



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/04.19.15.19-TDI

**O PAPEL DAS PLATAFORMAS PETROLÍFERAS NA
DISPERSÃO DO CORAL INVASOR TUBASTRAEA SPP.
NO LITORAL BRASILEIRO**

Stella Correia Cesar Coelho

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelo Dr. Douglas Francisco
Marcolino Gherardi, aprovada
em 15 de abril de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/44H7448>>

INPE
São José dos Campos
2021

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



sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/04.19.15.19-TDI

**O PAPEL DAS PLATAFORMAS PETROLÍFERAS NA
DISPERSÃO DO CORAL INVASOR TUBASTRAEA SPP.
NO LITORAL BRASILEIRO**

Stella Correia Cesar Coelho

Dissertação de Mestrado do
Curso de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto, orientada
pelo Dr. Douglas Francisco
Marcolino Gherardi, aprovada
em 15 de abril de 2021.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34R/44H7448>

INPE
São José dos Campos
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Coelho, Stella Correia Cesar.

Co65p O papel das plataformas petrolíferas na dispersão do coral invasor *Tubastraea* spp. no litoral brasileiro / Stella Correia Cesar Coelho. – São José dos Campos : INPE, 2021.
xx + 86 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21c/2021/04.19.15.19-TDI)

Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2021.
Orientador : Dr. Douglas Francisco Marcolino Gherardi.

1. *Tubastraea* spp. 2. Plataformas petrolíferas. 3. Dispersão larval. 4. ROMS. 5. Ichthyop. I.Título.

CDU 528.8:622.276.04



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 STELLA CORREIA CESAR COELHO
BANCA Nº 061/2021, REG 8871/2019**

No dia 15 de abril de 2021, às 09h30min, 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 Mestra em Sensoriamento Remoto. O trabalho precisa da incorporação das correções sugeridas pela Banca Examinadora e revisão final pelo(s) orientador(es).

Título: " O PAPEL DAS PLATAFORMAS PETROLÍFERAS NA DISPERSÃO DO CORAL INVASOR TUBASTRAEA SPP. NO LITORAL BRASILEIRO "

Observações da banca: O estudante deverá incorporar/considerar as sugestões feitas pela banca tanto na defesa oral, quanto no documento escrito. Ficará a cargo do orientador as modificações feitas pela estudante.

Eu, Luciano Ponzi Pezzi, Presidente da Banca Examinadora, assino esta ATA, em nome de todos os membros, com o consentimento dos mesmos.

Membros da Banca

Dr. Luciano Ponzi Pezzi - Presidente – INPE

Dr. Douglas Francisco Marcolino Gherardi – Orientador - INPE

Dr. Marcelo Visentini Kitahara – Membro Externo – IMAR/UNIFESP



Documento assinado eletronicamente por **Luciano Ponzi Pezzi, Pesquisador**, em 19/04/2021, às 09:09 (horário oficial de Brasília), com fundamento no art. 6º do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <http://sei.mctic.gov.br/verifica.html>, informando o código verificador **7003601** e o código CRC **2AC09301**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família por todo amor, carinho, incentivo e presença. Um muito obrigada aos meus pais por me apoiarem em minhas escolhas e me propiciarem todas as oportunidades que me permitiram chegar até aqui.

Ao Zé, parceiro de vida, que acompanhou tudo tão de perto, me colocou para cima nos piores momentos e comemorou comigo cada pequena vitória. Esse mestrado é teu também meu amor.

A todos os meus queridos amigos, da escola, do IO, de Barê, da vida, por entenderem meu sumiço, torcerem por mim, e por sempre deixarem a vida mais gostosa. Cada pergunta deles sobre o meu projeto me instigava ainda mais a concluí-lo.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Douglas Gherardi, pela oportunidade de desenvolver este trabalho, sempre disposto a me ouvir, ajudar e me guiar pelos melhores caminhos. Obrigada por todos os aprendizados, e principalmente por acreditar em mim.

Agradeço à banca, Dr. Luciano Pezzi e Dr. Marcelo Kitahara, por todas contribuições e disponibilidade.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Estudos do Oceano e da Atmosfera (LOA), pela paciência com quem está aprendendo e partilha de conhecimento. Obrigada à Camila pelo apoio inicial e Clarissa pela solidariedade. Um agradecimento mais que especial à Mainara e Luciana, por todo auxílio, suporte e longas conversas, essenciais para a conclusão deste trabalho.

Agradeço ao INPE e Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa concedida. Aproveitando para agradecer a todos que lutam pela ciência no país.

Agradeço a todo corpo docente do curso de Sensoriamento Remoto, pela dedicação e seriedade com que conduzem o programa. Obrigada a todos os demais funcionários do INPE: galera da limpeza, do administrativo, da biblioteca, da ADC.

Quero agradecer do fundo do meu coração à turma de 2019, que deixou esse período muito mais leve e alegre. Turma que chorou e sorriu junto, em qual proporção, fica difícil dizer. Um agradecimento especial e um abraço apertado à Teule, Raíssa, Marcos, Rê, Diego, Gustavo, Aninha, Sabrina e Tati. Fica aqui também o meu muito obrigado ao Vitinho, parceiro de água salgada. Nos vemos por aí!

“O correr da vida embrulha tudo, a vida é assim: esquenta e esfria, aperta e daí afrouxa, sossega e depois desinquieta. O que ela quer da gente é coragem”.

(Guimarães Rosa)

RESUMO

Espécies exóticas invasoras representam uma ameaça significativa para a biodiversidade e recursos marinhos ao redor do mundo. No Brasil, o coral invasor *Tubastraea* spp. (coral-sol) tem sido registrado em plataformas petrolíferas desde o final de 1980. Entretanto, a influência destas estruturas artificiais marinhas ainda não foi avaliada no processo de dispersão do bioinvasor em escala regional, ao longo do litoral brasileiro. Assim, este trabalho tem como objetivo compreender o papel das plataformas petrolíferas, localizadas nas bacias brasileiras produtoras de petróleo, na dispersão natural das larvas do coral-sol no litoral do Brasil. Os padrões de dispersão natural das larvas do coral-sol foram estimados a partir de simulações biofísicas no modelo biológico baseado no indivíduo Ichthyop (v.3.3.6), o qual, além de considerar as características biológicas do organismo, utiliza como parâmetros físicos de entrada as soluções do modelo hidrodinâmico *Regional Oceanic Modeling System* (ROMS). As soluções obtidas pelo ROMS representaram os principais processos oceanográficos atuantes no Atlântico Sudoeste e a sazonalidade destes, garantindo a confiabilidade das simulações biofísicas. No Ichthyop, as plataformas petrolíferas foram agrupadas em zonas onde foram lançadas 70.000 larvas em cada simulação, com duração de 90 dias, para o verão e inverno austral durante 6 anos (2010-2015). Os resultados da modelagem biofísica mostram que não houve mortalidade das larvas por intolerância térmica. Os padrões de dispersão larval encontrados para o verão e inverno são diretamente relacionados às correntes superficiais atuantes sob a região, em especial aos fluxos da Corrente do Brasil e Norte do Brasil. A posição mais ao sul da bifurcação do ramo sul da Corrente Sul Equatorial no inverno amplia o número de regiões receptoras das larvas lançadas da Bacia de Sergipe-Alagoas e Camamu em direção ao norte. Todas as bacias produtoras de petróleo analisadas são capazes de prover larvas de coral-sol para a costa brasileira. As plataformas das Bacias do Ceará, Potiguar, Sergipe-Alagoas e Camamu são as principais fornecedoras, possivelmente por sua localização mais próxima à costa. Apesar de todo o litoral brasileiro ser suscetível à chegada de larvas do bioinvasor, a costa do Pará-Maranhão e o litoral baiano recebem os maiores números de larvas (66,39% e 11,76%, respectivamente). Os resultados apontam que diversos ecossistemas brasileiros estão vulneráveis à chegada de larvas de coral-sol, incluindo o Sistema de Recifes do Amazonas e o Banco de Abrolhos. As plataformas petrolíferas apresentaram-se como possíveis fontes crônicas de propágulos do coral-sol para o litoral brasileiro, ressaltando a urgência nas medidas de controle e monitoramento desta espécie exótica invasora no país.

Palavras-chave: *Tubastraea* spp. Plataformas Petrolíferas. Dispersão Larval. ROMS. Ichthyop.

THE ROLE OF OIL PLATFORMS IN THE DISPERSION OF THE INVASIVE CORAL *TUBASTRAEA* SPP. ON THE BRAZILIAN COAST

ABSTRACT

Invasive alien species pose a significant threat to marine biodiversity and resources worldwide. In Brazil, the invasive coral *Tubastraea* spp. (sun-coral) has been recorded on oil platforms since the late 1980s. However, the influence of these artificial marine structures in the dispersal process of the sun-coral has not yet been assessed on a regional scale, along the Brazilian coast. Thus, this work aims to comprehend the role of oil platforms, located on oil-producing Brazilian basins, in the natural dispersion of sun-coral larvae on the Brazilian coast. The natural dispersion patterns of sun-coral larvae were estimated by biophysical simulations in the biological individual-based model Ichthyop (v.3.3.6), which, besides considering the biological characteristics of the organism, it employs solutions of the Regional Oceanic Modeling System (ROMS) as input physical parameters. The ROMS solutions represented the main oceanographic processes operating in the Southwest Atlantic and their seasonality, hence guaranteeing the reliability of the biophysical simulations. At Ichthyop, the oil platforms were grouped into zones where 70,000 larvae were released in each 90-day simulation, for the southern summer and winter in the period of 6 years (2010-2015). The results of the biophysical modeling pointed out no larval mortality due to thermal intolerance. The southernmost position of the Southern Equatorial Current south branch in the winter expands the number of receiving zones released from the Sergipe-Alagoas and Camamu Basins towards the north. All the oil-producing Brazilian basins analyzed are capable of providing sun-coral larvae to the Brazilian coast. The oil platforms of the Ceará, Potiguar, Sergipe-Alagoas and Camamu Basins are the main suppliers, possibly due to their closer location to the coast. Although the entire Brazilian coast is susceptible to the sun-coral larvae arrival, the Pará-Maranhão and Bahia coast receive the largest numbers of larvae (66.39% and 11.76%, respectively). The results indicate that several Brazilian ecosystems are vulnerable to the arrival of sun-coral larvae, including the Amazon Reef System and the Abrolhos Bank. The oil platforms presented themselves as possible chronic sources of sun-coral propagules for the Brazilian coast, emphasizing the urgency in the measures of control and monitoring of this invasive exotic species in the country.

Keywords: *Tubastraea* spp. Oil platforms. Larval dispersal. ROMS. Ichthyop.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 2.1 – <i>Tubastraea tagusensis</i> (à esquerda) e <i>Tubastraea coccinea</i> (à direita) em costões rochosos na Ilha dos Búzios (SP), Brasil.	4
Figura 2.2 – Representação esquemática das correntes superficiais do Oceano Atlântico Sudoeste.	11
Figura 3.1 – Fluxograma das etapas metodológicas do trabalho baseadas em simulações hidrodinâmicas, com o uso do modelo ROMS, e em simulações biofísicas, com o uso do modelo Ichthyop.....	16
Figura 3.2 – Representação das coordenadas sigma da grade, no perfil vertical em 22°S.	19
Figura 3.3 – Localização das plataformas petrolíferas na Bacia do Ceará (A); Bacia Potiguar (B); Bacia de Sergipe-Alagoas (C); Bacia de Camamu (D); Bacia do Espírito Santo (E); Bacia de Campos (F); e Bacia de Santos (G), entre os anos de 2010 e 2015.	27
Figura 3.4 – Localização das 26 zonas de lançamento de partículas distribuídas entre a Bacia do Ceará (A); Bacia Potiguar (B); Bacia de Sergipe-Alagoas (C); Bacia de Camamu (D); Bacia do Espírito Santo (E); Bacia de Campos (F); e Bacia de Santos (G).	29
Figura 3.5 – Mapa ilustrativo das potenciais zonas receptoras de larvas de coral-sol no litoral brasileiro.....	34
Figura 4.1– Campos médios de TSM (°C) obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais de TSM das simulações ROMS e dados do OSTIA para o período de 2006-2015.	37
Figura 4.2 – Campos médios de SSM obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais de SSM das simulações ROMS e dados do SMOS para o período de 2010-2015.	39
Figura 4.3 – Campos médios de ASM (m) obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais de ASM das simulações ROMS e dados do AVISO para o período de 2006-2015.	41
Figura 4.4 – Campos médios da velocidade zonal (u), em m/s, obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais geradas nas simulações ROMS e os dados do OSCAR para o período de 2006-2015.	43

Figura 4.5 – Campos médios da velocidade meridional (v), em m/s, obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais geradas nas simulações ROMS e os dados do OSCAR para o período de 2006-2015.	44
Figura 4.6 – Perfis verticais de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nos primeiros 500 m da coluna d'água para o verão e inverno (média entre 2006-2015), gerados pelos dados das boias PIRATA e soluções do ROMS.	46
Figura 4.7 – Perfis verticais de salinidade nos primeiros 120 m da coluna d'água para o verão e inverno (média entre 2006-2015), gerados pelos dados das boias PIRATA e soluções do ROMS.....	47
Figura 4.8 – Taxa de mortalidade total (%) ao longo do tempo de simulação (90 dias) durante o verão e o inverno de cada ano entre 2010 e 2015.	49
Figura 4.9 – Taxa de mortalidade larval por advecção (MA), para cada zona de lançamento no verão e inverno entre 2010 e 2015. As zonas de lançamento com taxa de mortalidade igual a zero não estão aqui representadas.	50
Figura 4.10 – Estimativa de densidade de Kernel para as larvas sobreviventes durante os 90 dias de simulação no verão e inverno.	52
Figura 4.11 – Distribuição das partículas sobreviventes após 90 dias de simulação durante o verão entre 2010-2015, onde cada cor representa as zonas de lançamento pertencentes a cada bacia produtora.....	54
Figura 4.12 – Distribuição das partículas sobreviventes após 90 dias de simulação durante o inverno entre 2010-2015, onde cada cor representa as zonas de lançamento pertencentes a cada bacia produtora.....	55
Figura 4.13 – Campos médios da velocidade zonal (u) e meridional (v), em m/s, obtidos nas simulações com o ROMS detalhamento (<i>zoom</i>) para a região de 17 a 31 $^{\circ}\text{S}$	58
Figura 4.14 – Boxplot do deslocamento total (km) de todas as partículas ao longo de todas as simulações do verão e inverno entre os anos de 2010-2015.	59
Figura 4.15 – Matriz de Fornecimento Larval de uma zona de lançamento (eixo y) para uma zona receptora (eixo x).....	61
Figura 4.16 – Quantidade de larvas que atinge cada zona receptora ao longo dos 6 anos, durante o verão e inverno.....	65

LISTA DE TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 3.1 – Identificação das estações fluviométricas utilizadas para introdução da vazão de rios no ROMS.	22
Tabela 3.2 – Experimentos hidrodinâmicos realizados com o ROMS.....	23
Tabela 3.3 – Configuração dos parâmetros físicos e biológicos utilizados nos experimentos no Ichthyop.	31
Tabela 4.1 – Percentual de larvas que atinge a costa brasileira, lançadas de cada bacia sedimentar marinha produtora de petróleo.	63
Tabela 4.2 – Classificação das zonas receptoras de larvas de coral-sol com base na somatória das larvas que atingiram a costa durante todos os experimentos.....	66

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANP	Agência Nacional do Petróleo
ASAS	Alta Subtropical do Atlântico Sul
ASM	Altura da Superfície do Mar
AT	Água Tropical
AVISO	<i>Archiving, Validation and Interpretation of Satellite Oceanographic data</i>
biCSEs	Bifurcação da Correntes Sul Equatorial - ramo sul
CCB	Corrente Costeira do Brasil
CCNE	Contracorrente Norte Equatorial
CNB	Corrente Norte do Brasil
CNBr	Retroflexão da Corrente Norte do Brasil
CSE	Corrente Sul Equatorial
CSEc	Corrente Sul Equatorial - ramo central
CSEn	Corrente Sul Equatorial - ramo norte
CSEs	Corrente Sul Equatorial - ramo sul
FDP	Função de Densidade de Probabilidade
FPSO	<i>Floating Production Storage and Offloading</i>
GSAS	Giro Subtropical do Atlântico Sul
IDA	Índice de Desempenho Ambiental
KDE	<i>Kernel Density Estimator</i>
MBI	Modelo Baseado em Indivíduo
MA	Mortalidade por Advecção
MT	Mortalidade Total
OSCAR	<i>Ocean Surface Current Analysis Real Time</i>
OSTIA	<i>Operational Sea surface Temperature and sea Ice Analysis</i>
PIRATA	<i>Prediction and Research Moored Array in the Tropical Atlantic</i>
PLD	<i>Pelagic Larval Duration</i>
RMSD	<i>Root Mean Square Deviation</i>
ROMS	<i>Regional Oceanic Modeling System</i>
SMOS	<i>Soil Moisture Ocean Salinity</i>
SODA	<i>Simple Ocean Data Assimilation</i>
SSM	Salinidade da Superfície do Mar
TSM	Temperatura da Superfície do Mar
ZL	Zona de Lançamento
ZR	Zona Receptora
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Objetivo geral	3
1.2	Objetivos específicos	3
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	4
2.1	Coral bioinvasor: <i>Tubastraea</i> spp.....	4
2.2	Bioincrustação em plataformas petrolíferas	6
2.3	Circulação superficial do Atlântico Sudoeste.....	9
2.4	Dispersão larval de organismos sésseis	13
3	METODOLOGIA	16
3.1	Modelo numérico oceânico.....	17
3.1.1	Configuração da grade	19
3.1.2	Dados de batimetria e linha de costa	20
3.1.3	Forçantes atmosféricas	20
3.1.4	Dados de contorno oceânico.....	21
3.1.5	Rios e marés	21
3.1.6	Experimentos hidrodinâmicos	22
3.1.7	Dados para avaliação do modelo	23
3.2	Modelo biofísico	25
3.2.1	Experimentos biofísicos	26
3.2.2	Avaliação dos resultados do modelo biofísico.....	31
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1	Análise das soluções do modelo hidrodinâmico.....	35
4.1.1	Temperatura da Superfície do Mar (TSM).....	35
4.1.2	Salinidade da Superfície do Mar (SSM)	38
4.1.3	Altura da Superfície do Mar (ASM).....	40
4.1.4	Correntes da superfície do mar	42
4.1.5	Perfis verticais de temperatura e salinidade.....	45
4.2	Análise das simulações biofísicas	48
4.2.1	Mortalidade larval	48
4.2.2	Distribuição espacial das larvas	51
4.2.3	Padrões de dispersão larval.....	53
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	70
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
	APÊNDICE A – PLATAFORMAS PETROLÍFERAS NAS BACIAS SEDIMENTARES MARINHAS BRASILEIRAS ENTRE 2010- 2015.....	86

1 INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras são aquelas registradas fora de sua área de distribuição original, e cuja abundância interfere na capacidade de sobrevivência de outras espécies em uma certa região (ELLIOTT, 2003). De acordo com Blackburn et al. (2011), para um organismo ser considerado invasor em uma área, ele deve passar com êxito pelos estágios de transporte, introdução, estabelecimento e dispersão.

A bioinvasão é uma das principais causas da perda de biodiversidade marinha, contribuindo para a redução de importantes serviços ecossistêmicos, como a pesca, a aquicultura e o turismo (KATSANEVAKIS et al., 2014). De fato, a presença de espécies exóticas invasoras pode levar à exclusão competitiva das populações nativas, alterando a cadeia trófica e a complexidade do habitat, e até mesmo impactando a ciclagem de nutrientes e processos de sedimentação locais (HUXEL, 1999; MOLNAR et al., 2008).

Das espécies exóticas invasoras encontradas no hábitat bentônico marinho brasileiro, duas são pertencentes ao gênero *Tubastraea* (MMA, 2009). O coral-sol, como o gênero é popularmente conhecido, ocupa substratos naturais e artificiais de norte ao sul do país (CREED et al., 2017), sendo responsável pela alteração de diversas comunidades bentônicas (LAGES et al., 2011; MANTELATTO et al., 2011; MIRANDA et al., 2016). Um dos maiores prejuízos ambientais é a potencial exclusão de uma espécie endêmica de coral brasileiro, a *Mussismilia hispida*, que em poucos dias de contato com o coral-sol sofre necrose e morre (SANTOS et al., 2013).

A fim de conter a expansão geográfica do coral-sol na costa brasileira, a remoção manual das colônias de *Tubastraea* spp. por mergulhadores especializados tem sido adotada como a principal estratégia de manejo (MCTIC, 2017). De fato, Giakoumi et al. (2019) aponta esta prática como uma das mais eficientes para o controle de espécies invasoras marinhas. Porém, a erradicação do bioinvasor torna-se improvável, devido ao desalinho entre a rápida dispersão do organismo e a demora na tomada das medidas de manejo, iniciadas décadas após a primeira observação do organismo em águas brasileiras.

Habitats potenciais para expansão geográfica de *Tubastraea* spp. são apontados pelo modelo de distribuição de espécies elaborado por Riul et al. (2013), mostrando que o coral-sol poderia encontrar habitat adequado ao longo de todo o litoral brasileiro, além dos limites geográficos já registrados. Todavia, esta abordagem não considera a interação entre a circulação oceânica local, localização das áreas provedoras de larvas e as características biológicas do organismo. O potencial de dispersão natural de uma espécie marinha é afetado pela combinação dos fatores mencionados e pode ser analisado a partir de modelos biofísicos que simulam o transporte dos estágios iniciais do ciclo de vida de uma espécie no plâncton (LEVIN, 2006; METAXAS; SAUNDERS, 2009).

No Brasil, trabalhos relacionados à dispersão de estoques pesqueiros e à conectividade demográfica de organismos marinhos têm empregado a modelagem biofísica (RUDORFF et al., 2009; DIAS et al., 2014; D'AGOSTINI et al., 2015; GOUVEIA et al., 2017; ENDO et al., 2019; LIMA, 2019). Além de fornecer padrões de trajetórias das larvas de um organismo, as simulações biofísicas permitem a identificação de áreas de maior adensamento, bem como a identificação das áreas que atuam como fonte e como receptora de larvas no oceano. Apesar da modelagem biofísica ser capaz de elucidar diversas questões acerca da dispersão de espécies exóticas invasoras marinhas, esta abordagem ainda não foi aplicada em escala regional no Oceano Atlântico Sudoeste com foco nesta questão ambiental.

A expansão geográfica de uma espécie exótica invasora é afetada por sua pressão de propágulo, ou seja, pela quantidade e frequência de larvas do organismo liberadas em uma região (JOHNSTON et al., 2009; OLENIN et al., 2011). Dentre os vetores de introdução e dispersão de espécies exóticas invasoras no ambiente marinho destaca-se a bioincrustação em estruturas artificiais (CARLTON, 1996; FERREIRA et al., 2006). Plataformas petrolíferas, colonizadas por um organismo invasor adulto, contribuem para o aumento da pressão de propágulo no ambiente marinho, na medida que atuam como fornecedoras de novos indivíduos (LOCKWOOD et al., 2009; HEDGE; JOHNSTON, 2012). No caso do coral-sol em águas brasileiras, as plataformas petrolíferas se apresentam como possíveis fontes de larvas ao ambiente

marinho, uma vez que nestas há registros prévios do organismo (CREED et al., 2017). Tais plataformas podem ainda servir como “trampolins” para demais áreas, conectando regiões oceânicas com regiões costeiras suscetíveis ao estabelecimento do organismo (SAMMARCO et al., 2004; MACREADIE et al., 2011).

A expansão geográfica de espécies exóticas invasoras marinhas é uma ameaça aos oceanos, sobretudo quando o potencial dispersor da espécie é desconhecido e pode ser intensificado por áreas fornecedoras de larvas. A compreensão do papel das plataformas petrolíferas na dispersão do coral-sol no Brasil torna-se fundamental para uma melhor orientação ao manejo do bioinvasor no país, especialmente porque regiões costeiras mais suscetíveis à colonização podem ser localizadas. Os resultados obtidos neste trabalho podem ainda auxiliar tomadores de decisão ao redor do mundo a lidar com habitats que também sofram com a problemática de bioinvasão marinha e a presença de estruturas artificiais impulsionadoras da expansão geográfica do organismo.

1.1 Objetivo geral

Este trabalho teve como objetivo principal determinar os padrões de dispersão do coral-sol a partir das plataformas petrolíferas presentes nas bacias sedimentares marinhas brasileiras. Assim, buscou-se compreender a influência destas estruturas no processo de expansão geográfica do bioinvasor, apontando áreas vulneráveis à colonização em todo litoral brasileiro.

1.2 Objetivos específicos

- Determinar se as plataformas petrolíferas podem atuar como fonte de larvas de coral-sol para costa brasileira;
- Avaliar como processos biológicos e hidrodinâmicos influenciam a dispersão das larvas de *Tubastraea* spp. e a sua variabilidade espaço-temporal;
- Identificar as áreas suscetíveis à colonização de *Tubastraea* spp., verificando a contribuição das principais bacias sedimentares marinhas produtoras de petróleo no Brasil para a dispersão do bioinvasor.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Coral bioinvasor: *Tubastraea* spp.

O gênero *Tubastraea* pertence à ordem dos escleractíneos, sendo produtores de esqueleto calcário; porém, são organismos ahermatípicos, ou seja, não são considerados construtores de recifes (COHEN; HOLCOMB, 2009). Assim como a maioria dos cnidários da família Dendrophylliidae, estes corais não vivem em simbiose com algas fotossintetizantes (azooxantelados), não necessitando da luz solar para o seu desenvolvimento (KITAHARA, 2007).

Este gênero é composto por sete espécies sendo apenas duas encontradas em águas brasileiras: *Tubastraea coccinea* Lesson 1829, nativa do arquipélago de Fiji, e *Tubastraea tagusensis* Wells 1982, nativa do arquipélago de Galápagos (CREED et al., 2017). Em águas brasileiras, as duas espécies podem ser distinguidas pela coloração dos pólipos, vermelho-alaranjado em *T. coccinea* e amarelado em *T. tagusensis* (Figura 2.1). Estes são os primeiros corais escleractíneos considerados invasores no Oceano Atlântico Sudoeste e suas colônias, além de terem características biológicas similares, ocorrem de forma concomitante (DE PAULA; CREED, 2004).

Figura 2.1 – *Tubastraea tagusensis* (à esquerda) e *Tubastraea coccinea* (à direita) em costões rochosos na Ilha dos Búzios (SP), Brasil.



Fonte: Leo Francini (2012).

No Brasil, as primeiras observações do gênero foram em uma plataforma de petróleo na Bacia de Campos no final de 1980, e em substrato natural na Baía

de Ilha Grande (RJ) na década seguinte (CASTRO; PIRES, 2001; DE PAULA; CREED, 2004). Atualmente, o coral-sol está espalhado por mais de 3.500km da costa brasileira, em substratos rochosos e artificiais, desde o estado do Ceará até o estado de Santa Catarina, incluindo várias áreas de proteção marinhas (CAPEL et al., 2019; SILVA et al., 2011). Os registros de ocorrência em ambos os substratos são apresentados pontualmente no trabalho de Creed et al. (2017).

Em suas faixas nativas, *T. coccinea* ocorre entre 1 e 110 m de profundidade (CAIRNS; ZIBROWIUS, 1997) e *T. tagusensis* entre 3 e 43 m (WELLS, 1982). No Brasil, a *T. coccinea* foi encontrada a 16m em Ilhabela (SP) (MIZRAHI et al., 2014) e até em 21 m na Baía de Todos os Santos (BA) (MIRANDA et al., 2016). Para sua congênere, os maiores registros de profundidade são de 22 m em Salvador (BA) (SAMPAIO et al., 2012) e 32 m em um naufrágio na costa do estado do Ceará (SOARES et al., 2020).

Não há indícios de uma temperatura máxima letal para o coral-sol, inclusive este organismo é capaz de resistir à dessecação, quando exposto ao ar na zona intermaré (DE PAULA; CREED, 2005). Contudo, Batista et al. (2017) sugerem que águas mais frias limitam a ocorrência de *T. coccinea*, já que esta espécie não ocorre em algumas regiões da ressurgência de Cabo Frio. Esta observação corrobora os resultados dos experimentos conduzidos pelos autores supracitados, em que temperaturas $\leq 12,5$ °C foram letais para a sobrevivência das colônias de coral-sol.

A ampla faixa de temperatura suportada pelo gênero e a possibilidade de sobrevivência fora da zona eufótica, permitem que sua distribuição geográfica no litoral brasileiro seja pouco restritiva. Ademais, o coral-sol é considerado generalista em termo de substrato para recrutamento (CREED; DE PAULA, 2007). Ambas as espécies tendem a se distribuir em costões rochosos com diferentes inclinações, porém nota-se a preferência por substratos verticais e negativos (DE PAULA; CREED, 2005, MIZRAHI et al., 2014).

O gênero *Tubastraea* possui estratégias contra a predação, sendo capaz de produzir compostos aleloquímicos que o torna pouco palatável aos peixes em geral, além da produção de substâncias antiincrustantes (LAGES et al., 2010;

MOREIRA; CREED, 2012). O coral-sol é heterotrófico e com a extensão de seus tentáculos, se alimentam de pequenos organismos do zooplâncton (MIZRAHI, 2008).

T. coccinea e *T. tagusensis* são hermafroditas simultâneas, reproduzindo-se assexuadamente ou sexuadamente através da liberação de larvas (AYRE; RESING, 1986). Ademais, possuem idade reprodutiva precoce e alta produção de larvas ao longo do seu ciclo de vida (DE PAULA, 2007). A época reprodutiva deste gênero se estende durante o ano inteiro (GLYNN et al., 2008). Porém, picos de liberação de larvas em experimentos laboratoriais (sob condições controladas) foram observados nos meses de verão e inverno austral (KITAHARA, 2020).

A proporção de reprodução sexuada em relação a assexuada permanece desconhecida neste gênero, sendo a geração de clones por reprodução assexuada notável no Oceano Atlântico Sudoeste (CAPEL et al., 2017). Ressalta-se que a reprodução assexuada é uma característica importante de muitas espécies invasoras, principalmente nos primeiros estágios da bioinvasão (TAYLOR; HASTINGS, 2005). Ademais, ambas as espécies possuem alta capacidade de regeneração a partir de seus fragmentos (LUZ et al., 2018).

