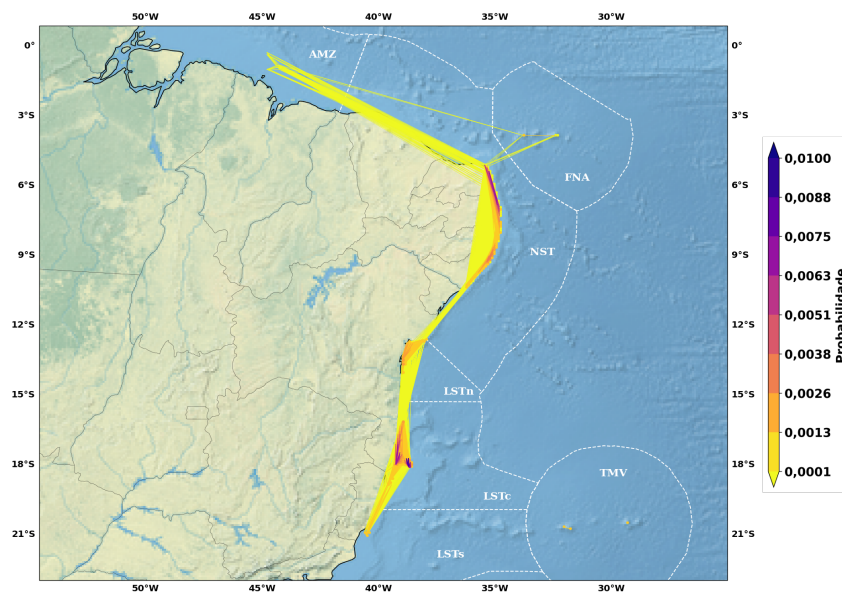


Fonte: Produção do autor.

²As animações completas referentes à Figura 4.7 estão disponíveis em <<https://drive.google.com/drive/folders/1hYwBwxcI05uVyHf9Qdt7ByzzNiFIEfbp?usp=sharing>>.

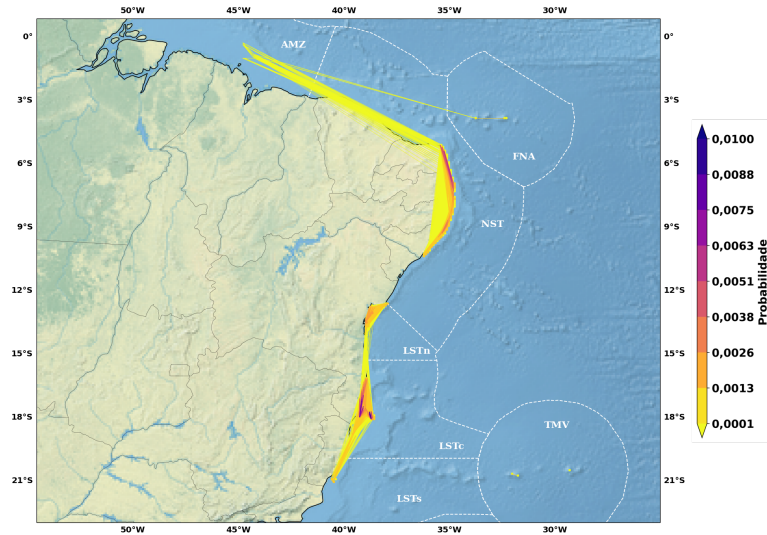
As métricas de conectividade geradas a partir das simulações de dispersão larval para a série histórica apresentaram conexões estabelecidas entre todas as regiões analisadas, exceto para Trindade-Martim Vaz (Figura 4.8). Os maiores valores de probabilidade de conexão ($> 0,005$) foram observados para as conexões estabelecidas por células recifais pertencentes a uma mesma região, atingindo seus máximos nas células recifais das regiões Leste-centro e Nordeste. De modo geral, todas as conexões estabelecidas entre duas regiões diferentes obtiveram probabilidade inferior a $0,0001$, exceto nas regiões Leste-sul e Leste-centro. Durante os anos de El Niño (Figura 4.9), as conexões estabelecidas entre as regiões Fernando de Noronha-Atol das Rocas, Nordeste e Leste-norte foram interrompidas. Os valores de probabilidade permaneceram semelhantes à série histórica, apresentando máximos $> 0,005$. Já durante anos de La Niña (Figura 4.10), observou-se a interrupção das conexões estabelecidas entre as regiões Amazônia, Nordeste e Fernando de Noronha-Atol das Rocas. Os anos de La Niña também foram marcados pela alta probabilidade de conexão entre as CRs da região Leste-centro ($> 0,01$) e diminuição da probabilidade de conexão com a região Leste-sul.

Figura 4.8 - Conexões estabelecidas pelo modelo de conectividade larval entre as 180 células recifais e seus respectivos valores de probabilidade, considerando a média das simulações entre agosto, setembro e outubro para a série histórica de 1993 a 2019.



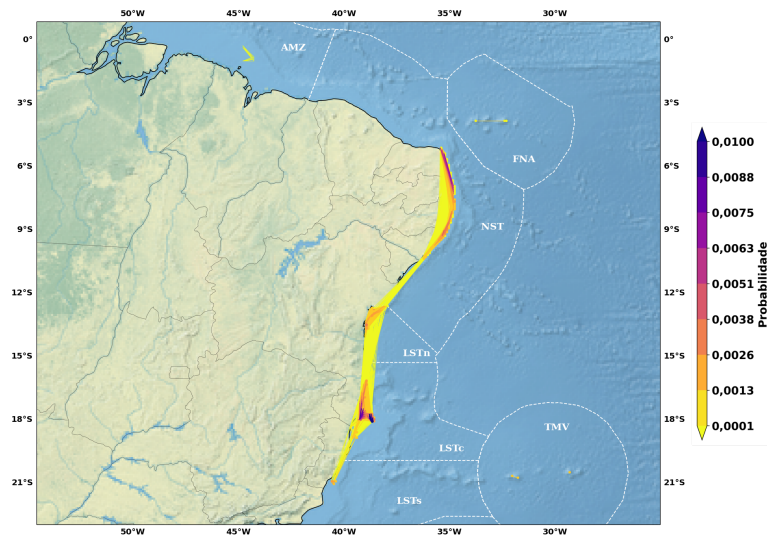
Fonte: Produção do autor.

Figura 4.9 - Conexões estabelecidas pelo modelo de conectividade larval entre as 180 células recifais e seus respectivos valores de probabilidade, considerando a média das simulações entre agosto, setembro e outubro para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016).



Fonte: Produção do autor.

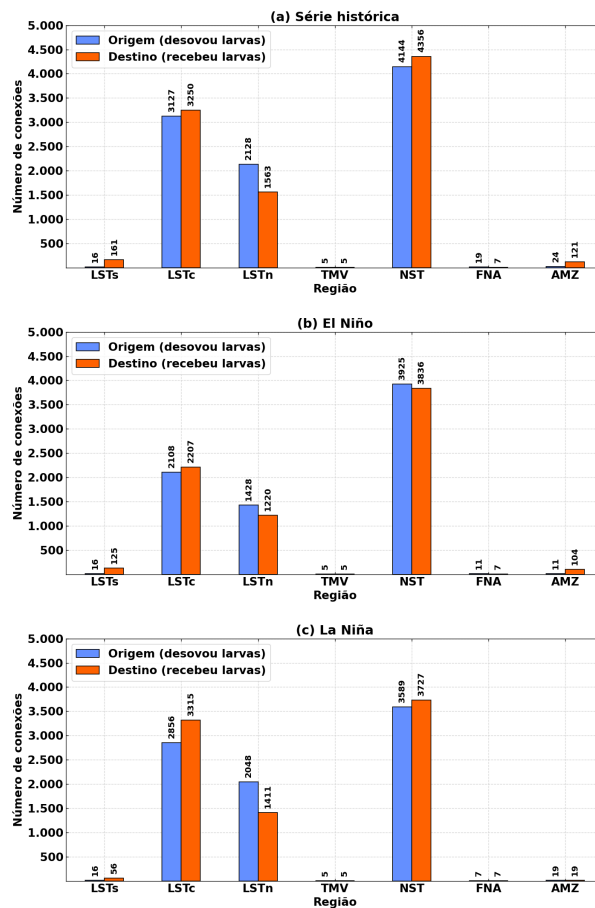
Figura 4.10 - Conexões estabelecidas pelo modelo de conectividade larval entre as 180 células recifais e seus respectivos valores de probabilidade, considerando a média das simulações entre agosto, setembro e outubro para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).



Fonte: Produção do autor.

O número total de conexões estabelecidas para a série histórica (N = 9463) foi superior aos anos de El Niño (N = 7504) e La Niña (N = 8540) (Figura 4.11). Nas regiões analisadas, os maiores números de conexões foram observados para as regiões Nordeste, Leste-centro e Leste-norte. Ambas as regiões Nordeste e Leste-centro atuaram em maior parte como destino das conexões estabelecidas entre suas CRs, enquanto que a região Leste-norte atuou em maior parte como origem.

Figura 4.11 - Número total de conexões estabelecidas para regiões de origem (em azul) e regiões de destino (em laranja). (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).



Fonte: Produção do autor.

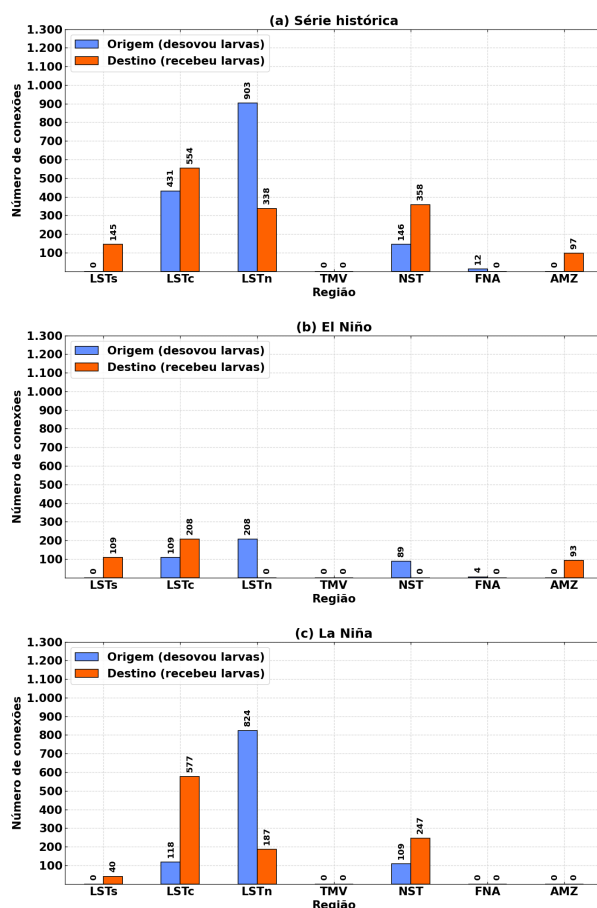
Durante os anos de El Niño, observou-se uma diminuição substancial no número de conexões estabelecidas pelas regiões Leste-centro e Leste-norte. A região

Nordeste também apresentou uma variação em relação à série histórica, passando a atuar em maior parte como região de origem. As demais regiões Leste-sul, Trindade-Martim Vaz e Fernando de Noronha-Atol das Rocas não apresentaram grandes variações no número total de conexões durante esses períodos.

Ao desconsiderar as conexões entre células recifais pertencentes a uma mesma região, o número de conexões estabelecidas foi drasticamente reduzido, especialmente para anos de El Niño (Figura 4.12). Neste caso, o número total de conexões foi de 1492 para a série histórica, 410 para os anos de El Niño e 1051 para os anos de La Niña. Em particular, a região Leste-norte apresentou o maior número de conexões como região de origem em todos os períodos considerados.

As distâncias médias das conexões estabelecidas foram de 150 km para a série histórica, 146 km para os anos de El Niño e 95 km para os anos de La Niña, enquanto que as distâncias máximas para os mesmos períodos foram de 1222 km, 1246 km e 568 km, respectivamente (Figura 4.13). Os valores mínimos observados corresponderam à retenção local de larvas e/ou conexão entre células recifais vizinhas (≤ 10 km). As maiores variações das distâncias lineares em relação ao valor médio foram observadas nas regiões Leste-centro, Leste-norte e Nordeste.

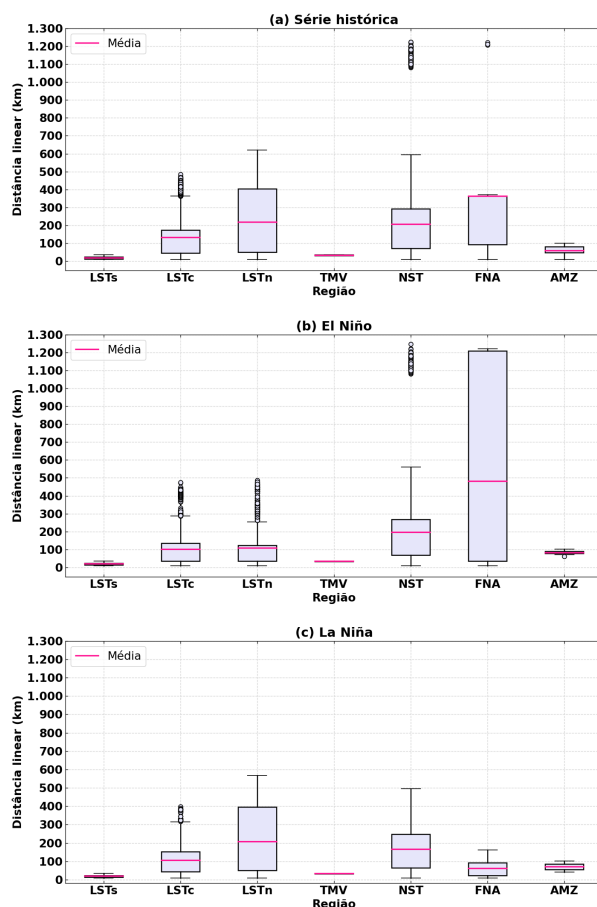
Figura 4.12 - Número de conexões estabelecidas para regiões de origem (em azul) e regiões de destino (em laranja), desconsiderando as conexões entre células recifais pertencentes à mesma região. (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).



Fonte: Produção do autor.

Os valores de contribuição relativa (%) obtidos para a matriz de conectividade foram superiores para as conexões estabelecidas dentro de uma mesma região (Figura 4.14). Destacaram-se entre os maiores valores de retenção local as regiões Nordeste, Leste-centro e Leste-norte. As porcentagens de contribuição entre estas regiões variaram para os períodos analisados, atingindo valores acima de 50% na região Nordeste durante anos de El Niño. A maior contribuição relativa entre duas regiões diferentes foi observada nas regiões Leste-norte e Leste-centro, sendo de 5,85% para a série histórica e 6,76% para os anos de La Niña.

Figura 4.13 - Distâncias lineares das conexões estabelecidas a partir da desova das larvas por região analisada. (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).

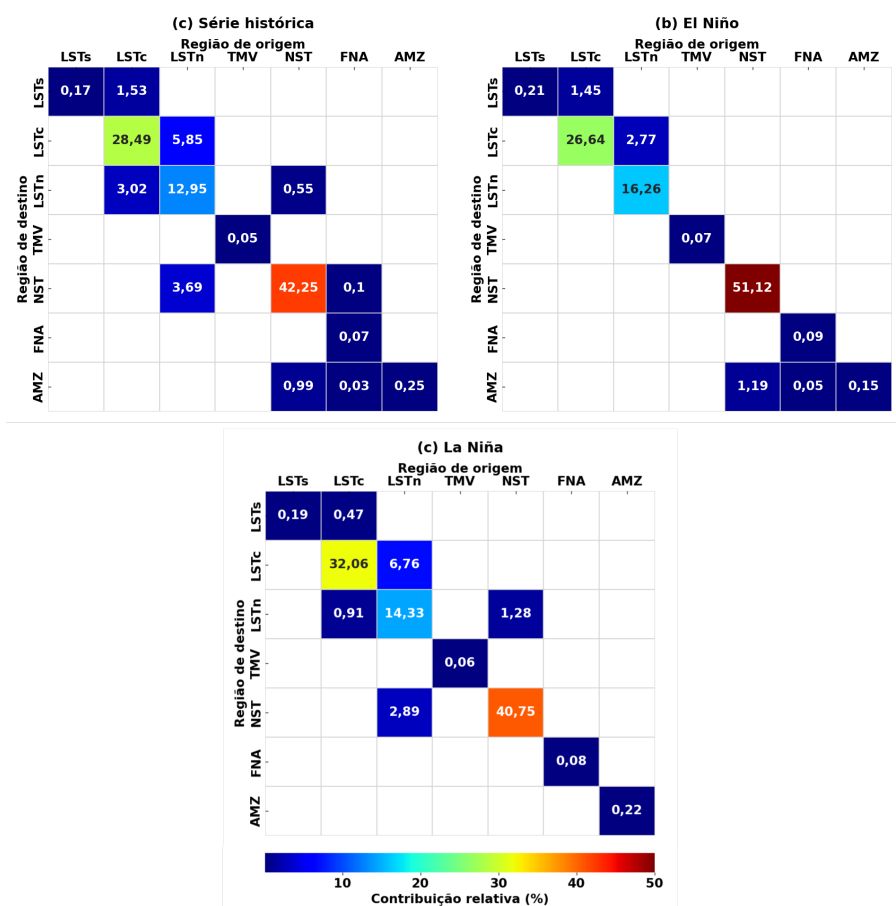


Fonte: Produção do autor.

4.3 Caracterização dos índices de estresse termal

Os valores médios de temperatura da superfície do mar obtidos para as células recifais variaram entre 20,50 °C e 29,50 °C nas regiões analisadas (Figura 4.15). A maior amplitude de temperatura foi observada na região Trindade-Martim Vaz, com valores de TSM variando entre 21,75 °C e 29,50 °C. Já a menor amplitude de temperatura foi observada na região Amazônia, com valores variando de 25,25 °C a 29,50 °C.

Figura 4.14 - Matriz de conectividade evidenciando a contribuição relativa (%) das regiões de origem e destino das larvas. (a) Média das simulações para a série histórica de 1993 a 2019; (b) Média das simulações para os anos de El Niño (1997-1998 e 2015-2016); (c) Média das simulações para os anos de La Niña (1998-1999 e 2010-2011).

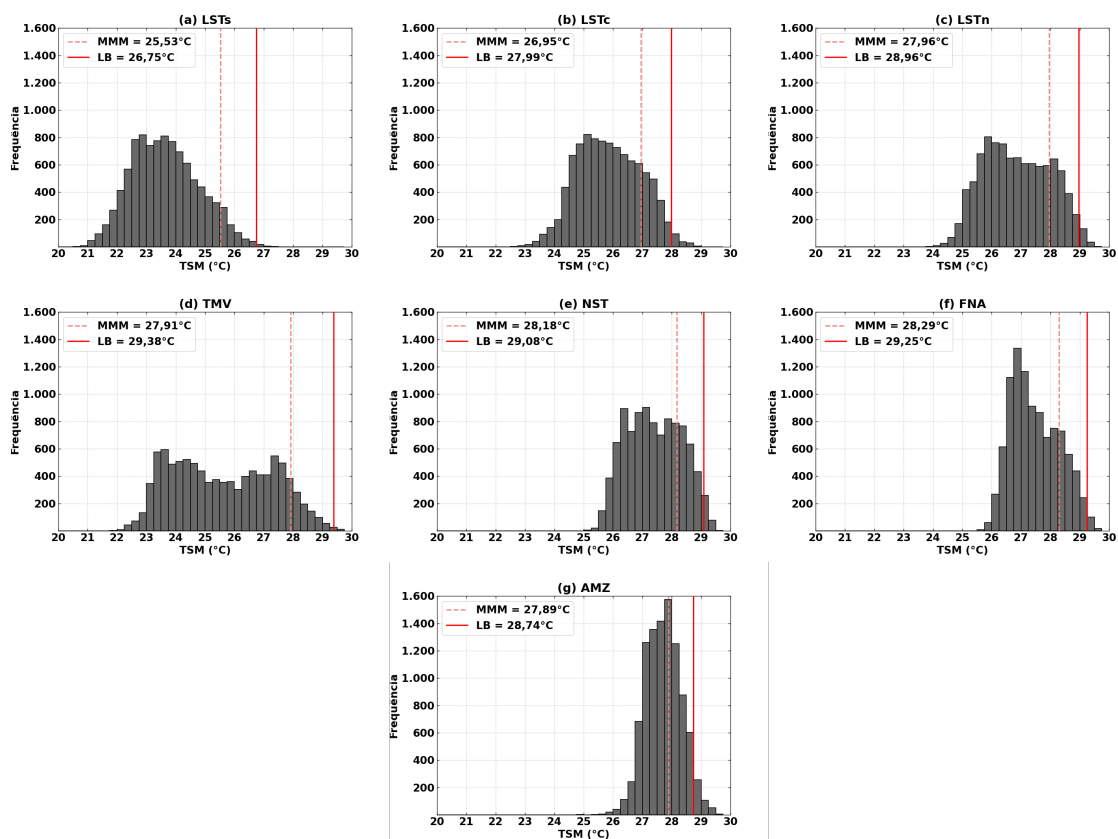


Fonte: Produção do autor.

