

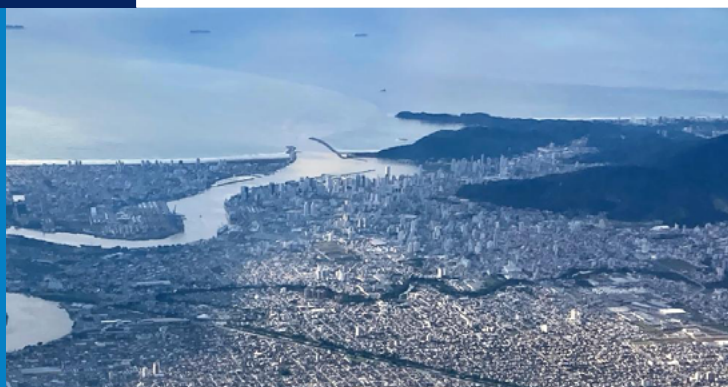


BPBES
Plataforma Brasileira
de Biodiversidade
e Serviços Ecossistêmicos



CÁTEDRA UNESCO
para a Sustentabilidade
do Oceano

1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos







1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

.....

Editores: Cristiana Simão Seixas
Alexander Turra
Beatrice Padovani Ferreira

SUMÁRIO

SOBRE O 1º DIAGNÓSTICO MARINHO-COSTEIRO

INTRODUÇÃO

A importância do Oceano

A importância da conservação do Oceano

Conceitos e princípios que embasam o 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

Objetivo e estrutura do 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos

Recorte espacial e temporal

Estrutura lógica e abordagem analítica

Capítulos

Referências

Anexo I

CAPÍTULO 1: CONTRIBUIÇÕES DA BIODIVERSIDADE E DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA ZONA MARINHA-COSTEIRA PARA A SOCIEDADE

Sumário Executivo

1.1. Introdução

1.2. Contribuições da natureza para as pessoas a partir da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos

1.2.1. Contribuições de regulação

1.2.2. Contribuições materiais

1.2.2.1. Energia

1.2.2.2. Alimentos e alimentação

1.2.2.3. Materiais e trabalho

1.2.2.4. Recursos medicinais, bioquímicos e genéticos

1.2.3. Contribuições imateriais

1.2.3.1. Aprendizado e inspiração

1.2.3.2. Experiências físicas e psicológicas

1.2.3.3. Sustentando identidades

1.2.4. Manutenção de opções

1.3. Lacunas de dados e conhecimento

Agradecimentos

Referências

CAPÍTULO 2: HISTÓRICO DE MUDANÇA E O ESTADO ATUAL DA BIODIVERSIDADE DA ZONA MARINHA-COSTEIRA

Sumário Executivo

2.1. Introdução

2.2. Estado atual da biodiversidade marinha-costeira e processos relacionados

2.2.1. Os ambientes físicos

2.2.2. Os habitats e a biota

2.2.2.1. Manguezais e marismas

2.2.2.2. Pradarias de gramas marinhas

2.2.2.3. Formações recifais

2.2.2.4. Costões e afloramentos rochosos

2.2.2.5. Ecossistemas pelágicos

2.2.2.6. Mar profundo

2.3. Indicadores de mudanças

2.3.1. Extensão de habitats costeiros terrestres e perda de cobertura vegetal

2.3.1.1. Praias e dunas

2.3.1.2. Manguezais e apicuns

2.3.1.3. Marismas

2.3.2. Perda de bancos de macroalgas

2.3.3. Cobertura e branqueamento de corais

2.3.4. Florações de macroalgas

2.3.5. Florações de microalgas nocivas

2.3.6. Explosões populacionais de animais gelatinosos

2.3.7. Alterações nas populações de espécies migratórias

2.3.8. Impactos do plástico na vida marinha

2.3.9. Poluentes orgânicos persistentes

2.3.10. Abundância de estoques pesqueiros

2.4. Lacunas de dados e conhecimento

Agradecimentos

Referências

CAPÍTULO 3: VETORES DE MUDANÇA DA BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA ZONA MARINHA-COSTEIRA

Sumário Executivo

3.1. Introdução

3.2. Vetores de mudança indiretos

- 3.2.1. Sistemas de governança, gestão e instituições
- 3.2.2. Gestão coletiva da biodiversidade costeira
- 3.3. Vetores de mudança diretos antropogênicos
 - 3.3.1. Dinâmicas territoriais do litoral
 - 3.3.2. Infraestrutura
 - 3.3.3. Pesca e aquicultura
 - 3.3.4. Invasões biológicas
 - 3.3.5. Poluição e mudanças relacionadas aos ciclos biogeoquímicos
 - 3.3.6. Importação e exportação de impactos
- 3.4. Interações entre os vetores de mudança no bioma marinho e costeiro
- 3.5. Lacunas de dados e conhecimento
- Agradecimentos
- Referências

CAPÍTULO 4: CENÁRIOS DE TRANSFORMAÇÃO DA ZONA MARINHA-COSTEIRA

Sumário Executivo

- 4.1. Introdução
- 4.2. Cenários de transformação de áreas marinhas-costeiras no Brasil
 - 4.2.1. Vetores de mudanças sobre os ecossistemas marinhos-costeiros
 - 4.2.1.1. Mudanças climáticas: aspectos físicos e biogeoquímicos
 - 4.2.1.2. Pressões de uso/ocupação: urbanização e turismo
 - 4.2.1.3. Infraestrutura de transportes e energia
 - 4.2.1.4. Exploração de recursos pesqueiros
 - 4.2.1.5. Exploração de recursos minerais
 - 4.2.1.6. Poluição nos ecossistemas marinhos-costeiros
 - 4.2.2. Uma síntese de projeções e referências
- 4.3. Cenários possíveis: caminhos seguros para a sustentabilidade
 - 4.3.1. Caminhos socioeconômicos compartilhados e respostas possíveis (onde estamos e para onde vamos?)
 - 4.3.2. Relações socioeconômicas e cobenefícios entre múltiplos serviços ecossistêmicos
 - 4.3.3. Lacunas de conhecimento: o que é preciso saber e quais as fontes de conhecimento a explorar?
- 4.4. Considerações finais
- Referências
- Apêndice A.4

CAPÍTULO 5: OPORTUNIDADES E OPÇÕES DE GOVERNANÇA PARA CONSERVAR E RESTAURAR A BIODIVERSIDADE E OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS DA ZONA MARINHA-COSTEIRA

Sumário Executivo

5.1. Introdução

5.2. O estado da arte da governança da zona marinha-costeira

5.2.1. Políticas públicas

5.2.2. Atores da governança marinha-costeira

5.3. Oportunidades para a governança: estudos de caso

5.3.1. Áreas de Proteção Ambiental Marinhas do estado de São Paulo

5.3.2. Os Comitês de Gestão Pesqueira no contexto da pesca da tainha

5.3.3. Licenciamento ambiental do pré-sal

5.3.4. Zoneamento Ambiental e Territorial das Atividades Náuticas na região do estuário do Rio Formoso (PE)

5.3.5. O caso dos manguezais amazônicos

5.4. As estratégias e os instrumentos para a governança e o futuro da sustentabilidade do Oceano

5.5. Lacunas de dados e conhecimento

Referências

Apêndice A.5

CAPÍTULO 6: TECENDO SABERES: CONTRIBUIÇÕES DOS POVOS INDÍGENAS E DAS COMUNIDADES TRADICIONAIS PARA O 1º DIAGNÓSTICO MARINHO-COSTEIRO

Sumário Executivo

6.1. Introdução

6.1.1. Povos indígenas e comunidades tradicionais no Brasil

6.1.2. Os conhecimentos tradicionais no 1º Diagnóstico Marinho-Costeiro

6.2. Os ambientes marinhos-costeiros: fonte de vida e tradição

6.3. A zona marinha-costeira ao longo dos tempos: mudanças e suas consequências

6.4. Visões de futuro

6.5. Caminhos para um futuro melhor

Agradecimentos

Referências

Apêndice A.6

GLOSSÁRIO

LISTA DE SIGLAS

AGRADECIMENTOS

AUTORAS E AUTORES

SOBRE O DIAGNÓSTICO MARINHO-COSTEIRO

O 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos foi elaborado pela Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES) em parceria com a Cátedra Unesco para a Sustentabilidade do Oceano. O Diagnóstico foi coordenado por Cristiana Simão Seixas, Alexander Turra e Beatrice Padovani Ferreira, e escrito por 53 especialistas acadêmicos e governamentais, 12 jovens pesquisadores e 26 representantes de povos indígenas e populações tradicionais do Brasil, em diálogo com atores do poder público e da sociedade civil. Seu conteúdo é embasado em avaliações de informações disponíveis na literatura científica, em relatórios técnicos e em conhecimentos indígenas e tradicionais. O documento completo do Diagnóstico é composto por um Sumário para Tomadores de Decisão (avulso), uma introdução e seis capítulos, sendo o último produzido em um processo inovador a partir da síntese de saberes de povos indígenas e comunidades tradicionais. Cada capítulo inicia-se com um sumário executivo trazendo os principais resultados. Para todas as informações apresentadas nos sumários executivos é indicado o nível de confiança daquela avaliação (bem estabelecido; estabelecido, mas incompleto; inconclusivo; não resolvido – ver Anexo I)

A elaboração de cada capítulo contou com um conjunto de coordenadores, autores e jovens pesquisadores, além da revisão dos seguintes especialistas: A. Cecília Z. Amaral, José Henrique Muelbert (FURG), José Milton Andriguetto, Ronaldo Christofolletti, Segen Estefen, Sueli Furlan, Paulo Horta, Régis P. de Lima, Patrícia M. Menezes, Leonardo Messias, Carolina Minte-Vera, Victória J. Isaac Nahum, Marco Nalon, Isabel S. Pinto, Pedro Jacobi e Paulo Sinisgalli. Os capítulos foram organizados de acordo com a lógica do marco conceitual da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (IPBES), conforme descrito na introdução abaixo. Os membros da coordenação executiva da BPBES que orientaram a construção do Diagnóstico foram: Carlos A. Joly, Cristiana S. Seixas e Paula F. Drummond de Castro.

A publicação contou com o suporte de uma Emenda Parlamentar do então deputado federal Rodrigo Agostinho (Presidente do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais), que financiou majoritariamente a sua elaboração. O Diagnóstico recebeu ainda o apoio da Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM), da Universidade Federal de São Paulo (Unifesp) e do Dr. Ronaldo Christofolletti, que viabilizaram a tramitação do recurso financeiro e a execução orçamentária para a sua realização. O Diagnóstico recebeu também o apoio da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), da Universidade de São Paulo (USP), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), do Instituto Serrapilheira e do Programa Biota/Fapesp.

Sugestão de citação: Seixas, C.S., Turra, A., Ferreira, B.P. (Eds.) (2024). 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES) e Cátedra Unesco para a Sustentabilidade do Oceano.

CAPÍTULO 2: HISTÓRICO DE MUDANÇA E O ESTADO ATUAL DA BIODIVERSIDADE DA ZONA MARINHA-COSTEIRA

Coordenadores de capítulo: Margareth S. Copertino, Áurea Maria Ciotti

Autores líderes: Ana Carolina de Azevedo Mazzuco, Gleyci Moser, Rafael A. Magris, Flávia Lucena Frédou, Silvina Botta, Ruy Kenji Papa de Kikuchi, Luis Gustavo Cardoso, Tommaso Giarrizzo

Jovens pesquisadores: Marianna Lanari, Rodrigo Tardin

Autores contribuintes: Renato Mitsuo Nagata, Juliana Leonel

Sugestão de citação: Copertino, M.S., Ciotti, A.M., Botta, S., Cardoso, L.G., Frédou, F.L., Giarrizzo, T., Kikuchi, R.K.P., Lanari, M., Mazzuco, A.C.A., Magris, R.A., Moser, G., Tardin, R. (2024). Histórico de Mudança e o Estado Atual da Biodiversidade da Zona Marinha-Costeira. *Em*: Seixas, C.S., Turra, A., Ferreira, B.P. (Eds.) 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES) e Cátedra Unesco para a Sustentabilidade do Oceano. pp. 62-127. doi: 10.4322/978-65-01-27749-3.cap02

Sumário Executivo

O sistema marinho-costeiro brasileiro abriga alta diversidade biológica, geomorfológica, oceanográfica e hidrológica (*bem estabelecido*) {2.2}. A Amazônia Azul abarca três Grandes Ecossistemas Marinhos (GEM's), duas províncias biogeográficas (tropical e temperada-quente) e oito ecorregiões marinhas. A diversidade de habitats engloba mais de 12 mil km² de manguezais (8,4% dos manguezais do planeta) {2.3.1}, mais de 800 km² de pradarias de gramas marinhas {2.2.2.2}, os únicos recifes de corais rasos do Atlântico Sul {2.2.2.3}, extensas formações de recifes de mar profundo, o maior banco de algas calcárias (rodolitos) do mundo e 33 mil km² de florestas de laminárias de profundidade {2.2.2.4}. Nos mais de 10 mil km de linha de costa, considerando todas suas reentrâncias, encontram-se principalmente praias arenosas, costões rochosos e manguezais, além de mais de 40 grandes estuários. Os registros para a fauna marinha realizados até o início de 2023 totalizam 51 espécies de mamíferos, 62 espécies de aves, 1.359 espécies de peixes, cinco espécies de tartarugas, 1.717 espécies de crustáceos, 1.913 espécies de moluscos, mais de 120 espécies de corais, sendo a maioria endêmicos, e ainda centenas de espécies pertencentes a outros grupos. De toda a fauna marinha, ao menos 160 espécies estão ameaçadas de extinção (IUCN) e 118 espécies de peixes e crustáceos configuram recursos pesqueiros. A flora marinha compreende acima de 2.300 espécies de algas – das quais 1.168 são macroalgas (165 pardas, 723 vermelhas e 280 verdes) –, mais de 20 espécies de plantas vasculares (cinco de árvores de mangue, cinco de gramas marinhas submersas e mais de 10 espécies em marismas) e um número superior a 40 espécies de plantas de dunas costeiras. Além disso, estima-se que possam existir centenas de milhares de espécies de

microrganismos dos grupos de fungos, bactérias e vírus, cuja biodiversidade é ainda pouco conhecida.