Glynn et al. (2008) sugerem que as larvas de coral-sol tendem a assentar de um a três dias depois que liberadas, o que favorece a retenção local e o comportamento gregário (que vive em grupo) do gênero. Entretanto, experimentos laboratoriais no Brasil mostram que as larvas podem permanecer saudáveis no plâncton por períodos mais prolongados (DE PAULA et al., 2014), chegando até 90 dias (LUZ et al., 2020).

2.2 Bioincrustação em plataformas petrolíferas

Plataformas petrolíferas ao redor do mundo estão sujeitas a bioincrustação, ou seja, passíveis a servir como substrato para colonização de diversos organismos marinhos. Assim, atuam como recifes artificiais ao disponibilizar habitat para espécies marinhas em águas abertas, favorecendo a biodiversidade local (TECHERA; CHANDLER, 2015). Contudo, plataformas colonizadas pela

população adulta de espécies exóticas invasoras, impactam negativamente o ambiente marinho já que podem atuar como vetores de introdução e dispersão de propágulos (ovos e larvas) do bioinvasor (YEO et al., 2009).

Estas unidades petrolíferas podem ser do tipo fixa, semi-submersível ou FPSO (*Floating Production Storage and Offloading*), e muitas não são fabricadas nas regiões na qual entram em operação, sendo transportadas por longas distâncias no oceano. Logo, a bioincrustação de diferentes organismos marinhos nas estruturas de plataformas petrolíferas em seu local de origem permite que espécies endêmicas de uma região consigam colonizar novos habitats (FOSTER; WILLAN, 1979).

A bioincrustação de espécies exóticas invasoras em plataformas petrolíferas é uma realidade em diversas localidades. No Golfo do México, a rápida expansão do coral invasor *Tubastraea* spp. em plataformas petrolíferas foi indicada por Fenner (2001). Anos depois, uma cobertura média de 50% deste organismo foi encontrada em plataformas na mesma região (SAMMARCO et al., 2012). Page et al. (2006) encontraram três espécies exóticas invasoras em plataformas de petróleo na Califórnia, sendo uma delas coralínea, e discutem uma possível dispersão destas espécies para os recifes naturais costeiros. Na costa oeste africana, uma alta diversidade e biomassa de invertebrados foi encontrada também em plataformas petrolíferas, sendo o gênero *Tubastraea* dominante (FRIEDLANDER et al., 2014). No Brasil, espécies exóticas invasoras foram encontradas na comunidade bentônica incrustada em plataformas petrolíferas na região de Arraial do Cabo (RJ), sendo uma delas a *Tubastraea coccinea* (FERREIRA et al., 2006). Ademais, diversas plataformas petrolíferas em todo litoral brasileiro possuem registros de bioincrustação do gênero *Tubastraea* (CREED et al., 2017, BRAGA et al., 2021). Nas Ilhas Canárias, estruturas de unidades petrolíferas e do setor portuário também apresentam bioincrustação do coral-sol; de fato, estes foram os registros do bioinvasor mais ao norte do Atlântico Leste (BRITO et al., 2017; LÓPEZ et al., 2019).

Mesmo quando a produção de uma plataforma se finaliza, esta não é imediatamente removida de sua localidade devido às questões logísticas e

burocráticas que permeiam o processo de descomissionamento (HAMZAH, 2003). Este processo pode levar anos até ser concluído, de forma que algumas plataformas sejam até mesmo abandonadas no sítio (RUIVO, 2001). Além de permanecerem suscetíveis a incrustação de espécies exóticas invasoras por um período estendido, as plataformas descomissionadas já bioincrustadas podem favorecer a expansão geográfica de um organismo invasor (BRAGA et al., 2021). Importante ressaltar que o nível de bioincrustação em plataformas petrolíferas pode ser muitas vezes subestimado, já que a determinação da presença e abundância de organismos possui uma logística de inspeção complexa.

A prevenção da bioincrustação em embarcações é feita majoritariamente com o uso de tintas antiincrustantes livres de estanho, cujo desempenho pode ser afetado pelas propriedades da água do mar, tipo de organismo incrustante e tempo de reaplicação (YEBRA et al., 2004). Entretanto, as plataformas petrolíferas encontram-se à deriva em termos legais quando o assunto é gerenciamento de organismos incrustantes, já que as regulamentações da Organização Marítima Internacional (IMO – *International Maritime Organization*, em inglês) não exigem a aplicação do revestimento para estas.

Soluções custo-efetivas para detecção e remoção dos bioincrustadores das plataformas marítimas são um desafio, devido à dimensão e complexidade destas. Métodos de remoção mecânica quando não operados remotamente, necessitam de operações de mergulho, que além de insalubres, demandam uma quantidade de tempo que torna impossível a limpeza total das estruturas. No caso do coral-sol, deve-se ainda considerar que a remoção manual pode provocar estresse nos organismos, resultando na liberação de larvas (COUTINHO et al., 2013), e que fragmentos não contidos durante o processo podem se regenerar (LUZ et al., 2018), favorecendo assim a dispersão do bioinvasor.

No Brasil, sete bacias sedimentares marítimas produtoras de hidrocarbonetos contam com plataformas petrolíferas instaladas, sendo que, na maioria delas, o escoamento da produção ocorre por dutos no leito marinho que se comunicam com o continente. Apesar da concessão para exploração dos recursos ser

distribuída a diversas companhias, a principal exploradora e produtora de petróleo no Brasil é a Petrobras (VIANA, 2012), sendo todas as atividades geridas pela Agência Nacional do Petróleo (ANP). A exploração e produção de petróleo no Brasil é um setor com grande potencial de expansão tendo em vista as características geológicas e o tamanho das bacias sedimentares marinhas do país. Com um possível aumento do número de unidades petrolíferas em águas brasileiras, novas áreas estarão disponíveis para bioincrustação, o que pode intensificar a disseminação das espécies exóticas invasoras no país.

2.3 Circulação superficial do Atlântico Sudoeste

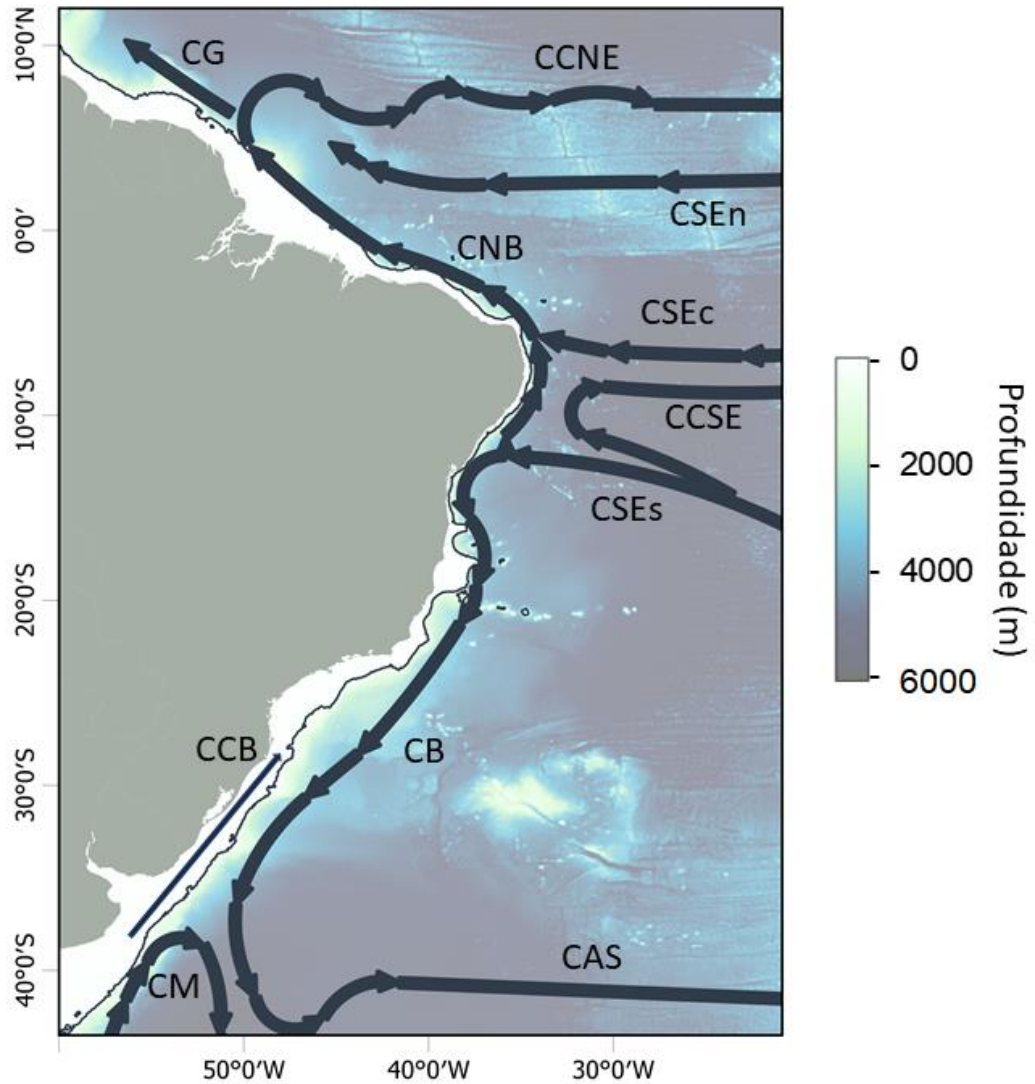
No Atlântico Sudoeste, a circulação oceânica em superfície é influenciada pela atuação de dois sistemas atmosféricos principais: a Alta Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) e a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). A ASAS é um sistema semipermanente de alta pressão, circulação anticiclônica, com posição média anual próxima a 30°S e 25°W e, que por ser uma massa de ar tropical marítima, apresenta temperatura e umidade elevada (PEZZI; SOUZA, 2009). A oscilação sazonal da ASAS é associada às variações na radiação de onda curta ao longo do ano que fazem com que este sistema se desloque para sudeste durante o verão e para noroeste durante o inverno austral (MÄCHEL et al., 1998; SEAGER et al., 2003). Ao longo da costa brasileira, esta oscilação afeta a presença de ventos de nordeste e conseqüentemente os eventos de ressurgência costeira (CASTELAO; BARTH, 2006). A ZCIT é uma faixa de baixa pressão atmosférica e alta cobertura de nuvens formada pela convergência dos ventos alísios. Localiza-se na região equatorial onde as temperaturas da superfície do mar no Atlântico são relativamente altas, favorecendo a ascensão de ar quente e úmido, resultando em uma zona de intensa precipitação (CARTON et al., 1996). A ZCIT migra sazonalmente em direção ao hemisfério de maior temperatura da superfície do mar, atingindo sua posição mais ao norte (14°N) em agosto-setembro e sua posição mais ao sul (3°S) em fevereiro-abril (FERREIRA; MELLO, 2005). A oscilação na posição da ZCIT pode resultar em variações na

salinidade da superfície do mar, e conseqüentemente na densidade, influenciando a estabilidade da coluna de água do oceano tropical (YU, 2015).

No Oceano Atlântico Sul a circulação de grande escala é dominada nos primeiros 1.000m pelo Giro Subtropical do Atlântico Sul (GSAS). Este giro anticiclônico é uma região de alta pressão localizado no centro da bacia oceânica, sendo governado pelas correntes superficiais geradas pela transferência de *momentum* da atmosfera para o oceano, via cisalhamento do vento (STRAMMA; ENGLAND, 1999). Assim como os demais giros oceânicos, o GSAS é assimétrico, já que a corrente ao oeste da bacia é confinada em jatos estreitos e mais intensos que as correntes do restante do giro, sendo denominada de Corrente de Contorno Oeste (STOMMEL, 1948; MUNK, 1950). O GSAS é limitado ao norte pela Corrente Sul Equatorial (CSE), com suas ramificações norte (CSEn), central (CSEc) e sul (CSEs), que transportam água subtropical da corrente de Benguela em direção a costa Brasileira (PETERSON; STRAMMA, 1991). Ao se aproximar da plataforma continental brasileira, o ramo sul da CSE se bifurca, entre 10°S e 14°S (próximo à superfície), formando a Corrente Norte do Brasil (CNB) que flui em direção ao norte, e a Corrente do Brasil (CB), que compõe a borda oeste do GSAS fluindo ao largo da costa brasileira em direção ao sul (Figura 2.2). Devido a influência da atuação do cisalhamento do vento, principalmente da marcha sazonal da ZCIT, a bifurcação da CSEs (biCSEs) migra sazonalmente, deslocando-se para norte durante o verão e para sul durante o inverno (RODRIGUES et al., 2007). Intercalando-se com a CSE, um escoamento fraco, estreito e variável, caracteriza a Contracorrente Sul Equatorial (CCSE). Antes de se encontrar com a corrente das Guianas (CG), entre 5°N e 10°N, a CNB retroflete e alimenta a Contracorrente Norte Equatorial (CCNE), importante constituinte do Oceano Atlântico Equatorial, fluindo contra os ventos alísios (GARZOLI; KATZ, 1983). Entre 33-38°S, ocorre a interação de águas tropicais/subtropicais (quentes) transportadas para o sul pela CB com as águas subantárticas (frias) transportadas pela CM para norte, caracterizando a Confluência Brasil-Malvinas (CBM). A CBM é uma das regiões mais energéticas do mundo e tem importante papel na modulação da Camada Limite Atmosférica

Marinha (PEZZI et al., 2005). Ao sul da CBM, flui para leste a Corrente do Atlântico Sul (CAS) que delimita a borda sul do GSAS (STOMMEL, 1957).

Figura 2.2 – Representação esquemática das correntes superficiais do Oceano Atlântico Sudoeste.



Onde: CCNE - Contra Corrente Norte Equatorial; CSEn, CSEc, CSEs – Corrente Sul Equatorial (ramos (n)orte, (c)entral e (s)ul); CCSE - Contra Corrente Sul Equatorial; CNB - Corrente Norte do Brasil; CG – Corrente das Guianas; CB - Corrente do Brasil; CM - Corrente das Malvinas; CAS - Corrente do Atlântico Sul, CCB - Corrente Costeira do Brasil.

Fonte: Adaptado de Peterson e Stramma (1991).

Águas mais frias (~20°C) originadas na CBM são regularmente transportadas na plataforma continental brasileira em direção ao norte pela Corrente Costeira do Brasil (CCB). A CCB é um escoamento mais lento que o da CB e atinge seu

limite norte durante o inverno nas proximidades da latitude de 24°S (SOUZA; ROBINSON, 2004).

A CB apresenta considerável atividade de mesoescala que resulta em seu meandramento (SILVEIRA et al., 2000). Importantes vórtices gerados pela combinação da batimetria complexa da região e a instabilidade baroclínica, estão presentes nas latitudes de 15°S (Vórtice de Ilhéus), 17°S (Vórtice de Royal Charlotte), 19°S (Vórtice de Abrolhos) e a 20°S (Vórtice de Vitória) (SOUTELINO et al., 2013). Ao sul da Cadeia Vitória -Trindade, a CB torna-se mais energética, com frequente formação de meandros ciclônicos e anticiclônicos, que podem se desenvolver até virarem vórtices (ARRUDA et al., 2013). A mudança na orientação da linha de costa favorece ainda a formação do Vórtice de Cabo São Tomé (22°S) e do Vórtice de Cabo Frio (23°S) (SILVEIRA et al., 2000; RODRIGUES; LORENZZETTI, 2001). Na porção mais costeira desta região, ocorre ainda o fenômeno de ressurgência costeira, no qual águas mais profundas afloram para a superfície (CALADO et al., 2010). Este evento é interrompido com a passagem de sistemas frontais oriundos do sul (CASTELÃO; BARTH, 2006). O volume de água transportada pela CB é variável com a latitude à medida que esta corrente se aproxima ou se afasta da costa, variando de 4 a 18 Sv (1 Sv = $10^6\text{m}^3.\text{s}^{-1}$), e alcançando um máximo no verão austral (MATANO et al., 1993; SILVEIRA et al., 2000).

Stramma e England (1999) afirmam que a biCSEs ocorre em diferentes níveis de profundidades ocorre em latitudes distintas, gerando assim um estratificado sistema de escoamento de contorno oeste associado a diferentes massas d'água. Em sua origem na bifurcação, a CB tem profundidade de apenas 200m e transporta apenas Água Tropical (AT). A AT é formada pela intensa radiação solar e pelo excesso de evaporação em relação à precipitação, apresentando temperaturas e salinidades mais altas ($T > 20^\circ\text{C}$ e $S > 36$) (CASTRO; MIRANDA, 1998). Por volta de 20°S e no nível da piconclina, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) alimenta a CB que atinge profundidades de 400-500m. Esta massa d'água é rica em nutrientes e possui menores valores de temperatura ($6^\circ\text{C} < T < 20^\circ\text{C}$) e de salinidade ($34,6 < S < 36$) que a AT (CASTRO; MIRANDA, 1998). Em latitudes mais ao sul ($\sim 28^\circ\text{S}$), a Água Intermediária Antártica (AIA),

massa d'água de menor salinidade (<34,5) e temperatura (<8°C) é transportada pela CB, que aumenta sua espessura chegando a 1200m. Subjacente a AIA e com características similares à essa, ocorre a Água Profunda do Atlântico Norte (APAN) (SILVEIRA et al., 2000).

2.4 Dispersão larval de organismos sésseis

O estágio inicial do ciclo de vida da maioria das espécies marinhas inclui uma fase larval no plâncton, na qual a circulação oceânica controla a dispersão da larva para locais distantes, ou não, ao de sua origem (JAMES et al., 2002). A dispersão larval é o processo que envolve a emigração de larvas de uma população em direção a colonização de outra região no ambiente marinho (DINGLE, 2014). Entretanto, este processo não tem como finalidade a entrada do indivíduo na população adulta, o que caracteriza a conectividade biológica marinha (PINEDA et al., 2007; COWEN; SPONAUGLE, 2009). No caso dos organismos sésseis (que vivem fixos à um substrato), como os corais, a dispersão larval termina com o assentamento da larva no substrato e consequente metamorfose para o estágio primário do pólipó (GLEASON; HOFMANN, 2011).

A persistência das populações marinhas em uma determinada área e intervalo de tempo, pode ser garantida pela dispersão larval, já que o fluxo de indivíduos de regiões sadias pode mitigar a mortalidade em regiões vizinhas (GONZALEZ et al., 1998). Ademais, a dispersão larval permite a colonização da espécie em novos habitats, podendo fortalecer processos de bioinvasão (HANSKI, 1998; LÓPEZ-DUARTE et al., 2012).

Em geral, as larvas se deslocam como partículas semi-passivas sujeitas aos efeitos dos processos físicos no ambiente marinho (COWEN, 2002). Estes processos podem tanto favorecer a dispersão para regiões distantes de seus habitats de origem, quanto favorecer a retenção local (LÓPEZ; COUTINHO, 2008; WHITE et al., 2019). Nas regiões costeiras este processo é predominantemente influenciado pelas correntes geradas pelos ventos, ondas de gravidade e marés (SHANKS et al., 2010). Eventos de ressurgência costeira,

afetam o transporte transversal de larvas à linha de costa, sujeitando-as aos processos oceanográficos de águas oceânicas (DIAS et al., 2014, NICKOLS et al., 2015). De fato, em águas mais profundas, a dispersão das larvas é afetada primordialmente por processos de larga e mesoescala como correntes geostróficas e vórtices, que podem tornar improvável o assentamento das larvas na costa (SIEGEL et al., 2008; MCGILLICUDDY et al., 2016). A dispersão e o assentamento de larvas na região costeira estão geralmente associados ao transporte paralelo à linha de costa (PINEDA et al., 2007).

O processo de dispersão é influenciado também pelas interações dos indivíduos com o ambiente que os permeiam, sendo dependente das características biológicas do organismo (BOWLER; BENTON, 2005). A densidade da larva e a capacidade de muitas larvas realizarem a migração vertical diária as permitem ocupar diferentes profundidades, sujeitando-as a diferentes fluxos horizontais que afetam seu potencial dispersor (YOUNG, 1995). A trajetória das larvas pode ainda ser interrompida quando estas encontram temperaturas letais a sua sobrevivência (O'CONNOR et al., 2007). Ademais, os padrões de dispersão larval podem se alterar em escala sazonal, devido a tolerância das larvas ao gradiente térmico e de fluxo das correntes a que são expostas (MITARAI et al., 2009, ENDO et al., 2019).

Gradientes verticais de temperatura e salinidade no oceano resultam na estratificação da coluna d'água, que podem atuar como uma barreira física para a distribuição vertical das larvas e impactar na variabilidade espacial do assentamento larval (PINEDA et al., 2007). Por exemplo, larvas de mexilhões ao longo da costa da Califórnia, apresentaram maiores taxas de assentamento em regiões de maior estratificação (PINEDA; LÓPEZ, 2002).

O grau de exposição às ondas também pode influenciar na disseminação das larvas de organismos sésseis, favorecendo a dispersão até locais mais abrigados para o assentamento. De fato, a alta exposição à chegada de ondas em partes do recife de Palau, no Indo-Pacífico, impactaram negativamente o assentamento de uma espécie de coral nativa (GOUEZO et al., 2020). Ambientes de baixa hidrodinâmica, como marinas, podem favorecer a retenção de larvas,

de modo que o assentamento ocorra próximo às colônias parentais (TANASOVICI et al., 2020). Ademais, a preferência e disponibilidade de substrato adequado para assentamento pode afetar o tempo de permanência da larva na coluna d'água e, portanto, a distância percorrida por estas. Fatores como a presença de biofilme e algas coralíneas, rugosidade da superfície e até orientação do substrato podem impactar, portanto, no sucesso da dispersão larval (PETERSEN et al., 2005; SU et al., 2007, RITSON-WILLIAMS et al., 2010).

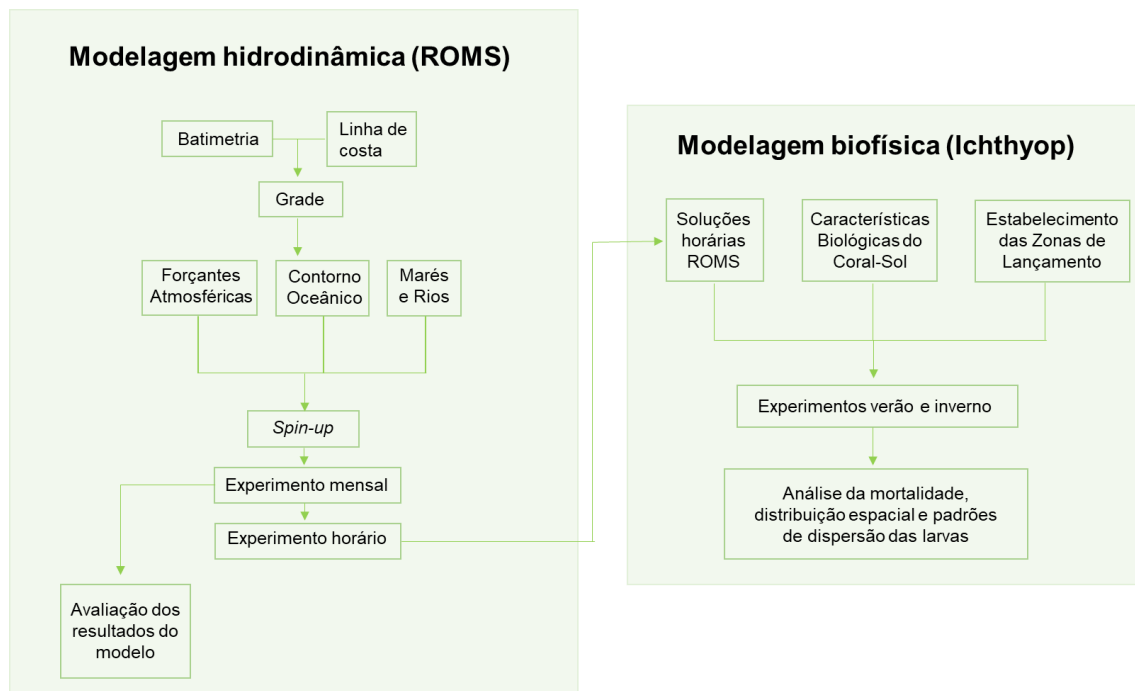
O potencial dispersor é primordialmente afetado pelo tempo de permanência da larva no plâncton (PLD - *Pelagic Larval Duration*, em inglês) antes do assentamento (COWEN; SPONAUGLE, 2009). Levin (2006) aponta a relação positiva entre PLD e a extensão da dispersão, no qual PLDs curtos estão associados a um potencial dispersor limitado, aumentando a probabilidade de retenção local. Em geral, espera-se que a dispersão seja maior para espécies com PLDs mais longos (LARGIER, 2003; SIEGEL et al., 2003).

A alta produção de larvas com tamanho diminuto e a ampla escala espaço-temporal envolvida na dispersão destas no plâncton, somadas às poucas tecnologias de rastreamento *in situ*, refletem o desafio de quantificar a dispersão larval de populações marinhas (THORROLD et al., 2002). Geralmente as hipóteses derivam de inferências sobre a oceanografia da região ou sobre a biologia larval. Modelos biofísicos permitem responder importantes questões sobre os padrões de dispersão de uma espécie marinha de maneira objetiva, sendo capazes de combinar os processos físicos atuantes em uma região com as características biológicas da espécie de interesse (WERNER et al., 2007). A revisão de Swearer et al. (2019) afirma que desde 1980, 77% das pesquisas de dispersão de larvas marinhas, por ano, tem se baseado em simulações biofísicas. Os autores apontam ainda importantes descobertas e lacunas na implementação dos modelos, destacando a relevância desta ferramenta. Recentemente, a modelagem biofísica tem sido aplicada a estudos de dispersão de larvas de organismos sésseis, principalmente no âmbito do manejo e conservação de espécies de corais (STORLAZZI et al., 2017; GARAVELLI et al., 2018; THOMPSON et al., 2018).

3 METODOLOGIA

A realização deste trabalho foi baseada nas modelagens hidrodinâmica e biofísica, sendo as etapas desenvolvidas representadas no fluxograma da Figura 3.1. O *Regional Ocean Modeling System* (ROMS) foi o modelo numérico oceânico empregado para gerar as condições oceanográficas na área de estudo no período determinado. As simulações hidrodinâmicas utilizaram dados de entrada específicos e suas soluções mensais foram avaliadas com base em bancos de dados oceanográficos disponíveis. As soluções horárias para os parâmetros físicos geradas no ROMS, junto a informações biológicas do coral-sol e estabelecimento das zonas de lançamento de partículas, baseadas estas na localização das plataformas petrolíferas, foram inseridas no modelo biofísico Ichthyop para simular a dispersão das larvas do bioinvasor durante o verão e inverno de 2010 a 2015. Os resultados das simulações biofísicas foram então analisados com base na mortalidade, na distribuição espacial e nos padrões de dispersão das larvas de coral-sol encontrados.

Figura 3.1 – Fluxograma das etapas metodológicas do trabalho baseadas em simulações hidrodinâmicas, com o uso do modelo ROMS, e em simulações biofísicas, com o uso do modelo Ichthyop.



Fonte: Produção do autor.

3.1 Modelo numérico oceânico

A modelagem numérica oceânica possibilita gerar simulações acerca dos processos que ocorrem no oceano através da resolução das equações de Navier-Stokes (KANTHA; CLAYSON, 2000).

Este trabalho utiliza o ROMS, desenvolvido a partir do *S-coordinate Rutgers University Model* (SCRUM). O ROMS é um modelo oceânico tridimensional, de superfície livre e coordenadas sigma, que resolve as equações de movimento dos fluídos (equações de Navier-Stokes) considerando as componentes zonal, meridional e vertical (SHCHEPETKIN; MCWILLIAMS, 2005).

Para resolução de tais equações, o ROMS assume as aproximações de *Boussinesq* e hidrostática (HAIDVOGEL et al., 2008). A aproximação de *Boussinesq* considera que as variações de densidade nas equações do movimento horizontal são tão pequenas que podem ser negligenciadas, tratando o fluído como incompressível ao considerar uma densidade constante. A aproximação hidrostática implica que o gradiente de pressão vertical varia apenas com a densidade, ao assumir que os termos do gradiente vertical de pressão e o termo da força da gravidade são dominantes na equação do movimento vertical, já que a escala horizontal é muito maior do que a escala vertical do movimento do fluído.

Ademais, o ROMS ao considerar um modo de divisão explícita do tempo para resolução das equações, garante grande economia computacional durante a simulação (SHCHEPETKIN; MCWILLIAMS, 2005). Segundo os autores, nessa divisão o modo barotrópico, associado a variações da superfície livre do mar, é resolvido em intervalo de tempo menor do que o modo baroclínico, associado a variações horizontais da densidade. Assim, um número finito de condições barotrópicas é resolvido dentro de um tempo baroclínico.

As equações hidrodinâmicas resolvidas pelo ROMS, descritas em coordenadas cartesianas horizontais (componentes zonal e meridional) e em função das coordenadas sigma são dadas pelas Equações 3.1, 3.2 e 3.3, respectivamente. A equação da continuidade é dada pela Equação 3.4 e o transporte escalar pela Equação 3.5.

$$\frac{\partial(Hzu)}{\partial t} + \frac{u\partial(Hzu)}{\partial x} + \frac{v\partial(Hzu)}{\partial y} + \frac{\partial(\Omega Hzu)}{\partial s} - fHzu = -\frac{\partial Hz}{\partial \rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} - Hzg \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial s} \left(\overline{u'w'} - \frac{\nu}{Hz} \frac{\partial u}{\partial s} \right) \quad (3.1)$$

$$\frac{\partial(Hzv)}{\partial t} + \frac{u\partial(Hzv)}{\partial x} + \frac{v\partial(Hzv)}{\partial y} + \frac{\partial(\Omega Hzv)}{\partial s} - fHzu = -\frac{\partial Hz}{\partial \rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} - Hzg \frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial s} \left(\overline{v'w'} - \frac{\nu}{Hz} \frac{\partial v}{\partial s} \right) \quad (3.2)$$

$$0 = \frac{g}{\rho_0} Hz\rho - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial s} \quad (3.3)$$

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial Hzu}{\partial x} + \frac{\partial Hzv}{\partial y} + \frac{\partial Hz\Omega}{\partial s} = 0 \quad (3.4)$$

$$\frac{\partial HzC}{\partial t} + \frac{\partial(uHzC)}{\partial x} + \frac{\partial(vHzC)}{\partial y} + \frac{\partial(\Omega HzC)}{\partial s} = -\frac{\partial}{\partial s} \left(\overline{c'w'} - \frac{\nu}{Hz} \frac{\partial C}{\partial s} \right) + C_{source} \quad (3.5)$$

Onde: u e v - componentes da velocidade na horizontal, x e y , respectivamente

Ω - componente vertical da velocidade em coordenadas sigma (s)

η - elevação da superfície livre

Hz - fator de estiramento vertical

f - parâmetro de Coriolis

p - pressão

ρ e ρ_0 - densidade total e a densidade de referência

g - aceleração da gravidade

ν - viscosidade molecular

C - traçador (ex.: temperatura ou salinidade)

C_{source} - fonte ou sumidouro do traçador.