Os menores e maiores valores médios de máxima média mensal foram observados na região Leste-sul (MMM = 25,53 °C) e Fernando de Noronha-Atol das Rocas (MMM = 28,29 °C), enquanto que os menores e maiores valores médios de limiar de branqueamento nas regiões Leste-sul (LB = 26,75 °C) e Trindade-Martim Vaz (LB = 29,38 °C). As regiões Trindade-Martim Vaz e Amazônia apresentaram a maior e menor diferença entre os valores de LB e MMM, sendo +1,47 °C na região Leste-sul e +0,85 °C na região Amazônia.

O acúmulo do estresse termal estimado pelo índice *Degree Heating Week* para as séries temporais médias de TSM estiveram presentes em todas as regiões, embora com diferenças de magnitude (Figura 4.16). O maior número de picos

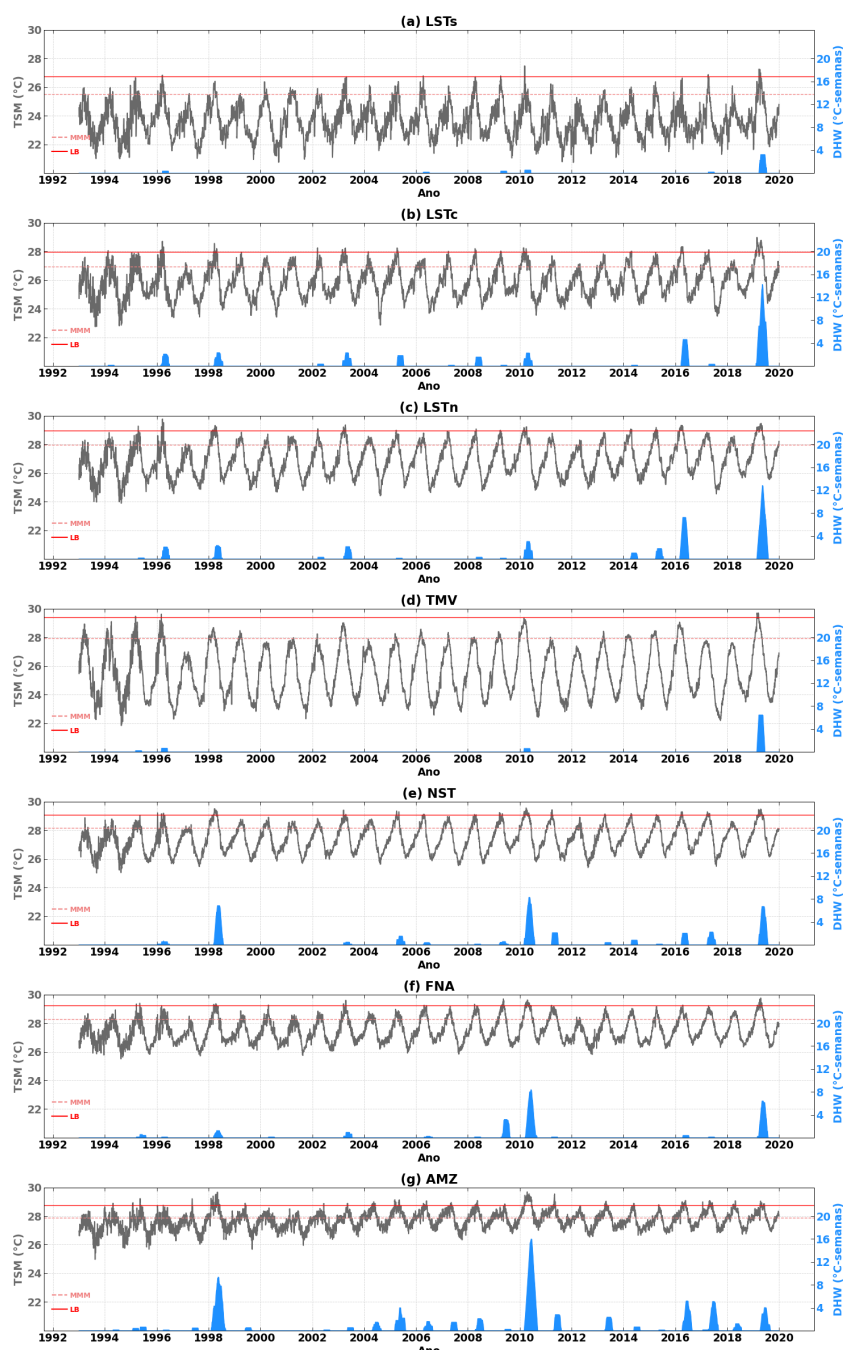
Figura 4.15 - Histograma da temperatura da superfície do mar diária obtida pela média das células recifais para cada região analisada entre 1993 - 2019, evidenciando seus respectivos valores médios de Máxima Média Mensal (MMM) e Limiar de Branqueamento (LB). (a) Leste-sul (LSTs); (b) Leste-centro (LSTc); (c) Leste-norte (LSTn); (d) Trindade e Martim Vaz (TMV); (e) Nordeste (NST); (f) Fernando de Noronha e Atol das Rocas (FNA); (g) Amazônia (AMZ).



Fonte: Produção do autor.

acima de 4 °C-semanas foi observado na região Amazônia, que também apresentou o maior acúmulo de estresse termal (> 16 °C-semanas). Em geral, os maiores valores de DHW foram observados em 2010 e 2019. O ano de 1998 também apresentou um acúmulo significativo superior a 8 °C-semanas nas regiões Nordeste e Amazônia. O menor acúmulo de estresse termal foi observado na região Leste-sul, na qual os valores de DHW permaneceram inferiores a 4 °C-semanas durante todo o período da série histórica.

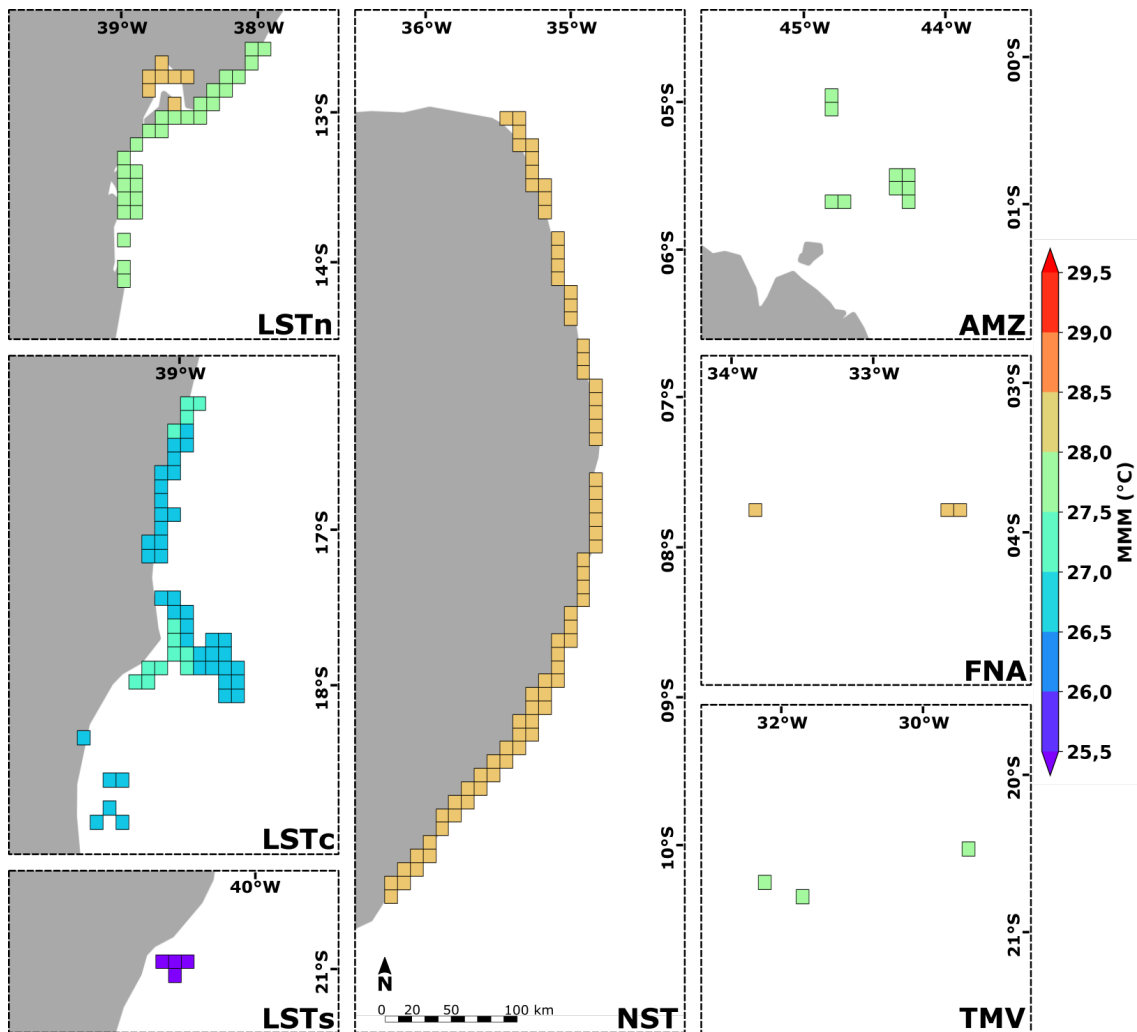
Figura 4.16 - Séries temporais diárias da temperatura da superfície do mar (em cinza) e do acúmulo do estresse térmico estimado pelo índice *Degree Heating Week* (em laranja) entre 1993 - 2019, obtidos pela média das células recifais para cada região analisada: (a) Leste-sul (LSTs); (b) Leste-centro (LSTc); (c) Leste-norte (LSTn); (d) Trindade e Martim Vaz (TMV); (e) Nordeste (NST); (f) Fernando de Noronha e Atol das Rocas (FNA); (g) Amazônia (AMZ).



Fonte: Produção do autor.

De modo geral, as células recifais pertencentes a uma mesma região apresentaram máximas médias mensais semelhantes (Figura 4.17). Os valores de MMM permaneceram em torno de 25,5 °C para a região Leste-sul, entre 28,00 °C - 28,50 °C para as regiões Nordeste e Fernando de Noronha-Atol das Rocas, e entre 27,50 °C - 28,00 °C para as regiões Amazônia e Trindade-Martim Vaz. As regiões Leste-centro e Leste-norte apresentaram as maiores variações entre os valores de MMM por célula recifal, variando entre 26,50 °C - 27,50 °C para Leste-centro e 27,50 °C - 28,50 °C para Leste-norte.

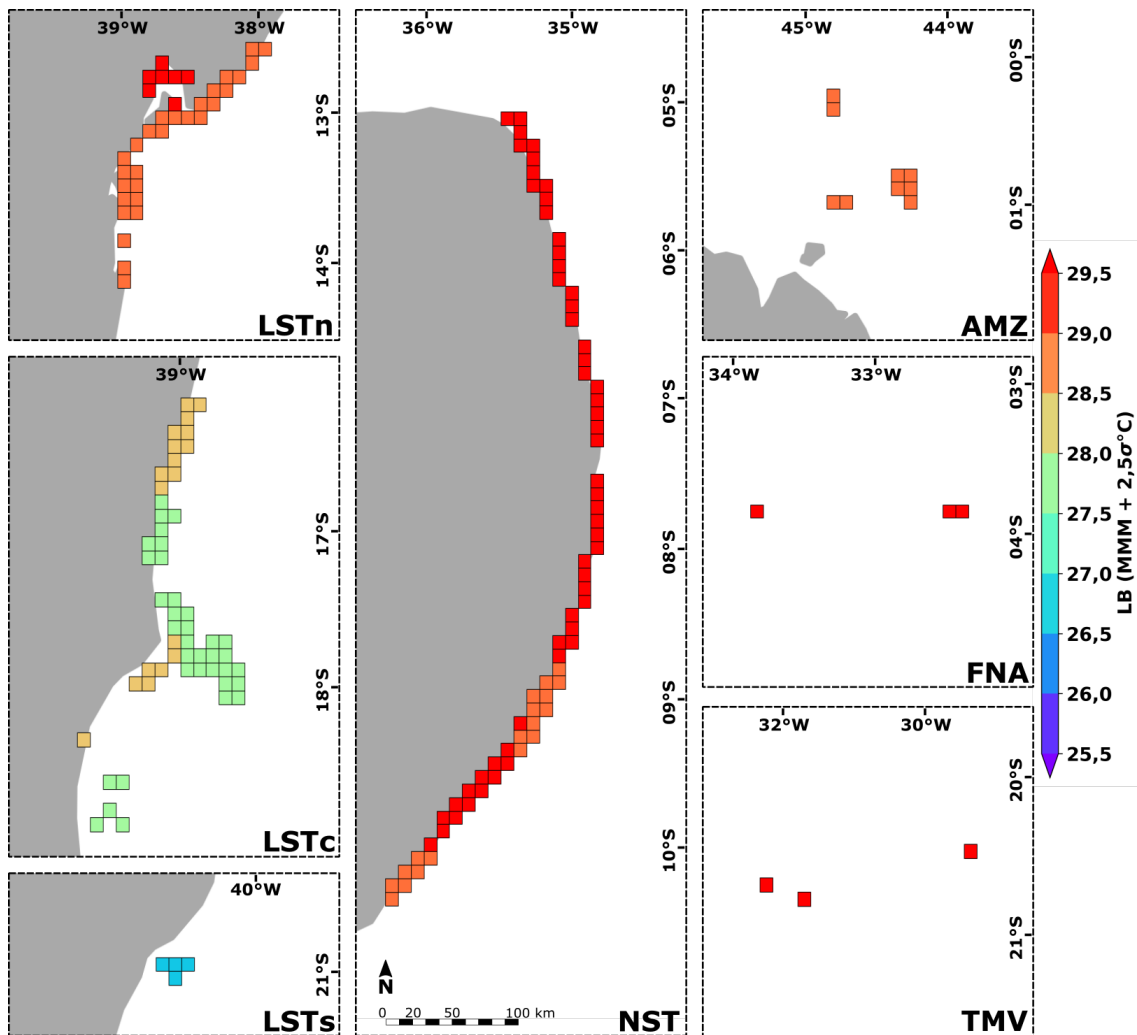
Figura 4.17 - Distribuição espacial da Máxima Média Mensal (MMM) calculada para as 180 células recifais entre as regiões: LSTs = Leste-Sul; LSTc = Leste-Centro; LSTn = Leste-Norte; NST = Nordeste; AMZ = Amazônia; FNA = Fernando de Noronha e Atol das Rocas; TMV = Trindade e Martim Vaz.



Fonte: Produção do autor.

A distribuição espacial dos limiares de branqueamento apresentou um padrão semelhante à distribuição das máximas médias mensais. Os valores de LB permaneceram entre 26,50 °C - 27,00 °C na região Leste-sul, entre 28,50 °C - 29,00 °C na região Amazônia, sendo superiores a 29,00 °C nas regiões Leste-norte, Nordeste, Fernando de Noronha-Atol das Rocas e Trindade-Martim Vaz. As regiões Leste-centro, Leste-norte e Nordeste apresentaram as maiores variações entre os valores de LB por célula recifal, variando entre 27,50 °C - 28,50 °C na região Leste-centro, 28,50 °C - 29,50 °C nas regiões Leste-norte e Nordeste.

Figura 4.18 - Distribuição espacial do limiar de branqueamento (LB) calculado para as 180 células recifais entre as regiões: LSTs = Leste-Sul; LSTc = Leste-Centro; LSTn = Leste-Norte; NST = Nordeste; AMZ = Amazônia; FNA = Fernando de Noronha e Atol das Rocas; TMV = Trindade e Martim Vaz.

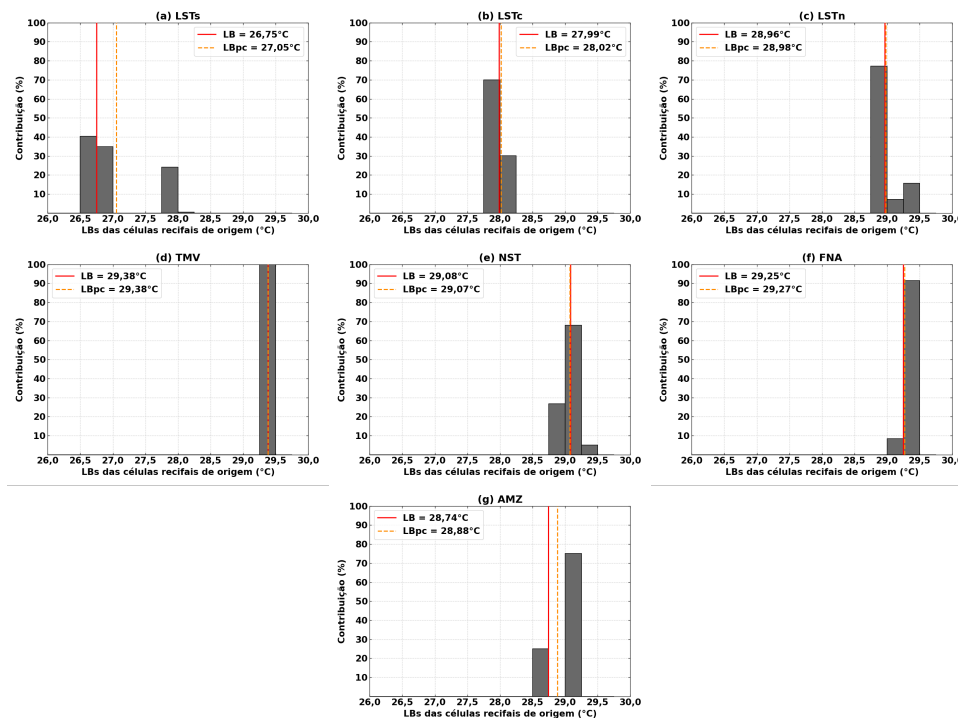


Fonte: Produção do autor.

4.4 Estresse termal e a conectividade

As médias dos limiares de branqueamento por probabilidade de conexão (LBpc) obtidos variaram entre 27,05 °C - 29,27 °C nas regiões analisadas (Figura 4.19). As maiores diferenças entre os valores médios de LBpc e LB foram obtidas nas regiões Leste-sul e Amazônia, sendo que ambos os casos apresentaram um aumento dos limiares de branqueamento da ordem de +0,30 °C e +0,14 °C, respectivamente.

Figura 4.19 - Histograma da contribuição dos limiares de branqueamento (LB) das células recifais de origem (i.e., dispersaram larvas), evidenciando os valores médios de LB e limiar de branqueamento por probabilidade de conexão (LBpc) para cada região: (a) Leste-Sul; (b) Leste-Centro; (c) Leste-Norte; (d) Trindade e Martim Vaz; (e) Nordeste; (f) Fernando de Noronha e Atol das Rocas; (g) Amazônia.