Alterações na biodiversidade marinha-costeira brasileira já afetam a estrutura e a função das comunidades biológicas (*bem estabelecido*), alterando bens e serviços ecossistêmicos para a sociedade (*estabelecido, mas incompleto*). Reduções na cobertura dos habitats costeiros são registradas ao longo de toda a costa (*bem estabelecido*) {2.2.2; 2.3.1; 2.3.2}. A área total ocupada por pradarias de gramas marinhas foi reduzida entre 30 e 50%, e duas espécies tropicais (*Halodule wright* e *Halophyla decipiens*) avançaram em direção ao Sul temperado (*estabelecido, mas incompleto*) {2.2.2.2}. Entre 2003 e 2017, a perda líquida da cobertura vegetal em manguezais foi de cerca de 200 km² (2% da área; 0,13% ao ano), sendo a erosão costeira, os eventos climáticos extremos e a instalação de carcinicultura os principais vetores de mudança (*bem estabelecido*) {2.3.1.2}. Aproximadamente 15% da área de praias e dunas foi perdida entre 1985 e 2019 {2.3.1.1}. Reduções entre 20 e 89% na abundância de indivíduos em bancos da macroalga *Sargassum* foram registradas (*bem estabelecido*), com reflexos na estrutura das comunidades associadas (*bem estabelecido*) {2.3.2}. Eventos de branqueamento com mortalidade de corais aumentaram em frequência, intensidade e abrangência desde 1990 (*bem estabelecido*) {2.3.3}. Comunidades bentônicas sofreram alterações em costões rochosos, baías e lagoas costeiras, bancos de rodólitos e recifes areníticos (*bem estabelecido*) {2.2.2}.

Florações de macroalgas de deriva têm aumentado em frequência e intensidade {2.3.4}. Em 2014 e 2015, as arribações de *Sargassum* (marés douradas) foram intensas em praias do Norte e Nordeste (*bem estabelecido*). Os registros de florações de marés verdes vêm aumentando em estuários e lagoas costeiras desde 2004 (*bem estabelecido*) por causas diversas, mas principalmente relacionadas ao excesso de nutrientes de fertilizantes aplicados na agricultura e ao esgoto urbano e rural (*estabelecido, mas incompleto*).

Alterações na estrutura do plâncton e picos de abundância de algumas espécies de fitoplâncton têm sido registrados concomitantemente ao aumento nas concentrações de nutrientes (*estabelecido, mas incompleto*) {2.3.5; 2.3.6}. Florações de microalgas potencialmente nocivas têm aumentado, com destaque para o crescimento notável de dinoflagelados produtores de biotoxinas ocorrido em 2016. O fenômeno levou ao fechamento de sítios de aquicultura no Sul e Sudeste do Brasil e acarretou impactos na saúde humana por contaminação (*estabelecido, mas incompleto*) {2.3.5}. Registros de agregações de animais gelatinosos do zooplâncton ocorrem desde os anos 2000 (ex. águas vivas) em praias do Pará, São Paulo e estados do sul do país (*estabelecido, mas incompleto*), associados ao aumento da temperatura e ao enriquecimento orgânico (eutrofização) (*inconclusivo*), trazendo impactos sobre a pesca e o turismo e afetando o sistema de saúde no caso das espécies que causam queimaduras em banhistas (*bem estabelecido*) {2.3.6}.

Os ecossistemas pelágicos, em algumas regiões oceânicas distantes da costa, aparentam estar mais conservados e apresentam alta taxa de endemismo para várias espécies (*inconclusivo*), enquanto regiões pelágicas mais próximas da costa sofrem declínio de populações (*bem estabelecido*) {2.3; 2.3.7}. Pelo menos seis espécies de aves (redução de 31% a 89%; *bem estabelecido*) e oito de elasmobrânquios (redução de cerca de 80%; *estabelecido, mas incompleto*) apresentaram reduções na abundância e/ou alterações de rotas migratórias (*estabelecido, mas incompleto*) {2.3.7}. Houve aumento de 12% na abundância de duas espécies de baleias desde a década de 1970 e de 9,2% nas ocorrências de duas espécies de tartarugas marinhas entre 1998 e 2006 (*bem estabelecido*), resultante de políticas e programas de conservação (ex. proibição da caça da baleia; programas do Projeto Tamar e licenciamento ambiental).

A biodiversidade marinha brasileira está impactada por diferentes tipos de contaminantes (*estabelecido, mas incompleto*) {2.3.8; 2.3.9}. O Brasil é o terceiro país com maior ingestão de plástico por organismos marinhos/estuarinos, com registros inclusive em áreas protegidas (*estabelecido, mas incompleto*). Há registro de ingestão de plástico afetando invertebrados (7 espécies), peixes (98 espécies, sendo 85% de interesse comercial), aves (32 espécies), mamíferos (7 espécies) e tartarugas (5 espécies) (*estabelecido, mas incompleto*) {2.4.9}. Concentrações elevadas de poluentes orgânicos persistentes (provenientes de pesticidas e produtos industriais) são observadas em espécies de cetáceos no Sudeste e no Sul do país (*estabelecido, mas incompleto*) {2.3.9}.

Mais de 50% dos estoques pesqueiros no Brasil estão sobre-explorados ou plenamente explorados (*estabelecido, mas incompleto*) {2.3.10}. Atualmente, em função da fragmentada gestão e da ausência de monitoramento dos recursos pesqueiros no país, apenas os estoques da lagosta-vermelha e da tainha, ambas em situação de sobrepesca, têm status de conservação conhecidos (*estabelecido, mas incompleto*).

Lacunas de conhecimento - A falta de observações de longo prazo e de levantamentos em ambientes de plataforma e oceânicos dificultam a avaliação de florações fitoplancônicas, de macroalgas e de organismos gelatinosos, bem como o entendimento de possíveis alterações das comunidades de ambientes mesofóticos e de mar profundo. As séries ausentes afetam avaliações sobre ondas de calor marinhas, branqueamento de corais e, em especial, sobre a gestão pesqueira do Brasil.

2.1. Introdução

O II World Ocean Assessment (WOA II, 2021), o Relatório Especial para Oceanos e Criosfera (IPCC, 2019) e os últimos relatórios-síntese do IPCC (IPCC, 2021, 2023) confirmam que as atividades humanas (degradação ambiental e efeitos das mudanças climáticas – ver Capítulo 3 [3.3]) estão causando a perda de habitats e mudanças na biodiversidade marinha-costeira. Globalmente, cerca de 1.200 espécies marinhas consideradas vulneráveis, ameaçadas ou em risco de extinção estão expostas a níveis crescentes de estresse (O'Hara *et al.*, 2021). Enquanto reduções na abundância e diversidade das algas e plantas desestruturam os habitats e diminuem a provisão de alimentos para os

demais níveis tróficos (efeitos *bottom-up*), alterações nos grupos de predadores modificam a abundância das presas (efeitos *top-down*), cujas consequências alcançam os produtores primários (cascatas tróficas). Essas alterações são detectadas com atraso de anos, o que torna urgente a manutenção de programas de monitoramento.

As taxas globais de produtividade primária oceânica decresceram 2% por década entre 1998 e 2015 (Gregg & Rousseaux, 2019; Kulk *et al.*, 2020) relacionadas com o aumento da temperatura superficial do mar (IPCC, 2021). Próximo à costa, as águas mais quentes e a eutrofização potencializam florações de microalgas (Glibert *et al.*, 2018), macroalgas flutuantes (Smetacek & Zingone, 2013) e agregações de organismos gelatinosos (Richardson *et al.*, 2009; Purcell, 2012). O declínio na abundância de peixes (Hutchings *et al.*, 2010) reflete no rendimento máximo sustentável de estoques explorados globalmente (53% em 2018; Rosenberg *et al.*, 2018), sendo raras as evidências de recuperação com a diminuição da pressão pesqueira (Hilborn *et al.*, 2020). A cobertura dos corais vivos encolheu mais de 50% (Eddy *et al.*, 2021), graças parcialmente a eventos de branqueamento. Diversos ecossistemas marinhos apresentam mudanças de fase, de sistemas ricos e complexos para sistemas simplificados e de biodiversidade reduzida (Souter *et al.*, 2021).

Na região costeira, somam-se os efeitos de eutrofização, alterações hidrológicas, entradas de resíduos sólidos e mudanças no uso do solo (ver Capítulo 3), causando perdas de ecossistemas vegetados como pradarias (10% a 69%; Dunic *et al.*, 2021), manguezais e marismas (mais de 50%; Thomas *et al.*, 2017). A degradação dos manguezais varia entre 0,1% até 0,4% anualmente, resultante de agricultura e aquicultura (62%), erosão (35%) e eventos extremos (3%) (Goldberg *et al.*, 2020). Perdas anuais de pradarias, estimadas entre 2 e 7%, são baseadas em poucos registros, concentrados nas regiões temperadas. A perda desses ecossistemas ameaça a manutenção de estoques pesqueiros, a depuração da água, a ciclagem de nutrientes, o sequestro de carbono e a proteção da linha de costa, reduzindo a resiliência das populações humanas e a capacidade de adaptação e mitigação das mudanças climáticas. O acúmulo crescente de resíduos sólidos, especialmente plástico (Schneider *et al.*, 2018), tem causado a morte de animais marinhos por emaranhamento ou ingestão (Katsanevakis, 2008; Azevedo-Santos *et al.*, 2021, Santos *et al.*, 2021). O plástico ainda serve como substrato para espécies potencialmente invasoras (ver Capítulos 3 [3.3.4] e 4 [4.2.1.6]) (García-Gómez *et al.*, 2021).

As informações nos relatórios internacionais estão concentradas no Atlântico Norte, no Pacífico Norte e no Oceano Ártico, sendo crítica a lacuna de dados para o Atlântico Sudoeste. Este capítulo avalia o estado de conservação da biodiversidade nos diversos habitats marinhos-costeiros do Brasil nas últimas décadas e indica as mudanças observadas. Iniciamos descrevendo e compilando registros de transformações em cada tipo de ecossistema ou habitat (ver Seção 2.2). Em seguida, analisamos os “indicadores de mudança” (ver Seção 2.3), baseados em índices reconhecidos como Variáveis Essenciais do Oceano¹ e/ou Variáveis Essenciais de Biodiversidade² (Muller-Karger *et al.*,

1. https://www.goosocean.org/index.php?option=com_content&view=article&id=14&Itemid=114

2. <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>

2018; Jetz *et al.*, 2019), sendo alguns denominados Variáveis Climáticas Essenciais³. As alterações significativas na biodiversidade e nos habitats marinhos-costeiros brasileiros, identificadas em diferentes graus de certeza e confiabilidade, foram relacionadas às possíveis consequências para os serviços ecossistêmicos indicados no Capítulo 1. Da mesma forma, as causas e os vetores das transformações foram apontados para serem discutidos no Capítulo 3. Esperamos preencher lacunas de conhecimento para a costa brasileira e o Atlântico Sudoeste e contribuir para futuras revisões nacionais e globais e para a escolha de estratégias regionais e locais de manejo e conservação dos ecossistemas (ver Capítulos 5 e 6 [6.5]), almejando um cenário sustentável (ver Capítulo 4) e uma melhor qualidade de vida (ver Capítulo 6 [6.4;6.5]).

2.2. Estado atual da biodiversidade marinha-costeira e processos relacionados

O estado atual e as transformações que sofrem ecossistemas marinhos-costeiros variam conforme o clima, as correntes oceânicas, os aportes continentais e a geomorfologia costeira, fatores que influenciam desde o(s) tipo(s) de habitat(s) dominante(s) até o grau de impacto natural ou antropogênico a que estão sujeitos (WOA II, 2021). Os efeitos das mudanças climáticas, os graus de vulnerabilidades e as respostas são distintas entre ecossistemas costeiros e oceânicos, e entre os habitats pelágicos e bentônicos (IPCC, 2019).

As transformações nos ecossistemas e nos habitats marinhos-costeiros no Oceano Atlântico Sudoeste foram resgatadas de sínteses e relatórios de programas de pesquisa (p. ex., Rede Clima, Projeto ReviZEE, Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (Peld), Sisbiota e MapBiomias) e complementadas por centenas de publicações internacionais e nacionais. Descrições detalhadas dos habitats e sua biota são encontradas em referenciais como: Planctologia na Plataforma Continental do Brasil (Brandini *et al.*, 1997), *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic* (Hoffmeyer *et al.*, 2018), *Coastal Plant Communities of Latin America* (Seeliger, 1991), *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic* (Seeliger *et al.*, 1997), *Mamíferos Aquáticos da América do Sul e Antártica* (Bastida *et al.*, 2018), *Biologia Marinha* (Pereira & Soares-Gomes, 2009) e *Ecologia Marinha* (Pereira & Soares-Gomes, 2020). Sínteses e diagnósticos específicos incluem um volume especial da *Rebentos* (Turra & Denadai, 2016), a série de livros *Brazilian Marine Biodiversity*; o *Atlas dos Manguezais do Brasil* (ICMBIO, 2018) e as publicações *Panorama da Erosão Costeira no Brasil* (MMA, 2018), *Panorama da Conservação dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos no Brasil* (MMA, 2010), *Conservação da biodiversidade marinha e costeira do Brasil* (Amaral & Jablonski, 2005) e *Cartas de Sensibilidade ao Óleo* ⁴.