As variáveis com o símbolo ($'$) representam as flutuações turbulentas, e com o ($\bar{\quad}$) representam uma média ao longo do tempo.

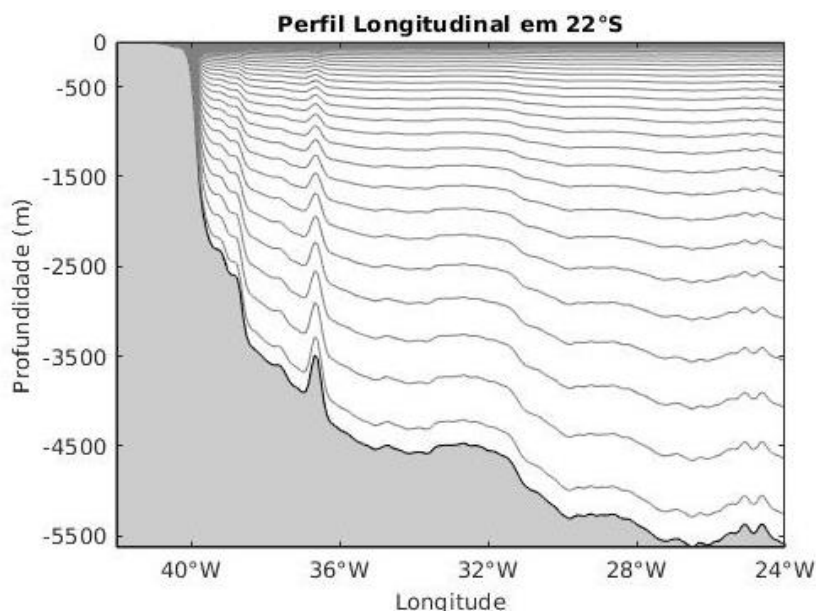
A modelagem hidrodinâmica contou com três tipos de simulação: experimento para inicialização do modelo (*spin-up*), experimento para avaliação da representatividade dos processos oceanográficos simulados, e experimento para obtenção das soluções horárias dos parâmetros físicos utilizados no modelo biofísico. Dados de entrada para configuração e execução do modelo, bem como para avaliação das soluções obtidas, foram necessários.

3.1.1 Configuração da grade

O domínio definido para as simulações está localizado no Oceano Atlântico Sudoeste abrangendo as latitudes de 6°N a 36°S, e as longitudes de 24°W a 53°W. Este domínio é dividido em células onde são resolvidas as equações hidrodinâmicas. O conjunto destas células compõe a grade.

A resolução horizontal espacial determinada para confecção da grade deste estudo foi de 1/12° (aproximadamente 9km), com 349 pontos na direção zonal e 537 na direção meridional. A resolução de um modelo define quais fenômenos são efetivamente incluídos nas simulações e quais são omitidos ou parametrizados (GRIFFIES, 2006). Esta resolução já indicou a capacidade de solucionar atividades de mesoescala na região de estudo em outros trabalhos (GOUVEIA et al., 2017; ENDO et al., 2019). A grade apresenta as bordas, sul, leste e norte como condições de contorno abertas. A discretização vertical é feita em 30 níveis, através de coordenadas sigma adimensionais que seguem a topografia do fundo, de modo que o número de camadas verticais independe da profundidade, e com maior resolução próximo à superfície (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Representação das coordenadas sigma da grade, no perfil vertical em 22°S.



Fonte: Produção do autor.

3.1.2 Dados de batimetria e linha de costa

A grade utilizada no modelo hidrodinâmico emprega dados de batimetria, para delimitação das coordenadas verticais, e de linha de costa, para definição da máscara de terra/água no domínio. Os dados de batimetria foram obtidos no banco de dados ETOPO 1, na versão *bedrock*, com resolução de 1/60° e referenciado no sistema WGS 84 (*World Geodetic System of 1984*) (AMANTE; EAKINS, 2009). Este banco de dados batimétricos é disponibilizado pela *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) em <<https://maps.ngdc.noaa.gov/viewers/grid-extract/index.html>>. A linha de costa foi extraída do banco de dados GSHHG, na versão 2.3.5, com escala 1:100.000 (WESSEL; SMITH, 1996), disponibilizada pela mesma agência em <www.ngdc.noaa.gov/mgg/shorelines/data/gshhg/oldversions/version2.3.5/>.

3.1.3 Forçantes atmosféricas

A circulação oceânica responde diretamente às trocas de energia em forma de fluxos de calor, umidade e *momentum* que ocorrem na interface oceano-atmosfera (YU, 2009). Assim, dados de forçantes atmosféricas são necessários para prover energia à modelagem hidrodinâmica.

Para elaboração dos arquivos de forçamento atmosférico foram utilizados dados das reanálises globais *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR) para os anos de 2004-2011, e *Climate Forecast System version 2* (CFSv2) para os anos de 2012-2015, ambas desenvolvidas pelo *National Centers for Environmental Prediction* (NCEP) e disponíveis em <<https://rda.ucar.edu/datasets/>>. Estas reanálises constituem-se de um sistema de modelos acoplados considerando atmosfera, oceano, superfície terrestre e gelo, a fim de fornecer melhores estimativas para estes domínios (SAHA et al., 2010). A resolução horizontal do modelo global para a atmosfera é de 38 km com 64 níveis verticais e a resolução temporal dos dados é de seis horas.

O forçamento atmosférico do ROMS foi realizado com intervalo de 6 horas, utilizando os seguintes produtos das reanálises supracitadas: velocidade zonal e meridional do vento à 10 m, temperatura do ar à 2 m, fluxo da radiação de onda

curta, radiação de onda longa que atinge a superfície, umidade relativa à 2 m, taxa de precipitação e pressão do ar na superfície.

3.1.4 Dados de contorno oceânico

Em modelos regionais como o ROMS, é necessário prescrever as condições físicas para as bordas abertas do modelo (que não estão fechadas pelo continente), garantindo que a simulação se aproxime das condições reais do oceano. Assim, o modelo é informado, a intervalos regulares de tempo e em cada célula da grade, como se espera que as propriedades físicas do oceano se comportem naquelas regiões (KANTHA; CLAYSON, 2000).

Os dados utilizados como contorno oceânico são provenientes da reanálise *Simple Ocean Data Assimilation* (SODA), na versão 3.3.1, que tem como base o Modular Ocean Model (MOM5), e assimila dados de observações diretas (*in situ* e de sensoriamento remoto). Esta versão é forçada com dados atmosféricos do *Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications* MERRA-2, possui resolução horizontal de $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ com 50 níveis na vertical, e resolução temporal de 5 dias (CARTON et al., 2018). Os dados do SODA estão disponíveis em <<https://www.atmos.umd.edu/~ocean/>>.

Os seguintes dados foram utilizados nos arquivos de contorno oceânico: componentes zonal (u) e meridional (v) das correntes, temperatura e salinidade, em todos os níveis verticais, e a altura da superfície do mar.

3.1.5 Rios e marés

Na modelagem hidrodinâmica foram incluídas também a vazão de rios, como fontes de água doce no oceano, e as marés, devido às variações da altura da superfície do mar, para todo o período de estudo (2004-2015).

Médias mensais da vazão dos rios Amazonas, Doce, São Francisco e Paraíba do Sul foram obtidas a partir das estações mais próximas a cada foz (Tabela 3.1) disponíveis no banco de dados da Agência Nacional de Águas (ANA), disponível em <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>.

Tabela 3.1 - Identificação das estações fluviométricas utilizadas para introdução da vazão de rios no ROMS.

Rio	Código	Nome da estação
Amazonas	17050001	Óbidos
Doce	56994500	Colatina
São Francisco	49705000	Propriá
Paraíba do Sul	58974000	Campo/Ponte Municipal

Fonte: Adaptado de ANA (2020).

As marés foram inclusas no modelo com os oito constituintes principais (M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1, Q1) provenientes do modelo global TPXO versão 8 com resolução de 1/6°, baseado na assimilação de dados de altimetria da missão TOPEX/Poseidon. Estes dados estão disponíveis em <<https://www.tpxo.net/global/tpxo8-atlas>>.

3.1.6 Experimentos hidrodinâmicos

Foram realizados três tipos de experimentos hidrodinâmicos, cada um com uma finalidade específica (Tabela 3.2). O experimento de *spin-up* é realizado para inicialização do modelo e consiste em uma simulação com um intervalo de tempo suficiente para que as soluções das equações hidrodinâmicas atinjam equilíbrio, ou seja, para que a variação da energia cinética da simulação seja constante. O período de *spin-up* teve duração de dois anos, correspondendo aos anos de 2004 e 2005. As saídas desta etapa não foram utilizadas nos experimentos posteriores.

Após o *spin-up*, o experimento hidrodinâmico seguinte consistiu em uma simulação mais longa, com início em 2006 e término em 2015, gerando saídas mensais para avaliação das soluções dos parâmetros físicos. O último experimento foi conduzido entre 2010 e 2015, e teve como função gerar as saídas horárias dos parâmetros físicos introduzidos no modelo biofísico, para os meses de verão austral (Janeiro/Fevereiro/Março) e inverno austral (Julho/Agosto/Setembro) de cada ano.

Tabela 3.2 – Experimentos hidrodinâmicos realizados com o ROMS.

Finalidade do Experimento	Período	Saídas
<i>Spin up</i>	2004 - 2005	Mensais
Avaliação	2006 - 2015	Mensais
Forçantes — modelo biofísico	2010 - 2015	Horárias

Fonte: Produção do autor.

3.1.7 Dados para avaliação do modelo

A eficácia do modelo em simular a realidade dos processos físicos no oceano foi verificada pela comparação das médias sazonais da temperatura e salinidade (na superfície do mar e na coluna d'água), correntes superficiais (zonais e meridionais) e altura da superfície do mar geradas pelo ROMS, com bancos de dados oceanográficos. No caso das variáveis com diferente resolução espacial para os dados simulados e obtidos dos bancos oceanográficos, foi necessária a interpolação linear para a de menor resolução.

A avaliação destas variáveis foi feita para todo domínio no verão e inverno de cada ano entre 2006 e 2015, com exceção da salinidade da superfície do mar cujo banco de dados para comparação está disponível apenas a partir de 2010.

Para a análise da temperatura da superfície do mar (TSM) foi utilizado o *Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis* (OSTIA) fornecido pelo *Copernicus Marine Environment Monitoring Service* (CMEMS). Os produtos do OSTIA são gerados a partir da combinação das observações de TSM de satélites operando na região de microondas e infravermelho, junto as observações de TSM de instrumentos *in situ*, garantindo dados de maior cobertura espacial e temporal (GOOD et al., 2020). O produto utilizado é o SST_GLO_SST_L4_REP_OBSERVATIONS_010_011, com resolução espacial de 0.05°x0.05° e resolução temporal diária, disponível em <https://marine.copernicus.eu/>.

Os resultados de salinidade da superfície do mar do ROMS foram comparados com dados obtidos pelo sensor MIRAS instalado no satélite *Soil Moisture Ocean Salinity* (SMOS) da Agência Espacial Europeia. O produto utilizado é o

L3OS3Q mixed, resultado da combinação de órbitas ascendentes e descendentes do SMOS, gerando médias mensais dos campos de salinidade na resolução espacial de 25 km. Estes dados são disponibilizados pelo *Centre Aval de Traitement des Données SMOS* (CATDS) no endereço <<http://www.catds.fr/>>.

As correntes superficiais, zonais e meridionais, foram comparados com dados do *Ocean Surface Current Analysis Real-time* (OSCAR). O projeto OSCAR, gerido pelo Earth&Space Research (ESR), fornece produtos de velocidade média de correntes globais, estimadas a partir dos dados de altura da superfície do mar, vento de superfície e temperatura da superfície do mar, provenientes de sensoriamento remoto e *in situ*. Estes dados possuem resolução espacial de 0,33°x0,33° e resolução temporal de 5 dias. Os dados podem ser acessados em <https://podaac.jpl.nasa.gov/dataset/OSCAR_L4_OC_third-deg>.

Os dados de altura de superfície do mar foram comparados com os dados do *Archiving, Validation and Interpretation of Satellite Oceanographic data* (AVISO), no formato *Absolute Dynamic Topography* (ADT), pois este considera a altura da topografia dinâmica (nível médio do mar tendo o geóide como referencial) junto as anomalias do nível do mar. Os produtos do AVISO são gerados a partir da combinação de dados de radares altimétricos, obtidos por diversas missões europeias junto a *Topex/Poseidon*, e fornecidos pela CMEMS. O produto utilizado foi o SEALEVEL_GLO_PHY_L4_REP_OBSERVATIONS_008_047, com resolução espacial de 0.25°x0.25° e resolução temporal diária, disponível em <<https://marine.copernicus.eu/>>.

Os perfis de salinidade e temperatura na coluna d'água foram comparados com dados *in situ* do projeto PIRATA (*Prediction and Research Moored Array in the Atlantic*). Este projeto é constituído por uma rede de observação *in situ* com boias fundeadas que monitoram uma série de variáveis atuantes na interação oceano-atmosfera no Oceano Atlântico Tropical, baseado na cooperação entre Brasil, França e Estados Unidos. Foram utilizadas as médias mensais de quatro boias sobre as coordenadas 0°N 35°W, 8°S 30°W, 14°S 32°W e 19°S 34°W. Os dados estão disponíveis no endereço <<https://www.pmel.noaa.gov/gtmba/>>.

A avaliação das variáveis em todo domínio foi baseada no indicador estatístico *RMSD* (*Root Mean Square Deviation*), que é capaz de quantificar a diferença entre valores calculados pelo modelo e os valores observados (Equação 3.6); e no viés, ou erro sistemático, que indica o quanto os resultados do modelo diferem das observações (Equação 3.7).

$$RMSD = \sqrt{\frac{\sum_i^n (X_{ROMS,i} - X_{obs,i})^2}{n}} \quad (3.6)$$

$$Viés = X_{ROMS,i} - X_{obs,i} \quad (3.7)$$

Onde: X_{ROMS} - valor da variável simulada pelo modelo ROMS; X_{obs} - valor da variável obtida por dados observacionais; n - número de dados.

3.2 Modelo biofísico

O modelo biofísico utilizado neste estudo é o Ichthyop, versão 3.3.6. Este é um modelo baseado no indivíduo (MBI), desenvolvido na linguagem Java, que simula o transporte lagrangeano de partículas em um determinado intervalo de tempo, com o objetivo de analisar como os fatores físicos do oceano, combinados com as características biológicas do indivíduo, afetam a dinâmica dos organismos do ictioplâncton (LETT et al., 2008). O modelo tem acesso livre e está disponível em <<http://www.ichthyop.org/>>.

Os campos tridimensionais de velocidade das correntes (u, v, w), temperatura e salinidade provenientes das simulações de modelos hidrodinâmicos, são usados como dados de entrada no MBI definindo o ambiente físico para todas as células do domínio deste, sendo interpolados no tempo e espaço. Para uma simulação mais realística do transporte dos organismos, o MBI é ainda alimentado com os parâmetros biológicos do organismo estudado, obtidos estes na literatura, a partir de observações *in situ* e/ou de experimentos em laboratório. Assim, durante a trajetória virtual das partículas, estas são afetadas pelos parâmetros físicos e biológicos que condicionam sua sobrevivência e dispersão.

No Ichthyop, a área e as características de lançamento das partículas, como o número de partículas a serem lançadas, profundidade, frequência e tipo (pontual ou por manchas) de lançamento, são definidas pelo usuário. A dispersão dos

ovos e larvas pode considerar o movimento horizontal advectivo e difusivo, a flutuabilidade, a migração nictimerial e o comportamento das partículas em relação a costa, sendo os valores destes parâmetros também definidos pelo usuário. Para o movimento horizontal advectivo da partícula, o Ichthyop fornece como opções os métodos Forward Euler e Runge-Kutta 4. O primeiro simplesmente combina as posições latitudinais e longitudinais com as velocidades zonais e meridionais, respectivamente, em cada passo de tempo. Já o segundo, propaga a solução em certo intervalo de tempo através de uma série de Taylor de 4ª ordem e, assim, calcula a nova posição de uma forma mais acurada que o método anterior (NORTH et al., 2009). O movimento horizontal difusivo é calculado com base em um componente de caráter aleatório, responsável por introduzir certa aleatoriedade nas trajetórias das partículas, e de um coeficiente lagrangeano, que é função do tamanho da célula da grade e de uma taxa de dissipação turbulenta (PELIZ et al., 2007)

Os arquivos resultantes das simulações com o Ichthyop, são do tipo *netcdf*, e armazenam informações sobre a localização, a área de lançamento e recrutamento (quando ativada), e *status* (morta ou viva) de todas as partículas lançadas, em cada intervalo de tempo definido pelo usuário. Nestes arquivos de saída é possível ainda identificar se as partículas morreram por entrarem em contato com temperaturas letais ou por advecção para fora do domínio estabelecido no modelo.

3.2.1 Experimentos biofísicos

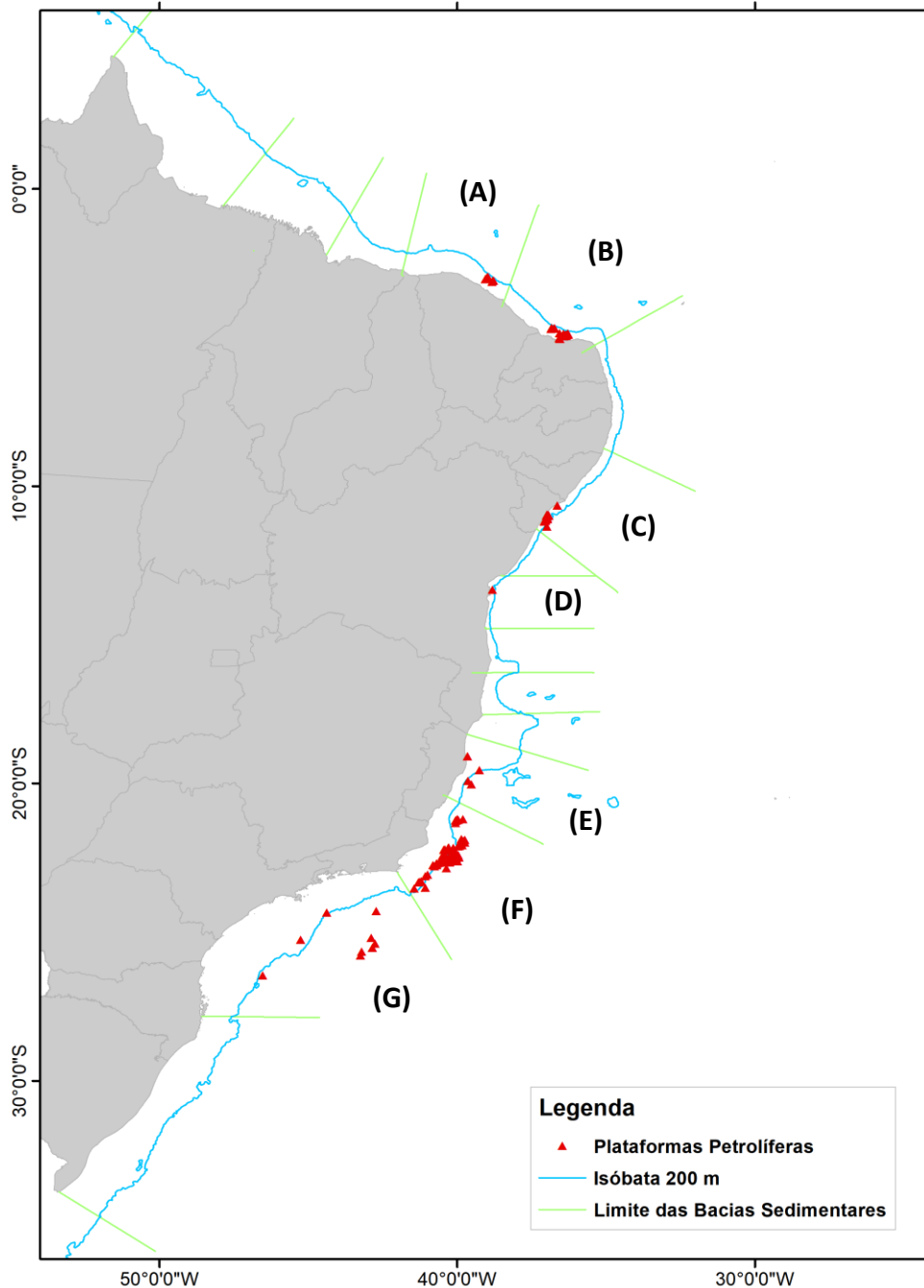
O lançamento das larvas de coral-sol ocorreu de forma pontual no domínio, ou seja, zonas de lançamento (ZL) foram estabelecidas previamente. A criação das ZLs embasou-se na localização das plataformas petrolíferas presentes nas bacias sedimentares marinhas brasileiras produtoras de petróleo, entre 2010 e 2015 (Figura 3.3). De acordo com dados da ANP (2020)¹ e Marinha do Brasil (2020)², foram identificadas 137 plataformas neste período, sendo 9 plataformas

¹ <https://www.gov.br/anp/pt-br>

² <https://www.marinha.mil.br/>

na Bacia do Ceará, 28 plataformas na Bacia Potiguar, 24 plataformas na Bacia de Sergipe-Alagoas, uma plataforma na Bacia de Camamu, 6 plataformas na Bacia do Espírito Santo, 59 plataformas na Bacia de Campos e 10 plataformas na Bacia de Santos (Apêndice A).

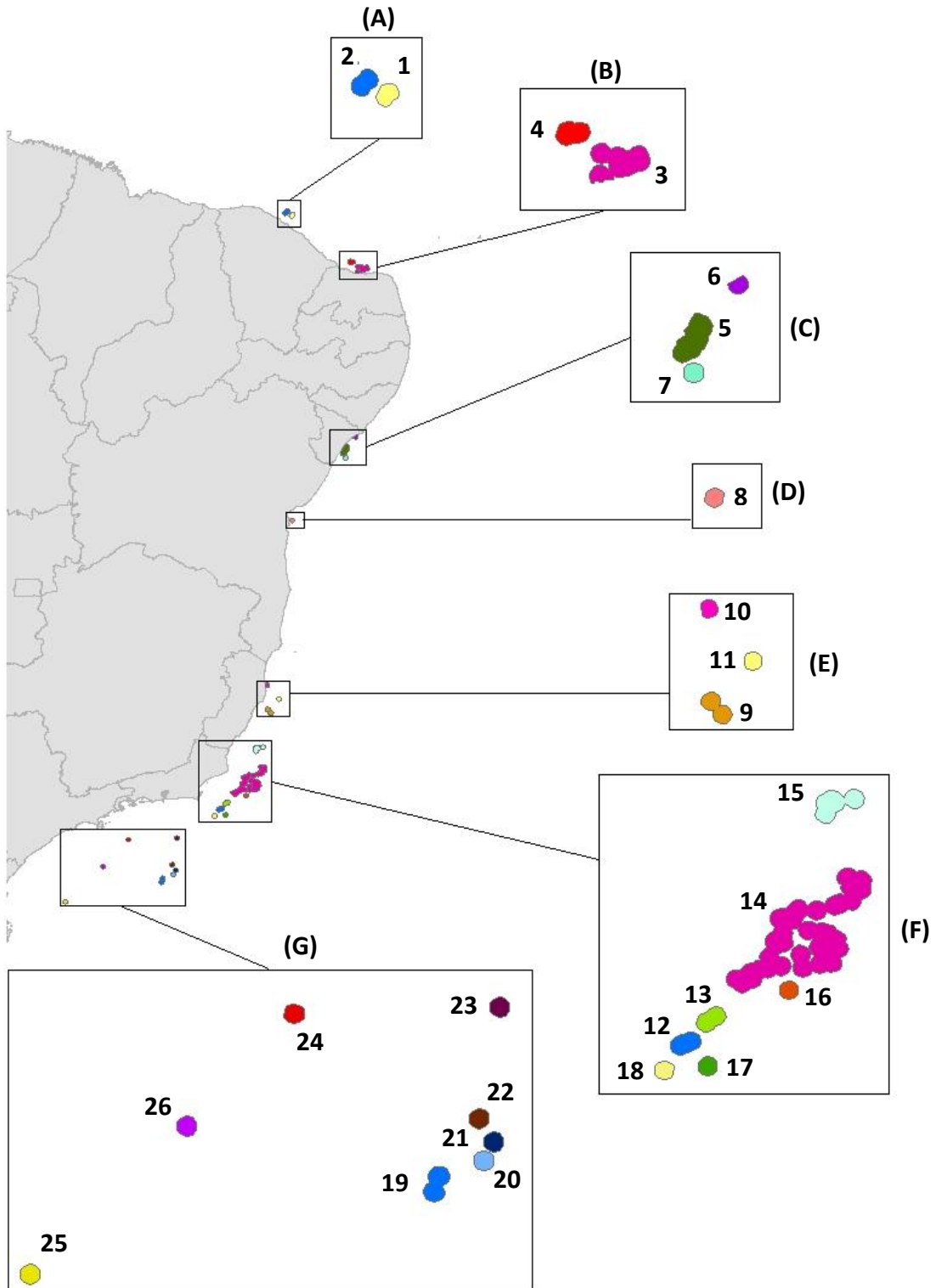
Figura 3.3 – Localização das plataformas petrolíferas na Bacia do Ceará (A); Bacia Potiguar (B); Bacia de Sergipe-Alagoas (C); Bacia de Camamu (D); Bacia do Espírito Santo (E); Bacia de Campos (F); e Bacia de Santos (G), entre os anos de 2010 e 2015.



Fonte: Produção do autor.

A fim de estabelecer as ZLs, estas plataformas foram agrupadas tendo como critério a proximidade entre elas. Para tal, foi utilizada a ferramenta de geoprocessamento *buffer* do programa ArcGIS, versão 10.6.1, a qual permite a criação de áreas, de raio especificado, em torno de objetos. Estes *buffers*, em torno das plataformas, foram definidos com raios de 9 km, respeitando a resolução espacial das saídas do ROMS. Os *buffers* sobrepostos, devido à proximidade entre eles, resultaram em agrupamentos de regiões, definindo as zonas de lançamento das partículas no Ichthyop. Assim, para as 7 bacias sedimentares marinhas brasileiras produtoras de petróleo foram estabelecidas 26 ZLs, com tamanhos dependentes da quantidade de plataformas presentes e a proximidade entre elas (Figura 3.4).

Figura 3.4 – Localização das 26 zonas de lançamento de partículas distribuídas entre a Bacia do Ceará (A); Bacia Potiguar (B); Bacia de Sergipe-Alagoas (C); Bacia de Camamu (D); Bacia do Espírito Santo (E); Bacia de Campos (F); e Bacia de Santos (G).



Fonte: Produção do autor.

As simulações biofísicas tiveram como argumento inicial, que colônias adultas de coral-sol estavam presentes em todas as plataformas petrolíferas mencionadas, e que estas liberavam larvas simultaneamente. O movimento vertical foi definido apenas com base na flutuabilidade das larvas, já que não há informação na literatura acerca da migração nictimeral do bioinvasor. Assim, a flutuabilidade da larva influenciou a sua dispersão durante todo o período do experimento. A profundidade de lançamento das larvas obedece a profundidade dos registros publicados, considerando ainda a extensão da parte submersa das plataformas.

A mortalidade por temperatura foi definida apenas como o valor mínimo letal para o estabelecimento das colônias de coral-sol, já que não há estudos que apontem temperaturas máximas letais, tão pouco faixas de temperatura que afetem a sobrevivência das larvas deste organismo.

Utilizando as soluções horárias dos campos tridimensionais de velocidade das correntes (u, v, w), temperatura e salinidade simulados pelo ROMS, junto as características biológicas do gênero *Tubastraea* disponíveis na literatura, foram conduzidos os experimentos biofísicos entre os anos de 2010 e 2015. A duração de cada experimento foi de 90 dias, correspondente tempo de permanência máximo da larva de coral-sol no plâncton (LUZ et al., 2020). De modo a caracterizar a variabilidade interanual e sazonal da dispersão das larvas, os experimentos biofísicos foram conduzidos para os meses de verão (Janeiro/Fevereiro/Março) e inverno (Julho/Agosto/Setembro) austral de cada ano, cujo intervalo de tempo corresponde a PLD. No total, foram realizados então 12 experimentos biofísicos cujas configurações estão apresentadas na Tabela 3.3.

Em cada experimento foram lançadas 70.000 partículas, distribuídas proporcionalmente à dimensão das 26 zonas de lançamento, previamente selecionadas. Esse número de indivíduos foi considerado com base em um teste de sensibilidade, no qual foram lançadas 70.000, 100.000, 120.000, 150.000, 180.000 e 200.000 partículas em experimentos de mesma configuração. Nestes experimentos não houve diferenças significativas entre as taxas de mortalidade das larvas de coral-sol em ambas as estações

(teste não paramétrico Kruskal - Wallis, no qual, $p = 0,999$ para o verão e $p = 0,998$ para o inverno). Larvas liberadas do mesmo local podem atingir destinos diferentes naturalmente, por isso trabalha-se com um número de larvas suficiente para que uma descrição média da dispersão larval possa ser estabelecida (SIEGEL et al., 2003). Assim, optou-se por utilizar 70.000 partículas para representação da dispersão das larvas de coral-sol, para otimização do processamento dos resultados obtidos.

Tabela 3.3 - Configuração dos parâmetros físicos e biológicos utilizados nos experimentos no Ichthyop.

Variável	Valor/Atributo	Observação
Número total de partículas	70.000	—
Número de zonas de lançamento	26	—
Profundidade de lançamentos das larvas	1-30m	—
Densidade das larvas	1,016 g.cm ⁻³	(MIZRAHI, 2014)
PLD (<i>Pelagic Larvae Duration</i>)	90 dias	(LUZ et al., 2020)
Temperatura letal	≤12,5 °C	(BATISTA et al., 2017)
Comportamento na costa	<i>Bouncing</i> (partícula não morre depois que atinge a costa)	—
Método de advecção horizontal	Runge-Kutta 4	(NORTH et al., 2009)
Taxa de dissipação turbulenta	1x10 ⁻⁹	(PELIZ et al., 2007)
Dados hidrodinâmicos	ROMS 3D/ Rutgers	—

Fonte: Produção do autor.