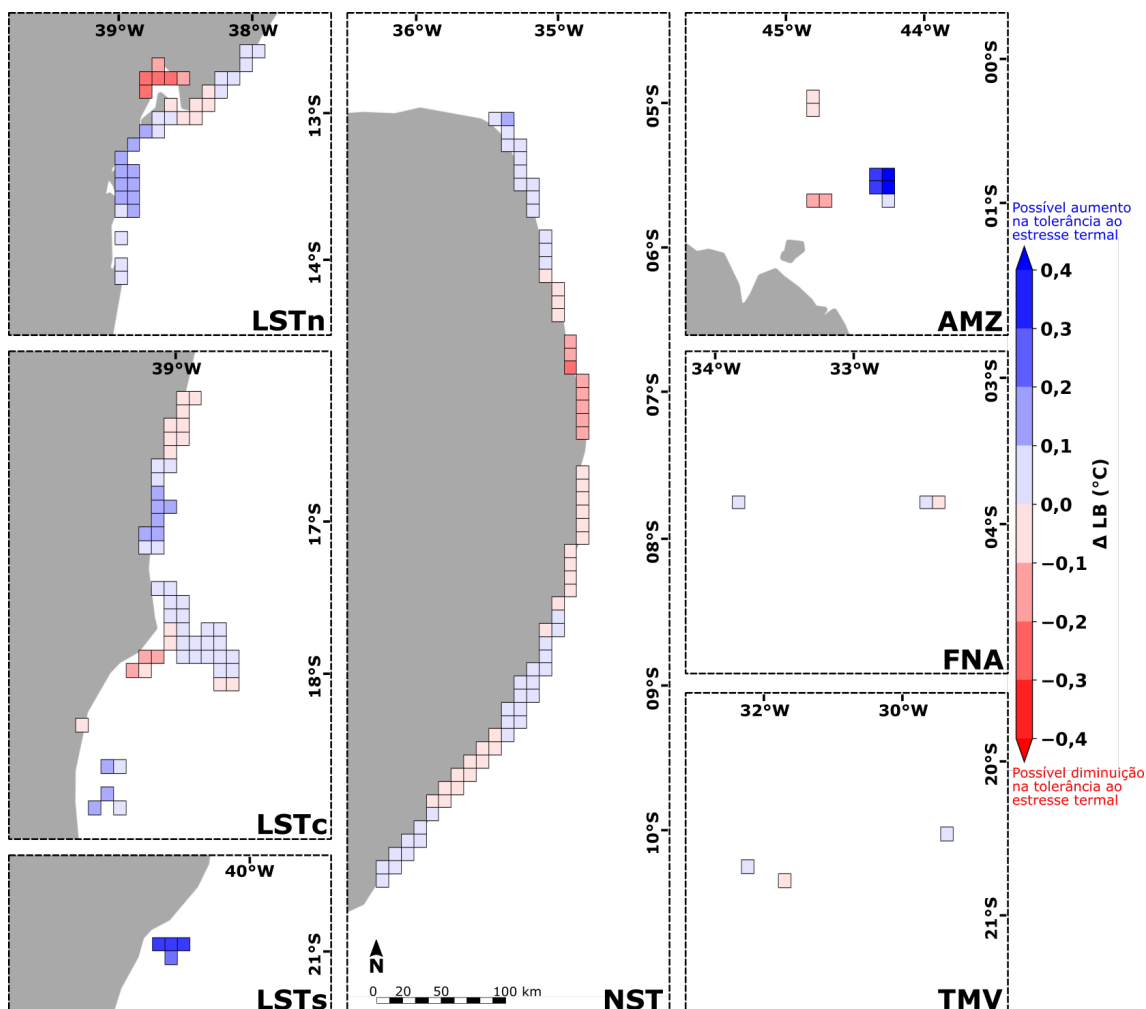
Fonte: Produção do autor.

Na região Leste-sul, as porcentagens de contribuição das células recifais de origem (i.e., dispersaram larvas na região LSTs) apresentaram LBs em torno de 26,50 °C (~ 40% de contribuição), 27,00 °C (~ 35% de contribuição) e 28 °C (~ 25% de contribuição). Já na região Amazônia, as porcentagens de contribuição

das CRs de origem variaram entre 28,50 °C (~ 25% de contribuição) e 29,25 °C (~ 75% de contribuição). As demais regiões Leste-centro, Leste-norte, Nordeste, Fernando de Noronha-Atol das Rocas e Trindade-Martim Vaz apresentaram uma variação praticamente nula dos valores médios de LB e LBpc calculados. A diferença entre os valores de LBpc e LB (Δ LB) apresentaram um aumento relevante dos limiares de branqueamento para as células recifais das regiões Leste-sul e Amazônia. Ambas as regiões obtiveram um acréscimo de $> 0,3$ °C, indicando um potencial aumento na tolerância ao estresse termal nestas CRs devido à influência da conectividade (Figura 4.20).

Todas as CRs da região Leste-sul apresentaram uma variação positiva em seus limiares de branqueamento, enquanto que apenas cinco das nove CRs da região Amazônia apresentaram esta variação positiva. As regiões Leste-centro, Leste-norte e Nordeste apresentaram células recifais com magnitudes máximas de Δ LB em torno de $|\pm 0,3$ °C|, embora para a maioria das CRs esta variação seja inferior a $|\pm 0,1$ °C|. Para as demais regiões Fernando de Noronha-Atol das Rocas e Trindade-Martim Vaz observou-se valores em torno de $\pm 0,1$ °C.

Figura 4.20 - Distribuição espacial da diferença entre o limiar de branqueamento por probabilidade de conexão (LBpc) e o limiar de branqueamento (LB) calculado para as 180 células recifais entre as regiões: LSTs = Leste-Sul; LSTc = Leste-Centro; LSTn = Leste-Norte; NST = Nordeste; AMZ = Amazônia; FNA = Fernando de Noronha e Atol das Rocas; TMV = Trindade e Martim Vaz.

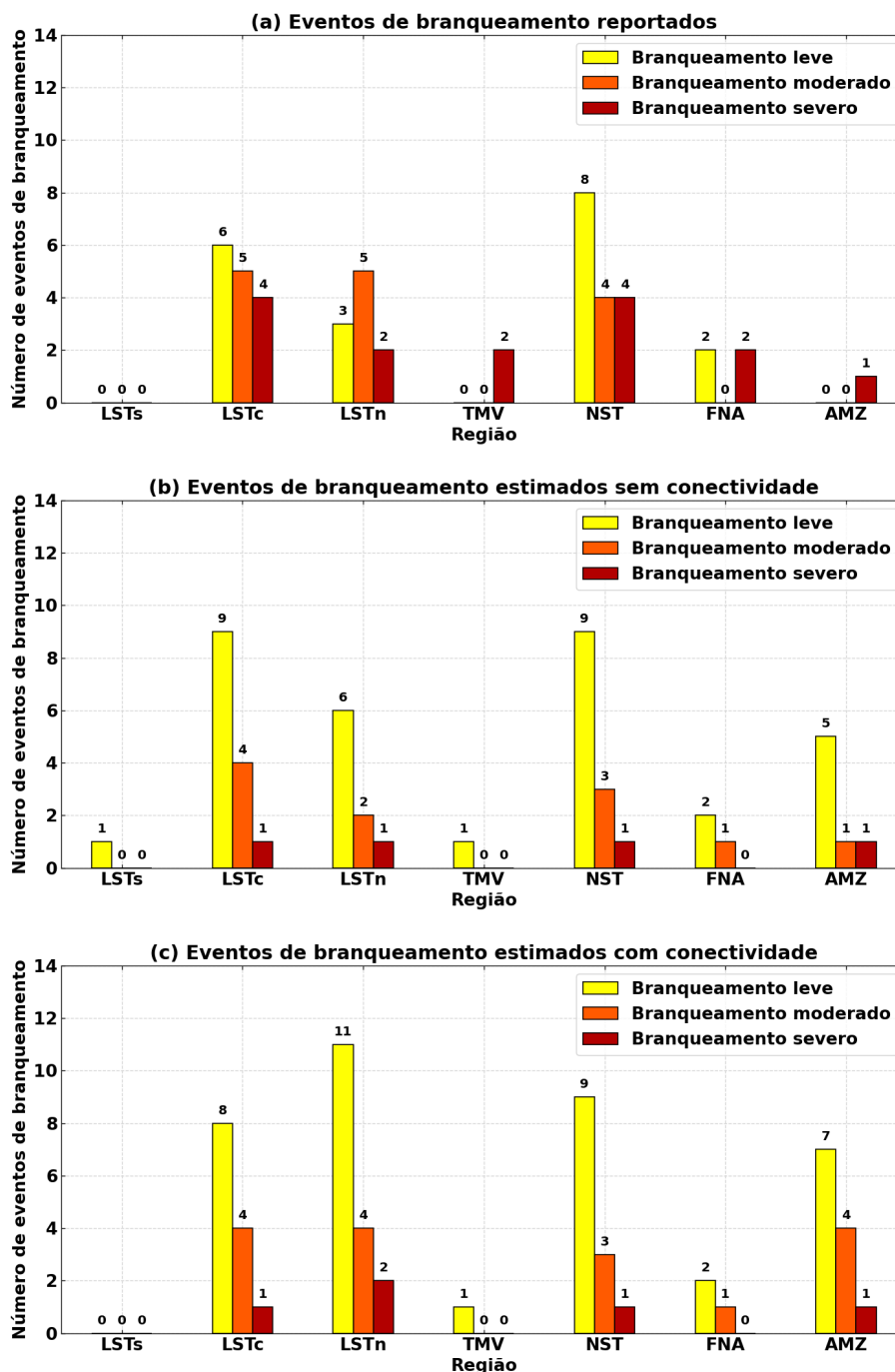


Fonte: Produção do autor.

4.4.1 Avaliação das estimativas de branqueamento

O número total de eventos de branqueamento obtidos variaram de 48 para eventos de branqueamento reportados na literatura e estimados sem conectividade, para 59 estimados com influência da conectividade. Embora o número total dos eventos de branqueamento reportados e estimados tenham sido iguais, observaram-se grandes diferenças quanto à ocorrência e severidade destes eventos por região analisada (Figura 4.21).

Figura 4.21 - Número de eventos de branqueamento por grau de severidade para cada região, sendo: (a) Eventos de branqueamento reportados; (b) Eventos de branqueamento estimados sem influência da conectividade; (c) Eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade.



Fonte: Produção do autor.

Foram reportadas as ocorrências de ao menos 19 eventos de branqueamento leve, 14 eventos de branqueamento moderado e 13 eventos de branqueamento severo, classificados de acordo com o protocolo ReefBase (ver [Tabela B.1, Anexo B](#)). Para as estimativas de branqueamento sem influência da conectividade, foram estimados 33 eventos de branqueamento leve, 11 eventos de branqueamento moderado e apenas 4 eventos de branqueamento severo. Já para as estimativas de branqueamento com influência da conectividade, foram estimados 38 eventos de branqueamento leve, 16 eventos de branqueamento moderado e 5 eventos de branqueamento severo.

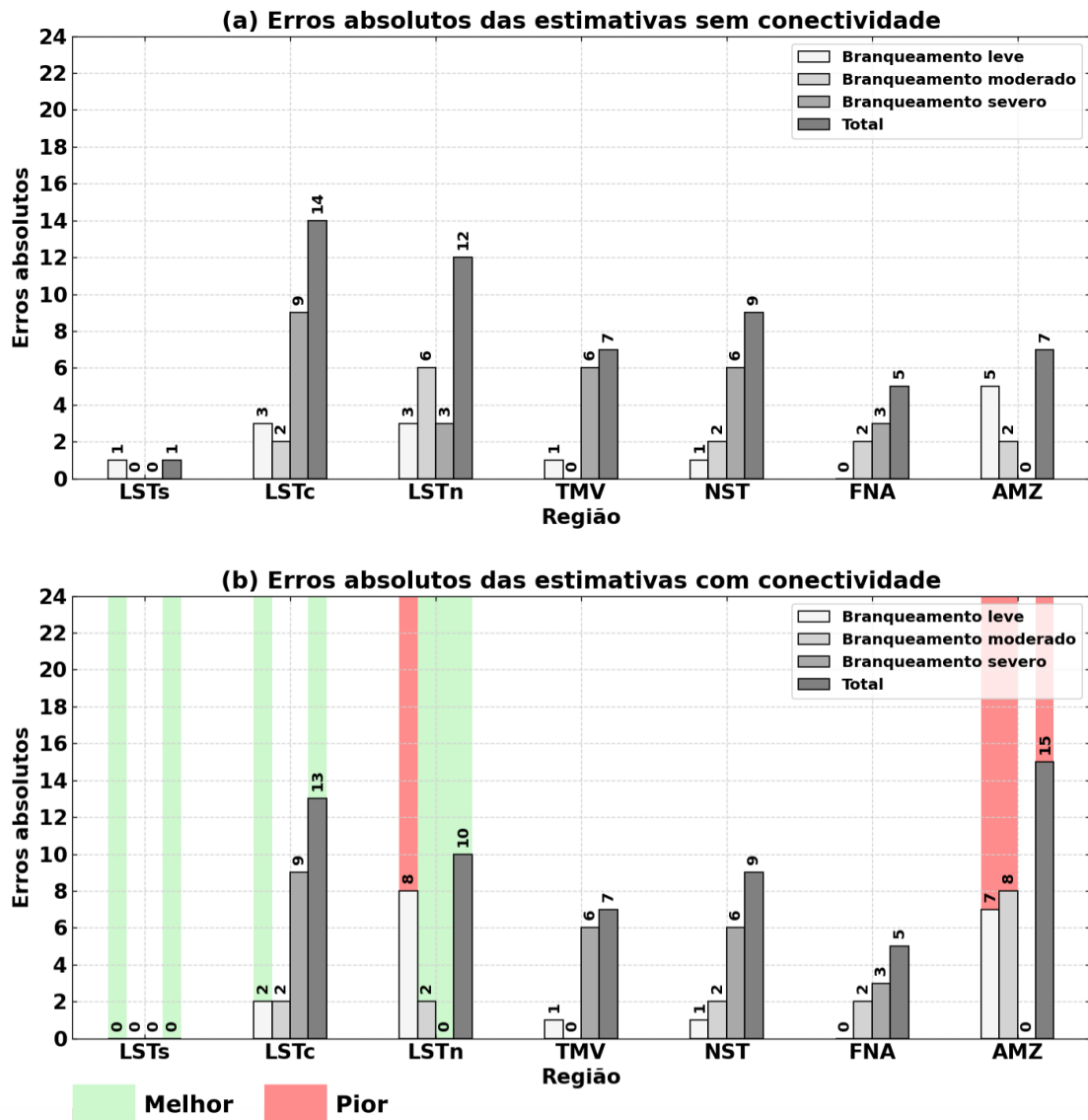
Os erros absolutos calculados a partir da ponderação do número de eventos de branqueamento foram menores para as estimativas com influência da conectividade nos casos de branqueamento leve nas regiões Leste-sul e Leste-centro, assim como para branqueamento moderado e severo na região Leste-norte ([Figura 4.22](#)). No entanto, as estimativas com influência da conectividade apresentaram maiores erros absolutos para branqueamento leve na região Leste-norte e branqueamento moderado na região Amazônia. Em todos os demais casos os erros absolutos obtidos para as estimativas com e sem conectividade foram iguais.

Considerando todas as regiões analisadas, a diferença entre os erros absolutos pelo Teste dos Sinais não foi significativa a 5% (valor-p = 0,2265). Entretanto, considerando apenas as regiões Leste-sul, Leste-centro e Leste-norte (i.e., probabilidade em obter 4 resultados classificados como “melhor” para 5 tentativas), as diferenças foram significativas (valor-p = 0,03125). Desta forma, pode-se afirmar que as estimativas com conectividade tem melhores resultados do que as estimativas sem conectividade nestas regiões, i.e., são significativamente mais próximas dos eventos reportados na literatura. A comparação entre os erros absolutos totais pelo Teste de Wilcoxon também não foi significativa (valor-p = 0,427).

Em relação aos erros absolutos calculados desconsiderando as células recifais de menor variação do ΔLB nas estimativas de branqueamento da região Amazônia ([Figura 4.23](#)), observou-se que apenas a região Leste-norte apresentou erros absolutos maiores para as estimativas de branqueamento leve com conectividade. Em todos os demais casos, incluindo erros absolutos totais, os valores foram menores ou iguais às estimativas sem conectividade. Neste caso, a comparação entre os erros absolutos pelo Teste dos Sinais (i.e., probabilidade em ob-

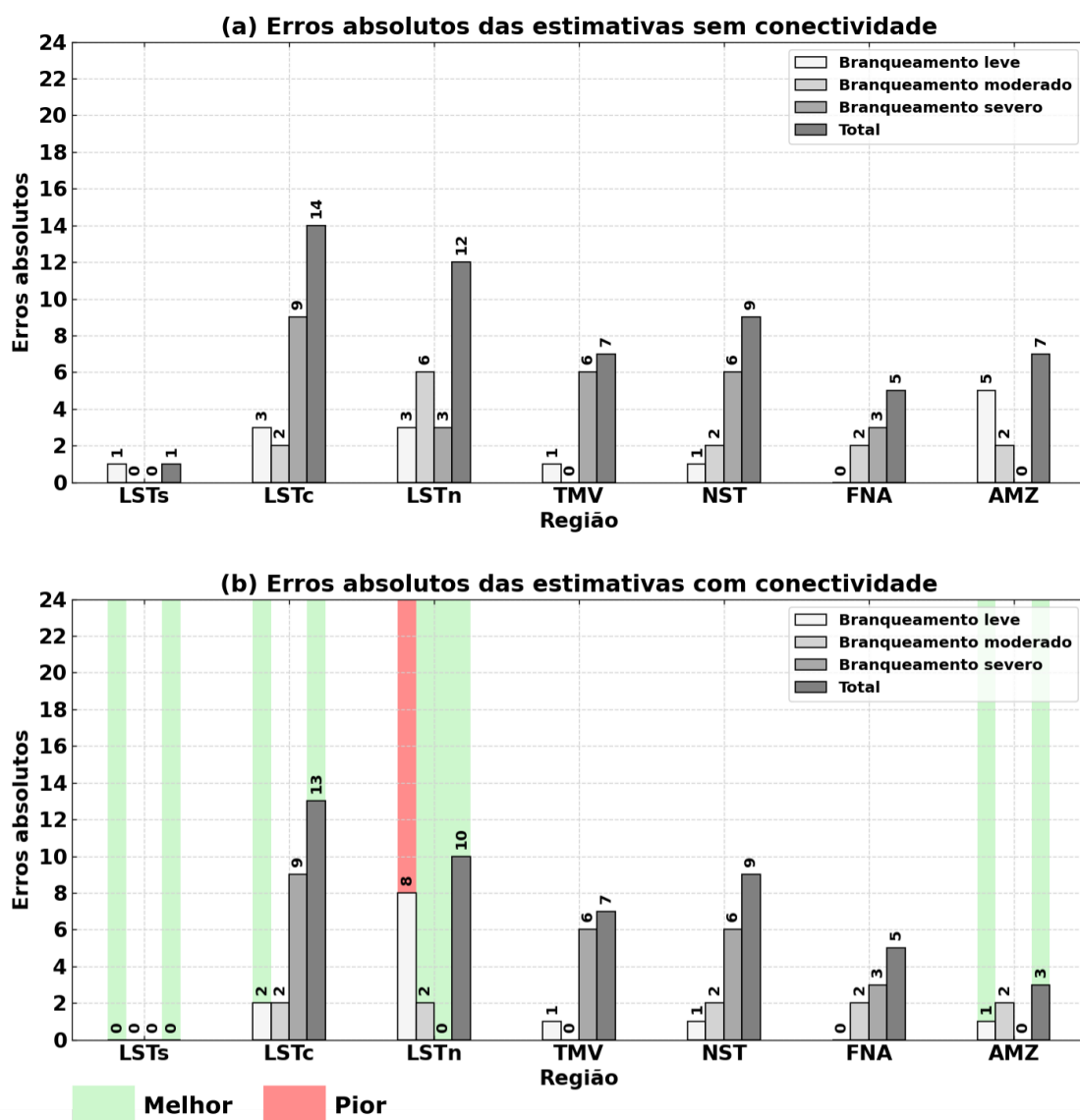
ter 5 resultados classificados como “melhor” para 6 tentativas) obteve um valor-p = 0,01562, enquanto que a comparação dos erros absolutos totais pelo Teste de Wilcoxon Pareado também se mostrou significativa com um valor-p = 0,04876 (Figura 4.24).