3. <https://gcos.wmo.int/en/essential-climate-variables>

4. (<https://antigo.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo/atlas,-cartas-e-mapas.html>)

2.2.1. Os ambientes físicos

O aquecimento global está induzindo a expansão e o deslocamento para o sul dos Giros Subtropicais (Marcello *et al.*, 2018, Yang *et al.*, 2020), a intensificação das correntes de contorno oeste e o aumento da temperatura mesmo em profundidade (Kersalé *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2016). O Atlântico Sudoeste é uma das regiões onde esses efeitos são marcantes, de Cabo Frio até a Terra do Fogo (Hobday & Pecl, 2014; Popova *et al.*, 2016), com a intensificação e o deslocamento no sentido sul da Corrente do Brasil (Yang *et al.*, 2016). As anomalias de temperatura superficial do mar derivadas por satélite foram de 0,5°C-1°C entre 1950 e 1999, de 0,5°C entre 2000 e 2016 (Franco *et al.*, 2020) e houve aquecimento de cerca de 0,03°C em águas profundas, entre 2009 e 2019 (Meinen *et al.*, 2020).

A ocorrência de um furacão de categoria 2 em Santa Catarina (SC) em 2004 (McTaggart-Cowan *et al.*, 2006; Vianna *et al.*, 2010), expressivas florações de fitoplâncton (ver Seção 2.3.4), ondas de calor marinha e extremos hidrológicos são registros crescentes por parte da ciência e de veículos de divulgação (ver Capítulos 2 [2.3] e 3 [3.3]). A acidificação das águas foi evidenciada em regiões de ressurgência costeira em Cabo Frio (RJ) e em Cabo de Santa Marta (SC), assim como no Nordeste (Carvalho-Borges *et al.*, 2018). Bancos de rodólitos e recifes de corais já foram diagnosticados como altamente vulneráveis à acidificação (Kerr *et al.*, 2016; Horta *et al.*, 2016; Cotovicz Jr. *et al.*, 2022).

As praias arenosas do Brasil são intercaladas por baías, golfões, costões rochosos, recifes de arenito, estuários, lagunas e deltas de rios, todos de alto valor estético e fontes de bem-estar humano (pesca, lazer, turismo, contemplação), porém suscetíveis às múltiplas pressões humanas por seu fácil acesso (ver Capítulo 3 [3.3]) e marcados por alterações nas últimas décadas (ver seções 2.2.2; 2.3) (Amaral *et al.*, 2016). Além de sustentar economicamente mais de 400 municípios costeiros, as praias protegem a linha de costa da energia das ondas de tempestades e a elevação do nível do mar, atuam no estoque e no transporte de sedimentos, filtram grandes volumes de água e reciclam nutrientes. Ocorrendo desde o delta do Parnaíba (PI) até Torres (RS), os costões rochosos e os afloramentos de rochas cristalinas se adensam no Sudeste, tanto na costa como nas ilhas (Carvalho & Berchez, 2009; Coutinho & Zalmon, 2009; Coutinho *et al.*, 2016). No Nordeste dominam plataformas areníticas ou calcárias, incluindo extensos recifes carbonáticos, construídos por corais e/ou macroalgas calcáreas, desde águas rasas até regiões mesofóticas. Os mais de 40 estuários brasileiros possuem áreas que variam de 40 até mais de 1.000 km² (Lessa *et al.*, 2018), percorrendo, em sua maioria, trechos bastante urbanizados, acomodando atividades como pesca, turismo, instalações portuárias e moradia (Bernardino *et al.*, 2016). Como consequência, suas margens são alteradas e recebem materiais orgânicos e inorgânicos, bem como poluentes diversos (ver Capítulo 3 [3.3.5.]). Os estuários do país fornecem serviços ecossistêmicos de provisão (recursos pesqueiros)

e de regulação (ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono e proteção da costa) (Bernardino *et al.*, 2018a; Bissoli & Bernardino, 2018; Kauffman *et al.*, 2020).

A vulnerabilidade do Atlântico Sudoeste aos impactos das mudanças climáticas é ilustrada pela elevação do nível do mar acima da média global em boa parte do litoral brasileiro (WMO, 2023), pelo aumento na energia das ondas e na frequência e intensidade dos eventos meteo-oceanográficos extremos, o que acentuou processos de erosão e de inundação nas últimas décadas. Em média, 35% do litoral brasileiro exibe erosão, notável em praias do Norte e Nordeste (60 a 65%) (MMA, 2018). O litoral do Rio Grande do Sul apresenta erosão forte ou moderada em 49% da linha de costa, mas os recuos não parecem significativos (Nicolodi *et al.*, 2018). No Nordeste, apenas os estados do Maranhão e da Paraíba têm baixos níveis de erosão. A erosão costeira está reduzindo a largura das praias, removendo franjas de manguezais (ver Seção 2.2.2.1) e destruindo estruturas urbanas, com impactos adversos na economia dos municípios e na vida dos moradores (ver Capítulo 3 [3.2]).

2.2.2. Os habitats e a biota

Existem alterações na biota nacional em diversos grupos taxonômicos/funcionais, desde os habitats emersos e intermareais até a borda da plataforma continental do país (Turra & Denadai, 2016; Odebrecht *et al.*, 2017; Lana & Bernardino, 2018; Andrades *et al.*, 2020a; Magris *et al.*, 2021). Há registros de modificações na abundância das populações e na estrutura das comunidades em costões rochosos (Coutinho *et al.*, 2016; Martins *et al.*, 2012; Scherner *et al.*, 2013; Steigleder *et al.*, 2019), praias arenosas (Amaral *et al.*, 2016; Bom & Colling, 2022), baías, estuários e lagunas costeiras (Bernardino *et al.*, 2016; Amaral *et al.*, 2018; Caldeira *et al.*, 2017; De Paula *et al.*, 2020; Lanari & Copertino, 2017), bancos de macroalgas (Horta *et al.*, 2016; Gorman *et al.*, 2020; Sissini *et al.*, 2020), recifes coralinos e areníticos (Portugal *et al.*, 2017), pradarias de gramas marinhas (Barros *et al.*, 2013; Copertino *et al.*, 2016; Rosa & Copertino, 2022) e manguezais (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2016; Servino *et al.*, 2018; Diniz *et al.*, 2019).

As raras séries temporais de longo prazo evidenciam reduções na riqueza, na abundância e na biomassa das assembleias de peixes estuarinos e costeiros (Araújo *et al.*, 2016, 2018; Belarmino *et al.*, 2021), incluindo estoques importantes (Haimovici & Cardoso, 2017). Alguns estudos ilustram modificações devido ao aumento da temperatura (Araújo *et al.*, 2018 para Baía de Sepetiba/RJ), compreendendo eventos de mortalidade em massa de bivalves e alterações nos regimes de pescarias (Franco *et al.*, 2020). Destacam-se o deslocamento para o sul de estoques da sardinha brasileira (Franco *et al.*, 2020) e evidências de tropicalização da megafauna demersal na Margem Meridional do país (de 21° S à 34° S), identificadas pelas capturas comerciais entre 2000 e 2019 (Perez & Sant'Ana, 2022).

Na zona costeira as transformações se agravam (ver Seções 2.2.2.1 a 2.2.2.5) em virtude da crescente urbanização e da ocupação não planejada do litoral brasileiro (ver Capítulo 3 [3.3]). No entorno de estuários e de grandes baías foram observadas modificações rápidas e intensas nas últimas décadas (Hatje & Barros, 2012; Abessa *et al.*, 2019; Varzim *et al.*, 2019; Bernardino *et al.*, 2021; Leão *et al.*, 2016; Elliff & Kikuchi, 2017; Cruz *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2021; Odebrecht *et al.*, 2017; Lemos *et al.*, 2022). Esses impactos englobam: destruição dos habitats para instalações e construções, aumento no aporte de nutrientes, contaminação por poluentes orgânicos persistentes, atividades pesqueiras, artes de pesca predatória, intensificação das atividades de turismo, expansão portuária, atividades de dragagem e circulação de veículos em praias (ver Capítulo 3). Ademais, acontecem desastres ambientais em larga escala no continente (rompimento da barragem de resíduos de minério; Gabriel *et al.*, 2020) e no Oceano (derrame de óleo no Nordeste; Magris & Giarizzo, 2020), produzindo impactos em habitats, na flora e na fauna (Quadro 2.1).

Quadro 2.1. Eventos catastróficos

A zona costeira e o mar brasileiro sofreram com eventos catastróficos notáveis, como o colapso da barragem de Fundão, da mineradora de ferro Samarco, que devastou a bacia do Rio Doce em 2015. O acidente está entre os maiores desastres em barragens de rejeitos do mundo, tendo liberado 33 milhões de metros cúbicos de argila e areia fina que percorreram mais de 600 km desde o município de Mariana (MG) até o Oceano Atlântico (Hatje *et al.*, 2017; Magris *et al.*, 2019; Queiroz *et al.*, 2018). Os principais impactos foram (i) o aumento nas concentrações de material em suspensão e da turbidez na calha do rio e na zona costeira (Quaresma *et al.*, 2020); (ii) a contaminação e a bioacumulação por metais e metaloides, principalmente ferro, alumínio, manganês, arsênio, cádmio e mercúrio (Sá *et al.*, 2021; Manhães *et al.*, 2022); (iii) alterações nos índices ecológicos das comunidades de nécton, bentos e plâncton (Vilar *et al.*, 2022); e (iv) o aumento na abundância de espécies indicadoras de impacto (Condini *et al.*, 2022). Outro evento foi o derramamento de óleo ocorrido entre agosto de 2019 e março de 2020 que acometeu aproximadamente 3.000 km de linha de costa, do Piauí até o Rio de Janeiro. Estima-se que o derramamento se deu a uma distância de cerca de 700 km da costa de Pernambuco e que foram liberados algo entre 5.000 e 12.500 m³ de óleo cru (Zacharias *et al.*, 2021). A composição do óleo é compatível com as características geoquímicas do óleo proveniente da bacia da Venezuela (de Oliveira *et al.*, 2020), mas a origem do desastre permanece desconhecida. Além das praias, diversos outros habitats foram afetados como estuários, manguezais, pradarias de gramas marinhas e bancos de rodolitos (Magalhães *et al.*, 2021; Magris & Giarizzo, 2020; Sissini *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2022). A extensão dos impactos observados ainda é preliminar e indica alterações de curto prazo em comunidades associadas a ambientes recifais (Campelo *et al.*, 2021; Craveiro *et al.*, 2021; Gusmão *et al.*, 2021; Lira *et al.*, 2021).

Em áreas remotas (p. ex. ilhas oceânicas, extremos norte e sul) (Morais *et al.*, 2017a; Pinheiro *et al.*, 2020) ou próximo às Unidades de Conservação (Ferreira *et al.*, 2022; Portugal *et al.*, 2017) o estado de conservação de habitats é melhor. Entretanto, são reportadas alterações significativas (Andrades *et al.*, 2018a; Sissini *et al.*, 2020; Anderson *et al.*, 2021), pelo fato de a proteção desse zoneamento marinho nem sempre ser eficiente (Ferreira *et al.*, 2022).

Embora cada habitat tenha sua biodiversidade típica e sua dinâmica particular, estes estão interconectados e são interdependentes. Inúmeras espécies de invertebrados e peixes transitam entre o Oceano e a costa – seja para alimentação, crescimento e/ou reprodução (i.e., conectividade) –, ocorrendo desde migrações diárias, sazonais entre ecossistemas adjacentes até movimentos migratórios da megafauna por milhares de quilômetros. Portanto, modificações físico-químicas e biológicas em qualquer habitat impactarão potencialmente a biota dos habitats adjacentes ou parte de rotas migratórias estabelecidas.

2.2.2.1. Manguezais e marismas

No interior de estuários, deltas e lagunas costeiras se desenvolvem manguezais e marismas, habitats para inúmeras espécies ameaçadas e de importância comercial que são sustento para populações tradicionais (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2016; Schaeffer-Novelli *et al.*, 2023). Os manguezais brasileiros cobrem cerca de 12.000 km² (8% dos manguezais do globo) do Amapá até Santa Catarina (MapBiomass, 2022). De Laguna (SC) até o Chuí (RS), mangues são substituídos por marismas (Isacch *et al.*, 2006; Martinetto *et al.*, 2016), cuja maior extensão contínua (72 km²) é encontrada no estuário da Lagoa dos Patos (RS) (Marangoni & Costa, 2009). Marismas também ocupam os pisos inferiores dos manguezais tropicais (Schaeffer-Novelli *et al.*, 2016), com extensas áreas nas planícies interiores dos manguezais amazônicos (Teixeira & Souza-Filho, 2009). Os manguezais do país estocam 8,4% do total de carbono dos manguezais do planeta, detendo taxas anuais elevadas de soterramento do carbono (Rovai *et al.*, 2022; Hatje *et al.*, 2023). Mais de 80% do estoque se concentra nas florestas dos estados do Maranhão, Amapá e Pará. O carbono estocado no solo das marismas brasileiras equivale à média global para esses ambientes (Kauffman *et al.*, 2018; Hatje *et al.*, 2023). Fluxos líquidos de CO₂ entre marisma e atmosfera no estuário da Lagoa dos Patos evidenciam que estes ambientes são sumidouros de carbono, sendo fundamentais na mitigação de gases de efeito estufa (Souza *et al.*, 2022).

As florestas de mangue se expandem e retraem em função de ciclos naturais, do aumento da temperatura e da elevação do nível do mar. Considerados áreas de proteção permanente pela legislação, cerca de 75% dos manguezais nacionais estão em unidades de conservação. A alteração da cobertura vegetal varia conforme a região do país (ver Seção 2.3.1). Estoques de carbono em manguezais decresceram no Ceará devido à implantação de cultivos de camarão (Kauffman *et al.*, 2018), que contaminam recursos estuarinos e pescado por metais e metalóides com alto risco ecológico e para a saúde

humana (Bernardino *et al.*, 2019; Gabriel *et al.*, 2020). Após eventos climáticos extremos, evidenciou-se uma redução significativa na produtividade primária em florestas de manguezais do Sudeste (Servino *et al.*, 2018; Gomes *et al.*, 2020, 2021b) e em marismas do Sul (Marangoni & Costa, 2009), impactando a exportação de matéria orgânica e a estrutura e abundância das comunidades de invertebrados bentônicos (Bernardino *et al.*, 2018b). A destruição e a fragmentação desses ecossistemas podem trazer prejuízos socioeconômicos associados à perda da proteção costeira, à emissão de gases de efeito estufa, à deterioração da qualidade da água e à redução de recursos pesqueiros, o que afeta diretamente as populações tradicionais que vivem no seu entorno.