3.2.2 Avaliação dos resultados do modelo biofísico

Os resultados do modelo biofísico basearam-se nas taxas de mortalidade, distribuição espacial e nos padrões de dispersão das larvas lançadas nos experimentos de verão e inverno entre 2010 e 2015.

A mortalidade das larvas ocorre quando estas atingem locais com temperatura letal ou quando são advectadas para fora do domínio estabelecido para as simulações. Para cada um dos 12 experimentos biofísicos é calculada a taxa de mortalidade total (MT) e a taxa de mortalidade por advecção (MA). A MT é calculada pela divisão entre o somatório de larvas mortas (independente da origem e da causa da morte), e o total de larvas lançadas no domínio (Equação 3.8). A MA é calculada para cada zona de lançamento, pela divisão entre o somatório de larvas lançadas pela ZL que foram advectadas para fora do domínio, e o total de larvas lançadas por esta ZL (Equação 3.9). O teste não-paramétrico de Mann-Whitney foi utilizado a fim de verificar a existência de diferenças significativas entre as taxas de mortalidade entre o verão e inverno. Para avaliar a diferença interanual da mortalidade de larvas e entre as zonas de lançamento, foi empregado o teste de Kruskal-Wallis, que é uma extensão do teste anterior, ambos com significância de 5%.

$$MT = \frac{\sum m}{\sum c} \quad (3.8)$$

$$MA = \frac{\sum a_{zl}}{\sum d_{zl}} \quad (3.9)$$

Onde:

m – número de larvas mortas, considerando todas as ZLs

c – número de larvas lançadas no domínio, considerando todas as ZLs

a_{zl} – número de larvas advectadas para fora do domínio a partir de cada ZL

d_{zl} – número de larvas lançadas a partir de cada ZL

A distribuição espacial das larvas durante os 90 dias de simulação foi avaliada a partir do estimador de densidade Kernel (KDE - *Kernel Density Estimator*, em inglês). Neste método estatístico, a função de densidade de probabilidade (FDP) de uma variável é estimada a partir da superposição de funções *kernel* centralizadas em cada um dos elementos de um conjunto de amostras (Equação 3.10). A largura da janela utilizada para calcular as funções *kernel* impactam na suavização da densidade estimada (SILVERMAN, 1986). No caso de dados bidimensionais, a estimativa é multivariada sendo as FDPs de cada variável posteriormente combinadas. O KDE foi aplicado para a posição (latitude e longitude) das larvas vivas durante todo o período de estudo, em cada uma das estações, através da função KDE2_eff no programa Matlab, versão 2018a.

$$f(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K \frac{(x-x_i)}{h} \quad (3.10)$$

Onde: n - número de amostras, h - parâmetro de suavização, K - função *kernel*, x - elemento central, x_i - demais elementos da amostra.

Os padrões de dispersão das larvas de coral-sol foram analisados com base na distância percorrida pelas partículas vivas e no destino atingidos por estas ao das simulações. A distância total percorrida por cada partícula lançada foi calculada através da função *sw_dist* do programa Matlab, versão 2018a, para cada ZL. Esta função fornece a distância, em milhas náuticas ou quilômetros, entre pares de coordenadas geográficas utilizando o método de navegação plana. A somatória das distâncias entre pontos resulta na distância total percorrida por cada partícula até o momento de sua morte, ou fim do experimento. O destino das partículas refere-se à posição das larvas vivas dentro do domínio no último dia de cada simulação.

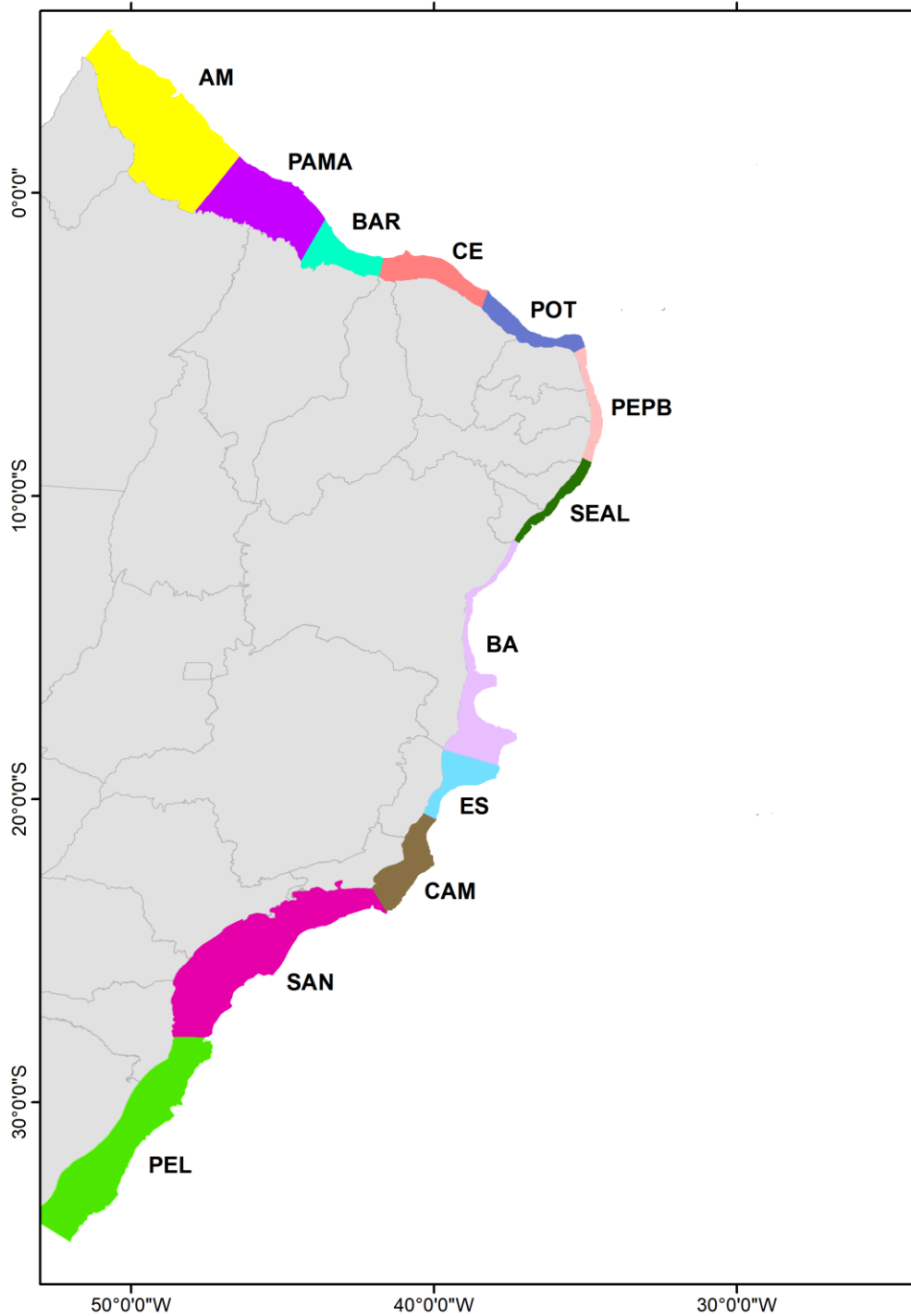
A partir da posição final de todas as larvas sobreviventes durante os 6 anos de simulação, foi possível quantificar a contribuição de cada uma das zonas de lançamento no fornecimento de larvas para as regiões costeiras. Para isso, foram primeiramente estabelecidas 12 regiões sobre a plataforma continental brasileira que podem servir como zonas receptoras de larvas de coral-sol (Figura 3.5). A definição das zonas receptoras baseou-se no limite das bacias sedimentares brasileiras e a isóbata de 200 m. Em seguida, as larvas que atingiram cada uma destas zonas receptoras foram quantificadas e sua origem identificada. Assim, a contribuição de cada zona de lançamento (ZL) no fornecimento de larvas de coral-sol para cada zona receptora (ZR), nomeada aqui de taxa de fornecimento larval (FL), foi calculada (Equação 3.11).

$$FL_{ZL,ZR} (\%) = \frac{\sum \text{larvas lançadas de ZL que atingiram ZR}}{\sum \text{larvas que atingiram a área ZR (independente da fonte)}} \times 100 \quad (3.11)$$

A quantificação das larvas de coral-sol que atingem a região costeira do Brasil permitiu ainda determinar quais as bacias sedimentares marinhas produtoras de petróleo que mais contribuem para a chegada de larvas no litoral brasileiro, bem

como identificar quais zonas receptoras são mais vulneráveis à chegada de larvas de *Tubastraea* spp.

Figura 3.5 - Mapa ilustrativo das potenciais zonas receptoras de larvas de coral-sol no litoral brasileiro.



Fonte: Produção do autor.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussão deste trabalho estão divididos em duas seções: análise das soluções do modelo hidrodinâmico (Seção 4.1) e análise das simulações biofísicas (Seção 4.2). A primeira Seção avalia o desempenho do ROMS a partir da comparação das soluções geradas com dados de sensores remotos, boias oceanográficas, produtos de análises e reanálises, referentes às seguintes variáveis: temperatura da superfície do mar (Seção 4.1.1), salinidade da superfície do mar (Seção 4.1.2), altura da superfície do mar (Seção 4.1.3), correntes superficiais (Seção 4.1.4), e perfis verticais de temperatura e salinidade (Seção 4.1.5). Já na Seção 4.2 são apresentados e discutidos os resultados da simulação da dispersão das larvas de coral-sol obtidos pelo MBI Ichthyop em relação à mortalidade larval (Seção 4.2.1), distribuição espacial das larvas (Seção 4.2.2) e padrões de dispersão larval (Seção 4.2.3).

4.1 Análise das soluções do modelo hidrodinâmico

4.1.1 Temperatura da Superfície do Mar (TSM)

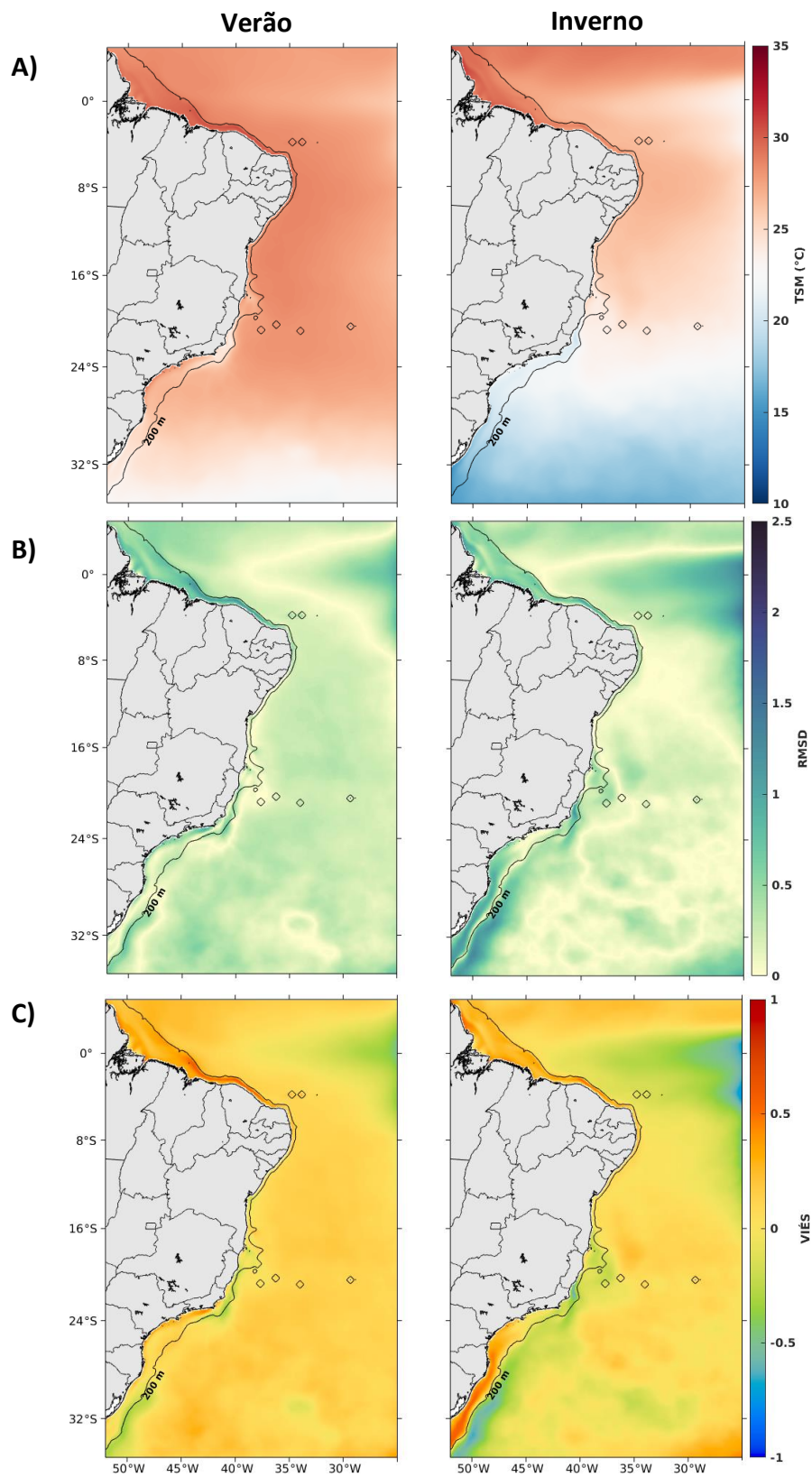
Os valores de TSM obtidos com as simulações hidrodinâmicas do ROMS concordam com as variações do fluxo de irradiação solar ao longo do ano, resultando em TSM mais baixas ($<17^{\circ}\text{C}$) durante o inverno do que no verão (Figura 4.1- A). No verão, é possível identificar ocorrência de águas mais frias ($\sim 21^{\circ}\text{C}$) na região de Cabo Frio (RJ), localizada em 23°S , devido ao fenômeno de ressurgência costeira que ocorre na área durante esta época do ano (CASTRO; MIRANDA, 1998).

Os valores de TSM obtidos a partir dos experimentos hidrodinâmicos mantiveram-se próximos aos valores do OSTIA para região; de fato, os valores de RMSD variaram apenas entre 0 e $1,5^{\circ}\text{C}$ (Figura 4.1– B), como encontrado pelo trabalho de Endo et al. (2019) na mesma região. Em ambas as estações é observado uma tendência de superestimação dos dados de TSM gerados pelo modelo em porções da costa norte e sul do Brasil, bem como uma região de subestimação desta variável na borda leste do domínio, indicada pelos valores negativos de viés (Figura 4.1– C). A dificuldade do modelo em simular

corretamente a TSM próxima à costa também foi reportada por Costa et al. (2012), ao comparar as saídas de TSM do ROMS com dados OSTIA. As diferenças na TSM encontradas na região costeira podem ser decorrentes de pixels contaminados por terra, provenientes dos dados orbitais do OSTIA (BREWIN et al., 2018). Erros nas bordas abertas do domínio são geralmente ocasionados por reflexos espúrios das soluções internas, sendo um dos aspectos mais comuns e intrigantes da modelagem oceânica regional (MARSALEIX et al., 2006).

Sob uma perspectiva geral, a proximidade dos valores à zero em ambas as estatísticas, evidenciam a eficácia do ROMS em simular os campos de TSM no domínio de estudo, variável com influência direta na sobrevivência das larvas de coral-sol durante a simulação biofísica.

Figura 4.1– Campos médios de TSM (°C) obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais de TSM das simulações ROMS e dados do OSTIA para o período de 2006-2015.



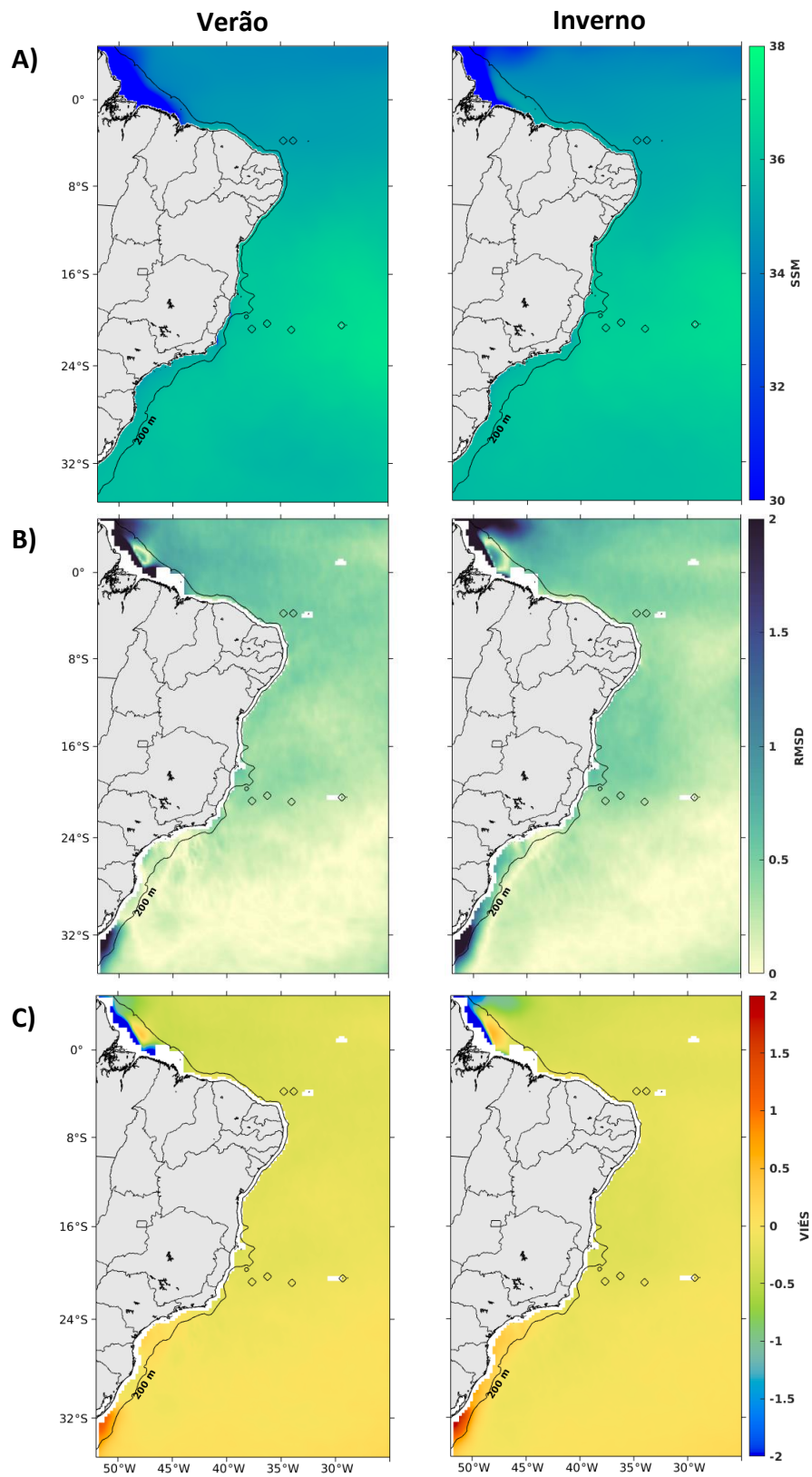
Fonte: Produção do autor.

4.1.2 Salinidade da Superfície do Mar (SSM)

Os valores dos campos médios de SSM obtidos nas simulações com o ROMS variam entre 30 e 38, indicando a presença de águas menos salinas (<34) próximas à costa, em especial na região da foz do Amazonas, localizada em aproximadamente 1°N 49W (Figura 4.2 - A). Na porção central do domínio nota-se a presença de águas mais salinas (~37) em ambas as estações, coerente com a climatologia sazonal de SSM para o Oceano Atlântico obtida a partir da combinação de dados *in situ* no trabalho de Reverdin et al. (2007). Para o campo médio de SSM no inverno gerado pelo ROMS, a pluma de água menos salina oriunda do rio Amazonas direciona-se à leste entrando na CCNE. Isto ocorre devido à intensificação da retroflexão da CNB e aumento da descarga do rio Amazonas durante o inverno austral (JOHNS et al., 1998; DAI; TRENBERTH, 2002). Uma banda zonal de baixa salinidade nos campos simulados é encontrada na região equatorial, área próxima à posição média da ZCIT, onde a precipitação excede a evaporação (FIEDLER; TALLEY, 2006).

Em geral, os valores de SSM gerados pelo ROMS, mantiveram-se próximos aos valores obtidos pelos SMOS, dado de referência para esta variável, apontando o comportamento satisfatório do modelo em reproduzir os padrões espaciais da variável (Figura 4.2 - B). Os maiores RMSDs (1,5 – 2) foram encontrados próximo a foz do rio Amazonas, onde os valores negativos de viés indicam subestimação da SSM pelo modelo (Figura 4.2 – C). O erro observado nesta região pode estar relacionado à grande variabilidade espacial e temporal da SSM gerada pelo elevado aporte fluvial do rio Amazonas, somado à uma possível interferência da rugosidade da superfície do mar que corrompe o sinal da temperatura de brilho obtida pelo SMOS (KOROSOV et al., 2015). Já os valores mais altos de SSM obtidos pelo modelo no extremo sul do domínio, podem ter sido decorrentes da ausência dos aportes de água doce Rio da Prata (~35°S 55°W) e da Lagoa dos Patos (~32°S 52°W) que não foram inclusos nas simulações.

Figura 4.2 – Campos médios de SSM obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais de SSM das simulações ROMS e dados do SMOS para o período de 2010-2015.



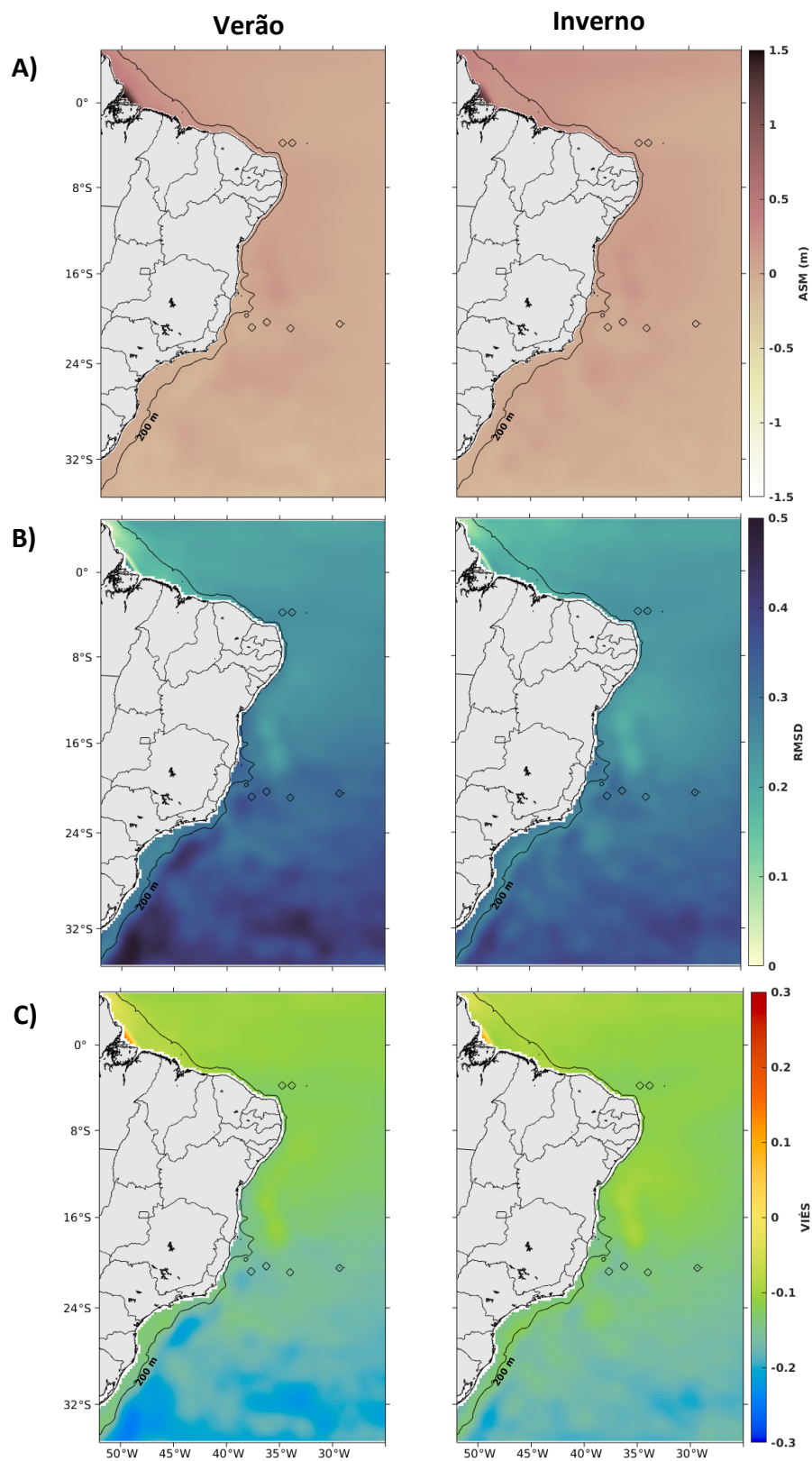
Fonte: Produção do autor.

4.1.3 Altura da Superfície do Mar (ASM)

Os valores de ASM obtidos com as simulações hidrodinâmicas do ROMS apresentam certa homogeneidade espacial não ultrapassando valores de 1,5 m, e não sendo possível destacar diferenças expressivas entre as estações (Figura 4.3 - A). Os maiores valores de RMSD ($>0,3$) são encontrados na porção sul do domínio, sendo os erros levemente maiores no verão do que no inverno (Figura 4.3 - B). Tal fato pode ser devido a presença de meandros e vórtices com maiores intensidades no verão do que no inverno, fenômenos de mesoescala característicos da CB (SOUZA; ROBINSON, 2004).

Os campos médios de ASM gerados pelo ROMS apresentam, em geral, valores mais baixos do que os dados altimétricos (Figura 4.3 - C). A variabilidade na ASM pode ser decomposta em duas contribuições: uma de mudanças na massa na coluna de água (barotrópica) e a outra de mudanças puramente estéricas (baroclínica) (BAKER-YEBOAH; WATTS, 2009). A subestimação do modelo em algumas regiões pode ser devida ao fato do uso da aproximação de *Boussinesq* na resolução de suas equações, desconsiderando os efeitos estéricos, ou seja, de expansão e contração do volume de água no oceano devido as variações de densidades em toda a coluna d'água (BOUFFARD et al., 2008). Apenas em uma pequena área na foz do Amazonas a ASM apresenta viés positivo que pode estar relacionado aos efeitos de maré e descarga fluvial mais intensos nesta porção da costa negligenciados nos pixels dos dados AVISO. Uma semelhança satisfatória entre os dados simulados pelo ROMS e os dados altimétricos do AVISO no Atlântico Sudoeste já haviam sido encontrados por Silva et al. (2009).

Figura 4.3 – Campos médios de ASM (m) obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais de ASM das simulações ROMS e dados do AVISO para o período de 2006-2015.



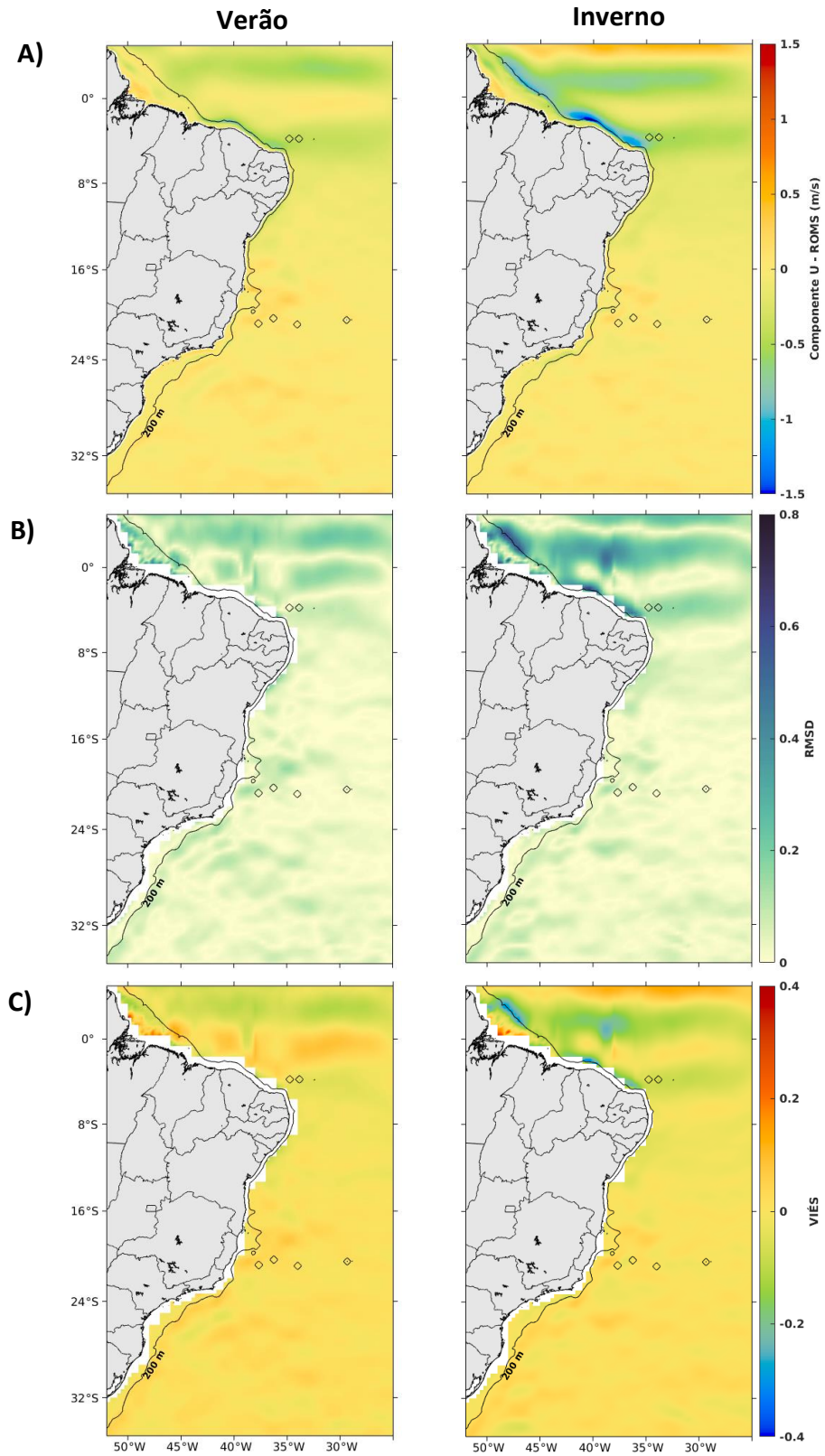
Fonte: Produção do autor.