Figura 4.22 - Erros absolutos obtidos para os eventos de branqueamento estimados em comparação aos eventos de branqueamento reportados, sendo: (a) Eventos de branqueamento estimados sem influência da conectividade; (b) Eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade. Valores destacados em verde e vermelho indicam a melhora e/ou piora das estimativas de branqueamento devido à influência da conectividade, respectivamente.



Fonte: Produção do autor.

Figura 4.23 - Erros absolutos obtidos para os eventos de branqueamento estimados em comparação aos eventos de branqueamento reportados, desconsiderando as células recifais de menor variação do limiar de branqueamento na região Amazônia, sendo: (a) Eventos de branqueamento estimados sem influência da conectividade; (b) Eventos de branqueamento estimados com influência da conectividade. Valores destacados em verde e vermelho indicam a melhora e/ou piora das estimativas de branqueamento devido à influência da conectividade, respectivamente.



Fonte: Produção do autor.

Figura 4.24 - Matriz dos erros absolutos obtidos para os eventos de branqueamento estimados com conectividade em comparação aos eventos de branqueamento reportados: (a) todas as células recifais analisadas; (b) desconsiderando as células recifais de menor variação do limiar de branqueamento na região Amazônia. Valores destacados em verde e vermelho indicam a melhora e/ou piora das estimativas de branqueamento devido à influência da conectividade, respectivamente.

(a)

	Branqueamento leve	Branqueamento moderado	Branqueamento severo	Total
LSTs	0	0	0	0
LSTc	2	2	9	13
LSTn	8	2	0	10
TMV	1	0	6	7
NST	1	2	6	9
FNA	0	2	3	5
AMZ	7	8	0	15

(b)

	Branqueamento leve	Branqueamento moderado	Branqueamento severo	Total
LSTs	0	0	0	0
LSTc	2	2	9	13
LSTn	8	2	0	10
TMV	1	0	6	7
NST	1	2	6	9
FNA	0	2	3	5
AMZ	1	2	0	3

■ Melhor ■ Pior ■ Igual

Fonte: Produção do autor.

5 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos pela comparação da TSM CoralTemp com observações *in situ* evidenciam que as estimativas por satélite foram satisfatórias para representar a TSM local ao longo da costa brasileira (Figura 4.1). Estes dados corroboram com demais comparações realizadas para o mesmo produto em ambientes recifais no Pacífico Central (CLAAR et al., 2019) e Porto Rico (GOMEZ et al., 2020). Claar et al. (2019) destacam que a TSM CoralTemp apresentou um pequeno viés positivo em comparação com observações *in situ* no atol Kiritimati, sendo pior na detecção de variações geradas por fenômenos locais como ressurgência. Já as comparações realizadas por Gomez et al. (2020) apresentaram uma subestimação dos níveis de TSM pelo produto CoralTemp na baía de La Parguera (Porto Rico). Estudos anteriores indicaram uma boa correlação da TSM CoralTemp em relação a outros produtos de TSM estimados por satélite (DECARLO, 2020), assim como sua eficácia em avaliar a ocorrência de braqueamento em recifes de coral (KUMAGAI; YAMANO, 2018; LIU et al., 2021).

Os valores de viés negativos encontrados no presente estudo (Tabela 4.1) podem ser associados à diferença nos períodos de medição da temperatura, uma vez que o produto CoralTemp é composto apenas por medições noturnas e os dados *in situ* por médias diárias (SKIRVING et al., 2020). Fatores meteo-oceanográficos locais como eventos de ressurgência, passagem de frentes frias, descargas fluviais e a ocorrência de frentes oceânicas podem alterar a concordância dessas estimativas (PEREIRA et al., 2020; TRAVASSOS NETO, P. F., 2019). Outras fontes de erros estão associadas à problemas de correção atmosférica devido a presença de vapor d'água e CO₂, ângulos zenitais de visada muito inclinados e à presença de nuvens baixas capazes de escapar do mascaramento gerando subestimativas da TSM (KUMAR et al., 2003; KONER et al., 2016).

A comparação dos campos de velocidade zonal da reanálise GLORYS12V1 com dados de altimetria por satélite indica que as diferenças relativamente maiores estão localizadas ao norte da área de estudo (Figura 4.2). Esta região apresenta uma variabilidade da dinâmica das correntes em superfície e os maiores valores de desvio padrão observados. Esta dinâmica de correntes é composta majoritariamente pela CNB e CSEc (Figura 3.1). Johns et al. (1998) descrevem que a CNB apresenta uma variação sazonal da sua velocidade, embora seja relativamente baixa entre 10°S e 0°S. Os autores ressaltam que esta variabilidade é maior ao norte de 0°S, onde a CNB começa a sofrer um processo de retroflexão,

no período entre o inverno e verão austral, alimentando a Subcorrente Equatorial (SCE) e a Contracorrente Norte Equatorial (CCEE). As regiões de maior discrepância e desvio padrão também ocupam a faixa latitudinal da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), um importante fenômeno meteorológico marcado pela convergência dos ventos alíseos de nordeste e sudeste (HARTMANN, 2015). Embora a posição da ZCIT entre os meses de agosto-outubro esteja acima de 3°S (MELO et al., 2000), estimativas indicam que jatos de ventos próximos a superfície presentes ao longo da ZCIT podem alterar a intensidade do fluxo de correntes equatoriais (GRODSKY et al., 2003). Entretanto, os maiores valores de RMSE e viés obtidos encontram-se no limite norte da área de estudo, havendo pouca influência sobre as simulações de dispersão larval realizadas.

De modo geral, as diferenças observadas entre os dois produtos nos campos de velocidade meridional (v) foram menores do que nos campos de velocidade zonal (Figura 4.3). Os maiores valores de RMSE e viés observados no entorno da Ilha de Marajó (PA), podem ter sido causados por efeito da reamostragem e interpolação das grades de dados com diferentes resoluções nesta região costeira. Outra possível fonte de incerteza seria a influência da descarga de água doce do Rio Amazonas na variabilidade das correntes superficiais (MASSON; DELECLUSE, 2001). Estudos recentes realizados na faixa de latitude a sul de 5°S também indicam que a reanálise GLORYS12V1 está de acordo com o observado em dados altimétricos (LUKO et al., 2021).

Na comparação com dados *in situ*, também foi possível demonstrar que o produto GLORYS12V1 reproduz satisfatoriamente a magnitude das correntes superficiais, ainda que com correlação moderada ($\leq 0,63$) (Figura 4.4). O número disponível de medidas *in situ* para o exercício das comparações era de certa forma limitado ($N = 359$). Além disso, as medidas pontuais obtidas nas boias do PNBOIA foram comparadas com médias espaciais de 10 x 10 km. Ainda assim, os resultados obtidos nas comparações com o produto GLORYS12V1 foram relativamente melhores do que com os dados altimétricos (Figura 4.5). Comparações anteriores entre estimativas de correntes superficiais e medidas *in situ* do PNBOIA também indicaram resultados similares aos obtidos no presente estudo (NASCIMENTO et al., 2017).

A distribuição do kernel de dispersão larval estimado (Figura 4.6) obedece a dinâmica de correntes oceânicas em superfície ao longo da costa brasileira. A nuvem virtual de larvas liberadas a partir das regiões Leste-sul e Leste-centro

segue majoritariamente o fluxo da CB em direção ao sul-sudoeste, enquanto que as liberadas a partir das regiões Nordeste, Fernando de Noronha-Atol das Rocas e Amazônia seguem o fluxo da CNB em direção ao norte-noroeste (Figura 3.1). Para a região Leste-norte observou-se uma dispersão em ambas as direções, justificada pela bifurcação da CSEs em torno de 10°S a 15°S dando origem à CB e à SNB (STRAMMA; ENGLAND, 1999). Já a região Trindade-Martim Vaz apresentou uma dispersão predominante em direção à oeste, associada ao caráter multi-banda da CSEs em torno de 20°S (LUKO et al., 2021). Outros fatores também podem ser associados à dispersão larval como os meandros e vórtices gerados por interações das correntes oceânicas com feições topográficas e instabilidades barotrópicas (SILVEIRA et al., 2000; SOUTELINO et al., 2013; SIMOES-SOUSA et al., 2021). Os valores de densidade de kernel encontrados foram predominantemente baixos ($< 10^{-4}$), exceto para regiões com alta cobertura recifal entre as CRs (Figura 3.4). Isto se deve ao fato do potencial reprodutivo de cada CR ser diretamente proporcional à sua cobertura recifal (Tabela 3.1). Adotar uma maior resolução espacial na grade do modelo favoreceria o aumento do potencial reprodutivo para as células recifais, onde as variações no kernel de dispersão poderiam ser melhor observadas. A diferença na distribuição do kernel de dispersão para a média dos anos da série histórica e anos de eventos ENSO (Figura 4.7) indicam prováveis variações na intensidade das correntes oceânicas em superfície. Análises sobre a dispersão de larvas de coral-sol (*Tubastraea* spp.) ao longo da costa brasileira indicaram uma variação na magnitude das correntes de acordo com a época do ano (COELHO et al., 2022). Os autores destacaram que a sazonalidade da ZCIT desloca a bifurcação da CSEs permitindo diferentes padrões de dispersão larval durante o verão e inverno austral. Os eventos ENSO também influenciam a migração meridional da ZCIT (SCHNEIDER et al., 2014).

Os padrões de conectividade obtidos a partir da média das simulações de dispersão larval durante 1993 a 2019 (Figura 4.8) indicam uma transferência bem sucedida de indivíduos entre as células recifais na área de estudo. De acordo com Thompson et al. (2018), a modelagem da conectividade a partir de uma série temporal > 20 anos é essencial para capturar a variabilidade deste processo. Os resultados encontrados no presente estudo estão de acordo com o fluxo gênico da espécie *M. hispida* ao longo da costa brasileira estimado por análises da conectividade com base na genética de populações (PELUSO et al., 2018). Os autores caracterizaram como cenário mais provável, a migração unidirecional das larvas da região Fernando de Noronha-Atol das Rocas para a região Amazônia,

a migração bidirecional entre as regiões Fernando de Noronha-Atol das Rocas e Nordeste e a migração unidirecional para sul a partir da região Leste-norte. Os estudos com base na genética de populações fornecem informações mais robustas quanto ao caráter evolutivo das relações de conectividade, pois carregam em seus resultados informações sobre o período pós-larval das espécies, i.e., recrutamento das larvas introduzidas em uma nova população e sua posterior reprodução (PINEDA et al., 2007). A maioria dos modelos biofísicos existentes descrevem a conectividade apenas em função do transporte físico das larvas, com poucas considerações acerca dos parâmetros biológicos envolvidos neste processo (SWEARER et al., 2019). No modelo utilizado no presente estudo, o parâmetro de recrutamento larval pode ser entendido como o limiar de migração significativo (Tabela 3.1). Quanto menor o valor deste parâmetro, maior será o número de conexões pouco prováveis obtidas. Desta forma, o valor adotado de 10^{-9} foi efetivo em avaliar as relações de conectividade do ponto de vista evolutivo, onde a migração bem sucedida de indivíduos pode ocorrer por meio de raras conexões ao longo de escalas de tempo de muitas gerações (TREML et al., 2012). Todavia, estimativas indicam que a fase de recrutamento larval possui pouca influência relativa nos resultados de conectividade derivados a partir de modelos biofísicos, sendo determinados principalmente pela fase de dispersão e assentamento das larvas (TREML et al., 2015). Ainda segundo o autor, os principais fatores biológicos que influenciam a dispersão e conectividade larval são o período de pré-competência, duração pelágica larval e mortalidade. Essas questões podem ajudar a explicar diferenças observadas em relação a estudos anteriores sobre a conectividade larval na margem continental brasileira (MAGRIS et al., 2016; ENDO et al., 2019). Cada espécie de referência apresenta características biológicas específicas que podem vir a alterar significativamente os resultados dos modelos de dispersão larval.

Devido a aparente influência dos eventos ENSO nas simulações de dispersão larval, as métricas de conectividade obtidas durante estes períodos foram diferentes da série histórica (Figuras 4.9 e 4.10). Para os anos de El Niño, a interrupção das conexões estabelecidas entre as regiões Nordeste e Leste-sul pode ser justificada pela migração da ZCIT em direção ao norte (XAVIER et al., 2003). Esta migração tende a deslocar a bifurcação da CSEs em direção ao sul, de modo similar ao observado no inverno austral (RODRIGUES et al., 2007). Desta forma, as larvas liberadas na região Leste-norte são majoritariamente transportadas pelo fluxo da CB, enquanto que as larvas liberadas na região Nordeste seguem o fluxo da CNB. Estas variações também podem ser observadas na diminuição do

número de conexões estabelecidas para as regiões Leste-norte e Nordeste (Figura 4.12). O enfraquecimento dos ventos alíseos durante anos de El Niño (HARTMANN, 2015) pode justificar a alta retenção larval observada durante o período, ilustrada pela drástica diminuição das conexões estabelecidas entre diferentes regiões (Figura 4.12) e aumento da contribuição relativa de fontes dentro de uma mesma região (Figura 4.14).

Nos anos de La Niña, a interrupção das conexões estabelecidas entre as regiões Nordeste, Fernando de Noronha-Atol das Rocas e Amazônia também pode estar associada à migração da ZCIT para o sul, gerando uma bifurcação da CSEs mais ao norte, de modo similar ao observado no verão austral (XAVIER et al., 2003; RODRIGUES et al., 2007). Esta bifurcação da CSEs favorece a captura das larvas da região Nordeste pelo fluxo da CB, diminuindo sua dispersão para as regiões mais ao norte. No entanto, a região Fernando de Noronha-Atol das Rocas localizada acima do limite desta bifurcação também apresentou a interrupção das conexões com a região Amazônia. Embora não necessariamente associado aos anos de La Niña, isto se deve a uma menor magnitude das velocidades da NBC em relação aos outros períodos, também observado para o kernel de dispersão larval (Figuras 4.6 e 4.7). Todavia, o aumento dos ventos alíseos durante anos de La Niña pode corresponder a intensificação das conexões estabelecidas entre as demais regiões, como ilustram os resultados da matriz de conectividade por contribuição relativa (Figura 4.14).

Quanto à caracterização do estresse termal, ambas as regiões Amazônia e Trindade-Martim Vaz destacaram-se pela menor e maior amplitude da TSM média observada entre as células recifais (Figura 4.15). Devido à proximidade com o equador, o intervalo de variação da TSM na região Amazônia se limitou a 27 °C - 29 °C. Entretanto, esta região apresentou a terceira menor média dos limiares de branqueamentos estimados, inferior ao calculado para Leste-norte, Trindade-Martim Vaz, Nordeste e Fernando de Noronha-Atol das Rocas. Cordeiro et al. (2021) reportaram que os recifes ao longo da região Amazônia recebem um grande aporte de nutrientes oriundos da pluma do Rio Amazonas. Apesar das CRs na região Amazônia estarem localizadas próximas próximas ao limite de distribuição desta pluma (MOLLERI et al., 2010), a influencia da descarga fluvial pode explicar o menor valor de LB observado. Já a maior amplitude de TSM observada em Trindade-Martim Vaz pode estar associada com a ocorrência de ondas de calor marinhas (OCMs) nesta região. As OCMs são caracterizadas por anomalias positivas de temperatura em um intervalo superior a 5 dias (HOBDAY

et al., 2018). De acordo com Macedo et al. (2022), a região Trindade-Martim Vaz apresentou a maior intensidade e duração de OCMs entre as ilhas oceânicas brasileiras. A frequência e intensidade de OCMs têm aumentado ao longo dos últimos anos no Atlântico Sul (COSTA; RODRIGUES, 2021). Durante o ano de 2019, uma intensa onda de calor impactou severamente populações recifais nas regiões Leste-centro e Fernando de Noronha-Atol das Rocas, embora nem todas as espécies de coral tenham sido igualmente afetadas (DUARTE et al., 2020; GASPARETTO et al., 2021). As séries temporais médias de TSM refletem este evento, onde o acúmulo das anomalias positivas de temperatura pelo índice DHW atingiu seu pico máximo para diversas regiões durante o mesmo ano (Figura 4.16). Estes resultados também evidenciam outros períodos notáveis pelo impacto do estresse termal registrado em ambientes recifais, como os anos de 1998-1999, 2010-2011 e 2016-2017 (LEÃO et al., 2010; DIAS; GONDIM, 2016; TEIXEIRA et al., 2019). Entretanto, o acúmulo das anomalias positivas de TSM parece ter menor impacto nos recifes de coral brasileiros quando comparados a comunidades recifais do Caribe e Indo-Pacífico (MIES et al., 2020).

A distribuição espacial das máximas médias mensais e limiares de branqueamento evidenciam a variabilidade do estresse termal suportado nas células recifais analisadas (Figuras 4.17 e 4.18). Os diferentes níveis de estresse termal observados para a eco-região Leste descrita por Spalding et al. (2007) justificam sua subdivisão nas três regiões consideradas no presente estudo (Leste-sul, Leste-centro e Leste-norte). A incorporação das métricas de conectividade no cálculo dos limiares de branqueamento foram em maior parte relevantes para as regiões Leste-sul e Amazônia (Figura 4.19). Ambas as regiões apresentaram as maiores variações positivas de ΔLB para as células recifais analisadas ($> 0,3$ °C), indicando que a dispersão larval pode ter levado a um aumento potencial da tolerância ao estresse termal nestas regiões (Figura 4.20). Neste cenário, as populações recifais das regiões Amazônia e Leste-sul estariam potencialmente melhor adaptadas às anomalias da TSM local. Esta variação potencial na tolerância ao estresse termal pode ser útil na delimitação de áreas de proteção marinhas em razão do aquecimento do oceano (KLEYPAS et al., 2016). Desta forma, as CRs receptoras de larvas melhor adaptadas à TSM local podem atuar auxiliando na recuperação de populações de coral frente ao impacto do estresse termal (HOCK et al., 2017). Já as CRs receptoras de larvas menos adaptadas indicam as populações que demandariam um monitoramento contínuo. As CRs da região Leste-norte no interior da baía de Todos os Santos (BA) apresentaram as maiores variações negativas de ΔLB . Por isso, podem ser caracterizadas como importan-

tes locais de monitoramento devido a uma possível diminuição da tolerância ao estresse termal por influência da conectividade. Considerando o aquecimento do oceano (COLLINS; SUTHERLAND, 2019), projeções futuras indicam uma tendência de distribuição dos recifes de coral em direção ao norte (1 °S a 4 °N) e sudeste (a sul de 20 °S) da margem continental brasileira (BLEUEL et al., 2021). Essas projeções corroboram os resultados obtidos no presente estudo, indicando que as regiões Amazônia e Leste-sul possuem um papel importante na conservação de populações de coral brasileiras frente a seus padrões de conexão com outras regiões estudadas.