2.2.2.2. Pradarias de gramas marinhas

Nos fundos rasos de estuários, lagunas e baías protegidas, e no lado interno dos recifes, se desenvolvem pradarias de gramas marinhas que colonizam desde o intermaré até profundidades de 20 m, com registros de até 60 m no entorno de recifes tropicais (Creed, 2003; Marques & Creed, 2008; Copertino *et al.*, 2016). A extensão total das pradarias na costa brasileira tem distribuição descontínua e não está estabelecida, o que limita avaliações regionais e globais (Creed *et al.*, 2023). Com base nos registros existentes, as estimativas somam entre 700 e 800 km² (Creed *et al.*, 2023; Hatje *et al.*, 2023), valor certamente subestimado. Os *hotspots* de abundância estão no Nordeste, com destaque para Costa dos Corais (AL e PE), Banco de Abrolhos (BA), Baía de Todos os Santos (BA) e estuários da Costa Semiárida (PI e CE).

O litoral do país tem seis espécies de fanerógamas marinhas descritas (*Halodule wright*, *H. emarginata*, *H. beaudeti*, *Halophylla decipiens*, *H. bailonii* e *Ruppia maritima*) (Copertino *et al.*, 2016; Barros *et al.*, 2014). Os prados marinhos brasileiros são em geral monoespecíficos, embora possam estar associados à alta riqueza de espécies de macroalgas (de Paula *et al.*, 2003) e de algas epífitas (Rosa & Copertino, 2022) que aumentam a produtividade e a complexidade dos fundos vegetados. As pradarias marinhas servem de berçário, refúgio e fonte de alimento para inúmeros invertebrados e peixes em diferentes fases do ciclo de vida (Garcia *et al.*, 1996; Pereira *et al.*, 2010; Barros *et al.*, 2013; Eggertsen *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2020; Pavone *et al.*, 2020; de Paula Costa *et al.*, 2022), incluindo espécies de interesse da pesca comercial como corvina (*Micropogonias furnieri*), tainha (*Mugil spp.*), camarão-rosa (*Pennaeus paulensis*) e siri-azul (*Callinectes sapidus*). Os prados abrigam espécies vulneráveis e ameaçadas, como peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), budiões (*Halichoeres rubrovirens* e *Scarus trispinosus*) e cavalo-marinho (*Hippocampus spp.*) (ICMBIO, 2018).

Informações sobre os estoques de carbono no solo das pradarias se limitam a poucos estuários e baías (Patterson *et al.*, 2016; Howard *et al.*, 2018; Gorman *et al.*, 2020; Hatje *et al.*, 2023), com valores médios ($90 \pm 80 \text{ Mg C ha}^{-1}$) inferiores às médias globais. Os valores mais altos foram encontrados no estuário Timonha-Ubatuba da costa semiárida, entre Ceará e Piauí, nas proximidades de manguezais. A elevada concentração de

CaCO_3 nos sedimentos marinhos da costa do Sudeste (Espírito Santo e Rio de Janeiro) sugere que o sequestro de carbono dessas pradarias é compensado pela liberação de CO_2 durante a calcificação (Howard *et al.*, 2018).

As pradarias de gramas marinhas brasileiras estão em estado crítico de conservação, impactadas por estressores múltiplos (ver Capítulo 3), em particular dentro de estuários e de áreas recifais rasas (Copertino & Seeliger, 2010; Copertino *et al.*, 2016; Magris *et al.*, 2021; Magalhães *et al.*, 2021). Os poucos locais com estudos de longo prazo (p.ex. estuário da Lagoa dos Patos/RS, Lagoa de Araruama/RJ, Complexo Estuarino de Paranaguá/PR, Tamandaré/PE) apresentaram reduções drásticas (de 30 até 50%) na extensão e na cobertura dos prados entre 1980 e os anos 2010, associadas a alterações hidrológicas, aporte de nutrientes, atividades de pesca e eventos climáticos extremos (Short *et al.*, 2006; Sordo *et al.*, 2011; Barros *et al.*, 2013; Marques *et al.*, 2015; Copertino *et al.*, 2016). Por outro lado, a expansão das espécies tropicais *Halophylla decipiens* e *Halodule wright* foi registrada em São Paulo e em Santa Catarina, respectivamente, (Ferreira *et al.*, 2015; Gorman *et al.*, 2016), criando nichos e aumentando a capacidade de suporte dos fundos não consolidados (Pavone *et al.*, 2020). Reduções nas pradarias de gramas marinhas podem impactar negativamente a depuração da água, a estabilização de sedimentos, a manutenção da biodiversidade e dos recursos pesqueiros e a capacidade de sequestro de carbono (Waycott *et al.*, 2009), relações ainda pouco compreendidas no caso do Brasil.

No estuário da Lagoa dos Patos, reduções das pradarias de *Ruppia maritima* contribuíram para alterações na abundância e na composição da macrofauna bentônica (Bemvenuti & Colling, 2010; Lanari *et al.*, 2018; Misturini & Colling, 2021) e nas assembleias de peixes (Garcia & Vieira, 1997), incluindo a diminuição na abundância de espécies estuarino residentes (Garcia *et al.*, 2017; Belarmino *et al.*, 2021). As pradarias oferecem maior proteção para ovos e larvas de peixes nos estágios iniciais, que migram para habitats adjacentes (p. ex. manguezais, banco de rodolitos, recifes de corais, ambientes pelágicos ou profundos) em diferentes fases ontogenéticas ou sazonalmente (p. ex. estuário da Lagoa dos Patos/RS, Costa *et al.*, 2016; costa semi-árida/CE, Costa *et al.*, 2020; Tamandaré/PE, Bastos *et al.*, 2022; Costa dos Corais/AL, da Silva *et al.*, 2022). Isso evidencia a importância do conhecimento acerca da conectividade na paisagem marinha para a conservação de recursos pesqueiros e a proposição de áreas protegidas (Costa *et al.*, 2022; da Silva *et al.*, 2022).

2.2.2.3. Formações recifais

Formações recifais (coralinas ou areníticas) ocorrem por toda a costa, colonizadas por flora e fauna diversas. Os recifes do Nordeste possuem elevado endemismo de corais, de outros invertebrados e de peixes (Leão *et al.*, 2016). O Banco de Abrolhos abriga um dos maiores e mais ricos recifes de corais do Atlântico Sul (Leão *et al.*, 2016), a maior extensão contínua de rodolitos (Amado-Filho *et al.*, 2012), além de pradarias de gramas marinhas de profundidade, de desconhecida distribuição e extensão. Destaca-se

entre Tamandaré (PE) e Maceió (AL), um contínuo de formações dentro da maior área de proteção marinha do Brasil (APA Costa dos Corais, 4.000 km²) que protege ecossistemas interconectados desde a linha da costa até a quebra da plataforma (manguezais, praias, pradarias de gramas marinhas, recifes eufóticos e mesofóticos), garantindo a conservação e o uso sustentável dos recursos pesqueiros, bem como atividades econômicas de lazer e turismo (Miranda *et al.*, 2020). Os bancos de rodolitos – camadas cumulativas de nódulos de algas calcárias – estão localizados de forma dispersa do Rio Amazonas até Santa Catarina, do infralitoral até 30 e 150 m (zonas mesofóticas), mas se estendem sobretudo na plataforma continental externa (Horta *et al.*, 2016) e no entorno de ilhas oceânicas, no banco de Abrolhos e na cadeia Vitória-Trindade (Ama-do-Filho *et al.*, 2012).

O monitoramento dos recifes costeiros mostra o desaparecimento e a substituição de espécies, havendo relatos da redução gradual do hidrocoral *Millepora alcicornis* nas porções mais rasas, entre 1960 e 2000 na Baía de Todos os Santos e imediações (Leão & Kikuchi, 1999), além da extinção local de *Mussismilia braziliensis*, resultando em mudança na estrutura da comunidade (Dutra *et al.*, 2006). Ainda nessa baía, observou-se a substituição da comunidade coralina pelo zoantídeo *Palythoa grandiflora*, com impacto negativo para as populações de peixes locais (Cruz *et al.*, 2015). A partir de 2008, predominam o estabelecimento e a dispersão de diversas espécies invasoras como o coral-sol *Tubastraea* sp (Miranda *et al.*, 2016, 2018) e de espécies de octocorais e briozoários. No litoral de Pernambuco, foram registradas mudanças significativas na composição das macroalgas e nas assembleias recifais sob impacto da urbanização (Vasconcelos *et al.*, 2019). Nos recifes da costa Leste, foi detectada a contaminação de peixes por resíduos de celulose e microplástico (Macieira *et al.* 2021). Exemplos de bom estado de conservação emergem para algumas áreas recifais do Nordeste, como no estado da Paraíba (Leite *et al.*, 2020). Diversos ambientes recifais de águas rasas mostram declínio em resposta à poluição costeira, eutrofização, aumento nas taxas de sedimentação, além do turismo desregulado, exploração de organismos marinhos ornamentais, bioinvasões, e o aquecimento global (Leão & Kikuchi, 1999; Leão *et al.*, 2016, 2019). Estima-se que 16 a 37% dos recifes de coral do Brasil estão sob risco alto a muito alto de impactos cumulativos de estressores locais e globais (Magris *et al.*, 2018; Soares *et al.*, 2021). Os recifes mais impactados foram os mais afetados por aumento de temperatura e pressão de pesca (Magris *et al.*, 2018). Eventos de branqueamento atingiram 26 espécies de corais entre 1994 e 2020 (Soares *et al.*, 2021) (ver Seção 2.3.3). Mesmo sem registros oficiais de mortalidade em massa, a saúde atual dos recifes está decaindo (Soares *et al.*, 2021), em especial daqueles submetidos à elevação de temperatura da água ou localizados próximos aos grandes centros urbanos do país (Cruz *et al.*, 2018; Teixeira *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2022).

2.2.2.4. Costões e afloramentos rochosos

Os costões rochosos se distribuem desde o Delta do Parnaíba (PI) até Torres (RS), se concentrando na região Sudeste onde estão os maiores adensamentos urbanos e usos

sincrônicos da zona costeira (Coutinho & Zalmon, 2009). São ambientes de alta dinâmica, caracterizados pela zonação marcada em faixas verticais ou mosaicos de organismos bentônicos sésseis como macroalgas, mexilhões, cracas e cirripédios. Costões sofrem impactos diretos de fenômenos como urbanização (p. ex., Baía de Guanabara, Puga *et al.*, 2019; Baía de Vitória, Varzim *et al.*, 2019), eutrofização, pesca predatória, extrativismo de mariscos e macroalgas, eventos climáticos extremos, com efeitos negativos sobre a estrutura e o funcionamento das comunidades (Coutinho *et al.*, 2016). O estabelecimento de espécies exóticas representa uma das maiores ameaças atuais para a fauna nativa (p.ex., coral-sol, Creed *et al.*, 2008; Coutinho *et al.*, 2013).

As regiões do intermareal e infralitoral dos costões rochosos são colonizadas por extensos bancos de macroalgas, em especial no litoral do Espírito Santo e do Rio de Janeiro, onde se encontram as maiores diversidades de algas do Atlântico Sul (Mazzuco *et al.*, 2020; Anderson *et al.*, 2021). Essas comunidades podem produzir entre 0,7 até 2 kg C. m⁻² (Guimarães *et al.*, 2005) e suportam comunidades de invertebrados bentônicos, peixes e megafauna (Aued *et al.*, 2018; Andrades *et al.*, 2014; Gomes *et al.*, 2018; Mazzuco *et al.*, 2019; Stelzer *et al.*, 2021). Entre o sul da Bahia e o norte do Rio de Janeiro, extensas florestas de laminárias ocorrem em zonas mesofóticas (entre 40 até mais de 200 m de profundidade), cuja espécie fundadora (*Laminaria abyssalis*) é endêmica da costa brasileira. Essas florestas de grandes macroalgas pardas são refúgios de profundidade abaixo de águas tropicais oligotróficas (Graham *et al.*, 2007), mantidas pelo alto e constante aporte de nutrientes e pelas baixas temperaturas das águas de ressurgência costeira (Marins *et al.*, 2014; Anderson *et al.*, 2021). Extensos bancos de rodólitos crescem associados a esse mesmo fundo marinho (Amado-Filho *et al.*, 2007; Aued *et al.*, 2018).

A urbanização afetou bastante a biodiversidade de macroalgas marinhas no Atlântico Sudoeste, observada de forma gradual na Baía de Guanabara (RJ) nos últimos dois séculos (De Paula *et al.*, 2020). Áreas mais urbanizadas apresentam reduções de coberturas de algas calcárias e riqueza de macroalgas frondosas (Schermer *et al.*, 2013), além de substituição de macroalgas pardas fundadoras por algas verdes efêmeras e oportunistas (Schermer *et al.*, 2013). Na Baía de Sepetiba (RJ) ocorreu uma diminuição na biomassa e no número de espécies de macroalgas e o aumento de espécies de algas oportunistas nos costões de áreas mais degradadas (Caldeira *et al.*, 2017). Houve redução de 52% dos bancos de *Sargassum* entre 1969-2017 na costa Sudeste-Sul do Brasil – cerca de 2,6% ao ano –, devido ao aumento da urbanização e do aquecimento global (Gorman *et al.*, 2020). Entre 1980 e 2000 sucedeu um decréscimo significativo no número de espécies de algas pardas na região de Angra dos Reis (RJ), sob influência do aumento da temperatura da água do mar nas proximidades da usina nuclear (Széchy *et al.*, 2017).