4.1.4 Correntes da superfície do mar

Os resultados dos campos médios da velocidade zonal (u) e meridional (v) das correntes da superfície do mar gerados pelo ROMS indicam que o modelo representa satisfatoriamente as principais correntes presentes no domínio. Para a componente zonal, regiões com valores negativos indicam a corrente fluindo para oeste, como é o caso dos ramos central e norte da CSE, em ambas as estações (Figura 4.4 - A). Já regiões com valores positivos indicam a corrente superficial fluindo para leste, sendo possível identificar a CCNE no extremo norte do domínio durante o inverno austral, período de notoriedade desta corrente. De fato, a aceleração da CCNE entre maio e junho coincide com a intensificação simultânea do fluxo para oeste da SEC, (RICHARDSON, WALSH, 1986; PETERSON; STRAMMA, 1991). Já para a componente meridional, os valores positivos indicam a corrente fluindo para norte, e os valores negativos a corrente fluindo para sul, como pode ser observado pelos fluxos bordejantes à costa na Figura 4.5 – A. Particularmente no inverno, é possível identificar um fluxo de maior velocidade, associado a CNB, e um fluxo mais lento a partir de 10°S, associado a CB. Estes resultados da simulação são característicos das correntes de borda oeste citadas (SILVEIRA et al., 2000).

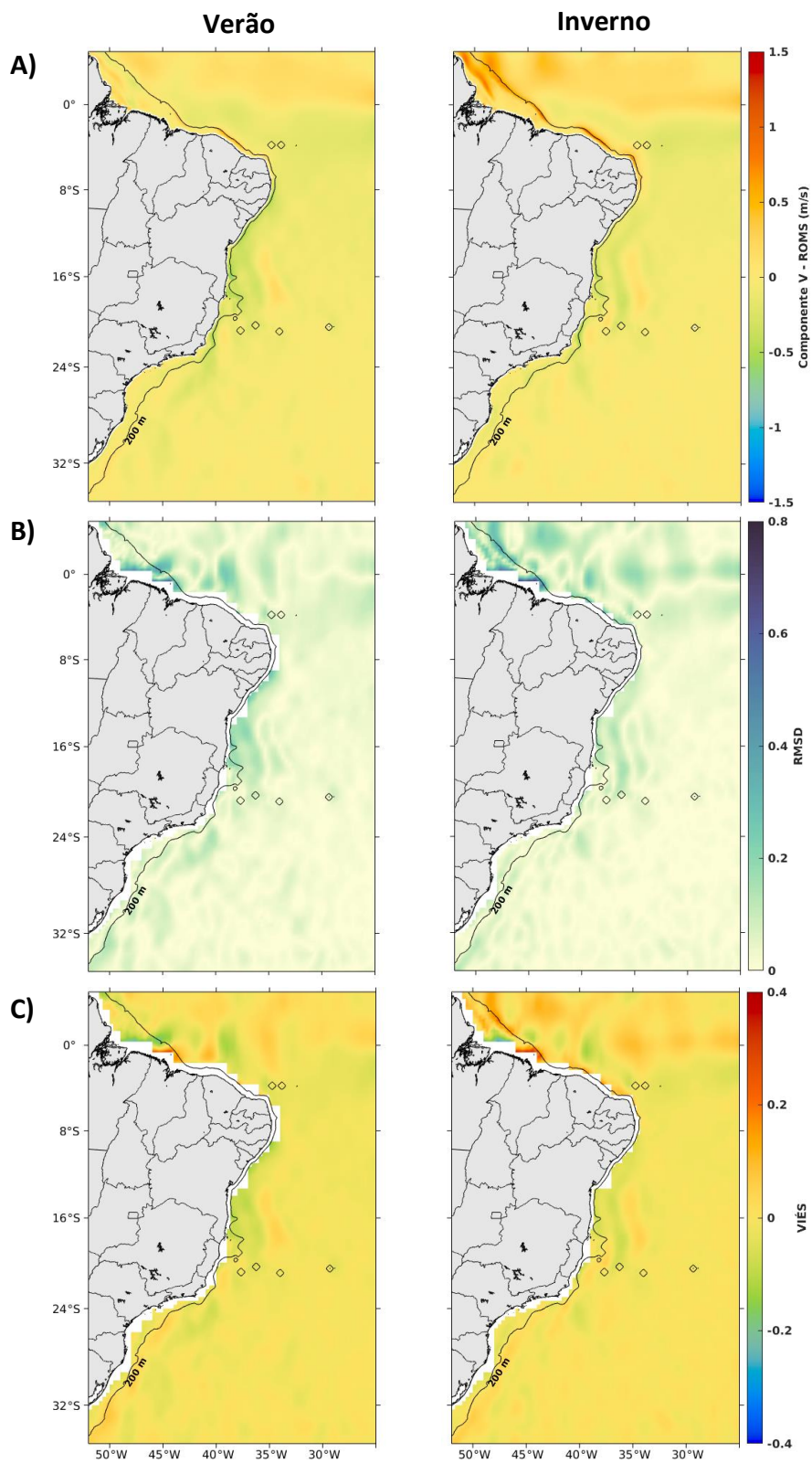
Para ambas as componentes, os maiores valores de RMSD ($>0,2$) são encontrados na região equatorial, em especial no inverno (Figuras 4.4–B e 4.5–B). A zona equatorial do Atlântico Sudoeste é uma área de intensa atividade de mesoescala, especialmente devido à rápida evolução de vórtices associados a CNB (FRATANTONI; RICHARDSON, 2006), o que pode ter resultado nos maiores valores de RMSD encontrados. Em relação aos valores de viés, nota-se que a velocidade da NECC simulada pelo ROMS é maior que a obtida pelo OSCAR, enquanto no caso dos ramos da CSE a componente u é levemente subestimada (Figura 4.4 – C). Para a componente v , além da região equatorial, valores de viés mais expressivos são encontrados para porções da CB relacionadas à presença de vórtices (Figura 4.5 – C).

Figura 4.4 – Campos médios da velocidade zonal (u), em m/s, obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais geradas nas simulações ROMS e os dados do OSCAR para o período de 2006-2015.



Fonte: Produção do autor.

Figura 4.5 – Campos médios da velocidade meridional (v), em m/s, obtidos nas simulações com o ROMS (A), RMSD (B) e Viés (C) calculados entre as médias sazonais geradas nas simulações ROMS e os dados do OSCAR para o período de 2006-2015.



Fonte: Produção do autor.

Os valores de viés encontrados para as correntes da superfície do mar podem ser decorrentes tanto de perturbações provenientes da modelagem hidrodinâmica como também da base de dados utilizada para avaliação. Lima (2018) destaca, por exemplo, o impacto positivo da assimilação de dados oceanográficos nos campos de correntes gerados pelo ROMS no Atlântico Sudoeste. Ademais, os dados do OSCAR podem não ter reproduzido perfeitamente o fluxo das correntes superficiais em certas regiões. De fato, Johnson et al. (2007) demonstram que o OSCAR produz estimativas razoavelmente precisas da componente zonal na região quase equatorial do Oceano Pacífico Tropical, enquanto a componente meridional pode estar subestimada na região. As correntes superficiais do OSCAR foram também comparadas no Oceano Índico Tropical com dados *in situ*, onde resultados semelhantes foram encontrados (SIKHAKOLLI et al., 2013).

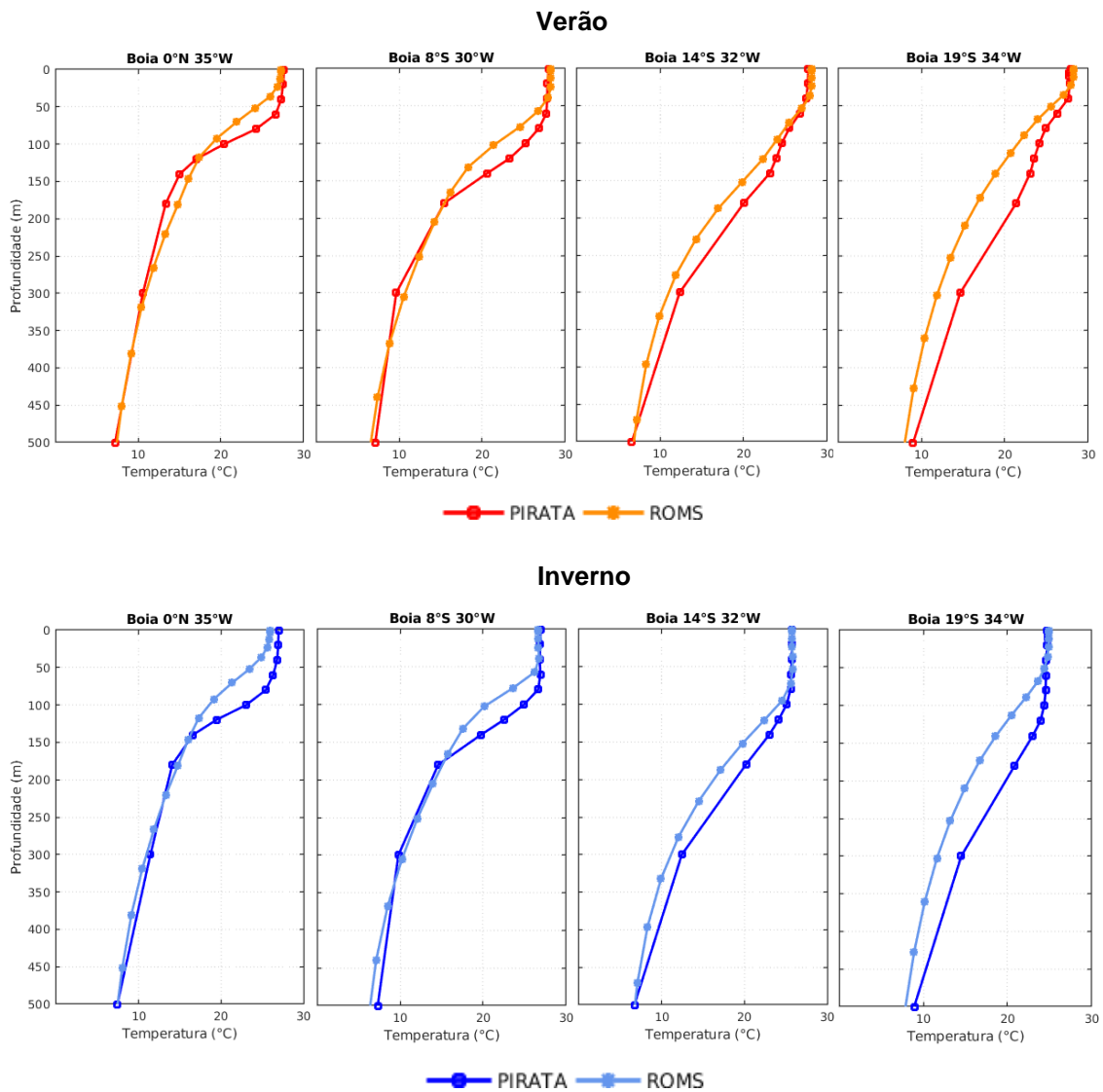
4.1.5 Perfis verticais de temperatura e salinidade

A comparação entre os perfis verticais de temperatura, até 500 m de profundidade, obtidos pelo ROMS e pelas boias do PIRATA indicam um bom desempenho do modelo em simular a variação sazonal e latitudinal da termoclina e da camada de mistura oceânica (CMO) (Figura 4.6). A CMO é uma faixa quase-homogênea na parte superior do oceano na qual a temperatura e salinidade da água do mar variam pouco verticalmente, devido à mistura turbulenta forçada pelo cisalhamento do vento na superfície do mar e fluxos de calor (KARA; ROCHFORD, 2000). Os resultados indicam que a variação sazonal dos perfis verticais de temperatura obtidos nas simulações está de acordo com os dados observacionais, em especial na faixa de profundidade da CMO. No inverno, são obtidas CMOs mais profundas para os sítios ao sul do domínio, sujeitos a presença dos ventos de sudoeste decorrentes da aproximação de frentes frias durante esta estação, que favorecem a mistura turbulenta.

Em ambas as estações, a variação latitudinal da termoclina é notável nas simulações do ROMS, sendo confirmada pelos perfis do PIRATA. A queda de temperatura ao longo da coluna d'água é mais brusca nos perfis localizados em

baixas latitudes, zonas de maior incidência de energia solar e menor mistura turbulenta, o que resulta em termoclinas mais pronunciadas (STEWART, 2008). Apesar das simulações do ROMS indicarem que a termoclina inicia-se em profundidades ligeiramente menores do que nos perfis resultantes das boias, a partir dos 200 m pouca diferença é notada em ambas as estações.

Figura 4.6 – Perfis verticais de temperatura (°C) nos primeiros 500 m da coluna d’água para o verão e inverno (média entre 2006-2015), gerados pelos dados das boias PIRATA e soluções do ROMS.

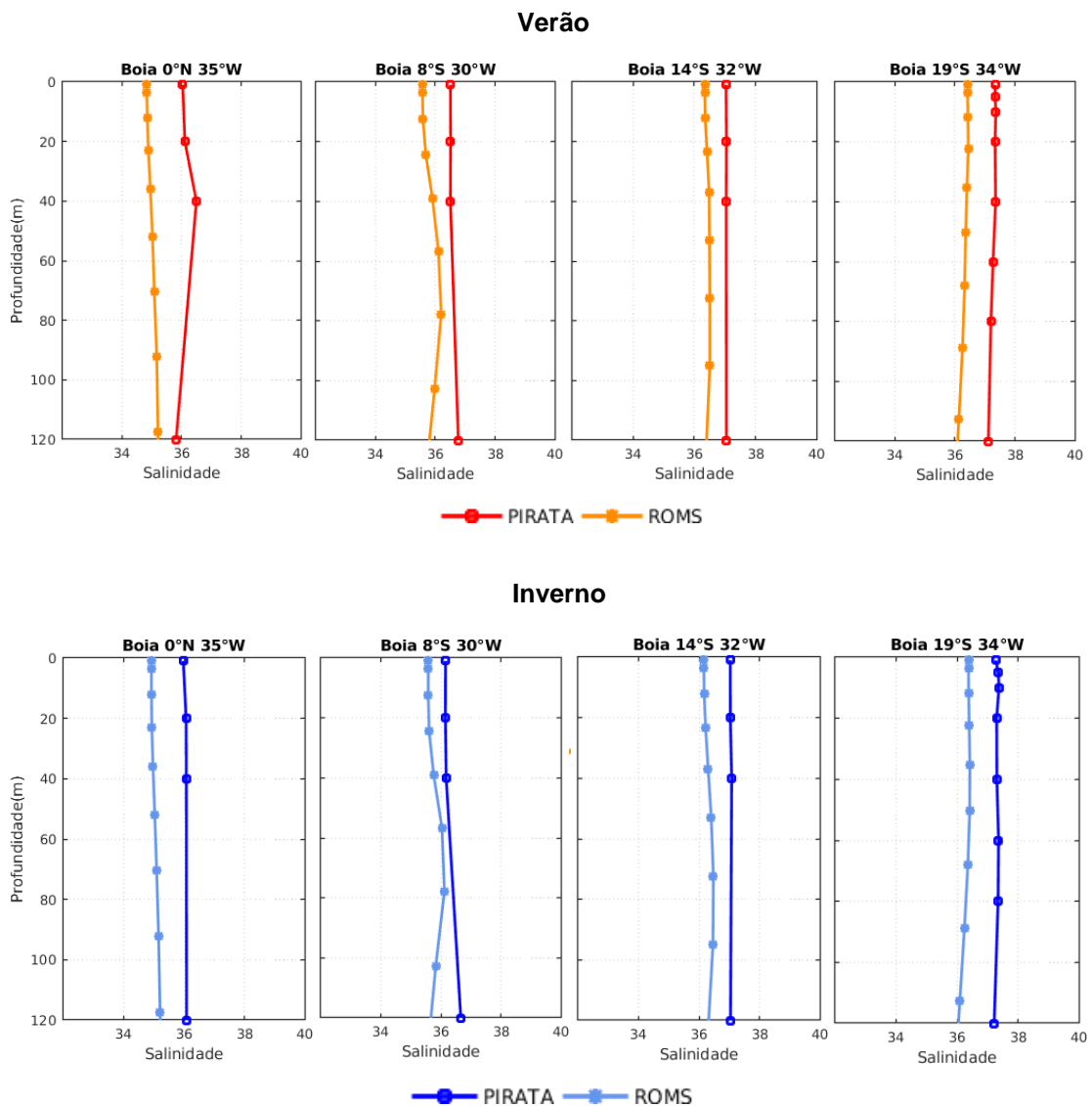


Fonte: Produção do autor.

A distribuição da salinidade na coluna d’água é praticamente uniforme nos resultados provenientes do ROMS e das boias PIRATA (Figura 4.7). Os perfis obtidos referem-se à faixa de 0-120 m de profundidade, inseridos assim na CMO

discutida anteriormente, por isso a fraca estratificação da salinidade na coluna d'água, em ambas as estações. Os valores de salinidade encontrados são característicos da camada superficial de regiões mais afastadas da influência costeira, sendo que a variação latitudinal observada nos perfis pode estar relacionada com maiores taxas de precipitação em baixas latitudes (CURRY et al., 2003). Nota-se que em todas as comparações o viés é majoritariamente negativo, ou seja, os valores de salinidade gerados pelo ROMS, até 120 m de profundidade, são ligeiramente inferiores aos gerados pelas boias do PIRATA.

Figura 4.7 – Perfis verticais de salinidade nos primeiros 120 m da coluna d'água para o verão e inverno (média entre 2006-2015), gerados pelos dados das boias PIRATA e soluções do ROMS.



Fonte: Produção do autor.

4.2 Análise das simulações biofísicas

4.2.1 Mortalidade larval

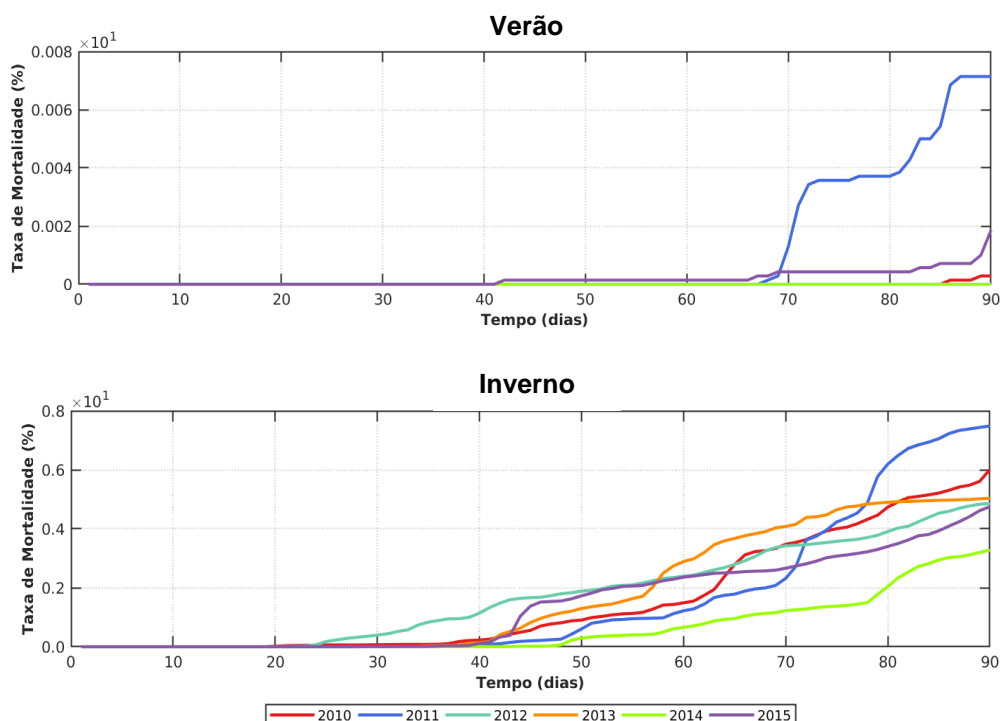
A temperatura da água do mar é geralmente considerada um importante fator ambiental na sobrevivência das larvas de organismos marinhos durante sua fase planctônica (O'CONNOR et al. 2007). No caso do coral sol, a sua ampla faixa de tolerância térmica contribui para taxas muito baixas à nulas de mortalidade das larvas nas simulações. Os motivos são o baixo valor de temperatura mínima letal registrado para o gênero e a ausência de um valor de temperatura máxima letal que extrapole as máximas encontradas na região (~35°C, Figura 4.1-A). A ocorrência da *Tubastraea* spp. desde águas tropicais quentes até regiões temperadas de água mais fria, atesta a ampla tolerância térmica do organismo (CAIRNS, 2000; DE PAULA; CREED 2005; CREED et al., 2017). De fato, a tolerância às condições ambientais é uma característica comum de invasores bem-sucedidos (MILLER et al., 2007).

A mortalidade natural de larvas lecitotróficas (que possuem reserva de nutrientes durante a fase planctônica), como as de coral-sol, é também dependente de outros fatores, como suscetibilidade à predação, tamanho da reserva de nutrientes, taxa de crescimento e disponibilidade de substrato para assentamento (RUMRILL, 1990). Como não se tem estimativas das taxas de mortalidade para estas causas, elas não foram incluídas na modelagem biofísica. A única causa de mortalidade das larvas identificada nos experimentos foi devido à adveção destas para fora do domínio das simulações. É esperado que caso um domínio ainda maior fosse estabelecido para as simulações, e as larvas de coral-sol encontrassem temperaturas e correntes favoráveis à sua dispersão, muito provavelmente a mortalidade larval seria igual a zero.

A variação da taxa de mortalidade total (MT) das larvas ao longo dos 90 dias em cada experimento foi comparada entre os anos e entre as estações do ano. Foi encontrado, que para ambas as estações a MT é baixa, sendo levemente mais acentuada ao final dos experimentos (Figura 4.8). A baixa taxa de mortalidade de uma espécie na fase larval, favorece a persistência de sua população adulta em uma certa região, que no caso de espécies invasoras têm enorme

consequência para o ambiente marinho (WHITE et al., 2014). As maiores MTs são encontradas no inverno ao final do experimento, mas enquanto esta taxa se aproxima dos 8% nesta estação, no verão a mesma não atinge 0,1%. De fato, o teste de Mann-Whitney indica que há diferença significativa entre a MT das larvas no verão e inverno ($p = 0,001$, nível de significância de 5%). Apesar das maiores MTs serem encontradas no ano de 2011, em ambas as estações, o teste de Kruskal-Wallis indica que não há diferença significativa da MT entre os anos de simulação ($p = 0,856$, nível de significância de 5%).

Figura 4.8 – Taxa de mortalidade total (%) ao longo do tempo de simulação (90 dias) durante o verão e o inverno de cada ano entre 2010 e 2015.

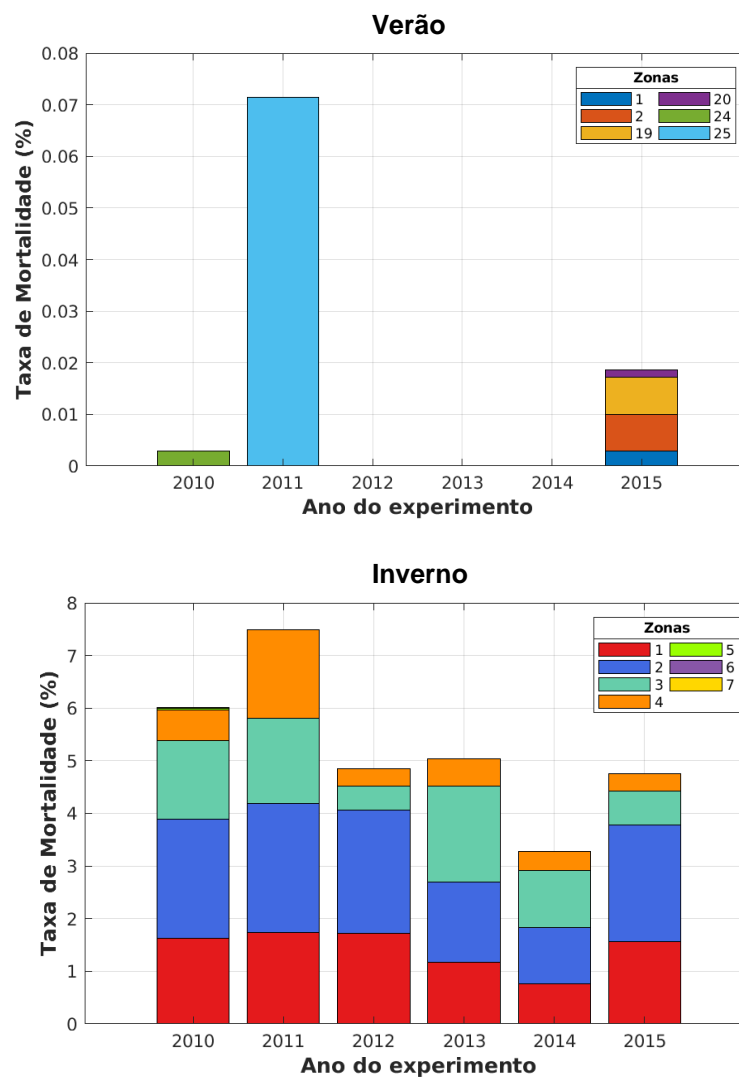


Fonte: Produção do autor.

A taxa de mortalidade por advecção (MA) para cada zona de lançamento, nos permite identificar padrões regionais de escoamento superficial que mais influenciam a sobrevivência das larvas ao fim de cada experimento (Figura 4.9). As zonas cuja MA foi diferente de zero diferem-se entre os anos durante o verão. Enquanto em 2010 e 2011 morreram mais larvas lançadas a partir das ZLs 24 e 25, na Bacia de Santos, no ano de 2015, a maior parte das larvas mortas tiveram como origem as ZLs 1 e 2, na Bacia do Ceará, e ZLs 19 e 20 na Bacia

de Santos. Os baixos valores de MA nesta estação contribuem para que não haja diferença significativa entre as zonas ($p=0,7109$ no teste de Kruskal- Wallis, nível de significância de 5%). Já no inverno, há diferença significativa da MA entre as zonas ($p = 1,9 \times 10^{-17}$, nível de significância de 5%). Apesar da MA ser variável entre os anos, as ZLs que contribuem para tal permanecem as mesmas. Em todos os anos, as ZLs 1 e 2, na Bacia do Ceará, e as ZLs 3 e 4, na Bacia Potiguar, foram as maiores contribuintes para o total de larvas mortas.

Figura 4.9 – Taxa de mortalidade larval por advecção (MA), para cada zona de lançamento no verão e inverno entre 2010 e 2015. As zonas de lançamento com taxa de mortalidade igual a zero não estão aqui representadas.



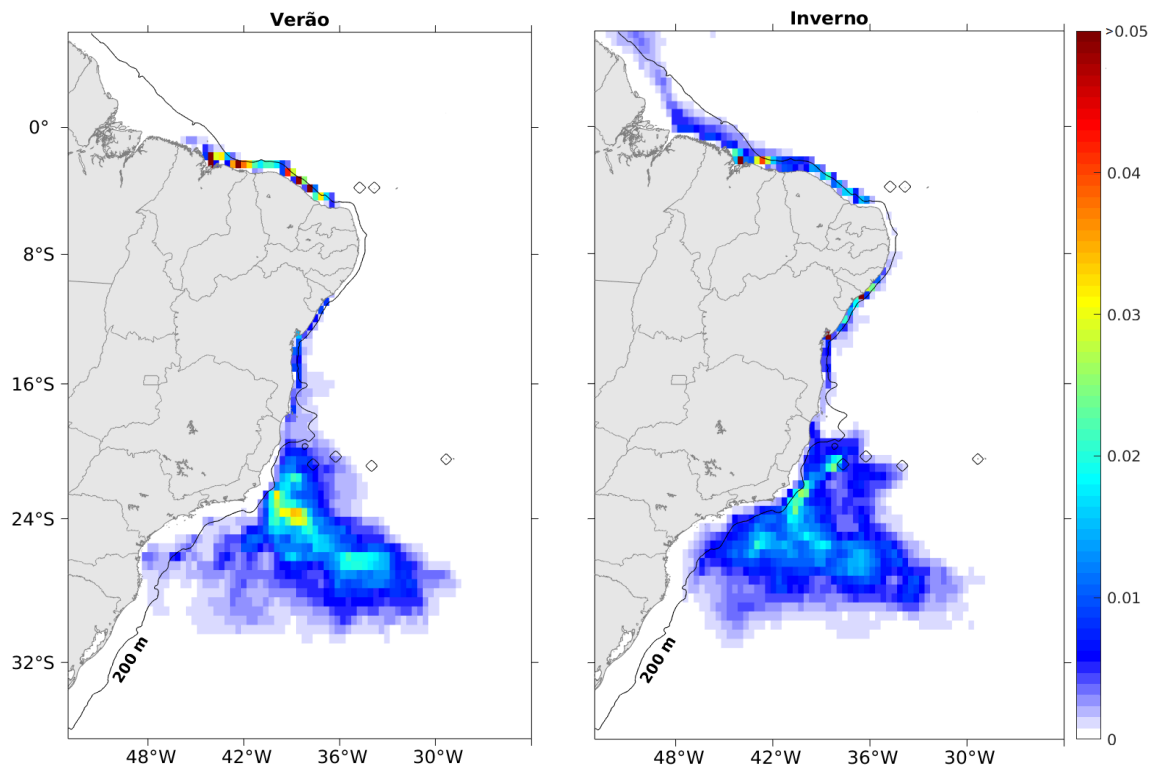
Fonte: Produção do autor.