Os eventos de branqueamento reportados na literatura e estimados no presente estudo apresentaram algumas diferenças quanto ao número de ocorrências e severidade máxima (Figura 4.21). Discrepâncias entre os números de eventos reportados e estimados com base no índice DHW podem ser consideradas comuns. Avaliações conduzidas por Boylan e Kleypas (2008) entre 1982 e 2006 indicam que menos de 20% das estimativas globais de branqueamento concordaram com eventos reportados. Entretanto, as estimativas derivadas a partir do índice DHW permanecem como um dos métodos mais efetivos para detecção destes eventos, principalmente em casos de branqueamentos moderados e severos, i.e., $DHW \geq 8$ °C-semanas (KAYANNE, 2017). Os resultados obtidos indicam que as estimativas de sensoriamento remoto, com ou sem conectividade, tendem a superestimar a ocorrência de eventos de branqueamento menos severos na área de estudo, dado o aumento de > 43% nas estimativas de branqueamento leve quando comparados aos eventos reportados na literatura. Entretanto, o número de eventos de branqueamento severos reportados foi maior do que os eventos estimados com base nas anomalias de TSM. Essas discrepâncias reafirmam que o estresse termal não é o único fator responsável pela ocorrência de eventos de branqueamento ao longo da margem continental brasileira.

No Brasil, estimativas de eventos de branqueamento com base em índices de estresse termal já foram discutidas como menos precisas quando comparadas com outras regiões do oceano, dada a aparente resiliência natural dos recifes de corais brasileiros às anomalias de TSM (BANHA et al., 2020; MIES et al., 2020). Dentre os fatores que possuem um importante papel na saúde dos recifes de coral, destacam-se a turbidez da água e o aporte de sedimentos como um dos principais responsáveis por fenômenos de branqueamento na costa brasileira (FREITAS et al., 2019; LOIOLA et al., 2019). A incorporação de índices de branqueamento baseados nessas variáveis ambientais pode melhorar a acurácia das estimativas

de branqueamento ao longo da margem continental brasileira, permitindo até mesmo sua associação com métricas de conectividade para a construção de um modelo de detecção de branqueamento mais robusto. Outros fatores ambientais como estresse do vento e radiação ultravioleta também podem impactar a saúde dos corais (PAPARELLA et al., 2019; ZHOU et al., 2017), embora sua relação com o branqueamento ainda não tenha sido devidamente avaliada na região. Em um escopo local, determinados parâmetros como a dinâmica de marés e ondas também podem influenciar diretamente o estresse termal suportado por populações de corais, dificultando a estimativa dos eventos de branqueamento apenas com base nas anomalias de temperatura (GREEN et al., 2019). A superestimação dos eventos de branqueamento em determinadas regiões também pode estar associada à ausência de monitoramento adequado, uma vez que, embora as observações de branqueamento na costa brasileira remontem a 1993 (MIGOTTO, 1997), uma rede nacional de monitoramento de recifes foi estabelecida apenas em 2000 (FERREIRA; MAIDA, 2006). Essa falta de monitoramento adequado em anos anteriores (1993 - 1999) pode ter resultado em eventos não relatados na literatura, especialmente considerando a ocorrência de um episódio global de branqueamento em massa durante o evento El Niño de 1997-1998 (WILKINSON, 1998).

A incorporação das métricas de conectividade gerou uma melhora significativa (valor-p < 0,05) nas estimativas de branqueamento em relação aos eventos reportados para as regiões Leste-sul, Leste-centro e Leste-norte (Figura 4.22). Estes resultados estão de acordo com as conexões estabelecidas a partir do transporte da CB, que flui em direção ao sul transportando larvas de coral de regiões sob maior para menor estresse termal (Figura 4.18). As regiões Nordeste, Trindade-Martim Vaz e Fernando de Noronha-Atol das Rocas não apresentaram variações nas estimativas de branqueamento, evidenciadas pela baixa variação dos limiares de branqueamento com e sem influência da conectividade ($\Delta LB < 0,2 \text{ } ^\circ\text{C}$). Embora a região Amazônia tenha apresentado os maiores valores positivos de ΔLB junto com a região Leste-sul, o número de estimativas de branqueamento com influência da conectividade foi maior do que as estimativas sem esta influência. Isto se deve ao fato de algumas CRs da região Amazônia apresentarem variação negativa de ΔLB (Figura 4.20). Embora de menor magnitude ($\Delta LB > -0,2 \text{ } ^\circ\text{C}$), estas variações foram suficientes para gerar um aumento no número de estimativas de branqueamento leves e moderados. Considerando apenas as CRs que obtiveram as maiores variações de ΔLB na região Amazônia, a incorporação das métricas de conectividade também apresentou uma melhora signifi-

cativa das estimativas de branqueamento nessa região (Figura 4.23). De acordo com os erros absolutos totais obtidos, é possível concluir que as estimativas de branqueamento com influência da conectividade estão significativamente mais próximas dos eventos reportados do que as estimativas sem conectividade. Estes resultados corroboram com a ideia de que a conectividade pode realmente influenciar a tolerância ao estresse termal entre populações recifais. Análises prévias conduzidas entre os recifes do Indo-Pacífico por Kleypas et al. (2016) fortalecem essa teoria.

Os mesmos autores destacam que uma suposição lógica para esta abordagem é baseada na herança genética, em que a seleção de larvas e a capacidade de tolerância ao estresse termal serão herdadas de seus pais (DIXON et al., 2015). Embora a espécie *M. hispida* tenha sido adotada como espécie meramente representativa para as simulações de dispersão larval, os padrões de conectividade obtidos a partir do modelo computacional reproduzem diretamente suas estimativas genéticas (PELUSO et al., 2018). Logo, a interrupção das conexões estabelecidas em determinadas regiões durante os eventos ENSO representam uma importante interferência no fluxo de material genético entre as regiões Leste-norte, Nordeste e Amazônia. Esta interferência pode estar refletida nos erros absolutos observados para essas regiões em determinados casos. A integração desses resultados com novas abordagens sobre a transferência de material genética relativas à tolerância a temperatura pode apresentar uma evidência ainda mais sólida da relação de conectividade com a tolerância ao estresse termal ao longo da margem continental brasileira.

Também é importante destacar que o estresse termal afeta de forma diferente cada uma das espécies de coral. Resultados discutidos por Duarte et al. (2020) apresentaram grandes variações nas porcentagens de branqueamento durante um dos maiores eventos de estresse termal já registrados (DHW > 19 °C-semanas), variando de 80% para a espécie *Millepora alcicornis* a 0% para a espécie *Montastrea cavernosa*. Desta forma, embora o uso da *M. hispida* como espécie representativa represente uma certa limitação para comparação das estimativas de branqueamento, esta ainda permanece especialmente válida considerando sua grande importância como uma das principais sp. construtoras de recifes de coral do Atlântico Sul. Uma maneira eficaz de superar essa limitação seria comparar apenas as ocorrências de branqueamento para uma única espécie ou spp. com características biológicas semelhantes. No entanto, o número limitado de observações reportados na literatura ainda impede essa compara-

ção. O uso de mais de uma espécie representativa na análise também poderia aumentar a precisão das estimativas de eventos de branqueamento, caso mais dados estivessem disponíveis. No entanto, essa abordagem seria computacionalmente custosa ao analisar períodos de tempo mais longos, como considerado no presente estudo.

Outras limitações consistem na disponibilidade de dados de mapeamento de recifes de coral e na resolução espacial para modelagem de conectividade. Dadas as características particulares de alguns recifes brasileiros, i.e., associados a águas turvas e meso-fóticas, novos ecossistemas de corais ao longo da margem continental brasileira continuam sendo descobertos até hoje (NEGRÃO et al., 2021). A ausência de áreas recifais existentes para a realização da modelagem de conectividade pode potencialmente diminuir a precisão das simulações de dispersão larval, especialmente quando se considera a importância dos recifes *stepping-stones*¹ que sustentam e promovem a conectividade regional (LIU et al., 2021). O uso da modelagem de conectividade de alta resolução também pode ajudar as abordagens de mapeamento de recifes de corais, prevendo trajetórias de crescimento de recifes (ZOFFOLI et al., 2022). Em última análise, esses novos avanços serão úteis para o gerenciamento regional de recifes de coral e para uma discussão mais aprofundada sobre as relações de conectividade com a tolerância ao estresse termal em escalas locais.

¹ *Stepping-stones*: áreas ou fragmentos de habitat que atuam como corredores para o movimento e dispersão de espécies.

6 CONCLUSÃO

Neste trabalho foram avaliados os padrões de conectividade em recifes de coral brasileiros e sua influência potencial na variação da tolerância ao estresse termal suportado por estas comunidades. A partir dos resultados apresentados é possível concluir que:

- a) A comparação dos produtos de TSM CoralTemp e correntes oceânicas em superfície GLORYS12V1 demonstrou que os mesmos foram satisfatórios em reproduzir a distribuição espaço-temporal destas variáveis na área de estudo, ainda que com algumas ressalvas. A TSM CoralTemp apresentou uma altíssima correlação com dados *in situ* ($R > 0,9$) e pequenas variações nos valores de viés e RMSE. A correlação obtida para o produto GLORYS12V1, apesar de moderada ($R \leq 0,63$) e com maiores valores de viés e RMSE, está de acordo com demais validações para dados de correntes oceânicas. De modo geral, a utilização de dados de maior resolução favoreceria em ambos os casos uma melhor comparação com dados *in situ* e estimativas mais representativas da realidade.
- b) Os resultados do modelo de conectividade larval para a espécie *M. hispida* a partir de uma longa série temporal de dispersão, inéditos no país até então, indicam a variação dos padrões de conectividade de acordo com a ocorrência de fenômenos ENSO, possivelmente associados ao deslocamento da bifurcação da CSEs durante estes períodos. De modo geral, as maiores probabilidades de conexão permaneceram restritas às células recifais pertencentes à uma mesma região. Os padrões de conectividade encontrados podem ser úteis na delimitação de estratégias de conservação para a *M. hispida* e demais espécies com características biológicas semelhantes.
- c) A TSM CoralTemp estimada por produtos de satélite permitiu a caracterização dos índices de estresse termal ao longo da margem continental brasileira. A incorporação das métricas de conectividade no cálculo dos limiares de branqueamento evidenciam regiões com variações potenciais na tolerância ao estresse termal. Células recifais que apresentaram valores positivos de ΔLB , à exemplo das regiões Leste-sul e Amazônia ($> 0,3$ °C), podem atuar como possíveis refúgios frente ao aquecimento do oceano e à ocorrência de eventos extremos de temperatura. Já cé-

lulas recifais que apresentaram valores negativos de ΔLB , à exemplo da região Leste-norte ($> 0,2$ °C), destacam recifes potencialmente mais vulneráveis à esta tendência, onde o monitoramento constante se faz necessário.

- d) As estimativas de branqueamento calculadas com base nas métricas de conectividade obtiveram resultados significativamente mais próximos das observações reais do que as estimativas sem conectividade, principalmente para as regiões Leste-sul, Leste-centro e Leste-norte. Desconsiderando as células recifais com baixa influência da conectividade na região Amazônia, esta significância pode ser estendida para todas as regiões analisadas. Estes resultados comprovam, ainda que com ressalvas, a influência potencial da conectividade na variação da tolerância ao estresse termal em recifes de coral brasileiros. Ainda, demonstram que incorporar a conectividade nas estimativas de branqueamento pode aperfeiçoar a previsibilidade destes eventos na margem continental brasileira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, F. D.; HUDSON, M. M.; STEINER, A. Q.; RAMOS, C. A. C. Corals and calcified hydroids of the Manuel Luiz Marine State Park (State of Maranhão, Northeast Brazil). **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 73–81, 2007. [19](#)

AMARO, V. E.; FERREIRA, A. T. d. S. Imagens do AQUA-MODIS aplicadas à estimativa dos valores de clorofila-a e da temperatura da superfície do mar na zona offshore da Baía Potiguar no Rio Grande do Norte. **Revista de Geologia**, v. 25, 2012. [20](#)

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**, v. 39, n. 3, p. 515–521, 2020. [1](#), [73](#)

BARTON, I. J. Satellite-derived sea surface temperatures: current status. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 100, n. C5, p. 8777–8790, 1995. [15](#)

BERTI, S.; SANTOS, F. A. D.; LACORATA, G.; VULPIANI, A. Lagrangian drifter dispersion in the southwestern Atlantic Ocean. **Journal of Physical Oceanography**, v. 41, n. 9, p. 1659–1672, 2011. [20](#)

BLANCO-MARTÍN, B. Influence of larval competence periods on coral larval settlement and reef connectivity: a modelling approach. In: INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 9., 2000, Bali. **Proceedings...** Bali, 2002. v. 1, p. 57. [9](#)

BLECK, R. An oceanic general circulation model framed in hybrid isopycnic-Cartesian coordinates. **Ocean Modelling**, v. 4, n. 1, p. 55–88, 2002. [14](#)

BLEUEL, J.; PENNINO, M. G.; LONGO, G. O. Coral distribution and bleaching vulnerability areas in Southwestern Atlantic under ocean warming. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1–12, 2021. [73](#)

BODE, M.; LEIS, J. M.; MASON, L. B.; WILLIAMSON, D. H.; HARRISON, H. B.; CHOUKROUN, S.; JONES, G. P. Successful validation of a larval dispersal model using genetic parentage data. **PLoS Biology**, v. 17, n. 7, p. e3000380, 2019. [13](#)

BOUCHET, P. The magnitude of marine biodiversity. In: DUARTE, C. M. (Ed.). **The exploration of marine biodiversity: scientific and technological challenge**. [S.l.]: Fundacion BBVA, 2006. p. 31–62. [5](#)

BOYLAN, P.; KLEYPAS, J. New insights into the exposure and sensitivity of coral reefs to ocean warming. In: INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 11., 2008, Florida. **Proceedings...** Florida, 2008. p. 854–858. [73](#)

BRICKMAN, D.; SMITH, P. Lagrangian stochastic modeling in coastal oceanography. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 19, n. 1, p. 83–99, 2002. [14](#)

BUDDEMEIER, R. W.; KLEYPAS, J. A.; ARONSON, R. B. Potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. In: BUDDEMEIER, R. W.; KLEYPAS, J. A.; ARONSON, R. B. E. (Ed.). **Coral reefs and global climate change**. Virginia, USA: Pew Center on Global Climate Change, 2004. [5](#)

CARPENTER, K. E. et al. Comparative phylogeography of the Coral Triangle and implications for marine management. **Journal of Marine Biology**, v. 2011, 2011. [13](#)

CASTRO, B. d.; LORENZZETTI, J.; SILVEIRA, I. d.; MIRANDA, L. d. Estrutura termohalina e circulação na região entre o Cabo de São Tomé (RJ) eo Chuí (RS). In: ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; MADUREIRA, L. S. P. (Org.). **O ambiente oceanográfico da plataforma continental e do talude na região sudeste-sul do Brasil**. São Paulo: EDUSP, 2006. p. 11–120. [20](#)

CASTRO, B. d.; MIRANDA, L. d. Physical oceanography of the western Atlantic continental shelf located between 4 N and 34 S. **The Sea**, v. 11, n. 1, p. 209–251, 1998. [20](#)

CASTRO, B. M.; BRANDINI, F. P.; PIRES-VANIN, A. M. S.; MIRANDA, L. B. Multidisciplinary oceanographic processes on the Western Atlantic continental shelf between 4 N and 34 S. **The Sea**, v. 11, p. 209–251, 2006. [20](#)

CASTRO, C. B.; ZILBERBERG, C. Recifes brasileiros, sua importância e conservação. In: ZILBERBERG, C. (Ed.). **Conhecendo os recifes brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. [S.l.]: Museu Nacional, UFRJ, 2016. p. 17–26.

[7](#)

- CHEN, P.-Y.; CHEN, C.-C.; CHU, L.; MCCARL, B. Evaluating the economic damage of climate change on global coral reefs. **Global Environmental Change**, v. 30, p. 12–20, 2015. [6](#)
- CHRISTIE, M. R.; TISSOT, B. N.; ALBINS, M. A.; BEETS, J. P.; JIA, Y.; ORTIZ, D. M.; THOMPSON, S. E.; HIXON, M. A. Larval connectivity in an effective network of marine protected areas. **PloS one**, v. 5, n. 12, p. e15715, 2010. [13](#)
- CLAAR, D. C.; COBB, K. M.; BAUM, J. K. In situ and remotely sensed temperature comparisons on a Central Pacific atoll. **Coral Reefs**, v. 38, n. 6, p. 1343–1349, 2019. [67](#)
- COELHO, S. C. C.; GHERARDI, D. F. M.; GOUVEIA, M. B.; KITAHARA, M. V. Western boundary currents drive sun-coral (*Tubastraea* spp.) coastal invasion from oil platforms. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1–15, 2022. [69](#)
- COLLINS, M.; SUTHERLAND, M. **Chapter 6: Extremes, abrupt changes and managing risks**. [S.l.]: IPCC, UK, 2019. [16](#), [73](#)
- CONNOLLY, S. R.; BAIRD, A. H. Estimating dispersal potential for marine larvae: dynamic models applied to scleractinian corals. **Ecology**, v. 91, n. 12, p. 3572–3583, 2010. [31](#)
- CORDEIRO, C. et al. Conservation status of the southernmost reef of the Amazon Reef System: the Parcel de Manuel Luís. **Coral Reefs**, v. 40, n. 1, p. 165–185, 2021. [71](#)
- COSTA, N. V.; RODRIGUES, R. R. Future summer marine heatwaves in the western South Atlantic. **Geophysical Research Letters**, v. 48, n. 22, p. e2021GL094509, 2021. [72](#)
- COUCE, E.; RIDGWELL, A.; HENDY, E. J. Environmental controls on the global distribution of shallow-water coral reefs. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 8, p. 1508–1523, 2012. [1](#), [5](#), [16](#)
- COUTINHO, P. Sedimentos carbonáticos da plataforma continental brasileira. **Rev. Geologia UFC**, v. 6, p. 65–73, 1992. [19](#)
- COWEN, R. K.; PARIS, C. B.; SRINIVASAN, A. Scaling of connectivity in marine populations. **Science**, v. 311, n. 5760, p. 522–527, 2006. [14](#)

COWEN, R. K.; SPONAUGLE, S. Larval dispersal and marine population connectivity. **Annual Review of Marine Science**, v. 1, p. 443–466, 2009. [2](#), [8](#), [11](#)

CRAIG, P.; GREEN, A.; TUILAGI, F. Subsistence harvest of coral reef resources in the outer islands of American Samoa: modern, historic and prehistoric catches. **Fisheries Research**, v. 89, n. 3, p. 230–240, 2008. [6](#)

CRISP, D. Settlement responses in marine organisms. In: NEWELL, R. C. (Ed.). **Adaptation to environment: essays on the physiology of marine animals**. London: Butterworths, 1976. p. 83–124. [10](#)

DAGESTAD, K.-F.; RÖHRS, J. Prediction of ocean surface trajectories using satellite derived vs. modeled ocean currents. **Remote Sensing of Environment**, v. 223, p. 130–142, 2019. [27](#)

DECARLO, T. M. Treating coral bleaching as weather: a framework to validate and optimize prediction skill. **PeerJ**, v. 8, p. e9449, 2020. [67](#)

DESER, C.; ALEXANDER, M. A.; XIE, S.-P.; PHILLIPS, A. S. Sea surface temperature variability: patterns and mechanisms. **Annual Review of Marine Science**, v. 2, p. 115–143, 2010. [14](#)

DIAS, T. L. P.; GONDIM, A. I. Bleaching in scleractinians, hydrocorals, and octocorals during thermal stress in a northeastern Brazilian reef. **Marine Biodiversity**, v. 46, n. 1, p. 303–307, 2016. [72](#)

DIXON, G. B.; DAVIES, S. W.; AGLYAMOVA, G. V.; MEYER, E.; BAY, L. K.; MATZ, M. V. Genomic determinants of coral heat tolerance across latitudes. **Science**, v. 348, n. 6242, p. 1460–1462, 2015. [75](#)

DIXON, W. J.; MOOD, A. M. The statistical sign test. **Journal of the American Statistical Association**, v. 41, n. 236, p. 557–566, 1946. [37](#)

DOHAN, K.; BONJEAN, F.; CENTURIONI, L.; CRONIN, M.; LAGERLOEF, G.; LEE, D.-K.; LUMPKIN, R.; MAXIMENKO, N. A.; NIILER, P. P.; UCHIDA, H. Measuring the global ocean surface circulation with satellite and in situ observations. **Proceedings of the "OceanObs"**, v. 9, 2010. [27](#)