2.2.2.5. Ecossistemas pelágicos

Estimativas da produção primária fitoplanctônica no Brasil são esparsas (Brandini *et al.*, 1997; Castro *et al.*, 2016; Gaeta & Brandini, 2006) e sugerem um acumulado entre 130 e 680 gC m⁻²ano⁻¹, sendo os valores máximos atingidos nas regiões Norte e Sul e

os mínimos no Nordeste (Conti & Scardi, 2010; Vicente *et al.*, 2021), mostrando a dependência de volumes de aportes continentais e dos processos de ressurgência costeira (de Souza *et al.*, 2020) (ver Capítulo 4). Na Baía de Guanabara (RJ) e no estuário da Lagoa dos Patos (RS), observações de longo prazo (programas Peld⁵) ilustram variações sazonais para o fitoplâncton e zooplâncton e apontam alterações na composição dos primeiros, tipicamente dominados por flagelados e cianobactérias filamentosas (RJ) e por diatomáceas (RS). Na Lagoa dos Patos se nota um aumento dos dinoflagelados (Haraguchi *et al.*, 2015; Odebrecht *et al.*, 2018), enquanto na baía de Guanabara é reportado um número crescente de florações de algas potencialmente nocivas (ver Seção 2.3.4). Todavia, a dominância dos copépodes *Acartia tonsa* e *Paracalanus parvus* foi mantida nos dois ambientes (Valentin *et al.*, 2020; Muxagata & Teixeira-Amaral, 2019). Na Baía de Guanabara, as maiores densidades de fitoplâncton ocorrem na primavera e no verão, épocas em que organismos gelatinosos (Ctenophora, Cnidaria) podem episodicamente compor 20% do mesozooplâncton (Valentin *et al.*, 2020).

Em longo prazo, estimativas da biomassa fitoplanctônica ao longo da costa brasileira (Ciotti *et al.*, 2010) reforçam a importância da injeção de nutrientes e de materiais continentais. Nas regiões Sul e Sudeste, se destacam os aportes do Rio da Prata (Ciotti *et al.*, 1995) e eventos da ressurgência costeira (Brandini *et al.*, 2018). Na região Norte o escoamento do rio Amazonas (Santos *et al.*, 2008) e o crescimento de cianobactérias fixadoras de N₂ favorecem a comunidade mesozooplancônica (Conroy *et al.*, 2017) e a produtividade primária (Araújo *et al.*, 2017). As plataformas continentais Nordeste e Leste são oligotróficas, exceto no Banco de Abrolhos (Ciotti *et al.*, 2007). A maior produtividade em locais de ressurgência costeira impacta de modo positivo as comunidades bentônicas da plataforma continental (Quintana *et al.*, 2015) e de maneira potencial os recifes mesofóticos.

Os ecossistemas pelágicos apresentam riqueza de espécies de mamíferos marinhos, incluindo 34 espécies de cetáceos odontocetos (golfinhos), sete espécies de cetáceos mysticetos (baleias de barbatanas), duas espécies de sirênios e oito espécies de pinípedes. Nas regiões oceânicas, as baleias rorquais (Balaenopteridae) e os odontocetos (ex., o cachalote *Physeter macrocephalus*, golfinhos do gênero *Stenella* ou o golfinho-comum *Delphinus delphis*) estão distribuídos em diversas latitudes (Moreno *et al.*, 2005; do Amaral *et al.*, 2015; Di Tullio *et al.*, 2016). Nas regiões costeiras, a baleia-jubarte (*Megaptera novaengliae*) e a baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*) ocorrem sazonalmente na época reprodutiva enquanto outras espécies possuem populações residentes (p. ex., o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, a toninha, *Pontoporia blainvillei* e o boto-de-lahille, *Tursiops gephyreus*) (Bastida *et al.*, 2018). O peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) habita exclusivamente no Norte e no Nordeste (Luna *et al.*, 2008) enquanto o leão-marinho-do-sul (*Otaria flavescens*) e o lobo-marinho-sul-americano (*Arctocephalus australis*) são encontrados sobretudo no extremo sul do Brasil (Prado *et al.*, 2016)⁵.

5. <https://www.gov.br/cnpq/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/programas/peld>

Os peixes mesopelágicos representam menos de 20% das espécies do Atlântico Sudoeste, mas têm importância em biomassa (Melo *et al.*, 2020), sendo registradas 24 ordens, 56 famílias e 207 espécies (Bertrand, 2015, 2017; Eduardo *et al.*, 2022). Cerca de 52% da diversidade de táxons, 90% dos espécimes coletados e 72% da biomassa total pertencem às famílias Myctophidae, Stomiidae, Gonostomatidae, Melamphaidae e Sternoptychidae (Eduardo, 2021). A urbanização (ver Capítulo 3 [3.2]) parece alterar os nichos de espécies de peixes estuarinos, bem como a estrutura das cadeias tróficas em áreas contaminadas e poluídas (p. ex., foz do Rio Doce) (Andrades *et al.*, 2020b).

Em ambientes remotos como ilhas oceânicas, parcéis, recifes de borda de plataforma continental e montes submarinos, as informações são mais escassas e recentes e os indicadores sugerem bom estado de conservação e saúde, com a presença de predadores de topo, espécies raras (Pimentel *et al.*, 2020), altas taxas de endemismo em assembleias de peixes (Andrades *et al.*, 2018b), cardumes abundantes e diversos (Moraes *et al.*, 2017a) e ricas comunidades bentônicas (Cordeiro *et al.*, 2020). Alguns locais, no entanto, apresentam declínio na abundância de peixes carnívoros (Andrades *et al.*, 2018b), como é o caso da Baía de Sepetiba (RJ), onde a população de 40 espécies de peixes diminuiu entre 1980 e 2010 (Araújo *et al.*, 2018). Esse cenário se agrava para espécies de peixes demersais, afetadas em razão de um maior esforço de pesca (Lira *et al.*, 2021; Pérez & Sant'Ana, 2022).

2.2.2.6. Mar profundo

Ambientes bentônicos de mar profundo abrigam encostas sedimentadas, cânions submarinos, recifes de corais de água fria, infiltrações e fontes de metano, montes submarinos e *guyots*. Apenas 0,06% das espécies no mundo são reportadas nesses ambientes, com destaque para meiofauna e macrofauna de fundos não consolidados (De Léo *et al.*, 2020). As raras observações no Brasil ilustram a alta diversidade e biomassa bentônica nas áreas mais superiores do talude e próximo a pontos de ressurgências e diminuição da riqueza de espécies de macro e megabentos do Sudeste ao Sul (De Léo *et al.*, 2020). Todavia, extensos recifes de corais ocorrem em águas profundas, com mais de 100 espécies registradas (Scleractinia e Octocorallia), apresentando diferenças em abundância e ocorrência entre as regiões Sul-Sudeste (dominância de *Desmophyllum pertusum*, *Solenosmilia variabilis* e *Madrepora oculata*) e Norte-Nordeste (dominância de octocorais das famílias Primnoidae, Clavariidae, Plexauridae, Alcyoniidae, Isididae, Coralliidae e Paragorgiidae) (Kitahara *et al.*, 2020). As comunidades microbianas desses locais começaram a ser investigadas em 2015 (Signori *et al.*, 2020). Existem estudos sobre atividades microbianas nas infiltrações asfálticas no Planalto Norte de São Paulo (Jiang *et al.*, 2018; Queiroz *et al.*, 2020), em carcaças de megafauna (Cavalett *et al.*, 2017), nos montes submarinos da cadeia Vitória-Trindade (Signori, 2014) e nos sedimentos de hidrato de gás do Cone do Rio Grande (Miller *et al.*, 2015).

2.3. Indicadores de mudanças

2.3.1. Extensão de habitats costeiros terrestres e perda de cobertura vegetal

Os dados públicos atuais sobre mudanças no uso do solo e cobertura vegetal costeira foram obtidos a partir da base de dados⁶, de produtos e publicações do projeto Map-Biomas (2022; Diniz *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2020), que cobre todo o território nacional costeiro com imagens de satélite desde 1985 e mostrou que perdas de área são notáveis para praias, dunas e apicuns (Figura 2.1). Esses e outros habitats são considerados frágeis por serem vulneráveis ou expostos a fortes ameaças (Quadro 2.2).

2.3.1.1. Praias e dunas

De 1985 até 2021, os estados costeiros perderam 15% da extensão de praias e dunas (~700 km²; Figura 2.1). A perda absoluta foi de 25% (com ganho de 11%) devido à urbanização, plantações (principalmente silvicultura), extração de areia, pastagens e processos erosivos. Mais de 50% dos cordões de dunas se encontram nos lençóis maranhenses (MA) e na barreira gaúcha (RS). Cerca de 30% do cordão de dunas do RS foi impactado por silvicultura e pastagens (MapBiomas, 2022), sendo observados ao sul do estado extração de areia, destruição da vegetação natural, redução de nutrientes e acidificação do solo, além de alterações no balanço hídrico e na movimentação de areia (Rosa & Cordazzo, 2007). As dunas costeiras brasileiras foram ainda afetadas pela recreação-pisoteio, pela deposição de lixo e pela introdução de espécies exóticas advindas da urbanização. Esses impactos reduzem a biodiversidade e a estabilidade do solo, tornando-as vulneráveis a tempestades e à elevação do nível do mar.

2.3.1.2. Manguezais e apicuns

O mapeamento feito pelo MapBiomas em 2022 computa cerca de 11.00 km² de florestas de manguezais, com 85% delas concentradas nos estados do Maranhão, Pará, Amapá e Bahia. O estudo revela que pelo menos 19 km² incluem fazendas de aquicultura, em especial sobre apicuns e campos alagados do Ceará, do Rio Grande do Norte e da Bahia. O aparente incremento de 2% na cobertura das florestas entre 1985 e 1998 resultou da menor disponibilidade dos dados do satélite Landsat (Diniz *et al.*, 2019). Dados mais confiáveis, entre 2000 e 2021, estimaram perda de 2% (cerca de 11 mil hectares). Essa estimativa é corroborada por estudos independentes (Goldberg *et al.*, 2020; Thomas *et al.*, 2017) e equivale à taxa de perda de 0,13% ao ano, muito similar às médias globais. As florestas são dinâmicas, com expansões e regressões: 85% estiveram estáveis por até 10 ou 20 anos, enquanto os restantes 15% permaneceram estáveis por menos de 10 anos (Diniz *et al.*, 2019), sendo as mais dinâmicas

6. <https://mapbiomas.org/estatisticas>

encontradas no Amapá (40%), seguidas pelas florestas das regiões Sudeste e Sul. Apicuns são dinâmicos e intercalam perdas e ganhos de magnitudes aproximadas. Suas maiores extensões estão localizadas no Maranhão (58%), junto aos mais vastos manguezais. Relativamente estáveis entre 1985 e 2000 (650 km²), esses habitats encolheram cerca de 12% de 2000 a 2020. Na região Norte, a diminuição dos apicuns se deu principalmente pelo avanço da floresta de mangue, assim como pela dinâmica de rios e oceanos. No Nordeste, a perda está relacionada sobretudo à expansão da aquicultura e da salicultura. A conservação dos apicuns é essencial para garantir a dinâmica natural do ecossistema de manguezal, tamponando em períodos de seca e permitindo a expansão da floresta no caso de intrusão marinha (Pagliosa *et al.*, 2012).

As reduções nas florestas dos manguezais brasileiros foram causadas principalmente por erosão costeira, eventos climáticos extremos, aquicultura e salicultura (Goldberg *et al.*, 2020; Ferreira & Lacerda, 2016; Gomes *et al.*, 2021a, Lacerda *et al.*, 2021). Com a elevação do nível do mar, o manguezal tende a expandir sobre as áreas transicionais internas (apicuns e campos alagados), dinâmica observada nas regiões deltaicas do Pará, onde a floresta avançou 2,7 km² sobre terrenos mais elevados entre 1984 e 2017 (Cohen *et al.*, 2018). No Nordeste, os manguezais estão adentrando alguns estuários em decorrência da redução de chuvas e da intrusão salina (Jennerjahn *et al.*, 2017, Pelage *et al.*, 2019). Com isso, no entanto, sofrem pressões antrópicas múltiplas, como uso da terra, urbanização, fazendas de camarão, alterações na hidrologia da bacia hidrográfica, superexploração de recursos naturais e construção costeira (Godoy & Lacerda, 2015; Lacerda *et al.*, 2021). Em faixas da planície costeira na região Sudeste, as florestas ocupam cinturões entre o Oceano e a Serra do Mar, circundados por rodovias e intensa urbanização (p. ex., sul do RJ, norte de SP, Vitória/ES, Florianópolis/SC, Baía de Paranaguá/PR), limitando o avanço do manguezal em direção ao continente no caso de elevação do nível do mar. No limite sul dos manguezais do país, o mangue vem penetrando em áreas de marismas e campos, como possível resposta ao aquecimento global (Cohen *et al.*, 2020; Rodrigues *et al.*, 2022; França *et al.*, 2019).

2.3.1.3. Marismas

No Brasil, informações sobre extensão e modificações na cobertura vegetal de marismas são raras. Para o bioma Mata Atlântica, o projeto MapBiomias analisou a cobertura vegetal herbácea flúvio-marinha (marismas e campos alagados), evidenciando o aumento na extensão desses habitats a partir do final dos anos 1990 (Figura 2.1). Nas marismas da Lagoa dos Patos (RS), as perdas de áreas foram associadas à agricultura, urbanização e construção portuária no final do século XIX e início do século XX (Marangoni & Costa, 2009). A dinâmica natural de marismas envolve processos construtivos e destrutivos relacionados a ciclos hidrológicos anuais e “interdecadais” (Marangoni & Costa, 2009). Esses habitats ainda são impactados por eutrofização, despejo de contaminantes e resíduos sólidos, invasão de espécies exóticas e dragagem do canal de acesso (Costa *et al.*, 2019a; Pinheiro *et al.*, 2021).