As larvas lançadas das Bacias do Ceará, Potiguar e de Santos estão mais suscetíveis à mortalidade por advecção, já que as respectivas ZLs estão mais próximas dos limites norte e sul do domínio da simulação (Figura 3.4). Nestes casos, as larvas são primordialmente dispersadas por correntes superficiais de contorno oeste. Porém, as larvas originárias da Bacia do Ceará e Potiguar estão sujeitas ao escoamento de maior intensidade da CNB, enquanto as larvas originárias da Bacia de Santos estão sujeitas ao fraco escoamento da CB (PETERSON; STRAMMA, 1991), o que provavelmente desfavoreceu um número significativo de larvas atingir o limite sul da simulação. A variabilidade sazonal dos campos médios da velocidade das correntes da superfície do mar simulados pelo ROMS (Figuras 4.4 e 4.5) impactam na mortalidade por advecção das larvas lançadas na Bacia do Ceará e Potiguar, sujeitas ao regime da CNB. De fato, o aumento da velocidade da CNB durante o inverno pode ter favorecido o transporte de um número maior de larvas para fora do domínio norte da simulação.

4.2.2 Distribuição espacial das larvas

Os mapas de estimativas de densidade de partículas permitem a visualização das regiões com maiores e menores probabilidades de ocorrências de larvas do coral-sol durante o verão e inverno austral, onde os valores associados a cada elemento de grade são adimensionais e indicam a intensidade dos adensamentos (Figura 4.10). As estimativas referem-se às larvas sobreviventes durante os 90 dias de simulação, já que as larvas do bioinvasor podem iniciar o seu processo de assentamento a partir do primeiro dia que são liberadas das colônias parentais (GLYNN et al., 2008). Nas regiões cuja estimativa de densidade Kernel é zero a probabilidade de ocorrência de larvas do coral-sol é nula.

Figura 4.10 – Estimativa de densidade de Kernel para as larvas sobreviventes durante os 90 dias de simulação no verão e inverno.



Fonte: Produção do autor.

A distribuição espacial das larvas de coral-sol está diretamente associada à quantidade de plataformas petrolíferas e aos regimes de escoamento superficial que abrangem cada zona de lançamento. Núcleos de maior densidade larval são encontrados na costa do Maranhão, Piauí, Ceará e Bahia, devido à ausência de escoamentos que transportem as larvas para regiões a *offshore* da plataforma continental. No inverno nota-se ainda núcleos de adensamento larval em direção ao norte do domínio, resultado da intensificação da CNB (JOHNS et al., 1998).

A área de ocorrência de larvas de coral-sol é mais ampla entre 20 e 30°S, em direção a regiões mais profundas, a *offshore* da isóbata de 200 m. Nesta área estão inclusas as ZLs das Bacias de Campos e Santos (Figura 3.4), responsáveis respectivamente por 54,8% e 15,5% das larvas lançadas. Ademais, o adensamento de larvas nesta região pode ser associado à presença de estruturas ciclônicas e anticiclônicas persistentes que conduzem os padrões de transporte lagrangeano quase-estáveis, resultando no confinamento das larvas (GOUVEIA et al., 2021). Os autores indicam ainda uma maior

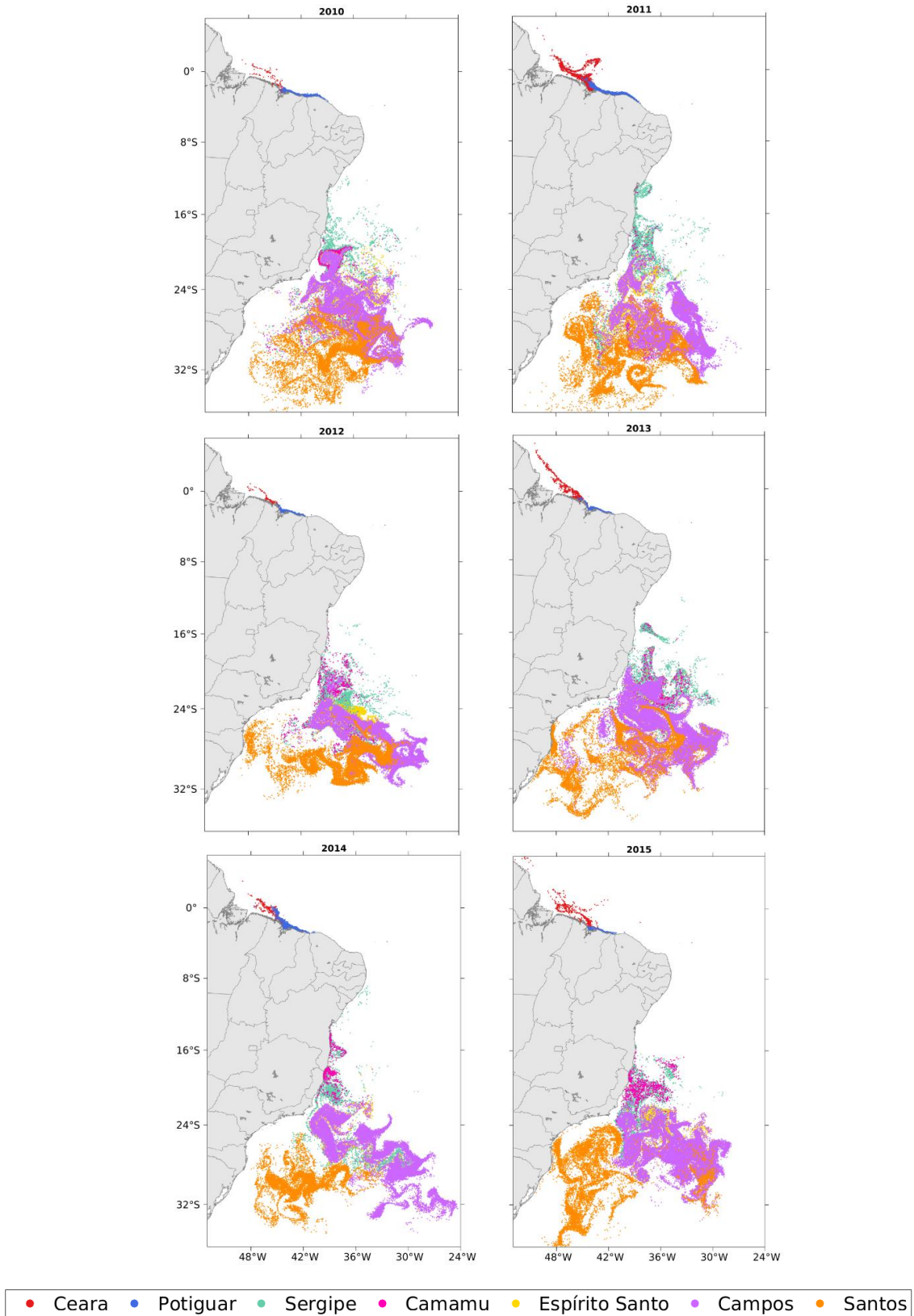
concentração de regiões atratoras durante o inverno nesta localidade, o que pode ter favorecido o adensamento de larvas de coral-sol nesta estação. Na região da ressurgência de Cabo Frio (23°S) nota-se a aproximação do adensamento de larvas apenas no inverno. A presença de ventos persistentes de nordeste durante o verão, que resultam na intensificação do transporte de Ekman e consequente deslocamento das águas costeiras superficiais em direção ao oceano (CASTRO et al., 2006), podem ter limitado o transporte transversal das larvas em direção à costa nesta estação. Ao sul do estado do Paraná não são encontrados adensamentos de larvas na costa, principalmente no inverno. A presença da CCB, restrita à isóbata de 200 m, fluindo no sentido contrário ao da CB, pode ter influenciado neste resultado, já que no inverno esta corrente atinge posições mais ao norte (SOUZA, ROBINSON; 2004).

As maiores probabilidades de ocorrência de larvas em regiões que contenham plataformas petrolíferas podem favorecer a permanência das larvas na região, já que tais estruturas fornecem substrato adequado para o assentamento e desenvolvimento do coral-sol, somado ao comportamento gregário do gênero (GLYNN et al., 2008; SAMMARCO et al., 2014). Ademais, as plataformas petrolíferas podem atuar como 'trampolins' para a população de coral-sol entre as bacias sedimentares marinhas produtoras de petróleo e a costa brasileira, facilitando a expansão geográfica da *Tubastraea* spp. no Atlântico Sudoeste (SAURA et al., 2014). Além das plataformas já presentes, diferentes tipos de embarcações, como navios aliviadores e cargueiros, e até mesmo de lixo marinho, que permaneçam tempo suficiente imóveis ou se desloquem em baixa velocidade nestas regiões estão sujeitas a bioincrustação do organismo, funcionando como vetores de dispersão para outras regiões (CREED et al., 2017; FARIA; KITAHARA, 2020; MANTELATTO et al., 2020).

4.2.3 Padrões de dispersão larval

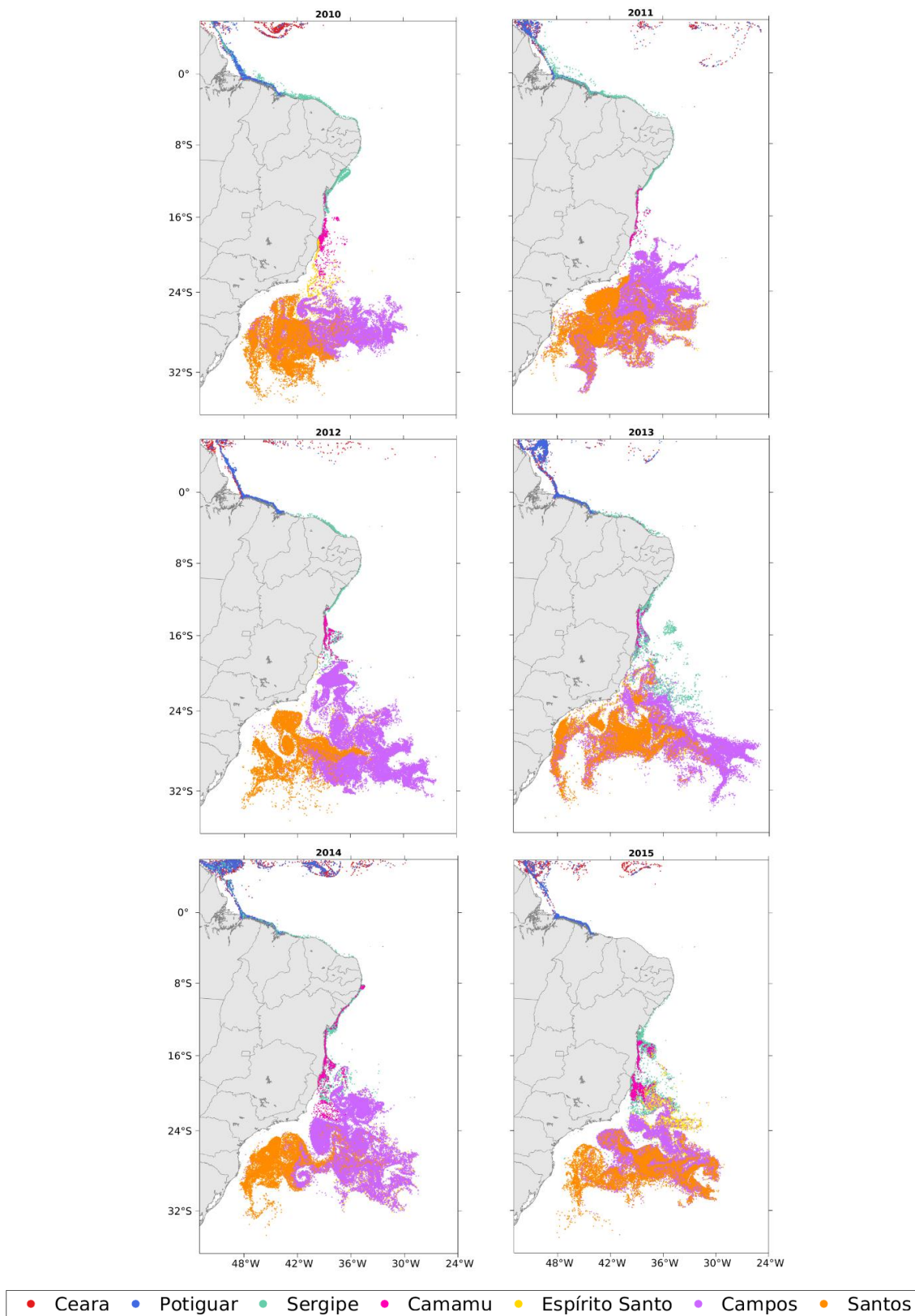
A posição atingida pelas larvas de coral-sol sobreviventes ao final dos 90 dias de simulação, está representada para cada ano durante o verão (Figura 4.11) e inverno (Figura 4.12).

Figura 4.11 – Distribuição das partículas sobreviventes após 90 dias de simulação durante o verão entre 2010-2015, onde cada cor representa as zonas de lançamento pertencentes a cada bacia produtora.



Fonte: Produção do autor.

Figura 4.12 – Distribuição das partículas sobreviventes após 90 dias de simulação durante o inverno entre 2010-2015, onde cada cor representa as zonas de lançamento pertencentes a cada bacia produtora.



Fonte: Produção do autor.

No verão, as larvas lançadas das Bacias Potiguar e do Ceará destinam-se para noroeste da costa brasileira, transportadas pela CNB, enquanto as larvas lançadas das zonas com origem nas Bacias de Sergipe, Camamu, Espírito Santo, Campos e Santos são transportadas pela CB para a porção sul do domínio. Nos verões de 2011, 2013 e 2015 as larvas lançadas na Bacia Cearense, conseguem atingir regiões mais distantes da origem, ultrapassando a fronteira estadual Maranhão-Pará. Nos verões de 2012, 2013 e 2015 as larvas com origem na Bacia de Santos, cujas zonas de lançamento ficam mais afastadas da costa, conseguem atingir porções do litoral sudeste. Apesar da pequena variação interanual na posição final das partículas nesta estação, o padrão de dispersão é mantido (Figura 4.11).

A dispersão das larvas lançadas das Bacias de Sergipe-Alagoas e Camamu, é afetada pelo deslocamento meridional da posição média da biCSEs, já que as ZLs destas bacias localizam-se próximas a latitude da bifurcação, assim como observado no trabalho de Endo et al. (2019). No verão, quando a bifurcação se desloca para o norte, devido a variação sazonal da ZCIT, e a CB se intensifica (RODRIGUES et al., 2007), as trajetórias das larvas com origem nestas bacias tendem a seguir o fluxo da CB para o sul. Este transporte preferencial para o sul, pelo regime de escoamento da CB, faz com que as larvas de coral-sol não sejam encontradas em regiões mais ao norte do domínio (Figura 4.11). Já no inverno, parte das larvas com origem na Bacia de Sergipe-Alagoas e Camamu, deslocam-se para regiões ao norte das ZLs de origem (Figura 4.12). Isto porque, nesta estação a biCSEs atinge sua posição mais austral, permitindo que além de serem transportadas para sul pela CB, as larvas com origem nestas bacias sejam também advectadas para norte, pois atingem o fluxo da CNB (RODRIGUES et al., 2007).

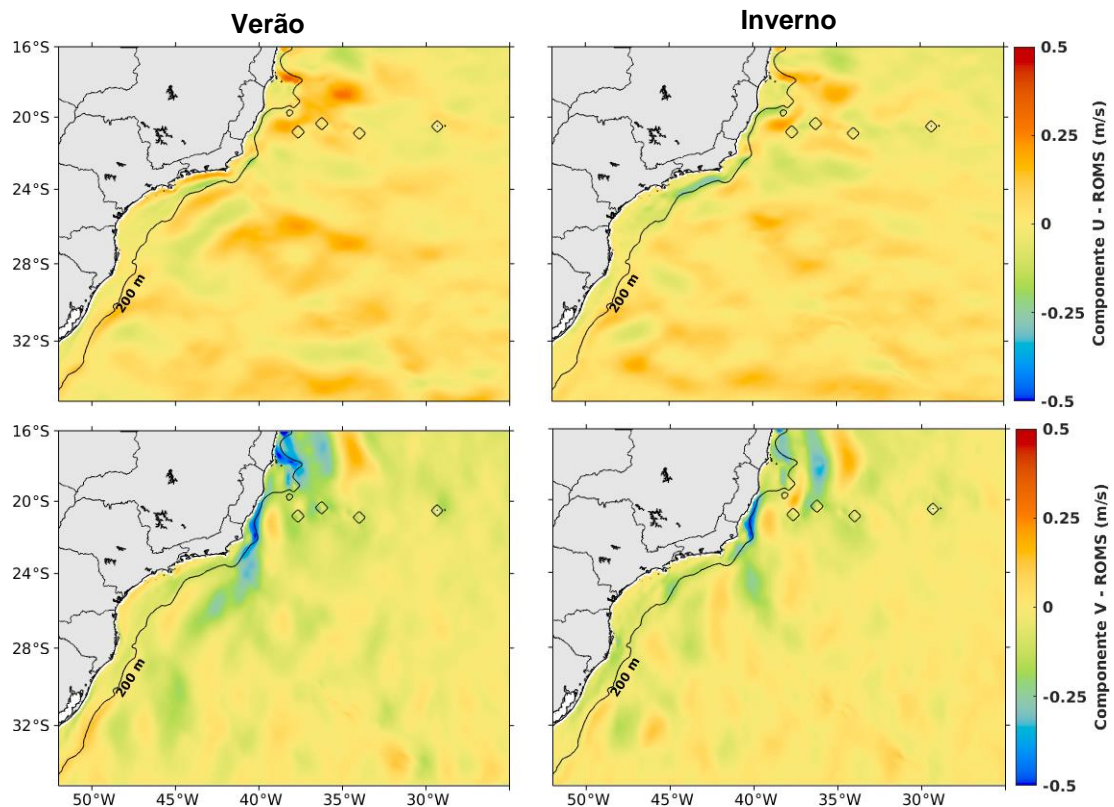
No inverno, o potencial de dispersão das larvas com origem nas Bacias Potiguar e do Ceará é acentuado (Figura 4.12). De fato, as larvas conseguem atingir posições ainda mais distantes da sua origem, em todos os anos, quando comparadas às simulações do verão. Nesta estação, a CNB intensifica-se ainda mais favorecendo o deslocamento das larvas de coral-sol para posições ainda mais ao norte do domínio, além de parte das larvas sobreviventes serem também

dispersadas para leste em torno de 5°N , pois acompanham a retroflexão da CNB e atingem o fluxo da CCNE (JOHNS et al., 1998), aproximando-se da Área de Proteção Ambiental do Arquipélago de São Pedro e São Paulo ($00^{\circ}56'2''\text{ N}$; $29^{\circ}20'6''\text{ O}$). Parte das larvas lançadas na Bacia de Sergipe, que atingem o fluxo da CNB, chegam a alcançar até mesmo as proximidades da Foz do Amazonas ($1^{\circ}\text{N } 49^{\circ}\text{W}$) na maioria dos anos. Para as larvas lançadas das Bacias do Espírito Santo, Campos e Santos, o padrão de dispersão é muito semelhante ao do verão, com acúmulo de partículas entre as latitudes de 16 e 32°S ao final dos experimentos, sendo que nos anos de 2011 e 2013 parte das partículas lançadas destas bacias aproximam-se da costa sudeste brasileira.

As larvas lançadas das Bacias do Espírito Santo, Campos e Santos são transportadas pela CB e atingem posições à sudoeste de sua origem, possivelmente devido à advecção *offshore* persistente durante o verão e inverno austral nesta região (GOUVEIA et al., 2021). Os resultados da simulação da componente zonal (u) da velocidade das correntes da superfície do mar no ROMS confirmam o predomínio de regiões com fluxo mais intenso para leste (Figura 4.13). As larvas transportadas pela CB estão sujeitas aos largos vórtices e meandros que permeiam a corrente, decorrentes da combinação entre a abrupta mudança da orientação da linha de costa, ao gradiente batimétrico e a natureza baroclinicamente instável desta corrente (CAMPOS et al., 1995, SILVEIRA et al., 2008). Ao longo da CB observa-se a alternância no sentido de rotação destas estruturas, enquanto os vórtices de Ilhéus (15°S), de Royal Charlotte (17°S) e de Abrolhos são anticiclônicos (19°S), os vórtices de Vitória (20°S), Cabo São Tomé (22°S), Cabo Frio (23°S) e Cabo Santa Marta (28°S) são ciclônicos (ARRUDA et. al, 2013; SOUTELINO et al., 2013). A alternância e instabilidade destas estruturas podem ter favorecido o padrão meandrante da posição final das partículas lançadas pelas bacias mencionadas, em ambas as estações. Ademais, Gouveia et al. (2021) apontam que estas estruturas de mesoescala resultam em padrões de transporte lagrangeano quase-estáveis persistentes que podem criar uma barreira de transporte em direção à costa, entre as latitudes de 22 e 31°S , além de limitar o transporte meridional de partículas. Logo, estes padrões persistentes podem ter influenciado no padrão

de dispersão observado das larvas lançadas das Bacias do Espírito Santo, Campos e Santos.

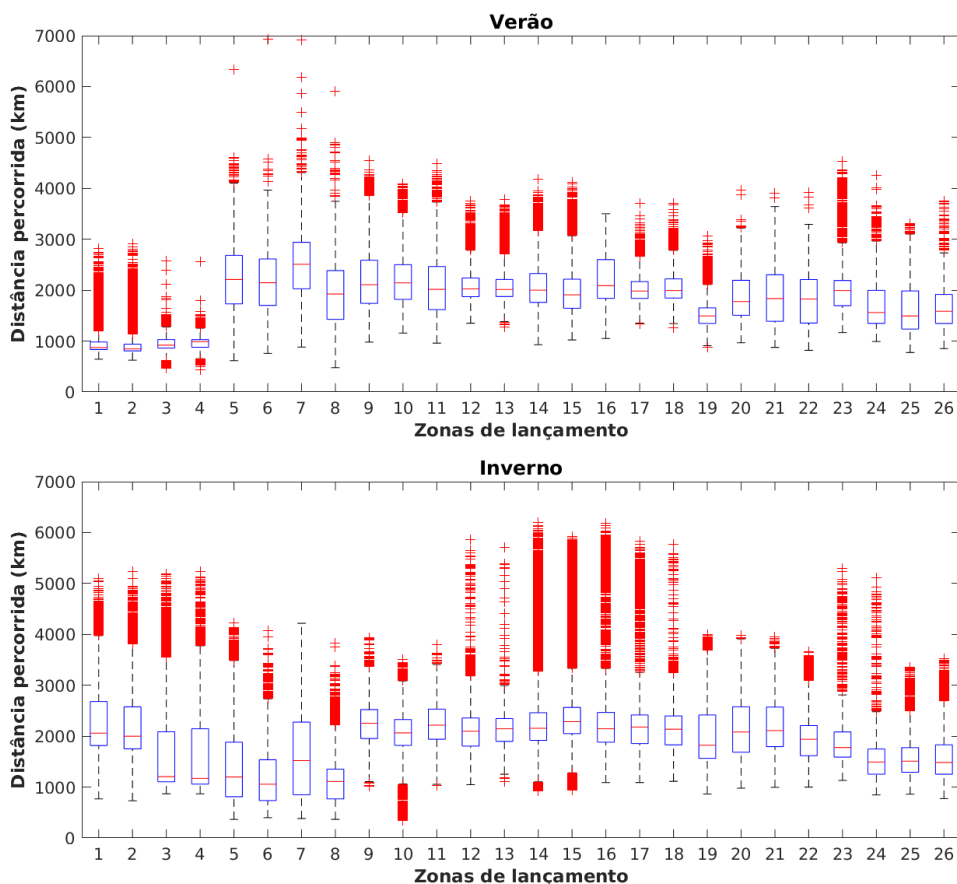
Figura 4.13 -Campos médios da velocidade zonal (u) e meridional (v), em m/s, obtidos nas simulações com o ROMS detalhamento (zoom) para a região de 17 a 31°S.



Fonte: Produção do autor.

Apesar das larvas de coral sol serem ciliadas, o que permite certa habilidade natatória, a capacidade de deslocamento deste tipo de larva restringe-se a pequena escala espacial, sendo a dispersão larval para longas distâncias dependentes do transporte pelas correntes marinhas superficiais (GLEASON; HOFMANN, 2001; MIZHARI, 2014). A análise da distância total percorrida pelas larvas ao final dos 90 dias de simulação confirma o papel crítico que o escoamento superficial e a atividade turbulenta de mesoescala desempenham no transporte destas larvas em longas distâncias. O deslocamento total das partículas vivas, considerando todas as larvas lançadas no verão e inverno é apresentado em função da distância percorrida (em quilômetros) a partir de suas respectivas zonas de lançamento (Figura 4.14).

Figura 4.14 – Boxplot do deslocamento total (km) de todas as partículas ao longo de todas as simulações do verão e inverno entre os anos de 2010-2015.



Fonte: Produção do autor.

Apesar das distâncias diferirem entre as ZLs e estações do ano, nenhuma das 70.000 partículas lançadas percorre mais de 7.000 km. Nota-se que no verão, as partículas lançadas das zonas ao norte do domínio (ZLs 1 à 4) percorrem menores distâncias do que no inverno, o que reafirma o maior potencial dispersor encontrado das larvas lançadas pela Bacia Potiguar e Ceará no inverno (Figura 4.12). Já as larvas lançadas das ZLs 5 à 8 (Bacia de Sergipe-Alagoas e Camamu) tendem a percorrer maiores distâncias durante o verão, já que estão todas sujeitas ao fluxo da CB, que se intensifica durante esta estação. Apesar, das larvas lançadas das Bacias do Espírito Santo, Campos e Santos (ZLs 9 à 26) percorrerem distâncias superiores a 2.000 km, o destino de grande parte destas larvas é próximo as localizações de suas respectivas zonas de lançamento em ambas as estações. Tal fato pode ser decorrente da retenção das larvas em certos pontos das estruturas ciclônicas e anticiclônicas presentes

nesta região (DIAS et al., 2014, GOUVEIA et al., 2021). Durante sua dispersão, as larvas podem atingir certas regiões do escoamento da CB que afetam a velocidade e direcionamento de sua trajetória. De fato, as variações dos campos médios da velocidade das correntes da superfície do mar (Figura 4.13), por exemplo, podem ter influenciado na presença mais acentuada de valores extremos de deslocamento para as larvas lançadas destas regiões, em especial no inverno quando o fluxo da CB é menos turbulento (SILVEIRA et al., 2000).

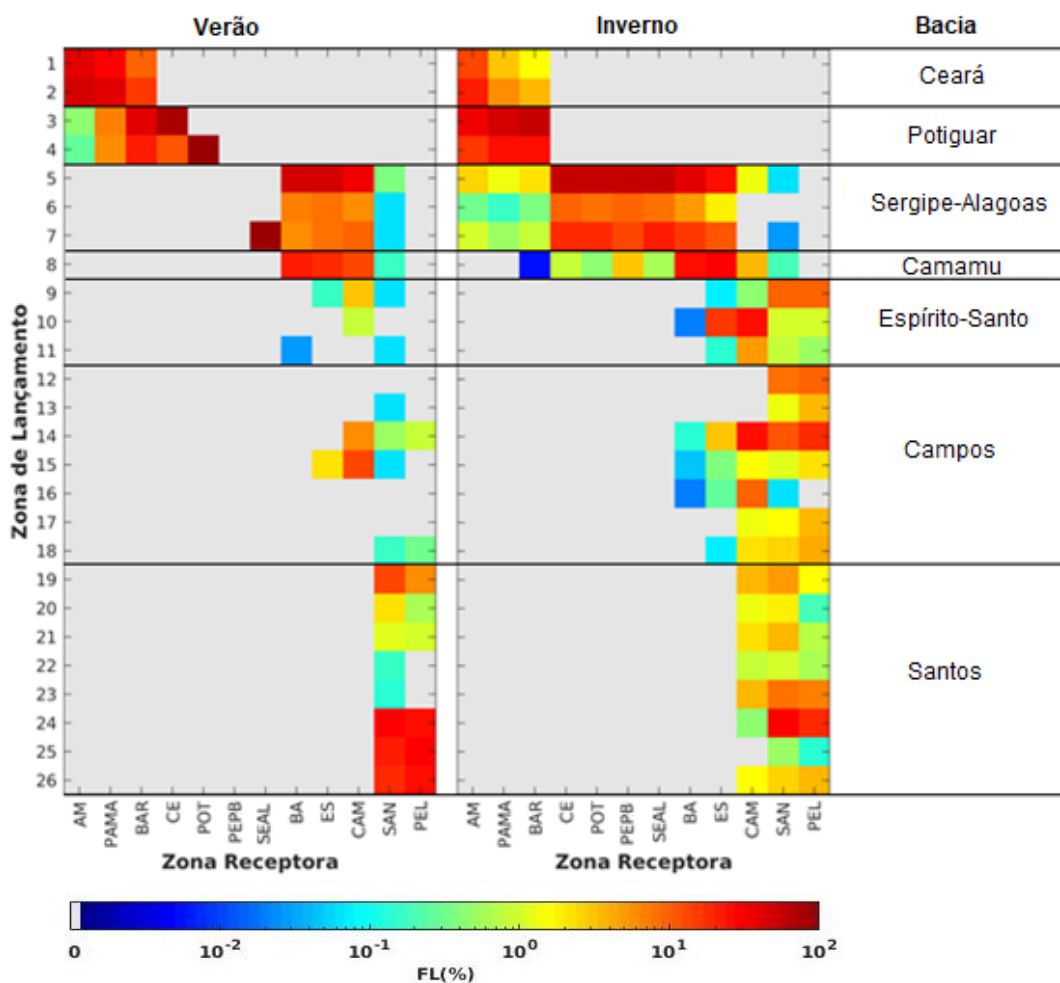
Os valores de distância percorrida encontrados são altos se comparados à distância máxima percorrida pelas larvas de outros organismos marinhos, que variam de poucos metros a dezenas de quilômetros (SHANKS et al., 2003). Os autores indicam ainda que a variação nas estimativas do deslocamento total das larvas está fortemente associada com diferentes regimes de velocidade das correntes que estas submetem-se durante a dispersão. Entretanto, no Atlântico Sudoeste, Endo et al. (2019) reportaram deslocamentos de até 6.000 km para larvas de uma espécie de peixe recifal. Os valores ainda maiores encontrados para as larvas de coral-sol neste trabalho podem ser explicados pelo alto PLD do organismo, que certamente contribui para o alcance de maiores distâncias, apresentando-se como um fator preponderante sobre o padrão de dispersão do bioinvasor. Em geral, a distância percorrida pelas larvas durante sua trajetória no plâncton é positivamente relacionada com os valores de PLD, de forma que quanto maior for a duração da larva no plâncton, por maiores distâncias ela se dispersará (SIEGEL et al., 2003). Logo, a ocorrência de um estágio larval de longa duração pode ser um fator crítico para a persistência do coral-sol na região, favorecendo tanto a colonização de novos habitats quanto fortalecendo populações já existentes (VIARD et al., 2006).