DONNER, S. D. Coping with commitment: projected thermal stress on coral reefs under different future scenarios. **PLoS One**, v. 4, n. 6, p. e5712, 2009. [32](#)

DONNER, S. D.; KNUTSON, T. R.; OPPENHEIMER, M. Model-based assessment of the role of human-induced climate change in the 2005 Caribbean coral bleaching event. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 13, p. 5483–5488, 2007. [18](#)

DONNER, S. D.; RICKBEIL, G. J.; HERON, S. F. A new, high-resolution global mass coral bleaching database. **PLoS One**, v. 12, n. 4, p. e0175490, 2017. [35](#)

DONNER, S. D.; SKIRVING, W. J.; LITTLE, C. M.; OPPENHEIMER, M.; HOEGH-GULDBERG, O. Global assessment of coral bleaching and required rates of adaptation under climate change. **Global Change Biology**, v. 11, n. 12, p. 2251–2265, 2005. [18](#)

DÖÖS, K.; KJELLSSON, J.; JÖNSSON, B. TRACMASS—a Lagrangian trajectory model. In: SOOMERE, T.; QUAK, E. (Ed.). **Preventive methods for coastal protection**. [S.l.]: Springer, 2013. p. 225–249. [14](#)

DOUGLAS, A. Coral bleaching—how and why? **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 4, p. 385–392, 2003. [1](#), [17](#)

DUARTE, G. A. et al. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 179, 2020. [16](#), [17](#), [20](#), [72](#), [75](#)

D'AGOSTINI, A.; GHERARDI, D. F. M.; PEZZI, L. P. Connectivity of marine protected areas and its relation with total kinetic energy. **PloS one**, v. 10, n. 10, p. e0139601, 2015. [13](#)

EMERY, W.; CASTRO, S.; WICK, G.; SCHLUESSEL, P.; DONLON, C. Estimating sea surface temperature from infrared satellite and in situ temperature data. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 82, n. 12, p. 2773–2786, 2001. [15](#)

ENDO, C. A. K.; GHERARDI, D. F. M.; PEZZI, L. P.; LIMA, L. N. Low connectivity compromises the conservation of reef fishes by marine protected areas in the tropical South Atlantic. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2019. [2](#), [70](#)

FERREIRA, B.; COXEY, M. S.; MONTEIRO, A. C. G. **Manual de Monitoramento Reef Check Brasil 2018**. [S.l.]: Ministério do Meio Ambiente, 2018. [6](#)

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. **Monitoramento dos recifes de coral do Brasil**. [S.l.]: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006. [74](#)

FONTOURA, L.; D'AGATA, S.; GAMOYO, M.; BARNECHE, D. R.; LUIZ, O. J.; MADIN, E. M.; EGGERTSEN, L.; MAINA, J. M. Protecting connectivity promotes successful biodiversity and fisheries conservation. **Science**, v. 375, n. 6578, p. 336–340, 2022. [2](#), [6](#), [9](#)

FRANCINI, C. L. B.; CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. First record of a reef coral spawning event in the western South Atlantic. **Invertebrate Reproduction & Development**, v. 42, n. 1, p. 17–19, 2002. [8](#), [21](#)

FRANKLIN, B.; FOLGER, T.; WRIGHT, E.; HALLEY, E.; MOLL, H. **Franklin-Folger Chart of the Gulf Stream (Mount and Page, London)**. Library of Congress (USA), Disponível em: <https://www.loc.gov/item/88696412/>, 1768. [14](#)

FREITAS, L. M.; OLIVEIRA, M. d. D. M.; LEÃO, Z. M.; KIKUCHI, R. K. P. Effects of turbidity and depth on the bioconstruction of the Abrolhos reefs. **Coral Reefs**, v. 38, n. 2, p. 241–253, 2019. [73](#)

FROSTENSON, S. **Experts: The Great Barrier Reef cannot be saved.**

Disponível em:

<<https://www.vox.com/science-and-health/2017/4/18/15272634/catastrophic-coral-bleaching-great-barrier-reef-map>>, 2017. Vox Media. [17](#)

GASPAR, T. L.; QUIMBAYO, J. P.; OZEKOSKI, R.; NUNES, L. T.; AUED, A. W.; MENDES, T. C.; GARRIDO, A. G.; SEGAL, B. Severe coral bleaching of *Siderastrea stellata* at the only atoll in the South Atlantic driven by sequential Marine Heatwaves. **Biota Neotropica**, v. 21, 2021. [72](#)

GLYNN, P.; D'CROZ, L. Experimental evidence for high temperature stress as the cause of El Niño-coincident coral mortality. **Coral Reefs**, v. 8, n. 4, p. 181–191, 1990. [32](#)

GODOY, L. et al. Southwestern Atlantic reef-building corals *Mussismilia* spp. are able to spawn while fully bleached. **Marine Biology**, v. 168, n. 2, p. 1–8, 2021. [8](#)

GOES, E. R.; FERREIRA-JÚNIOR, A. Caracterização morfossedimentar da plataforma continental Brasileira. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 5, p. 1595–1613, 2017. [19](#)

GOMEZ, A. M.; MCDONALD, K. C.; SHEIN, K.; DEVRIES, S.; ARMSTRONG, R. A.; HERNANDEZ, W. J.; CARLO, M. Comparison of satellite-based sea surface temperature to in situ observations surrounding coral reefs in La

Parguera, Puerto Rico. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 8, n. 6, p. 453, 2020. [67](#)

GRAHAM, E.; BAIRD, A.; CONNOLLY, S. Survival dynamics of scleractinian coral larvae and implications for dispersal. **Coral Reefs**, v. 27, n. 3, p. 529–539, 2008. [2](#), [9](#), [13](#)

GREEN, R. H.; LOWE, R. J.; BUCKLEY, M. L.; FOSTER, T.; GILMOUR, J. P. Physical mechanisms influencing localized patterns of temperature variability and coral bleaching within a system of reef atolls. **Coral Reefs**, v. 38, n. 4, p. 759–771, 2019. [74](#)

GRODSKY, S. A.; CARTON, J. A.; NIGAM, S. Near surface westerly wind jet in the Atlantic ITCZ. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 19, 2003. [68](#)

HALPERN, B. S. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? **Ecological applications**, v. 13, n. sp1, p. 117–137, 2003. [6](#)

HARRIS, D. L.; ROVERE, A.; CASELLA, E.; POWER, H.; CANAVESIO, R.; COLLIN, A.; POMEROY, A.; WEBSTER, J. M.; PARRAVICINI, V. Coral reef structural complexity provides important coastal protection from waves under rising sea levels. **Science Advances**, v. 4, n. 2, p. eaao4350, 2018. [9](#)

HARTMANN, D. L. Atmospheric motions and the meridional transport of energy. In: HARTMANN, D. (Ed.). **Global physical climatology**. [S.l.]: Newnes, 2015. v. 103, p. 161–176. [68](#)

_____. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. In: HARTMANN, D. (Ed.). **Global physical climatology**. [S.l.]: Newnes, 2015. v. 103, p. 246–253. [71](#)

HEDLEY, J. D. et al. Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: a review. **Remote Sensing**, v. 8, n. 2, p. 118, 2016. [1](#)

HELLBERG, M. Footprints on water: the genetic wake of dispersal among reefs. **Coral Reefs**, v. 26, n. 3, p. 463–473, 2007. [13](#)

HERON, S. F.; MAYNARD, J. A.; HOOIDONK, R. V.; EAKIN, C. M. Warming trends and bleaching stress of the world's coral reefs 1985–2012. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 1–14, 2016. [16](#), [17](#)

HERON, S. F. et al. **Climatology development for NOAA Coral Reef Watch's 5-km product suite**. [S.l.]: NOAA, 2014. [32](#)

HIXON, M. A.; JONES, G. P. Competition, predation, and density-dependent mortality in demersal marine fishes. **Ecology**, v. 86, n. 11, p. 2847–2859, 2005.

12

HOBDAY, A. J. et al. Categorizing and naming marine heatwaves.

Oceanography, v. 31, n. 2, p. 162–173, 2018. 72

HOCK, K.; WOLFF, N. H.; ORTIZ, J. C.; CONDIE, S. A.; ANTHONY, K. R.; BLACKWELL, P. G.; MUMBY, P. J. Connectivity and systemic resilience of the Great Barrier Reef. **PLoS Biology**, v. 15, n. 11, p. e2003355, 2017. 6, 9, 13, 72

HOEGH-GULDBERG, O.; POLOCZANSKA, E. S.; SKIRVING, W.; DOVE, S. Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 158, 2017. 16, 17

HOLLANDER, M.; WOLFE, D. A.; CHICKEN, E. Advantages of nonparametric methods. In: _____ (Ed.). **Nonparametric statistical methods**. [S.l.]: John Wiley Sons, 2013. v. 751. 37

HOOGENBOOM, M. O. et al. Environmental drivers of variation in bleaching severity of *Acropora* species during an extreme thermal anomaly. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 376, 2017. 16, 17

HOOIDONK, R. V.; MAYNARD, J.; TAMELANDER, J.; GOVE, J.; AHMADIA, G.; RAYMUNDO, L.; WILLIAMS, G.; HERON, S. F.; PLANES, S. Local-scale projections of coral reef futures and implications of the Paris Agreement. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 1–8, 2016. 18

HUGHES, T. P.; BELLWOOD, D. R.; CONNOLLY, S. R. Biodiversity hotspots, centres of endemism, and the conservation of coral reefs. **Ecology Letters**, v. 5, n. 6, p. 775–784, 2002. 5

HUGHES, T. P. et al. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. **Science**, v. 301, n. 5635, p. 929–933, 2003. 6

_____. Coral reefs in the Anthropocene. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 82–90, 2017.

1

HUGHES, T. P.; TANNER, J. E. Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. **Ecology**, v. 81, n. 8, p. 2250–2263, 2000. 12

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 21

JOHNS, W. E.; LEE, T.; BEARDSLEY, R.; CANDELA, J.; LIMEBURNER, R.; CASTRO, B. Annual cycle and variability of the North Brazil Current. **Journal of Physical Oceanography**, v. 28, n. 1, p. 103–128, 1998. [67](#)

JONES, G.; ALMANY, G.; RUSS, G.; SALE, P.; STENECK, R.; OPPEN, M. V.; WILLIS, B. Larval retention and connectivity among populations of corals and reef fishes: history, advances and challenges. **Coral Reefs**, v. 28, n. 2, p. 307–325, 2009. [12](#), [13](#)

KAMPEL, M.; FREITAS, L. B. de; DELCOURT, F. T.; CORTIVO, F. D.; VALERIO, L.; ZOFFOLI, M. L.; RUDORFF, N. de M. Caracterização e análise ambiental da Bacia de Santos com base no processamento de campos oceânicos superficiais estimados por satélites. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2015. p. 3596–3603. [20](#)

KAYANNE, H. Validation of degree heating weeks as a coral bleaching index in the northwestern Pacific. **Coral Reefs**, v. 36, n. 1, p. 63–70, 2017. [33](#), [73](#)

KLEYPAS, J. A.; CASTRUCCIO, F. S.; CURCHITSER, E. N.; MCLEOD, E. The impact of ENSO on coral heat stress in the western equatorial Pacific. **Global Change Biology**, v. 21, n. 7, p. 2525–2539, 2015. [32](#)

KLEYPAS, J. A.; THOMPSON, D. M.; CASTRUCCIO, F. S.; CURCHITSER, E. N.; PINSKY, M.; WATSON, J. R. Larval connectivity across temperature gradients and its potential effect on heat tolerance in coral populations. **Global Change Biology**, v. 22, n. 11, p. 3539–3549, 2016. [2](#), [3](#), [72](#), [75](#)

KNOPPERS, B.; EKAU, W.; FIGUEIREDO JÚNIOR, A.; SOARES-GOMES, A. Zona costeira e plataforma continental do Brasil. In: PEREIRA, R. C.; SOARES GOMES, A. (Org.). **Biologia marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. p. 352–361. [19](#)

KONER, P. K.; HARRIS, A.; MATURI, E. Hybrid cloud and error masking to improve the quality of deterministic satellite sea surface temperature retrieval and data coverage. **Remote Sensing of Environment**, v. 174, p. 266–278, 2016. [67](#)

KOWSMANN, R. O.; RO, K.; ATAIDE, C. M. D. **Sedimentação quaternária da margem continental brasileira e das áreas oceânicas adjacentes**. [S.l.: s.n.], 1979. [19](#)

KROLL, I. R.; PORAY, A. K.; PUCKETT, B. J.; EGGLESTON, D. B.; FODRIE, F. J. Quantifying estuarine-scale invertebrate larval connectivity: methodological and ecological insights. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 5, p. 1979–1991, 2018. 13

KUMAGAI, N. H.; YAMANO, H. High-resolution modeling of thermal thresholds and environmental influences on coral bleaching for local and regional reef management. **PeerJ**, v. 6, p. e4382, 2018. 32, 67

KUMAR, A.; MINNETT, P. J.; PODESTÁ, G.; EVANS, R. H. Error characteristics of the atmospheric correction algorithms used in retrieval of sea surface temperatures from infrared satellite measurements: global and regional aspects. **Journal of the Atmospheric Sciences**, v. 60, n. 3, p. 575–585, 2003. 67

LAURENT, C.; QUERIN, S.; SOLIDORO, C.; CANU, D. M. Modelling marine particle dynamics with LTRANS-Zlev: implementation and validation. **Environmental Modelling & Software**, v. 125, p. 104621, 2020. 14

LEAL, M. C.; FERRIER-PAGÈS, C.; PETERSEN, D.; OSINGA, R. Coral aquaculture: applying scientific knowledge to ex situ production. **Reviews in Aquaculture**, v. 8, n. 2, p. 136–153, 2016. 9

LEÃO, Z.; KIKUCHI, R.; OLIVEIRA, M. D.; VASCONCELLOS, V. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 2, p. 224–35, 2010. 72

LEÃO, Z. M.; KIKUCHI, R. K.; FERREIRA, B. P.; NEVES, E. G.; SOVIERZOSKI, H. H.; OLIVEIRA, M. D.; MAIDA, M.; CORREIA, M. D.; JOHNSON, R. Brazilian coral reefs in a period of global change: a synthesis. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. SPE2, p. 97–116, 2016. 19

LEÃO, Z. M.; KIKUCHI, R. K.; OLIVEIRA, M. D. The coral reef province of Brazil. In: SHEPPARD, C. (Ed.). **World seas: an environmental evaluation**. [S.l.]: Elsevier, 2019. p. 813–833. 1, 6, 7, 19, 20

LEÃO, Z. M.; KIKUCHI, R. K.; TESTA, V. Corals and coral reefs of Brazil. In: CORTÉS, J. (Ed.). **Latin American coral reefs**. [S.l.]: Elsevier, 2003. p. 9–52. 7

LEÃO, Z. M. A. N.; KIKUCHI, R. K. P.; ENGELBERG, E. F. *Mussismilia hispida*. In: **Guia internet de corais e hidrocorais do Brasil**. [S.l.]: CPGG-UFBA, 1997. Disponível em: <<http://www.cpgg.ufba.br/guia-corais/17musshi.htm>>. 7

- LELLOUCHE, J.-M.; GALLOUDEC, O. L.; GREINER, E.; GARRIC, G.; REGNIER, C.; DREVILLON, M.; TRAON, P. L. The copernicus marine environment monitoring service global ocean 1/12 physical reanalysis glorys12v1: description and quality assessment. In: EGU GENERAL ASSEMBLY CONFERENCE. **Proceedings...** EGU, 2018. p. 19806. [27](#)
- LETT, C.; VERLEY, P.; MULLON, C.; PARADA, C.; BROCHIER, T.; PENVEN, P.; BLANKE, B. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, n. 9, p. 1210–1214, 2008. [14](#)
- LINDNER, A.; FARIA JÚNIOR, E.; GREGOLETTO, B. F.; OLIVEIRA, A. F. S.; LAWLEY, J. W.; CAPEL, K. C. C. Cnidários. In: LINDNER, A. (Org.). **A vida marinha de Santa Catarina**. [S.l.]: Editora da Universidade Federal de Santa Catarina, EdUFSC., 2016. p. 27–31. [19](#)
- LIU, B.; GUAN, L.; CHEN, H. Detecting 2020 coral bleaching event in the Northwest Hainan Island using CoralTemp SST and Sentinel-2B MSI Imagery. **Remote Sensing**, v. 13, n. 23, p. 4948, 2021. [31](#), [67](#)
- LIU, G.; STRONG, A. E.; SKIRVING, W. Remote sensing of sea surface temperatures during 2002 Barrier Reef coral bleaching. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 84, n. 15, p. 137–141, 2003. [32](#), [33](#)
- LIU, G.; STRONG, A. E.; SKIRVING, W.; ARZAYUS, L. F. Overview of NOAA coral reef watch program's near-real time satellite global coral bleaching monitoring activities. In: INTERNATIONAL CORAL REEF SYMPOSIUM, 10., 2006. **Proceedings...** Gurugram Okinawa, Japan, 2006. v. 1793, p. 1783–1793. [32](#), [33](#)
- LIU, S. Y. V.; GREEN, J.; BRIGGS, D.; HASTINGS, R.; JONDELIUS, Y.; KENSINGER, S.; LEEVER, H.; SANTOS, S.; THRONE, T.; CHENG, C. et al. Dongsha Atoll is an important stepping-stone that promotes regional genetic connectivity in the South China Sea. **PeerJ**, v. 9, p. e12063, 2021. [76](#)
- LOIOLA, M.; CRUZ, I. C.; LISBOA, D. S.; MARIANO-NETO, E.; LEÃO, Z. M.; OLIVEIRA, M. D.; KIKUCHI, R. K. Structure of marginal coral reef assemblages under different turbidity regime. **Marine Environmental Research**, v. 147, p. 138–148, 2019. [73](#)
- LOUGH, J.; ANDERSON, K.; HUGHES, T. Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–8, 2018. [16](#)

LUKO, C.; SILVEIRA, I. da; SIMOES-SOUSA, I.; ARAUJO, J.; TANDON, A. Revisiting the Atlantic South Equatorial Current. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 126, n. 7, p. e2021JC017387, 2021. [68](#), [69](#)

MACEDO, T. P.; ZHAO, Q.; COSTA, N. V.; FREIRE, A. S. Ocean temperature and density dependence as key drivers of the population dynamics of an intertidal crab at the Brazilian oceanic islands. **Population Ecology**, 2022. [72](#)

MACFARLAND, T. W.; YATES, J. M. Wilcoxon matched-pairs signed-ranks test. In: MACFARLAND, T. W.; YATES, J. M. (Ed.). **Introduction to nonparametric statistics for the biological sciences using R**. [S.l.]: Springer, 2016. [38](#)

MAGRIS, R. A. et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 2, p. 198–215, 2021. [xvi](#), [21](#), [22](#), [26](#)

MAGRIS, R. A.; TREML, E. A.; PRESSEY, R. L.; WEEKS, R. Integrating multiple species connectivity and habitat quality into conservation planning for coral reefs. **Ecography**, v. 39, n. 7, p. 649–664, 2016. [2](#), [9](#), [70](#)

MAJORIS, J. E.; CATALANO, K. A.; SCOLARO, D.; ATEMA, J.; BUSTON, P. M. Ontogeny of larval swimming abilities in three species of coral reef fishes and a hypothesis for their impact on the spatial scale of dispersal. **Marine Biology**, v. 166, n. 12, p. 1–14, 2019. [13](#)

MARIN, F. d. O. **A subcorrente norte do Brasil ao largo da costa do nordeste**. Tese (Doutorado em Oceanografia Física) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009. [20](#)

MARINHA DO BRASIL. Programa Nacional De Boias—Pnboia-Plano Nacional De Trabalho. **Marinha do Brasil: Brasilia, Brazil**, 2017. [28](#)

MARROTTE, R. R.; BOWMAN, J.; BROWN, M. G.; CORDES, C.; MORRIS, K. Y.; PRENTICE, M. B.; WILSON, P. J. Multi-species genetic connectivity in a terrestrial habitat network. **Movement Ecology**, v. 5, n. 1, p. 1–11, 2017. [13](#)

MARTIN, S. **An introduction to ocean remote sensing**. [S.l.]: Cambridge University Press, 2014. [15](#)

MARTIN, T. S.; CONNOLLY, R. M.; OLDS, A. D.; CECCARELLI, D. M.; FENNER, D. E.; SCHLACHER, T. A.; BEGER, M. Subsistence harvesting by a small community does not substantially compromise coral reef fish assemblages.