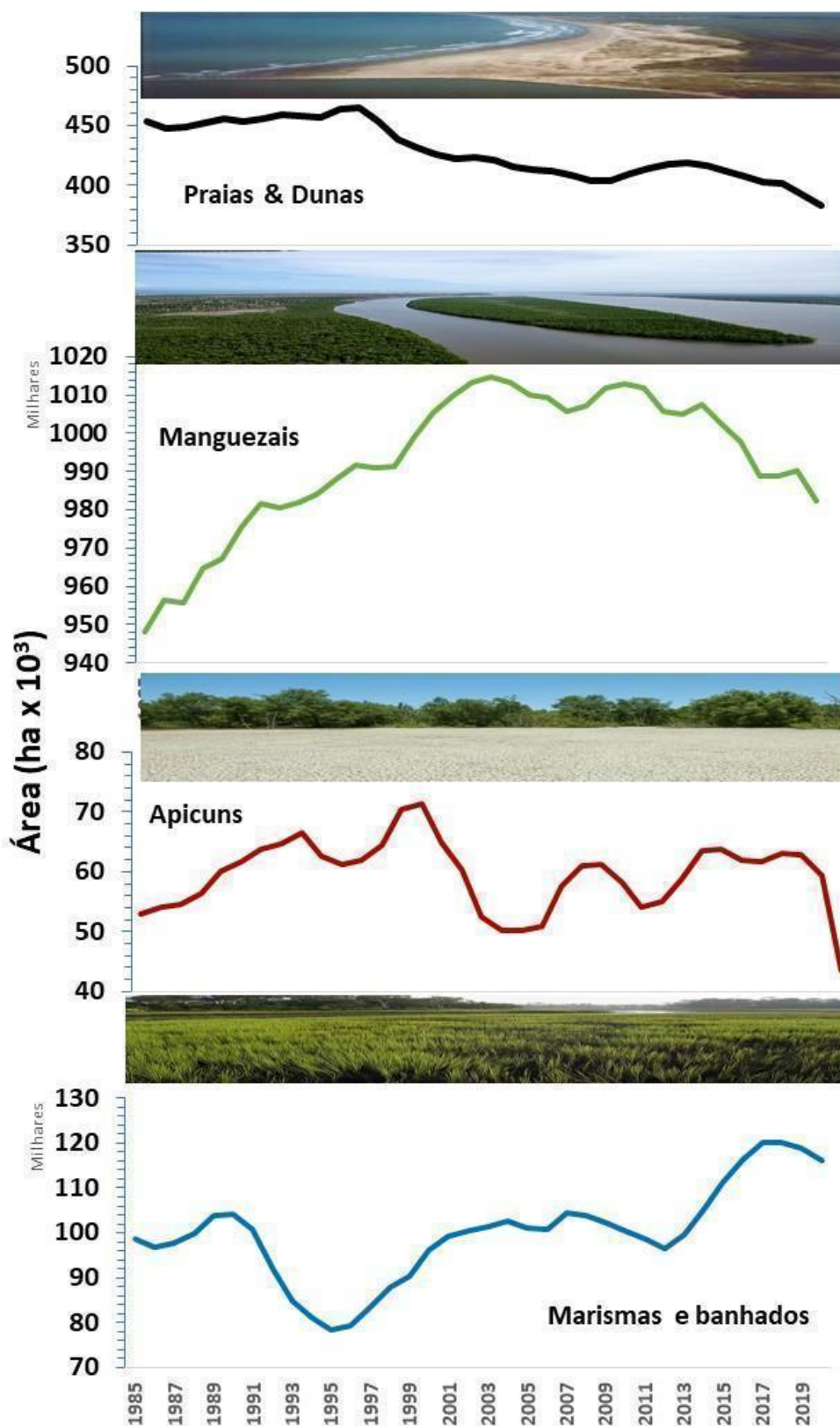


Figura 2.1. Variabilidade na extensão total dos habitats costeiros para todo o território nacional, de 1985 até 2019, a partir da análise do banco de dados de imagens dos sensores Landsat. Dados brutos disponibilizados pelo projeto MapBiomias (2022).
As áreas indicam os valores líquidos, considerando perdas e ganhos.

Quadro 2.2. Habitats frágeis e Áreas Marinhas Ecologicamente ou Biologicamente Significativas

Áreas que contêm espécies ou habitats com papéis ecológicos chave (p. ex. espécies fundadoras) são consideradas “Áreas Ecologicamente ou Biologicamente Significativas” (EBSAs, da sigla em inglês) (Figura 2.2), de acordo com critérios adotados na 9ª Conferência das Partes (COP 9) da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Já os habitats frágeis são aqueles vulneráveis ou expostos a fortes ameaças. A deterioração ambiental e a perda de espécies nas EBSAs podem impactar diversas outras espécies em um efeito em cascata, trazendo inúmeros prejuízos sociais e econômicos. Na zona costeira do Brasil, destacam-se os seguintes habitats frágeis (Yokota & Lessa, 2006):

1. Manguezais da costa Norte do país (ecorregião Amazônia, sensu Spalding et al., 2007) e estuários associados fazem parte de uma EBSAs que compreende a região da desembocadura dos rios Amazonas e Orinoco. Esses manguezais são sensíveis à degradação ambiental por estarem em áreas com forte pressão antrópica decorrente de pesca (Blaber & Barletta, 2016), poluição (Souza-Filho *et al.*, 2009), desenvolvimento costeiro (Hayashi *et al.*, 2019), aquicultura (Tenório *et al.*, 2015), erosão costeira (Cohen *et al.*, 2005) e elevação do nível do mar. Aproximadamente 25% dos manguezais e das áreas estuarinas encontram-se sob o nível mais alto de ameaça antrópica na região (Magris *et al.*, 2021). Essa região costeira abriga espécies ameaçadas e vulneráveis, incluindo elasmobrânquios e o peixe-boi marinho.

2. Recifes de corais rasos da costa Nordeste e Leste do Brasil, altamente vulneráveis à acidificação e à elevação da temperatura do mar, estão sujeitos a outros impactos múltiplos (Leão *et al.*, 2016; Leão *et al.*, 2019; Duarte *et al.*, 2020), como pescarias destrutivas (Dutra *et al.*, 2006; Leão *et al.*, 2019; Magris *et al.*, 2018), poluição (Dutra *et al.*, 2006; Leão *et al.*, 2019; de Carvalho-Souza *et al.*, 2018), turismo e extrativismo (Eliff & Kikuchi, 2017; Leão *et al.*, 2019). Mais de 55 km² de recifes de corais de águas rasas foram impactados pelo derrame de óleo entre 2019 e 2020 (Magris & Giarrizzo, 2020). Cerca de 24,7 e 28,6% dos recifes rasos das ecorregiões Nordeste e Leste, respectivamente, estão submetidos aos níveis mais altos de ameaça (Magris *et al.*, 2021).

3. Costões rochosos da costa Leste brasileira estão expostos à poluição, ao turismo excessivo, à sobrepesca, à coleta de mariscos e à urbanização desordenada nesse trecho populoso do litoral (Barbosa *et al.*, 2021). Aproximadamente 25% desses ambientes estão sob forte ameaça dos impactos antrópicos (Magris *et al.*, 2021).

4. Pradarias de gramas marinhas são submetidas à forte pressão antrópica – decorrente de alterações nas bacias de drenagem, da pesca intensa e da poluição – e ao desenvolvimento costeiro pujante no entorno de estuários e baías (Copertino *et al.*, 2016). De modo geral, a localização de 25% desses ambientes coincide com áreas consideradas hotspots de impacto antrópico (Magris *et al.*, 2021). Na costa Leste do Brasil esta proporção chega a alcançar quase 30% da área total de pradarias.

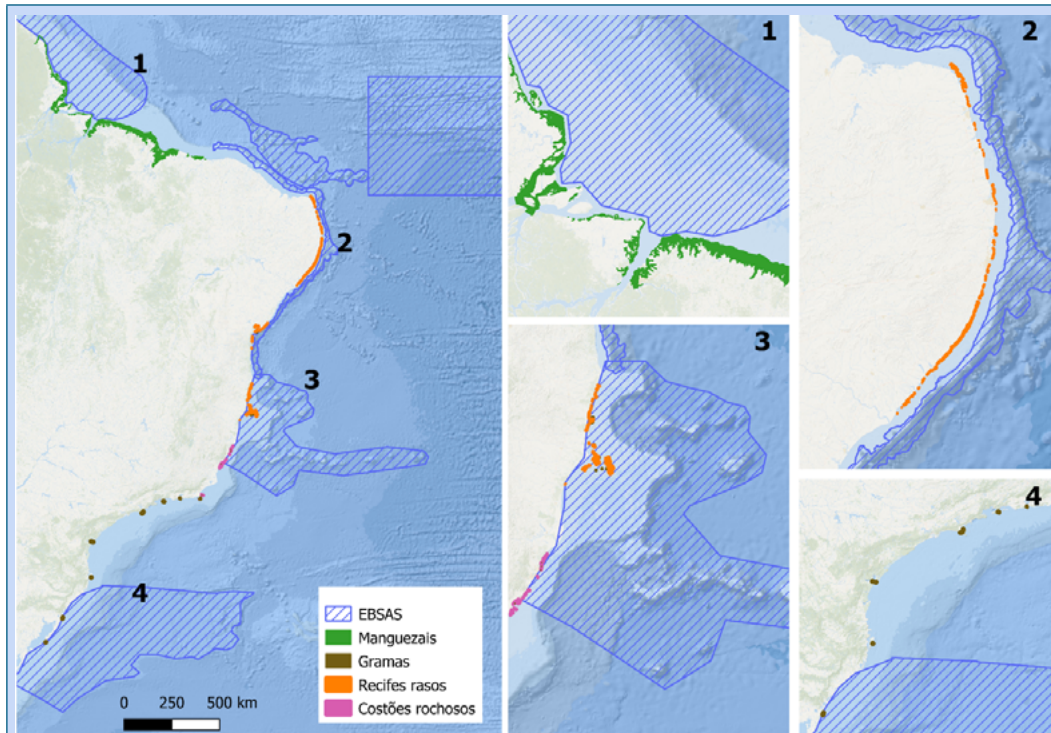


Figura 2.2. Áreas marinhas significativas do ponto de vista biológico e ecológico (i.e., EBSAs) definidas pela Convenção sobre Diversidade Biológica e a ocorrência de habitats frágeis ao longo da costa, definidos pela alta sobreposição entre estes e os impactos de atividades humanas.

2.3.2. Perda de bancos de macroalgas

Perdas de bancos de macroalgas pardas e estruturadoras de comunidades são reportadas mundialmente (Filbee-Dexter & Wernberg, 2018) e, na costa nacional, se observa essa tendência para *Sargassum* spp. no infralitoral raso (De Paula *et al.*, 2020; Gorman *et al.*, 2020; Széchy *et al.*, 2017). Desde 1969 vêm ocorrendo declínios de bancos de *Sargassum*, com médias de 52% (20 a 89%, dependendo do local). Estes coincidem com o aumento na abundância de espécies de macroalgas menores, causando simplificação das comunidades (Caldeira *et al.*, 2017; Gorman *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2012; Scherner *et al.*, 2013) e impactando a provisão de habitats e a disponibilidade de matéria orgânica para os demais níveis tróficos (Gouvêa *et al.*, 2020).

Alterações na distribuição de florestas de grandes algas pardas (*kelps*) são esperadas sob distintos cenários de emissões de gases estufa (IPCC, 2019). No Brasil, a conservação dos bancos de *Laminaria abyssalis* de profundidade (> 60m) nas regiões de ressurgência do Espírito Santo e do Rio de Janeiro é preocupante. Distintos cenários de emissões e aumento da temperatura (ver Capítulo 4 [4.2]) sugerem redução dos bancos naturais e deslocamentos da espécie para latitudes e profundidades maiores (Anderson *et al.*, 2021). Entretanto, os refúgios profundos de laminárias em regiões tropicais ocorrem somente sob uma combinação de condições específicas e estáveis

de substrato rochoso iluminado, com temperaturas abaixo de 16°C e aporte constante de nutrientes (Graham *et al.*, 2007). Tal conjunção de fatores é rara ou inexistente em outras partes da plataforma continental subtropical do país. Embora ainda não quantificado, os bancos de *L. abyssalis* estão ameaçados pela pesca de arrasto, pela exploração de óleo e por desastres ambientais (Quadro 2.1), o que sugere a sua inclusão na lista vermelha da International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Anderson *et al.*, 2021).

2.3.3. Cobertura e branqueamento de corais

A saúde dos recifes de corais pode ser indicada pelo percentual de cobertura dos corais pétreos e das algas calcáreas associado às mudanças na cobertura de macroalgas foliosas e filamentosas. Em âmbito global, a cobertura dos recifes por corais construtores reduziu 14% entre 2009 e 2018 (Souter *et al.*, 2021). Desde o início do século, a cobertura das algas filamentosas e frondosas nos recifes brasileiros vem aumentando em cerca de 70%, tendo sido observada uma estabilização entre 2007 e 2015. Sítios monitorados mostraram uma tendência de aumento nos corais construtores até 2015 e, desse ano em diante, um incremento de 20% na cobertura por macroalgas (Ferreira *et al.*, 2021). Essas “mudanças de fase” – caracterizadas pela substituição de organismos construtores (corais e algas calcáreas) por não construtores (macroalgas filamentosas e foliosas) – causam redução das taxas de acreção de carbonato e alteram a complexidade dos habitats, com consequências para a composição e a abundância das demais espécies recifais. No Brasil, os zoantídeos também contribuem para a mudança de fase observada nos recifes, como na Baía de Todos os Santos (BA) (Cruz *et al.*, 2015, 2018). As mudanças nesses indicadores refletem a influência de impactos locais, como a poluição industrial e por efluentes domésticos, o incremento de sedimentação associada ao desmatamento nas bacias fluviais, as invasões biológicas, entre outros fatores (Soares *et al.*, no prelo).