As maiores taxas de mortalidade encontradas no inverno para as zonas de lançamento na Bacia do Ceará (ZLs 1 e 2) e na Bacia Potiguar (ZLs 3 e 4) (Figura 4.9), junto a posição final das larvas oriundas destas bacias (Figura 4.12) e os altos valores de distância percorrida por estas larvas nesta estação (Figura 4.14), podem ser indicativos de que parte da dispersão de larvas de coral-sol em direção ao hemisfério norte foi limitada pelo domínio estabelecido no estudo. Apesar do domínio do modelo não incluir o mar do Caribe, estes resultados

indicam que há uma ameaça ambiental potencial neste padrão de dispersão. Larvas de coral-sol com origem em bacias brasileiras poderiam ser ainda dispersadas pelas Corrente das Guianas e do Caribe, e assim se comunicar com a população de coral-sol presente no mar do Caribe, intensificando o processo de bioinvasão ali já existente (FENNER, 2001).

A partir dos resultados obtidos acerca do padrão de dispersão das larvas de coral-sol no Atlântico Sudoeste entre 2010 e 2015, foi confirmado que regiões contendo plataformas petrolíferas podem atuar como fontes de larvas para a costa brasileira. As matrizes de fornecimento larval para o verão e inverno, apresentadas na Figura 4.15, permitem identificar quais as regiões que mais fornecem larvas para cada uma das 12 zonas receptoras estabelecidas no litoral brasileiro (vide Figura 3.5).

Figura 4.15 – Matriz de Fornecimento Larval de uma zona de lançamento (eixo y) para uma zona receptora (eixo x).



Fonte: Produção do autor.

No verão, mais de 89% das larvas que atingem as zonas receptoras AM e PAMA têm como fonte a Bacia do Ceará, sendo o restante da contribuição oriunda da Bacia Potiguar. No inverno, a Bacia Potiguar continua a fornecer larvas para as zonas AM e PAMA, porém a taxa de fornecimento larval da Bacia do Ceará para estas zonas cai drasticamente e um suprimento de larvas oriundas da Bacia de Sergipe-Alagoas aparece. As larvas que atingem a ZR-BAR são primordialmente oriundas das Bacias do Ceará e Potiguar, mas no inverno, as ZLs das Bacias de Sergipe-Alagoas e Camamu também contribuem para o fornecimento de larvas de coral-sol nesta região. As ZRs CE e POT recebem apenas larvas da Bacia Potiguar durante o verão, enquanto no inverno as ZLs mais ao sul da costa nordestina (Bacia de Sergipe-Alagoas e Camamu) são as responsáveis pelo suprimento de larvas nestas áreas de recepção. A ZR-PEPB recebe larvas apenas durante o inverno, sendo estas majoritariamente originadas na Bacia de Sergipe-Alagoas. Todas as larvas que atingem a ZR-SEAL durante o verão são autóctones, enquanto no inverno uma pequena porcentagem (0,66%) é proveniente da Bacia de Camamu. É importante destacar que no inverno, a Bacia de Sergipe-Alagoas é capaz de fornecer larvas para quase todas as ZRs, com exceção da ZR-PEL (Fig. 4.15). As maiores fornecedoras de larvas para a ZR-BA, em ambas as estações analisadas, são as ZLs inseridas na Bacia de Sergipe-Alagoas e Camamu.

Analisando as ZRs do sudeste brasileiro, temos que a ZR-ES recebe larvas predominantemente das Bacias de Sergipe-Alagoas e Camamu, em ambas as estações. Em especial no inverno, há também uma considerável transição de larvas oriundas da Bacia do Espírito Santo e de Campos para esta ZR. Na ZR-CAM as fontes de larvas são bem variáveis entre as estações e zonas. No verão, 58,48% das larvas que atingem a região tem como fonte a Bacia de Sergipe e 22,8% como fonte a Bacia de Campos, enquanto no inverno as Bacias do Espírito Santo (33,49%) e de Campos fornecem mais larvas (45,77%). Em ambas as estações, a ZR-SAN recebe larvas das Bacias de Sergipe, Camamu, Espírito Santo, e, principalmente de Campos e de Santos. A maior parte das larvas que atingem a ZR-PEL, tanto no verão como no inverno, têm como origem

a Bacia de Campos e Santos, mas no inverno nota-se um percentual relevante de larvas fornecidas pela Bacia do Espírito Santo (13,3%) para esta ZR.

Nas simulações discutidas aqui, a chegada de larvas na costa brasileira é principalmente influenciada pelo padrão de circulação superficial já discutido anteriormente. No inverno, por exemplo, as zonas receptoras AM, PAMA e BAR recebem menos larvas da Bacia do Ceará, já que nesta estação as larvas lançadas nesta bacia são capazes de percorrer maiores distâncias e atingir áreas ainda mais afastadas da fonte. Ademais, enquanto no verão as ZLs da Bacia de Sergipe-Alagoas fornecem larvas apenas para as zonas receptoras SEAL, BA, ES, CAM, SAN e PEL, no inverno esta bacia atua como fonte de larvas para demais regiões ao norte do domínio, sendo a principal fornecedora de larvas para a ZR-CE e a ZR-POT, por exemplo.

A efetividade de cada bacia produtora em fornecer larvas para o litoral brasileiro pode ser estimada com base no cálculo do percentual de larvas de coral-sol, lançadas de cada bacia sedimentar marinha produtora de petróleo, que atingiu a costa brasileira, independente da zona receptora (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Percentual de larvas que atinge a costa brasileira, lançadas de cada bacia sedimentar marinha produtora de petróleo.

	Verão	Inverno
Bacia do Ceará	97,66%	22,12%
Bacia Potiguar	99,64%	75,30%
Bacia de Sergipe-Alagoas	13,56%	64,85%
Bacia de Camamu	18,12%	70,10%
Bacia do Espírito Santo	0,08%	3,12%
Bacia de Campos	0,07%	0,77%
Bacia de Santos	6,25%	4,09%

Fonte: Produção do autor.

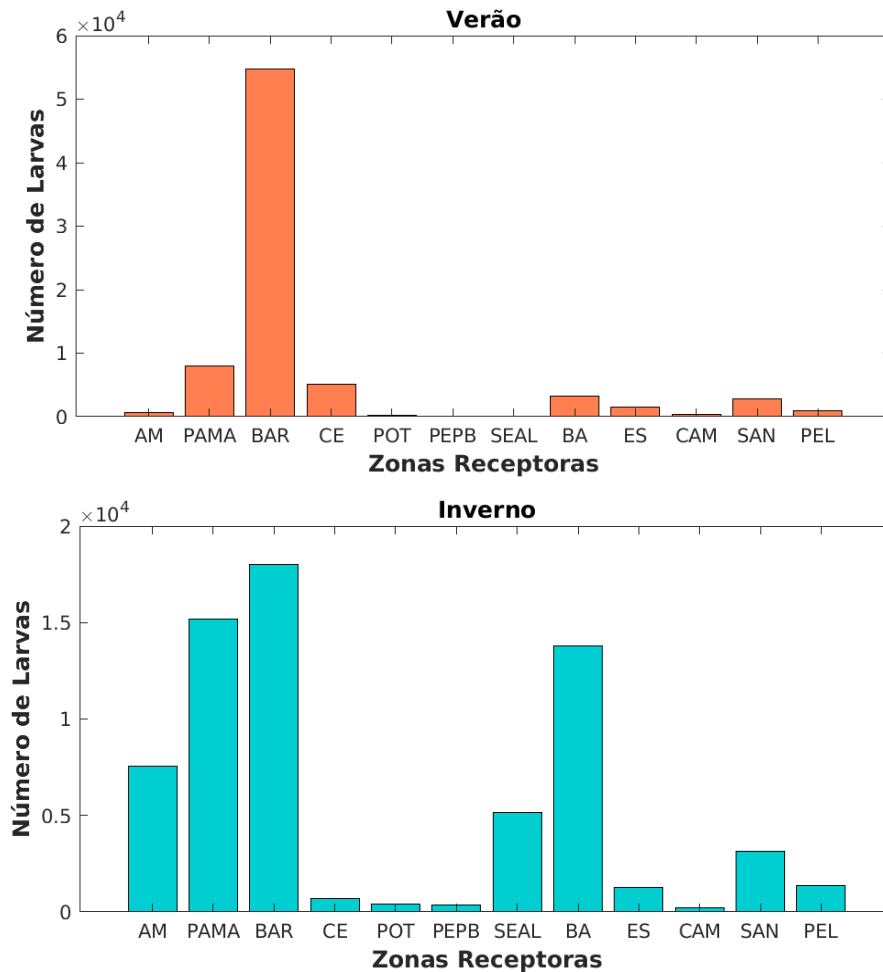
Este resultado reafirma o papel da localização das plataformas e dos processos oceanográficos na dispersão das larvas de coral-sol, já que apesar da maior quantidade de larvas ser lançada nas bacias da região sudeste brasileira, estas são as que menos contribuem para o aporte de larvas na região costeira. Já nas

bacias cujas ZLs estão localizadas bem próximas da costa, como nas Bacias do Ceará, Potiguar, Sergipe-Alagoas e Camamu, o fornecimento de larvas é alto, o que permite considerá-las grandes fornecedoras de larvas para a região costeira. Portanto, a chegada de larvas de coral sol na costa brasileira provenientes de estruturas de produção petrolífera é o resultado de uma interação complexa entre localização das áreas fonte de larvas e regime de escoamento superficial. Tanto a proximidade das plataformas com a costa quanto a sazonalidade do escoamento determinam o impacto potencial de uma região produtora na proliferação do coral sol. Vale lembrar que apesar deste resultado sofrer forte influência da quantidade de plataformas petrolíferas existentes, ele reflete o papel atual das regiões produtoras e permite analisar quais seriam os futuros impactos de um aumento de seu número. De fato, a identificação das regiões com maior potencial em fornecer larvas para a costa brasileira serve como um alerta a indústria petrolífera e pode auxiliar nos processos de tomada de decisão, principalmente no que tange ao planejamento do descomissionamento de unidades e instalação de novas estruturas que podem potencializar os impactos da bioinvasão (BRAGA et al., 2021). Ademais, este resultado reforça a urgente necessidade no estabelecimento de protocolos relacionados à prevenção da bioincrustação em plataformas petrolíferas, ausentes até o momento no Brasil e no mundo.

O número de larvas lançadas a partir das plataformas petrolíferas que atingem a costeira brasileira é variável ao longo de sua extensão e entre as estações do ano durante os 6 anos de simulação (Figura 4.16). No verão, a maioria das ZRs recebe menos de 2% das 420.000 larvas de coral-sol lançadas, sendo que as zonas POT, PEPB e SEAL não chegam a receber nem 0,01 % destas larvas. Em contrapartida, a ZR- BAR, uma das zonas com menor área, chega a receber mais de 10% das larvas de coral-sol lançadas nesta estação. No inverno, novamente a ZR-BAR é a região que mais recebe larvas, mas em uma quantidade menor do que no verão. De fato, esta região recebe aproximadamente 5% das 420.000 larvas lançadas durante esta estação. Valores altos são também encontrados nas zonas AM, PAMA e BA; ademais, nenhuma área recebe menos que 0,05% das larvas lançadas durante o inverno.

No caso de espécies invasoras, as consequências ambientais de larvas chegando à uma região, mesmo que em um número baixíssimo, são extremas, pois a dispersão de uma única larva pode resultar na invasão de um novo habitat ainda não colonizado pelo organismo (DUNSTAN; BAX, 2007).

Figura 4.16 – Quantidade de larvas que atinge cada zona receptora ao longo dos 6 anos, durante o verão e inverno.



Fonte: Produção do autor.

O coral-sol parece se ausentar de condições ecológicas que limitam sua distribuição geográfica, sendo que toda a região costeira brasileira pode oferecer um habitat adequado para o bioinvasor (RIUL et al., 2013; CARLOS-JUNIOR et al., 2014). Ademais, a possibilidade de assentamento em diferentes tipos de substrato e a ausência de predadores naturais favorecem o estabelecimento do gênero (CAPEL et al., 2017). A fim de discutir as implicações da chegada das larvas de coral-sol em cada zona receptora do litoral brasileiro, as ZRs foram

classificadas com base na somatória das larvas que atingiram a costa durante todos os experimentos (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 - Classificação das zonas receptoras de larvas de coral-sol com base na somatória das larvas que atingiram a costa durante todos os experimentos.

1º	BAR (50,35 %)
2º	PAMA (16,04 %)
3º	BA (11,76 %)
4º	AM (5,7%)
5º	SAN (4,16 %)
6º	CE (3,98 %)
7º	SEAL (3,56 %)
8º	ES (1,98 %)
9º	PEL (1,56 %)
10º	CAM (0,38 %)
11º	POT (0,28 %)
12º	PEPB (0,25 %)

Fonte: Produção do autor.

BAR e o PAMA são as principais zonas de recepção de larvas, uma vez que mais de 60% das larvas que chegam ao litoral brasileiro são destinadas à estas ZRs. Entre estas zonas está localizado o Parcel do Manuel Luís, um parque estadual marinho de proteção integral situado a aproximadamente 84 quilômetros da costa do Maranhão, onde estão presentes formações recifais constituídas principalmente por algas calcárias (ROCHA; ROSA, 2001). A biodiversidade desta região pode estar em perigo com a chegada de larvas de coral-sol. Além da competição com o antozoário *Palythoa caribaeorum* (LUZ; KITAHARA, 2017), a presença do bioinvasor pode afetar a sobrevivência de espécies de corais endêmicas do Brasil como *Siderastrea stellata*, *Favia gravida* e *Mussismilia hispida* (CORDEIRO et al., 2021).

Na ZR-PAMA, junto a ZR-AM (em 4º), está ainda inserido a maior porção do Sistema de Recifes do Amazonas, atualmente considerado um dos mais

importantes ecossistemas recifais mesofóticos do Atlântico Sul (SOARES et al., 2018). A baixa disponibilidade de luz neste sistema recifal não é um impeditivo para sobrevivência de espécies azooxanteladas, o que pode permitir o desenvolvimento do gênero *Tubastraea* (MOURA et al., 2016). Com o potencial de dispersão natural das larvas do bioinvasor aqui apresentado, o organismo se torna uma ameaça para a biodiversidade dos Recifes do Amazonas. Caso haja sucesso na colonização desta região, a invasão de coral-sol já existente no mar do Caribe pode ainda ser intensificada, devido a conectividade ecológica desta região com a província brasileira (ROCHA, 2003; CORDEIRO, 2018).

Das larvas que conseguem atingir alguma das zonas receptoras, em 3º lugar está a ZR-BA, onde está inserido o Banco de Abrolhos, região de maior biodiversidade marinha do Brasil (DUTRA et al, 2006). A chegada de larvas de coral-sol no Banco de Abrolhos ameaça seriamente os recifes construídos por briozoários, algas calcáreas e corais endêmicos brasileiros, principalmente a *Mussismilia hispida*, espécie coralínea cuja sobrevivência é afetada pela bioinvasor (SANTOS et al., 2013). Costa et al. (2014) já apontavam os impactos que as estruturas de óleo e gás próximas do banco e contaminadas com o bioinvasor poderiam causar, sendo aqui confirmadas. Ademais, as larvas com destino a esta zona podem intensificar o processo de bioinvasão já existente na Baía de Todos os Santos, e contribuir para mudanças na complexidade do habitat (MIRANDA et al., 2016).

Estruturas do setor portuário, como píers, estacas e docas, inseridas em zonas com significativa chegada de larvas tornam-se extremamente suscetíveis à colonização de coral-sol, devido a aptidão do organismo em colonizar substratos artificiais (CREED; DE PAULA, 2007, LÓPEZ et al., 2019). Na costa nortenordeste, estão presentes diversos portos e terminais marítimos sujeitos a bioincrustação. Destacam-se os portos e terminais públicos de Itaqui (MA); Mucuripe e Pecém (CE); Areia Branca (RN); Suape e Recife (PE); Maceió (AL); e, Aratu, Ilhéus e Salvador (BA). Ademais, estão também presentes os terminais privados Braskem (AL); Inácio Barbosa e Aracaju (SE); Bamin, Porto Sul, Belmonte, Luciano Villas Boas Machado, e outros 7 na Baía de Todos os Santos (BA) (ANTAQ). A partir do Índice de Desempenho Ambiental (IDA) da Agência

Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ) é possível identificar quais portos públicos monitoram a presença de espécies exóticas. O IDA é aplicado para os portos públicos desde 2012, com previsão para os terminais privados. Segundo dados de 2016 do IDA, apenas 30% dos portos realizam monitoramento regular de bioinvasores, sendo a maioria localizados na região sul do país (BRASIL, 2017). Assim, destaca-se a urgência no estabelecimento de diferentes protocolos de monitoramento para detecção precoce do bioinvasor nos portos e terminais citados na costa norte-nordeste brasileira, a fim de conter a expansão geográfica do bioinvasor.

A maior parte dos registros de coral-sol são encontrados na região sudeste brasileira (CREED et al., 2017), onde está localizada a 5ª zona com maior recepção de larvas de coral-sol, a ZR-SAN. De fato, o coral-sol já ocupa extensas áreas inseridas nesta região, alterando não apenas a diversidade da comunidade bentônica mas também a dinâmica do ecossistema local (LAGES et al., 2011, SILVA et al., 2014; MANTELATTO; CREED, 2015, SILVA et al., 2019). O aumento da pressão de propágulo, gerado pela chegada de novas larvas de coral-sol, pode intensificar o impacto ambiental já observado. Assim, ressalta-se a necessidade de expandir e fortalecer as práticas de manejo que já vem sido adotadas em algumas unidades de conservação inseridas nesta região, como na Estação Ecológica de Tamoios na Baía da Ilha Grande (RJ), na Estação Ecológica Tupinambás (SP), e na Reserva Biológica do Arvoredo (SC) (MMA, 2018).

Em relação às demais localidades, destacam-se possíveis prejuízos ambientais para comunidade marinha da APA Costa dos Corais e APA Recife dos Corais, com a chegada das larvas de coral-sol, mesmo que em menor proporção, na ZR-PEPB. Ademais, a chegada de larvas na ZR-PEL levanta a possibilidade de o coral-sol estender o seu limite geográfico mais ao sul. Apesar da baixíssima ocorrência de costões rochosos e ausência de recifes nesta área, a colonização das larvas pode ser facilitada pelo biofilme bacteriano das estruturas de portos e estaleiros, conhecido por induzir o assentamento larval de muitos invertebrados, incluindo corais (HADFIELD; PAUL, 2001).

A ameaça do coral-sol ao funcionamento de vários ecossistemas é reforçada a partir do momento que os resultados aqui encontrados apontam a possibilidade de expansão para áreas da costa brasileira onde o organismo ainda não foi registrado. Além dos sérios impactos ecológicos, no âmbito socioeconômico, a presença do gênero *Tubastraea* pode afetar as atividades relacionadas com a pesca, turismo subaquático e aquicultura, além de gerar custos relativos às ações de controle e mitigação (PIMENTEL et al., 2001). O coral-sol pode também facilitar a invasão de outras espécies exóticas, como já vem sendo observado para o mexilhão *Leiosolenus aristatus* na Ilha de Búzios (SP), que utiliza o coral como substrato para refúgio e colonização, alterando a paisagem do fundo marinho e a biodiversidade local (VINAGRE et al., 2018; CAPEL et al., 2020).

A modelagem da dispersão de invertebrados bentônicos marinhos geralmente simula apenas uma parte do ciclo de vida do organismo, devido às dificuldades em descrever adequadamente a transição entre a fase móvel e a sésil (BRANDT et al., 2008). De fato, o sucesso no assentamento e pós-assentamento das larvas de coral-sol não é aqui abordado, e sim a dispersão larval. Entretanto, devido a habilidade do bioinvasor ocupar diversos tipos de substratos naturais e artificiais com sucesso (CREED et al., 2017), é provável que a chegada da larva em uma região com substrato disponível resulte no estabelecimento e desenvolvimento do organismo. Cada nova invasão, ou intensificação da invasão pré-existente, traz ameaças e mudanças imprevisíveis para o ambiente invadido que precisam ser compreendidas e tratadas. Logo, a identificação de áreas suscetíveis a chegada de larvas do coral-sol, junto ao monitoramento precoce destas regiões, tem o potencial de reduzir a proporção dos danos associados a este bioinvasor, atuando como ferramenta crítica para manutenção da integridade ecológica do habitat marinho (VANDER ZANDEN et al., 2010).

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

Embora o gênero *Tubastraea* tenha sido o foco de inúmeros estudos recentes no Brasil, até o momento não existiam evidências científicas de como os processos físicos e biológicos atuavam na dispersão do organismo, em escala regional, ao longo de toda costa brasileira. Os padrões de dispersão das larvas de coral-sol no Atlântico Sudoeste foram simulados no modelo lagrangeano Ichthyop, o qual, além de considerar as características biológicas do organismo, utiliza os parâmetros físicos do oceano obtidos pelas simulações hidrodinâmicas no ROMS. Assim, foi possível estimar o papel das plataformas petrolíferas, localizadas nas bacias brasileiras produtoras de petróleo, na dispersão natural das larvas de coral-sol no litoral do Brasil.

A marcha sazonal da bifurcação da CSEs reflete diretamente nos padrões de dispersão das larvas lançadas pelas Bacias de Sergipe-Alagoas e Camamu, de forma que no inverno austral, as larvas lançadas por estas bacias sejam transportadas pela CNB, atingindo a costa norte brasileira. A intensificação da CNB durante esta estação é responsável pelo aumento das distâncias percorridas e mortalidade das larvas lançadas pelas Bacias do Ceará e Potiguar. Em ambas as estações, as atividades de mesoescala do regime de escoamento da CB limitam o potencial dispersor das larvas com origem nas Bacias do Espírito Santo, Campos e Santos.

Todas as bacias produtoras de petróleo analisadas demonstraram a capacidade de prover larvas de coral-sol para a costa brasileira, sendo as Bacias do Ceará, Potiguar, Sergipe-Alagoas e Camamu as principais fornecedoras. Esta informação sustenta a exigência de contrapartidas ambientais para a exploração petrolífera na região. Ademais, por serem unidades que operam globalmente, a atuação das plataformas petrolíferas como fonte de larvas de um bioinvasor para a costa, provê uma perspectiva generalizada do risco ao ecossistema marinho, devendo ser considerada a proximidade das plataformas com a costa e o regime de escoamento atuante sob a região.

Apesar de todo litoral brasileiro estar suscetível a receber larvas de coral-sol a partir de plataformas petrolíferas, é na costa norte-nordeste brasileira que se

encontram as regiões com maior vulnerabilidade à chegada de larvas do organismo. Assim, ressalta-se a necessidade de alocação prioritária de recursos e medidas associados à detecção e controle desta espécie exótica invasora nestas áreas. Em especial nesta região, é necessário que sejam estabelecidos protocolos de monitoramento regular do coral-sol tanto em substratos naturais, que comprometem diretamente a biodiversidade local, quanto em estruturas artificiais do setor portuário, além de estudos de sensibilidade ambiental à chegada do bioinvasor.

Há outros aspectos importantes relacionados a diferentes estratégias de reprodução do coral-sol (pólipo *bail-out*, regeneração de fragmentos, clonagem) que não foram considerados nas simulações. Ademais, como um único evento de liberação de larvas foi abordado, provavelmente as regiões costeiras seriam contaminadas em um grau ainda maior se a liberação contínua de larvas durante todo o período reprodutivo fosse considerada. Apesar das suposições biológicas adotadas, a modelagem biofísica é um primeiro passo importante para o entendimento dos padrões de dispersão natural do coral-sol no Atlântico Sudoeste.

A aplicação da modelagem biofísica em diferentes escalas espaciais e temporais, pode propiciar embasamento para diversas discussões centradas na dispersão e impactos do coral-sol. Sugere-se para trabalhos futuros que vetores de dispersão móveis sejam considerados, a fim de relacionar as rotas de navios aliviadores e operações de cabotagem ao longo da costa brasileira com a expansão geográfica do organismo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AYRE, D. J.; RESING, J. M. Sexual and asexual production of planulae in reef corals. **Marine Biology**, v. 90, n. 2, p. 187-190, 1986.
- AMANTE, C.; EAKINS, B. **ETOPO1 1 arc-minute global relief model: procedures, data sources and analysis**. Boulder, Colorado: NOAA, 2009.
- ARAKAWA, A.; LAMB, V. R. Computational design of the basic dynamical processes of the UCLA general circulation model. **Methods in Computational Physics: Advances in Research and Applications**, v. 17, p. 173–265, 1997.
- ARRUDA, W. Z. et al. Events of equatorward translation of the Vitoria Eddy, **Continental Shelf Research**, v. 70, p. 61–73, 2013.
- BAKER-YEBOAH, S. et al. Measurements of sea surface height variability in the eastern South Atlantic from pressure sensor–equipped inverted echo sounders: Baroclinic and barotropic components. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 26, n. 12, p. 2593-2609, 2009.
- BATISTA, D. et al. Distribution of the invasive orange cup coral *tubastraea coccinea* lesson, 1829 in an upwelling area in the South Atlantic Ocean fifteen years after its first record. **Aquatic Invasions**, v. 12, n. 1, p. 23–32, 2017.
- BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v.26, n.7, p.333-339, 2011.
- BOWLER, D. E.; BENTON, T. G. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 80, n. 2, p. 205–225, 2005.
- BRAGA, M.D.A. et al. Retirement risks: Invasive coral on old oil platform on the Brazilian equatorial continental shelf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, p. 112156, 2021.
- BRANDT, G.; WEHRMANN, A.; WIRTZ, K. W. Rapid invasion of *Crassostrea gigas* into the German Wadden Sea dominated by larval supply. **Journal of Sea Research**, v. 59, n. 4, p. 279-296, 2008.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil**. Brasília: MMA, 2009.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES (MCTIC). **Grupo de trabalho coral-sol: relatório final**. Brasília: MCTIC, 2017.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano nacional de prevenção, controle e monitoramento do coral-sol (*Tubastraea* spp.) No Brasil**. Brasília: MMA, 2018.
- BREWSTER, R. J.W. et al. Evaluating operational AVHRR sea surface temperature data at the coastline using benthic temperature loggers. **Remote Sensing**, v. 10, n. 6, p. 925, 2018.

- BRITO, A. et al. Colonización y expansión en Canarias de dos corales potencialmente invasores introducidos por las plataformas petrolíferas. **Vieraea**, v. 45, p. 65-82, 2017.
- BOUFFARD, J. et al. Comparison of ocean dynamics with a regional circulation model and improved altimetry in the North-western Mediterranean. **Terrestrial Atmospheric and Oceanic Sciences**, v. 19, n. 1, p. 117–133, 2008.
- CAMPOS, E. J.; GONÇALVES, J.; IKEDA, Y. Water mass characteristics and geostrophic circulation in the south Brazil bight: summer of 1991. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 100, n. C9, p. 18537–18550, 1995.
- CAIRNS, S. D.; ZIBROWIUS, H. Cnidaria Anthozoa: azooxanthellate Scleractinia from the Philippine and Indonesian regions. **Mémoires du Muséum national d'Histoire naturelle**, v.172, p.27-244, 1997.
- CAIRNS, S. D. A revision of the shallow-water azooxanthellate Scleractinia of the Western Atlantic. **Studies on the Fauna of Curacao and other Caribbean Islands**, 2000.
- CALADO, L. et al. Eddy-induced upwelling off Cape São Tomé (22°S, Brazil). **Continental Shelf Research**, v. 30, n. 10–11, p. 1181–1188, 2010.
- CAPEL, K. C. C. et al. Clone wars: asexual reproduction dominates in the invasive range of *Tubastraea* spp. (Anthozoa: Scleractinia) in the South-Atlantic Ocean. **PeerJ**, v. 2017, n. 10, p. 1–21, 2017.
- CAPEL, K. C. C. et al. Multiple introductions and secondary dispersion of *Tubastraea* spp. in the Southwestern Atlantic. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2019.
- CAPEL, K.; CREED, J. C.; KITAHARA, M. V. Invasive corals trigger seascape changes in the southwestern Atlantic. **Bulletin of Marine Science**, v. 96, n. 1, p. 217-218, 2020.
- CARLOS-JÚNIOR, L. A. et al. Ecological Niche Model used to examine the distribution of an invasive, non-indigenous coral. **Marine Environmental Research**, v. 103, p. 115-124, 2014.
- CARLTON, J.T. Biological invasions and cryptogenic species. **Ecology**, v. 77, n. 6, p.1653– 1655,1996.
- CARTON, J. A. et al. Decadal and interannual SST variability in the tropical Atlantic Ocean. **Journal of Physical Oceanography**, v. 26, n. 7, p. 1165-1175, 1996.
- CARTON, J. A.; CHEPURIN, G. A.; CHEN, L. SODA3: a new ocean climate reanalysis. **Journal of Climate**, v. 31, n. 17, p. 6967–6983, 2018.
- CASTELAO, R. M.; BARTH, J. A. Upwelling around Cabo Frio, Brazil: the importance of wind stress curl. **Geophysical Research Letters**, v. 33, n. 3, p. 2–5, 2006.
- CASTRO, B. et al. Multidisciplinary oceanographic processes on the Western Atlantic continental shelf between 4 N and 34 S. **The Sea**, v. 11, p. 209-251, 2006.