ICES Journal of Marine Science, Oxford University Press, v. 74, n. 8, p. 2191–2200, 2017. [6](#)

MASSON, S.; DELECLUSE, P. Influence of the Amazon river runoff on the tropical Atlantic. **Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere**, v. 26, n. 2, p. 137–142, 2001. [68](#)

MCCLAIN, E. P.; PICHEL, W. G.; WALTON, C. C. Comparative performance of AVHRR-based multichannel sea surface temperatures. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 90, n. C6, p. 11587–11601, 1985. [15](#)

MELO, A.; NOBRE, P.; MELO, M.; SANTANA, S. C. Estudo climatológico da posição da ZCIT no Atlântico Equatorial e sua influência sobre o nordeste do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 11., 2000. **Anais...** [S.l.], 2000. p. 1142–1145. [68](#)

MERCHANT, C. J. et al. Satellite-based time-series of sea-surface temperature since 1981 for climate applications. **Scientific Data**, v. 6, n. 1, p. 1–18, 2019. [1](#)

MIES, M.; FRANCINI-FILHO, R. B.; ZILBERBERG, C.; GARRIDO, A. G.; LONGO, G. O.; LAURENTINO, E.; GÜTH, A. Z.; SUMIDA, P. Y.; 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. [1](#), [7](#), [72](#), [73](#)

MIGOTTO, A. E. Anthozoan bleaching on the southeastern coast of Brazil in the summer of 1994. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COELENTERATE BIOLOGY, 6., 1997. **Proceedings...** [S.l.], 1997. [1](#), [74](#)

MINNETT, P.; KAISER-WEISS, A. Discussion document: Near-surface oceanic temperature gradients. Group for High Resolution Sea-Surface Temperature - GHRSSST. Disponível em: <https://www.ghrsst.org/wp-content/uploads/2016/10/SSTDefinitionsDiscussion.pdf>. p. 1–7, 2012. [15](#), [16](#)

MINNETT, P. et al. Half a century of satellite remote sensing of sea-surface temperature. **Remote Sensing of Environment**, v. 233, p. 111366, 2019. [1](#), [15](#)

MIRANDA, R. J.; CRUZ, I. C.; LEÃO, Z. M. Coral bleaching in the Caramuanas reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, p. 351–360, 2013. [1](#)

MOLLERI, G. S.; NOVO, E. M. d. M.; KAMPEL, M. Space-time variability of the Amazon River plume based on satellite ocean color. **Continental Shelf Research**, v. 30, n. 3-4, p. 342–352, 2010. [71](#)

- MOURA, R. L. et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science Advances**, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016. [19](#)
- NAKABAYASHI, A. et al. The potential role of temperate Japanese regions as refugia for the coral *Acropora hyacinthus* in the face of climate change. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 2019. [2](#), [9](#)
- NASCIMENTO, P. R. do et al. Avaliação da dinâmica espacial dos remanescentes de vegetação nativa da região administrativa de samambaia (raxii)–df, para os anos de 1989; 1998; 2006 e 2014. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18., 2017. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2017. [68](#)
- NEGRÃO, F.; LACERDA, C.; MELO, T.; BIANCHINI, A.; CALDERON, E.; CASTRO, C.; CORDEIRO, R.; DIAS, R.; FRANCINI-FILHO, R.; GUEBERT, F. et al. The first biological survey of the Royal Charlotte Bank (SW Atlantic) reveals a large and diverse ecosystem complex. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 255, p. 107363, 2021. [76](#)
- NEVES, E.; PIRES, D. Sexual reproduction of Brazilian coral *Mussismilia hispida* (Verrill, 1902). **Coral Reefs**, v. 21, n. 2, p. 161–168, 2002. [8](#)
- NISHIKAWA, A.; SAKAI, K. Settlement-competency period of planulae and genetic differentiation of the scleractinian coral *Acropora digitifera*. **Zoological Science**, v. 22, n. 4, p. 391–399, 2005. [31](#)
- NUNES, F. L.; NORRIS, R. D.; KNOWLTON, N. Long distance dispersal and connectivity in amphi-Atlantic corals at regional and basin scales. **PloS one**, Public Library of Science San Francisco, USA, v. 6, n. 7, p. e22298, 2011. [11](#)
- OKUBO, A. The role of diffusion and related physical processes in dispersal and recruitment of marine populations. **The Bio-Physics of Marine Larval Dispersal**, v. 45, p. 5–32, 1994. [27](#)
- OLIVER, E. C. et al. Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1–12, 2018. [16](#)
- OLIVER, J.; SETIASIH, N.; MARSHALL, P.; HANSEN, L. A global protocol for monitoring of coral bleaching. **WorldFish Center Quarterly**, v. 27, n. 1, p. 49–53, 2004. [35](#), [36](#)
- O’CARROLL, A. G. et al. Observational needs of sea surface temperature. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 420, 2019. [15](#)

PACHAURI, R. K. et al. **Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** [S.l.]: Ippc, 2014. 1

PAPARELLA, F.; XU, C.; VAUGHAN, G. O.; BURT, J. A. Coral bleaching in the Persian/Arabian Gulf is modulated by summer winds. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 205, 2019. 74

PARIS, C. B.; HELGERS, J.; SEBILLE, E. V.; SRINIVASAN, A. Connectivity Modeling System: a probabilistic modeling tool for the multi-scale tracking of biotic and abiotic variability in the ocean. **Environmental Modelling & Software**, v. 42, p. 47–54, 2013. 14

PASCAL, N.; ALLENBACH, M.; BRATHWAITE, A.; BURKE, L.; PORT, G. L.; CLUA, E. Economic valuation of coral reef ecosystem service of coastal protection: A pragmatic approach. **Ecosystem Services**, v. 21, p. 72–80, 2016. 6

PELUSO, L.; TASCHERI, V.; NUNES, F. L.; CASTRO, C.; PIRES, D.; ZILBERBERG, C. Contemporary and historical oceanographic processes explain genetic connectivity in a Southwestern Atlantic coral. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2018. 13, 20, 30, 69, 75

PELUSO, L.; ZILBERBERG, C. Conectividade em recifes de coral. In: ZILBERBERG, C. (Ed.). **Conhecendo os recifes brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo.** [S.l.]: Museu Nacional, UFRJ, 2016. p. 141–156. 2, 9, 11

PEREIRA, C. M.; SCHIAVETTI, A.; CALDERON, E. N. Renovação de comunidades coralíneas em recifes. In: **Conhecendo os recifes brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo.** [S.l.]: Museu Nacional, UFRJ, 2016. p. 129–139. 30, 31

PEREIRA, F.; BOUALI, M.; POLITO, P. S.; SILVEIRA, I. da; CANDELLA, R. N. Discrepancies between satellite-derived and in situ SST data in the Cape Frio Upwelling System, Southeastern Brazil (23 S). **Remote Sensing Letters**, v. 11, n. 6, p. 555–562, 2020. 67

PETERSEN, D. The role of sexual coral reproduction in captive population management—a review. In: LEEWIS R, J.; JANSE, M. (Ed.). **Advances in coral husbandry in public aquariums.** Arnhem: Burgers' Zoo, 2008. p. 319–323. 9

PETERSON, R. G.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. **Progress in Oceanography**, v. 26, n. 1, p. 1–73, 1991. 20

PICCIANI, N. et al. Geographic patterns of symbiodinium diversity associated with the coral *mussismilia hispida* (cnidaria, scleractinia) correlate with major reef regions in the southwestern atlantic ocean. **Marine Biology**, v. 163, n. 11, p. 1–11, 2016. 7

PINEDA, J.; HARE, J. A.; SPONAUGLE, S. Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. **Oceanography**, JSTOR, v. 20, n. 3, p. 22–39, 2007. 10, 12, 70

PIRES, D.; CASTRO, C.; RATTO, C. Reef coral reproduction in the Abrolhos Reef Complex, Brazil: the endemic genus *Mussismilia*. **Marine Biology**, v. 135, n. 3, p. 463–471, 1999. 31

PIRES, D. O.; CASTRO, C. B.; SEGAL, B.; PEREIRA, C. M.; CARMO, E. C.; SILVA, R.; CALDERON, E. Reprodução de corais de águas rasas do Brasil. In: ZILBERBERG, C. (Ed.). **Conhecendo os recifes brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. [S.l.]: Museu Nacional, UFRJ, 2016. p. 111–128. 8, 9, 10, 30, 31

PONTE, F.; ASMUS, H. Geological framework of the Brazilian continental margin. **Geologische Rundschau**, v. 67, n. 1, p. 201–235, 1978. 19

PORTER, J. W.; TOUGAS, J. I. **Reef ecosystems: threats to their biodiversity**. [S.l.]: Elsevier, 2001. 5

RAYNER, N. A.; BROHAN, P.; PARKER, D.; FOLLAND, C. K.; KENNEDY, J. J.; VANICEK, M.; ANSELL, T.; TETT, S. Improved analyses of changes and uncertainties in sea surface temperature measured in situ since the mid-nineteenth century: The HadSST2 dataset. **Journal of Climate**, v. 19, n. 3, p. 446–469, 2006. 14

REEFBASE. **A global information system for coral reefs**. 2004. Disponível em: <<http://www.reefbase.org/main.aspx/>>. Acesso em: 24 fev. 2022. 35, 36

REYNAUD, S.; LECLERCQ, N.; ROMAINE-LIOUD, S.; FERRIER-PAGÉS, C.; JAUBERT, J.; GATTUSO, J.-P. Interacting effects of CO₂ partial pressure and temperature on photosynthesis and calcification in a scleractinian coral. **Global Change Biology**, v. 9, n. 11, p. 1660–1668, 2003. 5

ROBERTS, J. J.; BEST, B. D.; DUNN, D. C.; TREML, E. A.; HALPIN, P. N. Marine Geospatial Ecology Tools: An integrated framework for ecological geoprocessing with ArcGIS, Python, R, MATLAB, and C++. **Environmental Modelling & Software**, Elsevier, v. 25, n. 10, p. 1197–1207, 2010. [14](#), [25](#), [30](#), [31](#)

ROBERTS, J. M.; WHEELER, A. J.; FREIWALD, A. Reefs of the deep: the biology and geology of cold-water coral ecosystems. **Science**, v. 312, n. 5773, p. 543–547, 2006. [5](#)

ROCHA, L.; CRAIG, M.; BOWEN, B. Phylogeography and the conservation of coral reef fishes. **Coral Reefs**, v. 26, n. 3, p. 501–512, 2007. [13](#)

RODRIGUES, R. R.; ROTHSTEIN, L. M.; WIMBUSH, M. Seasonal variability of the South Equatorial Current bifurcation in the Atlantic Ocean: a numerical study. **Journal of Physical Oceanography**, v. 37, n. 1, p. 16–30, 2007. [70](#), [71](#)

SANTOS, C. L. A.; VITAL, H.; AMARO, V. E.; KIKUCHI, R. K. P. d. Mapeamento de recifes submersos na costa do Rio Grande do Norte, NE Brasil: Macau a Maracajau. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 25, p. 27–36, 2007. [19](#)

SATOH, N. et al. Color morphs of the coral, *Acropora tenuis*, show different responses to environmental stress and different expression profiles of fluorescent-protein genes. **G3**, v. 11, n. 2, p. jkab018, 2021. [18](#)

SCHELTEMA, R. S. On dispersal and planktonic larvae of benthic invertebrates: an eclectic overview and summary of problems. **Bulletin of Marine Science**, v. 39, n. 2, p. 290–322, 1986. [11](#)

SCHILL, S. R.; RABER, G. T.; ROBERTS, J. J.; TREML, E. A.; BRENNER, J.; HALPIN, P. N. No reef is an island: integrating coral reef connectivity data into the design of regional-scale marine protected area networks. **PLoS One**, v. 10, n. 12, p. e0144199, 2015. [9](#), [13](#)

SCHNEIDER, T.; BISCHOFF, T.; HAUG, G. H. Migrations and dynamics of the intertropical convergence zone. **Nature**, v. 513, n. 7516, p. 45–53, 2014. [69](#)

SELIG, E. R.; BRUNO, J. F. A global analysis of the effectiveness of marine protected areas in preventing coral loss. **PLoS One**, v. 5, n. 2, p. e9278, 2010. [6](#)

SELMONI, O.; LECELLIER, G.; VIGLIOLA, L.; BERTEAUX-LECELLIER, V.; JOOST, S. Coral cover surveys corroborate predictions on reef adaptive potential to thermal stress. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–13, 2020. [13](#)

SHCHEPETKIN, A.; MCWILLIAMS, J. **The regional ocean modeling system: a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model, 2003.** Los Angeles: Institute of Geophysics and Planetary Physics, University of California, 2003. 14

SHEPPARD, C.; DAVY, S.; PILLING, G.; GRAHAM, N. Biodiverse and productive tropical ecosystems. In: _____ (Ed.). **The biology of coral reefs.** [S.l.]: Oxford University Press, 2017. p. 68–99. 1

_____. **The biology of coral reefs.** [S.l.]: Oxford University Press, 2018. 17

SILVEIRA, I. C. A. d.; SCHMIDT, A. C. K.; CAMPOS, E. J. D.; GODOI, S. S. d.; IKEDA, Y. A corrente do Brasil ao largo da costa leste brasileira. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 48, p. 171–183, 2000. 69

SILVEIRA, I. C. da; MIRANDA, L. B. de; BROWN, W. S. On the origins of the North Brazil Current. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 99, n. C11, p. 22501–22512, 1994. 20

SIMÕES-SOUSA, I. T.; SILVEIRA, I. C. A.; TANDON, A.; FLIERL, G. R.; RIBEIRO, C. H.; MARTINS, R. P. The barreirinhas eddies: stable energetic anticyclones in the near-equatorial south atlantic. **Frontiers in Marine Science**, p. 28, 2021. 69

SIMONS, R. D.; SIEGEL, D. A.; BROWN, K. S. Model sensitivity and robustness in the estimation of larval transport: a study of particle tracking parameters. **Journal of Marine Systems**, v. 119, p. 19–29. 13

SKIRVING, W.; MARSH, B.; COUR, J. D. L.; LIU, G.; HARRIS, A.; MATURI, E.; GEIGER, E.; EAKIN, C. M. CoralTemp and the coral reef watch coral bleaching heat stress product suite version 3.1. **Remote Sensing**, v. 12, n. 23, p. 3856, 2020. 31, 32, 67

SMOLARKIEWICZ, P. K. Multidimensional positive definite advection transport algorithm: an overview. **International Journal for Numerical Methods in fluids**, v. 50, n. 10, p. 1123–1144, 2006. 25

SOARES, M. d. O.; TAVARES, T. C. L.; CARNEIRO, P. B. d. M. Mesophotic ecosystems: distribution, impacts and conservation in the South Atlantic. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 2, p. 255–268, 2019. 6, 19

SOUTELINO, R.; GANGOPADHYAY, A.; SILVEIRA, I. D. The roles of vertical shear and topography on the eddy formation near the site of origin of the Brazil Current. **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 46–60, 2013. [xvi](#), [20](#), [22](#), [69](#)

SPALDING, M.; BURKE, L.; WOOD, S. A.; ASHPOLE, J.; HUTCHISON, J.; ERMGASSEN, P. Z. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. **Marine Policy**, v. 82, p. 104–113, 2017. [6](#)

SPALDING, M. et al. **World atlas of coral reefs**. [S.l.]: University of California Press, 2001. [5](#)

SPALDING, M. D. et al. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. **BioScience**, v. 57, n. 7, p. 573–583, 2007. [xvi](#), [21](#), [22](#), [72](#)

STECH, J. L.; LORENZZETTI, J. A.; MELO FILHO, W. L. Um estudo sobre a variabilidade espaço/temporal da frente interna da corrente do Brasil usando imagens AVHRR/NOAA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 4743–4750. [20](#)

STRAMMA, L.; ENGLAND, M. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 104, n. C9, p. 20863–20883, 1999. [xvi](#), [20](#), [22](#), [69](#)

STRÖMBERG, S. M.; LARSSON, A. I. Larval behavior and longevity in the cold-water coral *Lophelia pertusa* indicate potential for long distance dispersal. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 411, 2017. [13](#)

STUDIVAN, M.; VOSS, J. Population connectivity among shallow and mesophotic *Montastraea cavernosa* corals in the Gulf of Mexico identifies potential for refugia. **Coral Reefs**, v. 37, n. 4, p. 1183–1196, 2018. [2](#)

SU, Z.; PILO, G. S.; CORNEY, S.; HOLBROOK, N. J.; MORI, M.; ZIEGLER, P. Characterizing marine heatwaves in the Kerguelen Plateau Region. **Frontiers in Marine Science**, 2021. [16](#)

SWEARER, S. E.; TREML, E. A.; SHIMA, J. S. A review of biophysical models of marine larval dispersal. **Oceanography and Marine Biology**, 2019. [11](#), [13](#), [14](#), [70](#)

TEH, L. S.; TEH, L. C.; SUMAILA, U. R. A global estimate of the number of coral reef fishers. **PLoS One**, v. 8, n. 6, p. e65397, 2013. [6](#)

TEIXEIRA, C. D. et al. Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. **Coral Reefs**, v. 38, n. 4, p. 801–813, 2019. [1](#), [16](#), [17](#), [20](#), [72](#)

THOMPSON, D. M.; KLEYPAS, J.; CASTRUCCIO, F.; CURCHITSER, E. N.; PINSKY, M. L.; JÖNSSON, B.; WATSON, J. R. Variability in oceanographic barriers to coral larval dispersal: do currents shape biodiversity? **Progress in Oceanography**, v. 165, p. 110–122, 2018. [2](#), [11](#), [14](#), [69](#)

TOZER, B.; SANDWELL, D. T.; SMITH, W. H.; OLSON, C.; BEALE, J.; WESSEL, P. Global bathymetry and topography at 15 arc sec: SRTM15+. **Earth and Space Science**, v. 6, n. 10, p. 1847–1864, 2019. [26](#)

TRAVASSOS NETO, P. F. **Influencia da descarga fluvial e do vento sobre os parametros medidos pela boia SIMCosta-SC01, localizada na Reserva Biologica Marinha do Arvoredo (SC)**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019. [67](#)

TREML, E. A.; FORD, J. R.; BLACK, K. P.; SWEARER, S. E. Identifying the key biophysical drivers, connectivity outcomes, and metapopulation consequences of larval dispersal in the sea. **Movement Ecology**, v. 3, n. 1, p. 1–16, 2015. [14](#), [31](#), [70](#)

TREML, E. A.; HALPIN, P. N.; URBAN, D. L.; PRATSON, L. F. Modeling population connectivity by ocean currents, a graph-theoretic approach for marine conservation. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 1, p. 19–36, 2008. [25](#), [31](#)

TREML, E. A.; ROBERTS, J. J.; CHAO, Y.; HALPIN, P. N.; POSSINGHAM, H. P.; RIGINOS, C. **Reproductive output and duration of the pelagic larval stage determine seascape-wide connectivity of marine populations**. [S.l.]: Oxford University Press, 2012. [11](#), [13](#), [25](#), [31](#), [70](#)

UNEP-WCMC; WORLD FISH CENTRE; WRI; TNC. **Global distribution of coral reefs, compiled from multiple sources including the Millennium Coral Reef Mapping Project. Version 4.0**. Cambridge (UK): UNEP World Conservation Monitoring Centre, 2018. [xvi](#), [21](#), [22](#), [26](#)

VITAL, H.; SILVEIRA, I. M. d.; AMARO, V. E. Carta sedimentológica da plataforma continental brasileira: área Guamaré a Macau (NE Brasil), utilizando integração de dados geológicos e sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, n. 3, p. 233–241, 2005. [19](#)

WALTON, C. C. A review of differential absorption algorithms utilized at NOAA for measuring sea surface temperature with satellite radiometers. **Remote Sensing of Environment**, v. 187, p. 434–446, 2016. 15

WILCOXON, F. Individual comparisons by ranking methods. In: KOTZ, S.; JOHNSON, N. L. (Ed.). **Breakthroughs in statistics**. [S.l.]: Elsevier, 1992. p. 196–202. 37

WILKINSON, C. **The 1997-1998 mass bleaching event around the world**. 1998. 74

WOODHEAD, A. J.; HICKS, C. C.; NORSTRÖM, A. V.; WILLIAMS, G. J.; GRAHAM, N. A. Coral reef ecosystem services in the Anthropocene. **Functional Ecology**, v. 33, n. 6, p. 1023–1034, 2019. 6

XAVIER, T.; XAVIER, A. F. S.; DIAS, M.; DIAS, P. Interrelações entre eventos ENOS (ENSO), a ZCIT (ITCZ) no Atlântico e a chuva nas bacias hidrográficas do Ceará. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 111–126, 2003. 70, 71

YANG, J.; GONG, P.; FU, R.; ZHANG, M.; CHEN, J.; LIANG, S.; XU, B.; SHI, J.; DICKINSON, R. The role of satellite remote sensing in climate change studies. **Nature Climate Change**, v. 3, n. 10, p. 875–883, 2013. 15

YOUNG, C. M. Behavior and locomotion during the dispersal phase of larval life. In: EDWARD, L. M. (Ed.). **Ecology of marine invertebrate larvae**. [S.l.]: CRC Press, 1995. p. 249–277. 10

ZHOU, J.; HUANG, H.; BEARDALL, J.; GAO, K. Effect of uv radiation on the expulsion of symbiodinium from the coral pocillopora damicornis. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 166, p. 12–17, 2017. 74

ZOFFOLI, M. L.; FROUIN, R.; MOURA, R. L.; MEDEIROS, T. A. G. de; BASTOS, A. C.; KAMPEL, M. Spatial distribution patterns of coral reefs in the abrolhos region (brazil, south atlantic ocean). **Continental Shelf Research**, v. 246, p. 104808, 2022. 76

ANEXO A - DATAS DE DESOVA

Tabela A.1 - Datas de desova utilizadas nas simulações de dispersão larval, i.e. 4 dias antes da Lua Nova, para Agosto, Setembro e Outubro entre 1993 e 2019. Os dias de lua nova foram obtidos a partir do pacote Skyfield em Python, disponível em <<https://rhodesmill.org/skyfield/>>.