Eventos de branqueamento de corais são relatados desde os anos 1990 (Leão *et al.*, 2016; Ferreira, 2020) na Bahia (Litoral Norte, Baía de Todos os Santos, Arquipélago de Tinharé-Boipeba e em Abrolhos; Leão *et al.*, 2008; Lisboa *et al.*, 2018; Teixeira *et al.*, 2019), na Costa dos Corais (AL e PE), em Ponta Seixas (PB), no Atol das Rocas (Ferreira *et al.*, 2013; Gaspar *et al.*, 2021), em Fernando de Noronha (Ferreira *et al.*, 2013), na costa do Ceará (Soares *et al.*, 2019) e nos recifes amazônicos (Amaral *et al.*, 2006). Esses eventos estão aumentando em frequência, intensidade e abrangência no Brasil, tanto em recifes tropicais como subtropicais (Duarte *et al.*, 2020; Banha *et al.*, 2020; Gaspar *et al.*, 2021), impactando até as espécies de corais mais resistentes (Dias & Gondim, 2016; Soares *et al.*, 2019). Embora em geral as taxas de mortalidade fossem inferiores a 4% (Leão *et al.*, 2008; Kikuchi *et al.*, 2010; Miranda *et al.*, 2017; Teixeira *et al.*, 2019), durante o evento de 2019-2020 elas chegaram a 50% para algumas espécies em Abrolhos (Ferreira *et al.*, 2021) e Atol das Rocas (Gaspar *et al.*, 2021), atingindo o maior índice registrado no país. A susceptibilidade ao branqueamento varia conforme a espécie e o local (Leão *et al.*, 2008). A severidade tendeu a aumentar na Bahia, indo

de Abrolhos no Extremo sul até o Litoral Norte, acompanhando os padrões de anomalias térmicas e os eventos do El Niño (Lisboa *et al.*, 2018) e constituindo os maiores episódios observados próximos da costa (Kikuchi *et al.*, 2010; Krug *et al.*, 2012; Leão *et al.*, 2008). Anomalias térmicas e ondas de calor marinhas são cada vez mais frequentes e intensas, como indicado pelos registros de temperatura do mar na região de Abrolhos (Ferreira *et al.*, 2021) ou no Atol das Rocas (Gaspar *et al.*, 2021). Seus efeitos para o branqueamento e a composição das comunidades ainda são pouco compreendidos.

2.3.4. Florações de macroalgas

Florações de macroalgas flutuantes, “marés douradas” ou “verdes” são favorecidas pela fertilização antrópica e pelo aquecimento das águas (Smetacek & Zingone, 2013). As inundações por “marés douradas”, compostas principalmente por *Sargassum natans* e *S. fluitans*, aumentaram de maneira extraordinária após 2011, com registros para quase todas as regiões do Caribe e do Atlântico tropical. Na costa brasileira, grandes inundações ocorreram em 2014 e 2015 na costa do Pará e do Maranhão, nos arquipélagos de Fernando de Noronha e São Pedro-São Paulo e em Atol das Rocas (Sissini *et al.*, 2017), de forma simultânea aos registros na costa do México, nas ilhas do Caribe e na África Ocidental tropical (WOA II, 2021). Embora massas flutuantes de *S. natans* tenham sido previamente reportadas na costa nacional (Széchy *et al.*, 2012), as inundações de 2014 e 2015 geraram acúmulos de quase 2.000 toneladas de biomassa úmida (i.e., 98 kg m⁻² de biomassa seca) em praias da costa Amazônica (Sissini *et al.*, 2017), provenientes do grande cinturão de *Sargassum* flutuante do Atlântico formado entre a costa do Brasil e a África (Gower *et al.*, 2013; Johns *et al.*, 2020). Ademais, há indícios de que incrementos no aporte de nutrientes do Rio Amazonas promovam o enriquecimento do Atlântico tropical, estimulando o supercrescimento dessas algas (Louime *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2019). A deposição das biomassas algais no litoral do México e do Caribe acarretou a redução da qualidade da água, mudanças na estrutura das comunidades bentônicas e a mortalidade de corais e peixes (Hendy *et al.*, 2021), com efeitos deletérios para o turismo (Rodríguez-Martínez *et al.*, 2019). No Brasil a quantificação desses impactos ainda não foi possível. Contudo, relatos de mau cheiro e de prejuízos para o lazer e o turismo induziram a remoção das biomassas depositadas no Pará (O Globo, 2015).

O aumento na frequência, intensidade e duração das marés verdes foi identificado em estuários e lagunas costeiras, compostas por *Ulva*, *Cladophora*, *Chaetomorpha* e *Rhizoclonium*, com registros no estuário do Rio Piranhas-Açu (RN) (Gonçalves, 2020), nas Lagoas Rodrigo de Freitas, de Araruama e da Tijuca (RJ) (Amaral *et al.*, 2018; Carvalho *et al.*, 2014; Vezzzone *et al.*, 2021) e na Lagoa dos Patos (RS) (da Rosa & Garcia, 2013; Lanari & Copertino, 2017; Lanari *et al.*, 2017). Marés verdes persistentes ocorreram no estuário da Lagoa dos Patos no inverno de 2010, cobrindo até 30 km² de zonas rasas (Gianasi *et al.*, 2011) e gerando impactos ecológicos como: redução da luz para os produtores primários bênticos, anoxia, inibição do crescimento e sufocamento de pradarias, além de mudanças na macrofauna bentônica (Silva, 2015; Lanari *et al.*, 2017,

2018; Gonçalves, 2020). Nas lagoas do Sul e em estuários hipersalinos do Nordeste, os eventos estão associados aos períodos de secas, às ondas de calor e ao aumento na disponibilidade de nutrientes, em especial o fósforo (Lanari *et al.*, 2018; Gonçalves, 2020).

2.3.5. Florações de microalgas nocivas

Como no restante do globo (WOA II, 2021), estudos de longo prazo no Brasil evidenciam alterações na estrutura das comunidades fitoplanctônicas (Odebrecht *et al.*, 2010; Haraguchi *et al.*, 2015; Odebrecht *et al.*, 2018; Abreu *et al.*, 2017) e aumento nas florações de algas nocivas (De Souza *et al.*, 2018; Anderson *et al.*, 2002; Gowen *et al.*, 2012; Moser *et al.*, 2012; Hatje *et al.*, 2021). As florações de microalgas promovem: (i) alteração na cor da água e produção de mucilagens ou espumas, potencialmente tóxicas; (ii) acúmulo de biotoxinas em pescados para consumo humano; (iii) proibição da coleta de moluscos e/ou de outros invertebrados e fechamento de praias (Castro & Moser, 2012; Hallegraeff *et al.*, 2021). O consumo de pescado, ostras e mexilhões capazes de acumular as toxinas afeta a saúde humana (Hallegraeff *et al.*, 2021), mesmo quando as microalgas estão em baixas densidades (ex. 200 células/L de *Alexandrium*). O elevado custo social dessas florações envolve tanto a saúde pública como a economia (pesca, maricultura e turismo).

Apesar dos inúmeros apontamentos de florações de microalgas pela costa do país, seus gatilhos são pouco compreendidos (Castro *et al.*, 2016; Montoya *et al.*, 2018; Müller *et al.*, 2020) e não há legislação ambiental específica para esse problema (Castro *et al.*, 2016). Os eventos relacionados às intoxicações humanas são registrados em lagoas e estuários brasileiros (Silva *et al.*, 2013). Um total de 31 eventos foram documentados entre 1994 e 2016, em especial aqueles formados por cianobactérias (*Harmful Algal Event Database*⁷), enquanto 36 casos foram reportados entre 2007 e 2015 por monitoramentos nacionais (Castro *et al.*, 2016). Destes 36, 22 ocorreram no Sudeste, em áreas densamente ocupadas como a Baía de Guanabara e o Complexo Lagunar de Jacarepaguá, no estado do Rio de Janeiro (Fistarol *et al.*, 2015; Viana *et al.*, 2019). Já se nota uma expansão geográfica de florações de diferentes dinoflagelados potencialmente tóxicos, como *Alexandrium tamarense*, *A. catenella*, *Gymnodinium catenatum* e espécies do complexo *Dinophysis acuminata* (Méndes & Carreto, 2018).

Florações do gênero *Alexandrium* junto à costa têm o potencial de gerar síndrome paralisante (Anderson *et al.*, 2012; Etheridge, 2010), havendo registros na Bahia, no Rio de Janeiro e no Rio Grande do Sul (Menezes *et al.*, 2018). Por sua vez, as de *Dinophysis acuminata* estão ligadas a eventos de síndrome diarreica, sobretudo no Sul e no Sudeste, onde ostras e mexilhões são cultivados (Mafra-Júnior *et al.*, 2006; Mariné *et al.*, 2009; Mello *et al.*, 2010; Simões *et al.*, 2015; Tibiriçá *et al.*, 2015; Mafra-Júnior *et al.*, 2019; Lassudrie *et al.*, 2020; Alves *et al.*, 2018; Alves *et al.*, 2020). Entre maio e julho de

7. <http://haedat.iode.org>

2016, a faixa litorânea de Santa Catarina a São Paulo foi tomada por um grande evento, o que levou ao primeiro embargo comercial na produção e no consumo de ostras e mexilhões pelas autoridades sanitárias de São Paulo (A Tribuna, 2016; Barrera-Alba *et al.*, 2019). A síndrome diarreica, associada à espécie *Prorocentrum caipirignum*, foi observada no Rio de Janeiro e na Bahia (Nascimento *et al.*, 2017). Toxinas produzidas por dinoflagelados bentônicos tóxicos (*Ostreopsis* spp.) foram registradas no arquipélago de Currais (SP) (Nascimento *et al.*, 2012; Tibiriçá *et al.*, 2019), no Complexo Estuarino de Paranaguá (SP) (Moreira-Gonzalez *et al.*, 2020) e na Baía de Todos os Santos (BA) (Mendes *et al.*, 2017).

Florações da diatomácea *Pseudo-nitzschia* spp. são reportadas com frequência em sistemas estuarinos no Sul e no Sudeste do país (Odebrecht *et al.*, 2002; Fernandes *et al.*, 2013; Tibiriçá *et al.*, 2015) e estão relacionadas a eventos de síndrome amnésica (Hallegraeff *et al.*, 2021). Estas ocorreram em sítios de maricultura em Santa Catarina (Fernandes *et al.*, 2013) e próximo a Cabo Frio (RJ) (Costa *et al.*, 2019b; Werlang *et al.*, 2020), onde foram também registradas neurotoxinas produzidas por outras diatomáceas (Werlang *et al.*, 2020).

Na região sob influência da pluma do Rio da Prata, que abrange a plataforma continental Sul e Sudeste, a frente oceânica apresenta florações recorrentes de dinoflagelados e diatomáceas produtoras de toxinas (Brandini *et al.*, 2018), como as causadoras de síndrome paralisante (Proença *et al.*, 2001) e amnésica (Odebrecht & Castello, 2001; Fernandes & Brandini, 2010). Trabalhos recentes sobre surtos da doença de Haff em Salvador (BA) mostram a presença de palitoxinas em peixes (Cardoso *et al.*, 2022). Em regiões oceânicas, ocorrem florações da cianobactéria *Trichodesmium*, com potencial produção de saxitoxinas (Detoni *et al.*, 2016).

Dois eventos se destacaram em extensão geográfica: a floração do ciliado *Mesodinium rubrum*, em 2014, na plataforma continental Sul e Sudeste (800 Km)⁸ e a floração que teve início em novembro de 2021 e persistiu por oito semanas ao longo de 200 km na costa e na plataforma interna do estado do Rio de Janeiro⁹, marcada por uma sucessão de espécies predominantes, incluindo flagelados (p. ex., *Tetraselmis* spp.), ciliados (*Mesodinium rubrum*) e diversos dinoflagelados (*Scrippsiella* e outros gêneros; Lange *et al.*, 2022).

2.3.6. Explosões populacionais de animais gelatinosos

Agregações sazonais de animais gelatinosos planctônicos (cnidários, ctenóforos e tiliáceos) – conhecidos como medusas, mães d'água e águas vivas – são comuns no

8. <https://earthobservatory.nasa.gov/images/82968/a-dark-bloom-in-the-south-atlantic>;
<http://www.cebimar.usp.br/images/cebimar/servicos-e-produtos/edicoes/Folheto-Nocivas-CEBIMarUSP.pdf?msclkid=c4a7665dadae11ec8f66eef7056d24e7>

9. <https://earthobservatory.nasa.gov/images/149316/red-tide-off-rio>

Oceano. Porém, a frequência e a magnitude desses eventos têm aumentado em todo o planeta, com impactos na pesca, na aquicultura, na indústria, em usinas nucleares, no lazer e no turismo (Bosch-Belmar *et al.*, 2021). Agregações volumosas impactam a estrutura das comunidades, como no caso de grandes medusas que consomem mesozooplâncton (p. ex., *Lychnorhiza lucerna*) (Nagata & Morandini, 2018) e peixes (p. ex., *Olindias sambaquiensis*) (Zamponi & Mianzam, 1985; Nagata *et al.*, 2015; Purcell & Studervant, 2001; Purcell & Arai, 2001). Por exemplo, na Lagoa dos Patos (RS), as densidades de copépodos decresceram após acúmulos da hidromedusa invasora *Cnidostoma fallax* (~11.000 org m⁻³) durante um período de baixa vazão e altas temperaturas (Teixeira-Amaral *et al.*, 2021).