- CASTRO, B. M.; MIRANDA, L. B. Physical oceanography of the Western Atlantic Continental Shelf located between 4° N and 34° S coastal segment (4°W). **The Sea**, v.11, p.209-251, 1998.
- CASTRO, C. B.; PIRES, D. O. Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 357–371, 2001.
- COHEN, A. L.; HOLCOMB, M. Why corals care about ocean acidification uncovering the mechanism. **Oceanography**, v. 22, n. 4, p. 118–127, 2009.
- CORDEIRO, V. P.N. **Conectividade Ecológica entre a Margem Continental Brasileira e o Caribe**. 2018. 60p. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará.
- CORDEIRO, C. A. M. M. et al. Conservation status of the southernmost reef of the Amazon Reef System: the Parcel de Manuel Luís. **Coral Reefs**, p. 1-21, 2021.
- COSTA, P. et al. Using the Regional Ocean Modelling System (ROMS) to improve the sea surface temperature predictions of the MERCATOR Ocean System. **Scientia Marina**, v. 76, n. S1, p. 165-175, 2012.
- COSTA, T. et al. Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 252-253, 2014.
- COUTINHO, R. et al. Avaliação crítica das bioinvasões por bioincrustação. **A Ressurgência**, v. 7, p. 11-18, 2013.
- COWEN, R. K. et al. Population connectivity in marine systems. **Science**, v. 311, p. 23, 2002.
- COWEN, R. K.; SPONAUGLE, S. Larval dispersal and marine population connectivity. **Annual Review of Marine Science**, v. 1, n. 1, p. 443–466, 2009.
- CREED, J. C.; DE PAULA, A. F. Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. **Marine Ecology Progress Series**, v. 330, p. 101–111, 2007.
- CREED, J. C. et al. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. **Biological Invasions**, v. 19, n. 1, p. 283–305, 2017.
- CURRY, R.; DICKSON, B.; YASHAYAEV, I. A change in the freshwater balance of the Atlantic Ocean over the past four decades. **Nature**, v. 426, n. 6968, p. 826-829, 2003.
- 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, p.1–19, 2015.
- DAI, A.; TRENBERTH, K. E. Estimates of freshwater discharge from continents: latitudinal and seasonal variations. **Journal of Hydrometeorology**, v. 3, n. 6, p. 660–687, 2002.

- DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: a case of accidental introduction. **Bulletin of Marine Science**, v. 74, n. 1, p. 175–183, 2004.
- DE PAULA, A. F.; CREED, J. C. Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 4, p. 661-673, 2005.
- DE PAULA, A.F. **Biologia reprodutiva, crescimento e competição dos corais invasores *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis* (Scleractinia: Den- drophylliidae) com espécies nativas**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
- DE PAULA, A. F.; PIRES, D. O.; CREED, J. C. Reproductive strategies of two invasive sun corals (*Tubastraea* spp.) in the southwestern Atlantic. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 94, n. 3, p. 481–492, 2014.
- DIAS, D. F.; PEZZI, L. P.; GHERARDI, D. F. M.; CAMARGO, R. Modeling the Spawning Strategies and Larval Survival of the Brazilian Sardine (*Sardinellabrasiliensis*). **Progress in Oceanography**, v. 123, p. 38–53, 2014.
- DINGLE, H. **Migration: the biology of life on the move**. 2.ed. Oxford: Oxford University Press, 2014.
- DUNSTAN, P.K.; BAX, N. J. How far can marine species go? Influence of population biology and larval movement on future range limits. **Marine Ecology Progress Series**, v. 344, p. 15-28, 2007.
- DUTRA, G. F. et al. A rapid marine biodiversity assessment of the Albrook Bank, Bahia, Brazil. **Center for Applied Biodiversity Science (CABS)**, 2006.
- ELLIOTT, M. Biological pollutants and biological pollution: an increasing cause for concern. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, p.275–280, 2003
- ENDO, C. A. K. et al. 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.
- FARIA, L. C.; KITAHARA, M. V. Invasive corals hitchhiking in the Southwestern Atlantic. **Ecology**, v. 101, n. 8, p. e03066, 2020.
- FENNER, D. Biogeography of three Caribbean corals (Scleractinia) and the invasion of *Tubastraea coccinea* into the Gulf of Mexico. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 3, p. 1175-1189, 2001.
- FERREIRA, A. G; MELLO, N. G. S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região Nordeste do Brasil e a influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 1, n. 1, p.15-28, 2005.
- FERREIRA, C.E.L.; GONÇALVES, J.E.A.; COUTINHO, R. Ship hulls and oil platforms as potential vectors to marine species introduction. **Journal of Coastal Research**, v, 39, p.1341-1346, 2006.

- FIEDLER, P. C.; TALLEY, L. D. Hydrography of the eastern tropical Pacific: a review. **Progress in Oceanography**, v. 69, n. 2-4, p. 143-180, 2006.
- FOSTER, B. A.; WILLAN, R. C. Foreign barnacles transported to New Zealand on an oil platform. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 13, n. 1, p. 143-149, 1979.
- FRATANTONI, D. M.; RICHARDSON, P. L. The evolution and demise of North Brazil Current rings. **Journal of Physical Oceanography**, v. 36, n. 7, p. 1241-1264, 2006.
- FRIEDLANDER, A.M.; BALLESTEROS, E.; FAY, M.; SALA, E.; Marine communities on oil platforms in Gabon, West Africa: high biodiversity oases in a low biodiversity environment. **PLoS One**, v. 9, n.8, e103709, 2014.
- GARAVELLI, L. et al. Assessment of mesophotic coral ecosystem connectivity for proposed expansion of a marine sanctuary in the Northwest Gulf of Mexico: larval dynamics. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, e174, 2018.
- GARZOLI, S. L.; KATZ, E.J. The forced annual reversal of the Atlantic North Equatorial Countercurrent. **Journal of Physical Oceanography**, v. 13, n. 11, p. 2082-2090, 1983.
- GIAKOUMI, S. et al. Management priorities for marine invasive species. **Science of the Total Environment**, v. 688, p. 976–982, 2019.
- GLEASON, D. F.; HOFMANN, Dietrich K. Coral larvae: from gametes to recruits. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 408, n. 1-2, p. 42-57, 2011.
- GLYNN, P. W. et al. Reproductive ecology of the azooxanthellate coral *Tubastraea coccinea* in the Equatorial Eastern Pacific: Part V. Dendrophylliidae. **Marine Biology**, v. 153, n. 4, p. 529–544, 2008.
- GRIFFIES, S. M. Some ocean model fundamentals. In: CHASSIGNET, E. P.; VERRON, J. (Eds). **Ocean weather forecasting**. Holanda: Springer, 2006. p. 19-73.
- GONZALEZ, A. et al. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. **Science**, v. 281, n. 5385, p. 2045–2047, 1998.
- GOOD, S. et al. The Current Configuration of the OSTIA System for Operational Production of Foundation Sea Surface Temperature and Ice Concentration Analyses. **Remote Sensing**, v.12, n.720,2020.
- GOUEZO, M. et al. Relative roles of biological and physical processes influencing coral recruitment during the lag phase of reef community recovery. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2020.
- GOUVEIA, M. B. et al. Do the Brazilian sardine commercial landings respond to local ocean circulation? **PLoS ONE**, v. 12, n. 5, 2017.
- GOUVEIA, M. B. et al. Persistent meanders and eddies lead to quasi-steady Lagrangian transport patterns in a weak western boundary current. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 1-18, 2021.

- HADFIELD, M. G.; PAUL, V. J. Natural chemical cues for settlement and metamorphosis of marine invertebrate larvae. **Marine Chemical Ecology**, v. 13, p. 431-461, 2001.
- HAIIDVOGEL, D. B. et al. Ocean forecasting in terrain-following coordinates: formulation and skill assessment of the Regional Ocean Modeling System. **Journal of Computational Physics**, v. 227, n. 7, p. 3595–3624, 2008.
- HAMZAH, B. A. International rules on decommissioning of offshore installations: some observations. **Marine Policy**, v. 27, n. 4, p. 339-348, 2003.
- HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41–49, 1998.
- HAWKINS, S.J. et al. Fisheries stocks from an ecological perspective: disentangling ecological connectivity from genetic interchange. **Fisheries Research**, v.179, p.333–341, 2016.
- HEDGE, L.H.; JOHNSTON, E. L. Propagule pressure determines recruitment from a commercial shipping pier. **Biofouling**, v. 28, n. 1, p. 73-85, 2012.
- HUXEL G.R. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. **Biological Conservation**, v. 89, p. 143– 52, 1999.
- JAMES, M.K. et al. The structure of reef fish metapopulations: modelling larval dispersal and retention patterns. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 269, n. 1505, p. 2079-2086, 2002.
- JOHNS, W. E. et al. Annual cycle and variability of the North Brazil current. **Journal of Physical Oceanography**, v. 28, n. 1, p. 103–128, 1998.
- JOHNSON, E. S. et al. Validation and error analysis of OSCAR sea surface currents. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 24, n. 4, p. 688-701, 2007.
- JOHNSTON, E.; PIOLA, R.; CLARK, G. The role of propagule pressure in invasion success. In: RILOV, G.; CROOKS, J. (Ed.). **Biological invasions in marine ecosystems**. Berlin: Springer, 2009. p. 133–151.
- KANTHA, L.H.; CLAYSON, C. A. **Numerical models of oceans and oceanic processes**. Estados Unidos: Academic Press, 2000. 940p.
- KARA, A. B.; ROCHFORD, P. A.; HURLBURT, H. E. An optimal definition for ocean mixed layer depth. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 105, n. C7, p. 16803-16821, 2000.
- KATSANEVAKIS, S. et al. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. **Aquatic Invasions**, v. 9, n. 4, p. 391-423, 2014.
- KITAHARA, M. V. Species richness and distribution of azooxanthellate scleractinia in Brazil. **Bulletin of Marine Science**, v. 81, n. 3, p. 497–518, 2007.
- KITAHARA, M. V. **Características biológicas coral-sol** [comunicação pessoal]. Mensagem recebida por Stella Correia cesar Coelho, em 15 jan. 2020.

- KOROSOV, A.; COUNILLON, F.; JOHANNESSEN, J.A. Monitoring the spreading of the Amazon freshwater plume by MODIS, SMOS, Aquarius, and TOPAZ. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 120, n. 1, p. 268-283, 2015.
- LAGES, B.G. et al. Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. **Marine Ecology**, v.31, n.3, p.473-482, 2010.
- LAGES, B.G. et al. Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 438, p.85–96, 2011.
- LARGIER, J. L. Considerations in estimating larval dispersal distances from oceanographic data. **Ecological Applications**, v. 13, n. 1, p. 574–599, 2003.
- LETT, C. et al. Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 9, p. 1210–1214, 2008.
- LEVIN, L. Recent progress in understanding larval dispersal, new directions and digressions. **Integrative and Comparative Biology**, v. 46, n. 3, p. 282-297, 2006.
- LIMA, L. N. **Estudo das incertezas na simulação por conjuntos e no uso da assimilação de dados no oceano atlântico sudoeste**. 2018. Tese (Doutorado em Meteorologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2018.
- LIMA, L. S. **Conectividade demográfica e aclimação de peixes recifais do gênero *Sparisoma* em cenário de mudanças climáticas**. 2019. 133p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2019.
- LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P.; BLACKBURN, T. M. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. **Diversity and distributions**, v. 15, n. 5, p. 904-910, 2009.
- LÓPEZ, M. S.; COUTINHO, R. Acoplamento plâncton-bentos: o papel do suprimento larval na estrutura das comunidades bentônicas de costões rochosos. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 4, p. 575–601, 2008.
- LÓPEZ-DUARTE, P. C. et al. What controls connectivity? an empirical, multi-species approach. **Integrative and Comparative Biology**, v. 52, n. 4, p. 511–524, 2012.
- LÓPEZ, C. et al. Invasive *Tubastraea* spp. and *Oculina patagonica* and other introduced scleractinians corals in the Santa Cruz de Tenerife (Canary Islands) harbor: Ecology and potential risks. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, p. 100713, 2019.
- LUZ, B. L. P.; KITAHARA, M. V. Could the invasive scleractinians *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* replace the dominant zoantharian *Palythoa caribaeorum* in the Brazilian subtidal?. **Coral Reefs**, v. 36, n. 3, p. 875-875, 2017.

LUZ, B.L.P.; CAPEL, K.C.C.; ZILBERBERG, C.; FLORES, A.A.V.; MIGOTTO, A.E.; KITAHARA, M.V. A polyp from nothing: the extreme regeneration capacity of the Atlantic invasive sun corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Anthozoa, Scleractinia). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 503, p.60–65, 2018.

LUZ, B.L.P et al. Life-history traits of *Tubastraea coccinea*: reproduction, development, and larval competence. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 13, p. 6223-6238, 2020.

MÄCHEL, H.; KAPALA, A.; FLOHN, H. Behaviour of the centres of action above the Atlantic since 1881. Part I: Characteristics of seasonal and interannual variability. **International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 18, n. 1, p. 1-22, 1998.

MACREADIE, P. I.; FOWLER, A. M.; BOOTH, D. J. Rigs-to-reefs: will the deep sea benefit from artificial habitat? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 8, p. 455-461, 2011.

MANTELATTO, M. C. et al. Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. **Coral Reefs**, v. 30, n. 2, p. 397–397, 2011.

MANTELATTO, M. C.; CREED, J.C. Non-indigenous sun corals invade mussel beds in Brazil. **Marine Biodiversity**, v. 45, n. 4, p. 605-606, 2015.

MANTELATTO, Marcelo Checoli et al. Marine litter and wood debris as habitat and vector for the range expansion of invasive corals (*Tubastraea* spp.). **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, p. 111659, 2020.

MARSALEIX, P.; MENARD, Y.; CIPOLLINI, P. Comparison of ocean dynamics with a regional circulation model and improved altimetry in the North-western Mediterranean. **Terrestrial Atmospheric and Oceanic Sciences**, v. 19, n. 1, p. 117–133, 2008.

MATANO, R. P.; SCHLAX, M. G.; CHELTON, D. B. Seasonal variability in the southwestern Atlantic. **Journal of Geophysical Research**, v. 98, n. C10, p. 18027–18035, 1993.

MCGILLICUDDY, D. J. Mechanisms of physical-biological-biogeochemical interaction at the oceanic mesoscale. **Annual Review of Marine Science**, v. 8, n. 1, p. 125–159, 2016.

METAXAS, A.; SAUNDERS, M. Quantifying the “bio-” components in biophysical models of larval transport in marine benthic invertebrates: advances and pitfalls. **The Biological Bulletin**, v. 216, n. 3, p. 257-272, 2009.

MIRANDA, R. J. et al. New records of the alien cup-corals (*Tubastraea* spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, v. 9, n. 1, p. 4–9, 2016.

MITARAI, S.; SIEGEL, D. A.; WATSON, J. R.; DONG, C.; MCWILLIAMS, J. C. Quantifying connectivity in the coastal ocean with application to the Southern California Bight. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 114, n. 10, p. 1–21, 2009.

- MIZRAHI, D. **Influência da temperatura e luminosidade na distribuição da espécie invasora Tubastraea coccinea na região de ressurgência de Arraial do Cabo e RJ.** Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.
- MIZRAHI, D. **Influência de processos pré e pós-assentamento no padrão de ocorrência do coral-sol, Tubastraea coccinea, no litoral norte do Estado de São Paulo.** Tese (Doutorado em Biologia Comparada) - Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2014.
- MIZRAHI, D.; NAVARRETE, S. A.; FLORES, A. A. V. Uneven abundance of the invasive sun coral over habitat patches of different orientation: an outcome of larval or later benthic processes? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 452, p. 22–30, 2014.
- MOLNAR, J. L. et al. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 9, p. 485-492, 2008.
- MOREIRA, T.S.G.; CREED, J.C. Invasive, non-indigenous corals in a tropical rocky shore environment: no evidence for generalist predation. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.438, p. 7–13, 2012.
- MOURA, R. L. et al. An extensive reef system at the Amazon River mouth. **Science Advances**, v. 2, n. 4, p. e1501252, 2016.
- MUNK, W. H. On the wind-driven ocean circulation. **Journal of Meteorology**, v. 7, p. 79–93, 1950.
- NICKOLS, K.J. et al. Marine population connectivity: reconciling large-scale dispersal and high self-retention. **The American Naturalist**, v.185, p.196–211, 2015.
- NORTH, E. W.; GALLEGO, A.; PETITGAS, P. Manual of recommended practices for modelling physical–biological interactions during fish early life. **ICES Cooperative Research Report**, n. 295, 2009.
- O’CONNOR, M. I. et al. Temperature control of larval dispersal and the implications for marine ecology, evolution, and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 4, p. 1266–1271, 2007.
- OLENIN, S. et al. Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2598– 2604, 2011.
- PAGE, H. M. et al. Exotic invertebrate species on offshore oil platforms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 325, p. 101-107, 2006.
- PELIZ, A. et al. A study of crab larvae dispersal on the Western Iberian Shelf: physical processes. **Journal of Marine Systems**, v. 68, n. 1-2, p. 215–236, 2007.
- PETERSEN, D.; LATERVEER, M.; SCHUHMACHER, H. Innovative substrate tiles to spatially control larval settlement in coral culture. **Marine Biology**, v. 146, n. 5, p. 937-942, 2005.

- PETERSON, R. G.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. **Progress in Oceanography**, v. 26, n. 1, p. 1–73, 1991.
- PEZZI, L. P. et al. Ocean-atmosphere in situ observations at the Brazil-Malvinas Confluence region. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 22, 2005.
- PEZZI, L. P.; SOUZA, R. B. Variabilidade de mesoescala e interação oceano-atmosfera no Atlântico Sudoeste. In: CAVALCANTI, I. F.; FERREIRA, N. J.; SILVA, M. G.; DIAS, M. A. F. S. (Ed.). **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. cap. 24, p. 463.
- PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 84, n. 1, p. 1-20, 2001.
- PINEDA, J.; LÓPEZ, M. Temperature, stratification and barnacle larval settlement in two Californian sites. **Continental Shelf Research**, v. 22, n. 8, p. 1183–1198, 2002.
- PINEDA, J.; HARE, J.; SPONAUGLE, S. Larval transport and dispersal in the coastal ocean and consequences for population connectivity. **Oceanography**, v. 20, n. 3, p. 22–39, 2007.
- REVERDIN, G. et al. Surface salinity measurements—COSMOS 2005 experiment in the Bay of Biscay. **Journal of Atmospheric and Oceanic Technology**, v. 24, n. 9, p. 1643-1654, 2007.
- RICHARDSON, P. L.; WALSH, D. Mapping climatological seasonal variations of surface currents in the tropical Atlantic using ship drifts. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 91, n. C9, p. 10537-10550, 1986.
- RIUL, P. et al. Invasive potential of the coral *Tubastraea coccinea* in the southwest Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 480, p.73–81, 2013.
- RITSON-WILLIAMS, R. et al. Larval settlement preferences and post-settlement survival of the threatened Caribbean corals *Acropora palmata* and *A. cervicornis*. **Coral Reefs**, v. 29, n. 1, p. 71-81, 2010.
- ROCHA, L. A.; ROSA, I. L. Baseline assessment of reef fish assemblages of Parcel Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 58, n. 4, p. 985-998, 2001.
- ROCHA, L. A. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 8, p. 1161–1171, 2003.
- RODRIGUES, R. R.; LORENZZETTI, J. A. A numerical study of the effects of bottom topography and coastline geometry on the Southeast Brazilian coastal upwelling. **Continental Shelf Research**, v. 21, n. 4, p. 371–394, 2001.
- 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
- RUDORFF, C. A. G. et al. Modeling spiny lobster larval dispersion in the Tropical Atlantic. **Fisheries Research**, v. 96, n. 2–3, p. 206–215, 2009.

- RUIVO, M. **Descomissionamento de sistemas de produção offshore**. Dissertação Mestrado em Ciências e Engenharia de Petróleo. Campinas: Programa de Pós-Graduação em Ciências e Engenharia de Petróleo, UNICAMP, 2001.
- RUMRILL, S. Natural mortality of marine invertebrate larvae. **Ophelia**, v. 32, n. 1-2, p. 163-198, 1990.
- SAHA, S. et al. The NCEP climate forecast system reanalysis. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 91, n. 8, p. 1015–1057, 2010.
- SAMMARCO, P. W. et al. Expansion of coral communities within the northern Gulf of Mexico via offshore oil and gas platforms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 280. p 129–143, 2004.
- SAMMARCO, P.W. et al. Geographic expansion of hermatypic and ahermatypic corals in the Gulf of Mexico, and implications for dispersal and recruitment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 436, p. 36-49, 2012.
- SAMMARCO, P. W. et al. Coral settlement on oil/gas platforms in the northern Gulf of Mexico: Preliminary evidence of rarity. **Gulf of Mexico Science**, v. 32, n. 1, p. 2, 2014.
- SAMPAIO, C. L. S. et al. New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) in southwestern Atlantic. **Check List**, v. 8, n. 3, p. 528–530, 2012.
- SANTOS, L. A. H.; RIBEIRO, F. V.; CREED, J. C. Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 449, p. 69–76, 2013.
- SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M.. EDITOR'S CHOICE: Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171-182, 2014.
- SEAGER, R. et al. Air–sea interaction and the seasonal cycle of the subtropical anticyclones. **Journal of Climate**, v. 16, n. 12, p. 1948-1966, 2003.
- SILVA, A.G. et al. Eleven years of range expansion of two invasive corals (*Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*) through the southwest Atlantic (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 141, p. 9-16, 2014.
- SILVA, R. et al. Sun coral invasion of shallow rocky reefs: effects on mobile invertebrate assemblages in Southeastern Brazil. **Biological Invasions**, v. 21, n. 4, p. 1339-1350, 2019.
- SHCHEPETKIN, A. F.; MCWILLIAMS, J. C. The regional oceanic modeling system (ROMS): a split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate oceanic model. **Ocean Modelling**, v. 9, n.4, p. 347–404, 2005.
- SIEGEL, D.A. et al. Lagrangian descriptions of marine larval dispersion. **Marine Ecology Progress Series**, v. 260, p. 83–96, 2003.

- SIEGEL, D.A. et al. The stochastic nature of larval connectivity among nearshore marine populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.105, n. 8, p. 974–8,979, 2008.
- SIKHAKOLLI, R. et al. Evaluation of OSCAR ocean surface current product in the tropical Indian Ocean using in situ data. **Journal of earth system science**, v. 122, n. 1, p. 187-199, 2013.
- SILVA, M. et al. High-resolution regional ocean dynamics simulation in the southwestern tropical Atlantic. **Ocean Modelling**, v. 30, n. 4, p. 256-269, 2009.
- SILVA, A. G. et al. Expansion of the invasive corals *tubastraea coccinea* and *tubastraea tagusensis* into the tamoios ecological station marine protected area, Brazil. **Aquatic Invasions**, v. 6, Suppl. 1, p. 105–110, 2011.
- SILVEIRA, I. C. A. et al. The Brazil current off the eastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 48, n. 2, p. 171-183, 2000.
- SILVEIRA, I. et al. Is the meander growth in the Brazil current system off southeast Brazil due to baroclinic instability? **Dynamics of Atmospheres and Oceans**, v. 45, n. 3-4, p. 187–207, 2008.
- SILVERMAN, B. W. Density estimation for statistics and data analysis. London, England: Chapman and Hall. 1986. 175 p.
- SHANKS, Alan L.; GRANTHAM, Brian A.; CARR, Mark H. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. **Ecological Applications**, v. 13, n. sp1, p. 159-169, 2003.
- SHANKS, A.L. et al. Surf zone physical and morphological regime as determinants of temporal and spatial variation in larval recruitment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 392, p.140–150, 2010.
- SOARES, M. D. O.; TAVARES, T. C. L.; CARNEIRO, P. B. D. M.; BEGER, M. Mesophotic ecosystems: Distribution, impacts and conservation in the South Atlantic. **Diversity and Distributions**. 2018.
- SOARES, M. et al. Shipwrecks help invasive coral to expand range in the Atlantic Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111394, 2020.
- SOUTELINO, R.G.; GANGOPADHYAY, A; SILVEIRA, I.C. A. 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. 46-70, 2013.
- SOUZA, R. B.; ROBINSON, I. S. Lagrangian and satellite observations of the Brazilian Coastal Current. **Continental Shelf Research**, v. 24, n. 2, p. 241-262, 2004.
- STEWART, R. H. **Introduction to physical oceanography**. [S.I.]:Orange Grove Texts Plus, 2008.
- STOMMEL, H. The westward intensification of wind-driven ocean currents. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 29, p. 202–206, 1948.
- STOMMEL, H. A survey of ocean current theory. **Deep Sea Research**, v. 4, p. 149-184, 1957.

- STORLAZZI, C. D. et al. Modeling fine-scale coral larval dispersal and interisland connectivity to help designate mutually-supporting coral reef marine protected areas: insights from Maui Nui, Hawaii. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 1–14, 2017.
- STRAMMA, L.; ENGLAND, M. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, n. C9, p. 20863–20883, 1999.
- SU, Z. et al. The effect of different substrates on pearl oyster *Pinctada martensii* (Dunker) larvae settlement. **Aquaculture**, v. 271, n. 1-4, p. 377-383, 2007.
- SWEARER, S. E.; TREML, E. A.; SHIMA, J. S. A review of biophysical models of marine larval dispersal. **Oceanography and Marine Biology**, 2019.
- TANASOVICI, R. M.; KITAHARA, M. V.; DIAS, G. M. Invasive coral *Tubastraea* spp. population growth in artificial habitats and its consequences to the diversity of benthic organisms. **Marine Biology**, v. 167, n. 8, p. 1-12, 2020.
- TAYLOR, C. M.; HASTINGS, A. Allee effects in biological invasions. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 895–908, 2005.
- TECHERA, E. J.; CHANDLER, J. Offshore installations, decommissioning and artificial reefs: Do current legal frameworks best serve the marine environment? **Marine Policy**, 59, 53-60, 2015.
- THOMPSON, D. M. et al. Variability in oceanographic barriers to coral larval dispersal: Do currents shape biodiversity? **Progress in Oceanography**, v. 165, p. 110–122, 2018.
- THORROLD, S. R. et al. Quantifying larval retention and connectivity in marine populations with artificial and natural markers. **Bulletin of Marine Science**, v. 70, n. 1, p. 291–308, 2002.
- VANDER ZANDEN, M. J. et al. A pound of prevention, plus a pound of cure: early detection and eradication of invasive species in the Laurentian Great Lakes. **Journal of Great Lakes Research**, v. 36, n. 1, p. 199-205, 2010.
- VIANA, C. R. C. A evolução do monopólio do petróleo e o novo marco regulatório do pré-sal. **Revista Brasileira de Direito do Petróleo, Gás e Energia**, v. 3, p.165-196, 2012.
- VIARD, F.; ELLIEN, C.; DUPONT, L. Dispersal ability and invasion success of *Crepidula fornicata* in a single gulf: insights from genetic markers and larval-dispersal model. **Helgoland Marine Research**, v. 60, n. 2, p. 144-152, 2006.
- VINAGRE, C. et al. Food web organization following the invasion of habitat-modifying *Tubastraea* spp. corals appears to favour the invasive borer bivalve *Leiosolenus aristatus*. **Ecological Indicators**, v. 85, p. 1204-1209, 2018.
- WELLS, J.W. Notes on Indo-Pacific scleractinian corals, part 9: new corals from the Galápagos Islands. **Pacific Scientific**, v. 36, p. 211-219, 1982.
- WERNER, F. E.; COWEN, R. K.; PARIS, C. B. Coupled biological and physical models: present capabilities and necessary developments for future studies of population connectivity. **Oceanography**, v. 20, n. 3, p. 54-69, 2007

- WESSEL, P.; SMITH, W. H. F. A global, self-consistent, hierarchical, high-resolution shoreline database. **Journal of Geophysical Research: Solid Earth**, v. 101, n. B4, p. 8741–8743, 1996.
- WHITE, J. Wilson; MORGAN, Steven G.; FISHER, Jennifer L. Planktonic larval mortality rates are lower than widely expected. **Ecology**, v. 95, n. 12, p. 3344-3353, 2014.
- WHITE, J. W. et al. Connectivity, dispersal, and recruitment. **Oceanography**, v. 32, n. 3, p. 50–59, 2019.
- YEBRA, D. M.; KIIL, S.; DAM-JOHANSEN, K. Antifouling technology—past, present and future steps towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. **Progress in Organic Coatings**, v. 50, n. 2, p. 75-104, 2004.
- YEO, D. C. J. et al. Semisubmersible oil platforms: understudied and potentially major vectors of biofouling-mediated invasions. **Biofouling**, v. 26, n. 2, p. 179-186, 2009.
- YOUNG, C. M. Behavior and locomotion during dispersal phase of larval life. In: MCEDEWARD, L. (Ed.). **Ecology of marine invertebrate larvae**. London: CRC Press, 1995. p.249-276.
- YU, L. Sea Surface Exchanges of Momentum, Heat, and Fresh Water Determined by Satellite Remote Sensing. **Encyclopedia of Ocean Sciences**, p. 202–211, 2009.
- YU, L. Sea-surface salinity fronts and associated salinity-minimum zones in the tropical ocean. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 120, n. 6, p. 4205-4225, 2015.

APÊNDICE A – PLATAFORMAS PETROLÍFERAS NAS BACIAS SEDIMENTARES MARINHAS BRASILEIRAS ENTRE 2010-2015.

Bacias	Identificação das plataformas
Ceará	PAT-1, PAT-2, PAT-3, PXA-1, PXA-2, PXA-3, PCR-1, PCR-2, PEP-01
Potiguar	BIQ-1, PAG01, PAG02, PAG03, PARB1, PARB3, PART1, PART2, PCIO-1, PPE-1B, PPE-2, PPE-3, PUB01, PUB02, PUB03, PUB04, PUB05, PUB06, PUB07, PUB08, PUB09, PUB10, PUB11, PUB12, PUB13, PUB15, POUB-1, POUB-2
Sergipe-Alagoas	FPPRM, PCB01, PCB02, PCB03, PCB04, PCM-01, PCM02, PCM03, PCM04, PCM05, PCM06, PCM07, PCM08, PCM09, PCM10, PDO01, PDO02, PDO03, PGA-01, PGA-03, PGA-03, PGA-07, PGA-08, PRB01
Camamu	PMNT-1
Espírito Santo	FPSOs Cidade de Vitória, Cidade São Mateus; PPER-1, PCA-1, PCA-2, PCA-3
Campos	FPSOs Capixaba, Cidade Anchieta, Cidade de Niterói, Cidade de Rio de Janeiro, Espírito Santo, Fluminense, Frade, Marlim Sul, Polvo, OSX1, OSX3; Peregrina A e B, Polvo A, P-07, P-08, P-09, P-12, P-15, P-18, P-19, P-20, P-25, P-26, P-31, P-33, P-35, P-37, P-40, P-43, P-47, P-48, P-50, P-51, P-52, P-53, P-54, P-55, P-56, P-57, P-58, P-62, P-63, P-65, PCP-1, PCP-2, PCH-1, PCH-2, PCE-1, PGP-1, PNA-1, PNA-2, PPM-1, PPG-1, PVM-1, PVM-2, PVM-3, PRA-1
Santos	FPSOs Cidade de Angra dos Reis, Cidade de Ilhabela, Cidade de Itajaí, Cidade de Mangaratiba, Cidade de Paraty, Cidade de Santos, Cidade de São Paulo, Cidade de Angra dos Reis; PMXL-1, PMLZ-1