Ano	Dia da desova		
1993	13 de Agosto	12 de Setembro	11 de Outubro
1994	03 de Agosto	01 de Setembro	01 de Outubro
1995	22 de Agosto	20 de Setembro	20 de Outubro
1996	10 de Agosto	08 de Setembro	08 de Outubro
1997	28 de Agosto	27 de Setembro	27 de Outubro
1998	18 de Agosto	16 de Setembro	16 de Outubro
1999	07 de Agosto	05 de Setembro	05 de Outubro
2000	25 de Agosto	23 de Setembro	23 de Outubro
2001	15 de Agosto	13 de Setembro	12 de Outubro
2002	04 de Agosto	03 de Setembro	02 de Outubro
2003	23 de Agosto	22 de Setembro	21 de Outubro
2004	12 de Agosto	10 de Setembro	10 de Outubro
2005	30 de Agosto	29 de Setembro	29 de Outubro
2006	19 de Agosto	18 de Setembro	18 de Outubro
2007	08 de Agosto	07 de Setembro	07 de Outubro
2008	26 de Agosto	25 de Setembro	24 de Outubro
2009	16 de Agosto	14 de Setembro	14 de Outubro
2010	06 de Agosto	04 de Setembro	03 de Outubro
2011	25 de Agosto	23 de Setembro	22 de Outubro
2012	13 de Agosto	12 de Setembro	11 de Outubro
2013	02 de Agosto	01 de Setembro	01 de Outubro
2014	21 de Agosto	20 de Setembro	19 de Outubro
2015	10 de Agosto	09 de Setembro	09 de Outubro
2016	28 de Agosto	27 de Setembro	26 de Outubro
2017	17 de Agosto	16 de Setembro	15 de Outubro
2018	07 de Agosto	05 de Setembro	05 de Outubro
2019	26 de Agosto	24 de Setembro	24 de Outubro

Fonte: Produção do autor.

ANEXO B - EVENTOS DE BRANQUEAMENTOS REPORTADOS

B.1 Lista de referências acessadas

[1] Mayal EM, Neumann-Leitão S, Feitosa FA, Schwamborn R, Silva-Cunha MD. Hydrology, plankton, and corals of the Maracajaú reefs (Northeastern Brazil): an ecosystem under severe thermal stress. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 2009 Jun;52(3):665-78.

[2] Alves Jr N, Neto OS, Silva BS, De Moura RL, Francini-Filho RB, Barreira e Castro C, Paranhos R, Bitner-Mathé BC, Kruger RH, Vicente AC, Thompson CC. Diversity and pathogenic potential of vibrios isolated from Abrolhos Bank corals. *Environmental Microbiology Reports*. 2010 Feb;2(1):90-5.

[3] Amaral FD, Costa CF. Zooxantelas dos hidrocorais *Millepora alcicornis* e *Millepora braziliensis* e dos corais *Favia gravida* e *Siderastrea stellata* de Pernambuco. *Trab. Oceanogr. Univ. Fed. PE*. 1998;26(1):123-33.

[4] Amaral FM, Farrapeira CM, Lira SM, Ramos CA, Dom R. Benthic macrofauna inventory of two shipwrecks from Pernambuco coast, northeastern of Brazil. *Rev. Nordest. Zool*. 2010;4(1):24-41.

[5] Amorim T, Costa CF, Sassi R. Branqueamento e doenças em cnidários dos recifes costeiros de Picãozinho, Nordeste do Brasil. *Tropical Oceanogr*. 2011;40(1):185-201.

[6] Barradas JI, Amaral FD, Hernández MI, Montes MD, Steiner AQ. Spatial distribution of benthic macroorganisms on reef flats at Porto de Galinhas Beach (northeastern Brazil), with special focus on corals and calcified hydroids. *Biotemas*. 2010 Apr 8;23(2):61-7.

[7] Castro CB, Pires DO. A bleaching event on a Brazilian coral reef. *Revista brasileira de Oceanografia*. 1999;47(1):87-90.

[8] Cavalcante F, Amaral F. Variação das zooxantelas e branqueamento no hidróide calcário *Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758 nos recifes de Porto de Galinhas-Nordeste brasileiro. *Tropical Oceanography*. 2013;42:1-1.

[9] Coni EO, Ferreira CM, de Moura RL, Meirelles PM, Kaufman L, Francini-Filho RB. An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*.

2013 Jan;96(1):45-55.

[10] Coni EO, Ferreira CM, Meirelles PM, Menezes R, Santana EF, Moreira AP, Amado-Filho GM, Ferreira BP, Pereira-Filho GH, Thompson FL, Moura RL. Modeling abundance, growth, and health of the solitary coral *Scolymia wellsi* (Mussidae) in turbid SW Atlantic coral reefs. *Marine biology*. 2017 Apr;164(4):1-5.

[11] da Costa CF, Amaral FD, Sassi R. Branqueamento em *Siderastrea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) da praia de Gaibu, Pernambuco, Brasil. *Revista Nordestina de Biologia*. 2001:15-22.

[12] Costa CF, Coutinho CS, Sassi R, Brito LA. Microsymbionts of *Siderastraea stellata* (Cnidaria, Scleractinia) in coastal reefs of Cabo Branco, State of Paraíba, northeastern Brazil. *Trop. Oceanogr*. 2004;32(2):173-81.

[13] Cruz I, Leal MC, Mendes CR, Kikuchi RK, Rosa R, Soares AM, Serôdio J, Calado R, Rocha RJ. White but not bleached: photophysiological evidence from white *Montastraea cavernosa* reveals potential overestimation of coral bleaching. *Marine Biology*. 2015 Apr;162(4):889-99.

[14] Elliff CI, Kikuchi RK. Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. *Ocean Coastal Management*. 2017 Feb 1;136:49-55.

[15] Kelmo F, Attrill MJ. Severe impact and subsequent recovery of a coral assemblage following the 1997–8 El Niño event: a 17-year study from Bahia, Brazil. *PLoS One*. 2013 May 31;8(5):e65073.

[16] Kikuchi RK, Leão ZM, Testa VI, Dutra LX, Spano SA. Rapid assessment of the Abrolhos reefs, eastern Brazil (Part 1: Stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin*. 2003 Jul;496:172-87.

[17, 18] Leão ZM, Kikuchi RK, Oliveira MD, Vasconcelos V. Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 2010;5(2):224-35.

[19, 20] Kikuchi RK, Leão ZM, Oliveira MD. Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. *Revista de biologia tropical*. 2010 May;58:10-32.

[21, 22] Leão ZM, Kikuchi RK, Oliveira MD. Branqueamento de corais nos recifes

da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica*. 2008;8:69-82.

[23] Leão ZM, Oliveira MD, Kikuchi RK. Os recifes de coral da APA Ponta da Baleia, Bahia. *OLAM Ciência Tecnologia*. 2008 Jan;8:287.

[24] Lourenço LD, Crispim MC, Eloy CC. Caracterização do parque estadual marinho de Areia Vermelha, Cabedelo, PB, baseado na diversidade e abundância dos cnidários da classe anthozoa, como subsídio para o zoneamento ecológico econômico. *Gaia Scientia*. 2015 Dec 31;9(1).

[25] Marangoni LF, Mies M, Güth AZ, Banha TN, Inague A, Fonseca JD, Dalmolin C, Faria SC, Ferrier-Pagès C, Bianchini A. Peroxynitrite generation and increased heterotrophic capacity are linked to the disruption of the coral–dinoflagellate symbiosis in a scleractinian and hydrocoral species. *Microorganisms*. 2019 Oct;7(10):426.

[26] Mayal EM, Sial AN, Ferreira VP, Fisner M, Pinheiro BR. Thermal stress assessment using carbon and oxygen isotopes from Scleractinia, Rocas Atoll, northeastern Brazil. *International Geology Review*. 2009 Feb 1;51(2):166-88.

[27] Mazzei EF, Bertoncini AA, Pinheiro HT, Machado LF, Vilar CC, Guabiroba HC, Costa TJ, Bueno LS, Santos LN, Francini-Filho RB, Hostim-Silva M. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: Anthropogenic impacts and urgent conservation needs. *Marine pollution bulletin*. 2017 Jan 15;114(1):123-33.

[28] Meirelles PM, Amado-Filho GM, Pereira-Filho GH, Pinheiro HT, De Moura RL, Joyeux JC, Mazzei EF, Bastos AC, Edwards RA, Dinsdale E, Paranhos R. Baseline assessment of mesophotic reefs of the Vitória-Trindade Seamount Chain based on water quality, microbial diversity, benthic cover and fish biomass data. *PloS one*. 2015 Jun 19;10(6):e0130084.

[29] de Sousa Melo R, Lins RP, Eloy CC. O impacto do turismo em ambientes recifais: caso praia Seixas-Penha, Paraíba, Brasil. *REDE-Revista Eletrônica do Prodema*. 2014;8(1).

[30] Miranda RJ, Cruz IC, Leão ZM. Coral bleaching in the Caramuanas reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event. *Latin American Journal of aquatic research*. 2013;41(2):351-60.

- [31] de Moura RL, Rodrigues MM, Francini-Filho RB, Sazima I. Unexpected richness of reef corals near the southern Amazon River mouth. *Coral Reefs*. 1999;2(18):170.
- [32] Pereira LC, Jiménez JA, Gomes PB, Medeiros C, da Costa RA. Effects of sedimentation on scleractinian and actinian species in artificial reefs at the Casa Caiada beach (Brazil). *Journal of Coastal Research*. 2003 Apr 1:418-25.
- [33] Pereira NS, Sial AN, Kikuchi RK, Ferreira VP, Ullmann CV, Frei R, Cunha A. Coral-based climate records from tropical South Atlantic: 2009/2010 ENSO event in C and O isotopes from *Porites* corals (Rocas Atoll, Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 2015 Oct;87:1939-57.
- [34, 35] Pereira-Filho GH, Amado-Filho GM, Guimarães SM, Moura RL, Sumida PY, Abrantes DP, Bahia RG, Güth AZ, Jorge RR, Francini Filho RB. Reef fish and benthic assemblages of the Trindade and Martin Vaz island group, southwestern Atlantic. *Brazilian Journal of Oceanography*. 2011 Sep;59(3):201-12.
- [36] Poggio C, Leão Z, Mafalda-Junior P. Registro de branqueamento sazonal em *Siderastrea* spp. em poças intermareais do recife de Guarajuba, Bahia, Brasil. *Interciência*. 2009;34(7):502-6.
- [37] Ramos CA, de Kikuchi RK, Amaral FD, Fauth JE. A test of herbivory-mediated coral–algae interaction on a Brazilian reef during a bleaching event. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 2014 Jul 1;456:1-7.
- [38] Sassi CFC, Sassi R, Gorch-Lira K, Lima RCP. 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*. 2014;9(3):207-22.
- [39] de Oliveira Soares M, Rabelo EF. Primeiro registro de branqueamento de corais no litoral do Ceará (NE, Brasil): indicador das mudanças climáticas?. *Geosciences= Geociências*. 2014 Apr 25;33(1):1-0.
- [40] Steiner AQ, Amaral FM, Amaral JR, Sassi R, Barradas JI. Zonação de recifes emersos da área de proteção ambiental costa dos corais, nordeste do Brasil. *Iheringia. série zoologia*. 2015 Jun 30;105:184-92.
- [41] Teixeira CD, Leitao RL, Ribeiro FV, Moraes FC, Neves LM, Bastos AC,

Pereira-Filho GH, Kampel M, Salomon PS, Sá JA, Falsarella LN. Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs*. 2019 Aug;38(4):801-13.

[42] Vila Nova LLM, Carvalho DMN, Maida M. Estudo da população do Coral-de-Fogo *Millepora alcicornis* (Linnaeus, 1758) no complexo recifal de Tamandaré (Recife da Ilha da Barra – zona de preservação da vida marinha, e Recife do Pirambu) Pernambuco – Brasil. *Trop. Oceanogr*. 2014;42, 226-237.

[43] Donner SD, Rickbeil GJ, Heron SF. A new, high-resolution global mass coral bleaching database. *PLoS One*. 2017 Apr 26;12(4):e0175490.

[44] Krug LA, Gherardi DF, Stech JL, De Andrade Nery Leão ZM, De Kikuchi RK. Characterization of coral bleaching environments and their variation along the Bahia state coast, Brazil. *International journal of remote sensing*. 2012 Jul 10;33(13):4059-74.

[45] Sassi CF, Farias GM, Vasconcelos AD, Macedo RS, França JP, Sassi R. Histopathological effects of bleaching and disease on the coral *Siderastrea stellata* from coastal reefs of Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*. 2021 May 7;111.

[46] Gaspar TL, Quimbayo JP, Ozekoski R, Nunes LT, Aued AW, Mendes TC, Garrido AG, Segal B. Severe coral bleaching of *Siderastrea stellata* at the only atoll in the South Atlantic driven by sequential Marine Heatwaves. *Biota Neotropica*. 2021 Apr 12;21.

[47] Duarte GA, Villela HD, Deocleciano M, Silva D, Barno A, Cardoso PM, Villela CL, Rosado P, Messias CS, Chacon MA, Santoro EP. Heat waves are a major threat to turbid coral reefs in Brazil. *Frontiers in Marine Science*. 2020:179.

[48] Ferreira LC, Grillo AC, Repinaldo Filho FP, Souza FN, Longo GO. Different responses of massive and branching corals to a major heatwave at the largest and richest reef complex in South Atlantic. *Marine Biology*. 2021 May;168(5):1-8.

Tabela B.1 - Eventos de branqueamento reportados por referência, indicando o período/ano de observação, a região e o código de severidade classificado.

Referências	Período/Ano	Região	Código de severidade
[1]	2000	NST	3
[2]	2007	LSTc	1
[3]	Janeiro 1996 - Julho 1997	NST	1
[4]	Dezembro 2005 - Fevereiro 2007	NST	1
[5]	2008 - 2009	NST	3
[6]	2004	NST	2
[7]	1993 - 1995	LSTc	3
[8]	2011	NST	1
[9]	2007	LSTc	2
[10]	2006 - 2008	LSTc	2
[11]	Abril a Julho de 1996	NST	1
[12]	Junho a Julho de 2003	NST	1
[13]	2011	LSTn	1
[14]	2013	LSTn	2
[15]	1995 - 2011	LSTn	2
[16]	Março a Abril de 2000	LSTc	1
[17]	2006 - 2008	LSTn	1
[18]	2006 - 2008	LSTc	1
[19]	2000 - 2005	LSTc	2
[20]	2000 - 2005	LSTn	2
[21]	1998 - 2005	LSTc	2
[22]	1998 - 2005	LSTn	3
[23]	A partir de 2000	LSTc	1
[24]	2009	NST	1
[25]	2015 - 2016	LSTn	2
[26]	1995 - 1999	FNA	1
[27]	2013 - 2015	LSTc	1
[28]	2009 - 2011	TMV	3
[29]	Não informado	NST	1
[30]	2009 - 2010	LSTn	2
[31]	Julho 1998	AMZ	3
[32]	Março/1993 a Fevereiro/1999	NST	2
[33]	2012	FNA	1
[34]	2009	TMV	3
[35]	2009	FNA	3
[36]	Março/2005 e Março/2006	LSTn	1
[37]	2010	LSTn	3
[38]	2008 - 2009	NST	2
[39]	2010	NST	3
[40]	2004	NST	1
[41]	2016 - 2017	LSTc	3
[42]	2012 - 2014	NST	2
[43]	1998	LSTc	1
[44]	1993 - 2005	LSTc	3
[45]	Setembro/2018 e Julho/2019	NST	3
[46]	2019	FNA	3
[47]	2019	LSTc	2
[48]	Fevereiro e Agosto/2019	LSTc	3

PUBLICAÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS EDITADAS PELO INPE

Teses e Dissertações (TDI)

Teses e Dissertações apresentadas nos Cursos de Pós-Graduação do INPE.

Manuais Técnicos (MAN)

São publicações de caráter técnico que incluem normas, procedimentos, instruções e orientações.

Notas Técnico-Científicas (NTC)

Incluem resultados preliminares de pesquisa, descrição de equipamentos, descrição e ou documentação de programas de computador, descrição de sistemas e experimentos, apresentação de testes, dados, atlas, e documentação de projetos de engenharia.

Relatórios de Pesquisa (RPQ)

Reportam resultados ou progressos de pesquisas tanto de natureza técnica quanto científica, cujo nível seja compatível com o de uma publicação em periódico nacional ou internacional.

Propostas e Relatórios de Projetos (PRP)

São propostas de projetos técnico-científicos e relatórios de acompanhamento de projetos, atividades e convênios.

Publicações Didáticas (PUD)

Incluem apostilas, notas de aula e manuais didáticos.

Publicações Seriadas

São os seriados técnico-científicos: boletins, periódicos, anuários e anais de eventos (simpósios e congressos). Constam destas publicações o International Standard Serial Number (ISSN), que é um código único e definitivo para identificação de títulos de seriados.

Programas de Computador (PDC)

São a seqüência de instruções ou códigos, expressos em uma linguagem de programação compilada ou interpretada, a ser executada por um computador para alcançar um determinado objetivo. Aceitam-se tanto programas fonte quanto os executáveis.

Pré-publicações (PRE)

Todos os artigos publicados em periódicos, anais e como capítulos de livros.