No Brasil, as agregações de medusas têm prejudicado a pesca artesanal e a industrial, obstruindo redes de pesca, forçando o deslocamento das operações (Nagata *et al.*, 2009; Schroeder *et al.*, 2014; Rutkowski *et al.*, 2018) e acarretando surtos de acidentes em banhistas (Haddad Jr. *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2014; Haddad Jr. *et al.*, 2019). Surtos são epidêmicos no Sul do país, causando lesões epidérmicas ou queimaduras (Haddad Jr. *et al.*, 2017). Os casos de envenenamento podem ser leves (Haddad Jr. *et al.*, 2017, 2018, 2019), mas espécies como a caravela-portuguesa (*Physalia physalis*) e os cubozoários (*Tamoya haplonema* e *Chiropsalmus quadrumanus*) geram problemas mais graves. No litoral Norte e Nordeste os surtos são provocados, em sua maior parte, pela caravela-portuguesa (Bastos *et al.*, 2017; Haddad Jr. *et al.*, 2017). No litoral paulista, são originados sobretudo por *Chrysaora lactea* (Haddad Jr. *et al.*, 2002; Haddad Jr. *et al.*, 2018), que também é a causa principal dos acidentes no Paraná e no norte de Santa Catarina (Marques *et al.*, 2014; Haddad *et al.*, 2018). Já no litoral sul catarinense e ao longo do Rio Grande do Sul, a espécie que se destaca é a *Olindias sambaquiensis* (Resgalla *et al.*, 2011; Haddad *et al.*, 2019).

Os dados da fauna acompanhante de pesca revelam que grandes agregações de cifomedusa (p. ex. *Lychnorhiza lucerna*) e hidromedusas (p. ex. *Rhacostoma atlanticum*, *O. sambaquiensis*) alcançam um índice de biomassa superior ao das espécies-alvo da pesca (Graça-Lopes *et al.*, 2002; Branco & Verani, 2006; Schroeder *et al.*, 2014). Os eventos cíclicos variam ao longo dos anos (Nagata *et al.*, 2009, Rutkowski *et al.*, 2018) e há a ocorrência de espécies raras. Nos anos 1960, agregações da cifomedusa *Phyllorhiza punctata* prejudicaram as pescarias no litoral paulista (Moreira, 1961), o que só voltou a acontecer nos anos 2000 na costa do Paraná e em Santa Catarina (Haddad & Nogueira Jr., 2006).

As agregações anômalas sobrecarregam guarda-vidas e atendimentos nas unidades de saúde e afetam a balneabilidade e as atividades esportivas e recreativas (Haddad *et al.*, 2017, 2018). A inexistência de dados históricos limita o entendimento e a previsão dos eventos na maior parte do país, sendo as poucas observações concentradas no litoral do Pará (Banha *et al.*, 2020), do Paraná (Nogueira Jr. & Haddad, 2017), de Santa Catarina (Branco & Verani, 2006; Nogueira *et al.*, 2010; Schroeder *et al.*, 2014; De Barba *et al.*, 2016; Rutkowski *et al.*, 2018; Resgalla *et al.*, 2019) e São Paulo (Graça-Lopes *et al.*, 2002). No Paraná, um surto que chegou a cerca de 20.000 acidentes (600 atendidos em unidades de pronto atendimento) foi atribuído a agregações de *C. lactea* (verão de 2011-2012, Marques *et al.*, 2014). No litoral gaúcho, foram registrados mais de 254.000 acidentes nos verões de 2018 e 2019 (Haddad *et al.*, 2019).

2.3.7. Alterações nas populações de espécies migratórias

As informações sobre a redução na abundância e a alteração nas rotas de espécies marinhas migratórias estão concentradas nos estudos de elasmobrânquios, aves, tartarugas e mamíferos marinhos, tanto em plataforma quanto nas áreas oceânicas. Enquanto existem grandes alterações de rotas e redução na abundância de aves e elasmobrânquios, ações de proteção têm garantido um aumento populacional para espécies de tartarugas e baleias.

Os registros indicam redução na abundância de pelo menos seis espécies (de um total de 40) de aves-marinhas que nidificam em ilhas no Atlântico Sul (Geórgias do Sul, Falklands, Tristão da Cunha, Ascensão) e migram para as costas continentais (Olmos & Bugoni, 2006; Phillips *et al.*, 2016). Os declínios anuais variam de 0,8% para o albatroz-errante (*Diomedea exulans*) a 5,3% para o albatroz-de-tristão (*D. dabbenena*) (Cuthbert *et al.*, 2005; Olmos & Bugoni, 2006; Phillips *et al.*, 2016). De maneira cumulativa, as reduções somam 31% (desde 1989) para o albatroz-de-sobrancelha (*Thalasarche melanophoris*) e até 89% (1980 a 2010) para o albatroz-de-cabeça-cinza (*T. chrysostoma*). Foram projetados declínios para algumas espécies considerando três gerações: 65% para o albatroz-de-sobrancelha e 58% para o albatroz-de-nariz-amarelo (*T. chlororhynchos*) (Cuthbert *et al.*, 2005; Olmos & Bugoni, 2006; Phillips *et al.*, 2016). Avistagens e indivíduos encalhados (300) de pinguins-de-magalhães (*Spheniscus magellanicus*) no Nordeste foram relacionados a eventos de temperaturas do ar mais frias e ciclones de meia-latidade (Silva *et al.*, 2012).

A mortalidade de pardelas e albatrozes está associada a fatores como pesca, poluição, espécies invasoras e degradação das áreas de reprodução (Philips *et al.*, 2016), sendo que a pesca se destaca na costa Sul-Sudeste nos últimos 25 anos. Pelo menos 15 espécies de aves marinhas foram capturadas por petrechos de pesca, principalmente espinhéis ao longo da plataforma continental (Petry & Fonseca, 2002; Olmos & Bugoni, 2006; Neves *et al.*, 2007; Bugoni *et al.*, 2008a, 2008b; Fogliarini *et al.*, 2019).

Apesar de a última estatística pesqueira nacional sistematizada ser de 2009, estima-se que a sobrepesca (sobretudo por captura acidental em redes (Quadro 2.3)) tenha reduzido mais de 80% da abundância de várias espécies de elasmobrânquios nos últimos 20 anos (Portaria nº 125/2014 do Ministério do Meio Ambiente). Mais de 6 mil indivíduos do tubarão-azul, *Prionace glauca*, foram capturados ao longo da costa entre 2004 e 2008, totalizando 85-90% para o grupo (Coelho *et al.*, 2012, 2018). Enquanto nas costas Leste e Nordeste diversas espécies de elasmobrânquios, incluindo juvenis, permanecem alvo de pesca (Barcellos *et al.*, 2022), as ilhas costeiras e oceânicas seguem sendo refúgios para esses animais (Wetherbee *et al.*, 2007; Pimentel *et al.*, 2020).

As populações de tartarugas-marinhas que nidificam no território brasileiro têm estabilizado ou aumentado devido à ação de projetos de conservação (Marcovaldi *et al.*, 2005, Marcovaldi & Chaloupka, 2007). As populações de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) recuperaram (Almeida *et al.*, 2011; Colman *et al.*, 2015) ou aumentaram sua

abundância (Pereira *et al.*, 2023) tanto nos locais de nidificação (arquipélagos de Trindade e de Fernando de Noronha) como nas áreas costeiras de forrageamento (9,2% em Ubatuba/SP, entre 1995 e 2016) (Silva *et al.*, 2017). As tartarugas-cabeçudas (*Caretta caretta*), que nidificam em praias do Sudeste e Nordeste, aumentaram de 1,9 a 6,4% entre 1998 e 2006 (Marcovaldi & Chaloupka, 2007). Entretanto, ameaças como a captura acidental em redes (cerca de 4 mil tartarugas-cabeçudas em dez anos nas regiões Sudeste e Sul do país) e resíduos plásticos persistem (ver Seção 2.3.8).

No passado, populações de baleias reduziram significativamente devido aos impactos da caça, culminando no colapso do estoque da baleia-franca austral (*Eubalaena australis*) em 1830 e na perda de 11 a 32 mil baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) entre 1830 e 1924 (Moraes *et al.*, 2017b). A proteção iniciada nos anos 1970 favoreceu um aumento anual de 12% na abundância de ambas as espécies (Groch, 2017; Wedekin *et al.*, 2017). Estima-se uma recuperação de 93% da população de baleia-jubarte (Zerbini *et al.*, 2019), embora continuem as capturas acidentais e os efeitos da poluição química e sonora (Nelms *et al.*, 2021). Em longo prazo, evidenciou-se a manutenção da rota de migração das baleias-jubarte entre as Ilhas Geórgia do Sul e Abrolhos, apesar da variação das condições climáticas (Horton *et al.*, 2020).

Quadro 2.3. Captura incidental de cetáceos em petrechos de pesca

Um dos principais problemas de conservação enfrentados pelos mamíferos marinhos, em especial os pequenos cetáceos costeiros (*i.e.* golfinhos), é a captura incidental em petrechos de pesca. No Brasil, três espécies de pequenos cetáceos restritas às águas costeiras – o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), o boto-de-lahille (*Tursiops gephyreus*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*) – têm interações negativas com redes de pesca ao longo do litoral, principalmente com emalhe de fundo. O boto-cinza, que habita a faixa que vai do Amapá até Santa Catarina, consta como espécie “quase ameaçada” (Secchi *et al.*, 2018) na lista vermelha da IUCN (Quadro 2.3) e como “vulnerável” na lista nacional de espécies ameaçadas (Brasil, 2019). A toninha é o cetáceo mais ameaçado do Atlântico Sul Ocidental, devido sobretudo aos níveis insustentáveis dessa mortalidade não natural que ocorre na extensão de sua distribuição na costa Sudeste e Sul do país (Secchi, 2010). A espécie aparece como “vulnerável” na lista vermelha da IUCN e como “criticamente ameaçada” na lista brasileira (Brasil, 2019). O boto-de-lahille, encontrado apenas na região Sul, também enfrenta a mortalidade por redes de pesca costeira, que constituem a principal ameaça à viabilidade de suas pequenas populações (Fruet *et al.*, 2012, 2021). Ele está listado como “vulnerável” pela IUCN (Vermeulen *et al.*, 2019) e como “em perigo” pela Lista Vermelha Nacional de Espécies Ameaçadas (Brasil, 2019). Esses cetáceos sofrem ainda os impactos da poluição, da degradação do habitat e de capturas intencionais (Fruet *et al.*, 2016; Secchi *et al.*, 2021). Entretanto, o efeito sincrônico desses fatores na mortalidade das populações é pouco conhecido.

2.3.8. Impactos do plástico na vida marinha

A magnitude do impacto da poluição por plásticos no Oceano pode ser quantificada pelo número de espécies que apresentam interação, seja por emaranhamento ou ingestão. As artes de pesca abandonadas, perdidas ou descartadas, feitas em grande parte com matéria-prima plástica, são uma grande ameaça à biodiversidade marinha (Azevedo-Santos *et al.*, 2021). Os efeitos mais deletérios derivam da ingestão de plásticos que provocam problemas crônicos ou morte da biota (Bucci *et al.*, 2020; Marn *et al.*, 2020; Puskic *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2021). Os plásticos se fragmentam no ambiente por degradação mecânica, fótica e térmica (Andrady, 2011; Collignon *et al.*, 2014), produzindo frações de tamanho decrescentes como os macroplásticos (≥ 25 mm), os mesoplásticos (< 25 mm – 5 mm), os microplásticos (< 5 mm – 1 μ m) e os nanoplásticos (< 1 μ m) (Cózar *et al.*, 2014; Lambert & Wagner, 2016; Crawford & Quinn, 2017). Os microplásticos representam mais da metade de todas as frações no ambiente (Munari *et al.*, 2017), sendo bastante acessíveis para ingestão por organismos marinhos (Critchel & Hoogenboom, 2018; Constant *et al.*, 2019).

Nos últimos 40 anos, o Brasil tem chamado a atenção como o segundo país - entre 71 - em número de registros de ingestão de plástico por organismos marinhos e estuários, totalizando 155 táxons (Global pLastic ingestiOn initiative – Glove) (Monteiro *et al.*, 2022). A ingestão de plástico é documentada em 69 estudos, com ênfase nas espécies de peixes (102 táxons), aves (32), invertebrados (9), mamíferos (7) e tartarugas (5). Os registros ocorreram em 15 dos 17 estados costeiros (ficaram de fora Amapá e Piauí), liderados pelo Rio Grande do Sul (35) e pelo Rio de Janeiro (32) (Neto *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2021; Petry *et al.*, 2021).

A maioria dos estudos de ingestão de plástico por peixes foi realizada em ambientes rasos e em estuários (Pegado *et al.*, 2018), mas sabe-se que o plástico já está presente no conteúdo alimentar de peixes mesopelágicos (Justino *et al.*, 2022). Cerca de 85% das espécies de peixes documentadas são de interesse comercial, com destaque para a sardinha *Sardinella brasiliensis*, o peixe-espada *Trichiurus lepturus*, o dourado *Coryphaena hippurus*, o robalo *Centropomus undecimalis* e a cioba *Lutjanus analis*. Existem registros para espécies ameaçadas como o tubarão-baleia *Rhincodon typus* e para o criticamente ameaçado tubarão-martelo *Sphyrna tiburo*.

As aves marinhas estão bem representadas nos estudos sobre impactos de plásticos, concentrados nas regiões Sudeste e Sul, que ressaltam o pinguim-de-magalhães *Spheniscus magellanicus* e a fragata (ou tesourão) *Fregata magnificens*. Um estudo na costa Nordeste avaliou os atobás-mascarados (*Sula dactylatra*) na Reserva Biológica do Atol das Rocas (RN). Das 32 espécies registradas com ingestão de plástico, nove estão na lista vermelha de espécies brasileiras ameaçadas e, dentre estas, três estão criticamente ameaçadas: os albatrozes (albatroz-de-tristão *Diomedea dabbenena* e albatroz-gigante *D. exulans*) e a grazina-de-trindade (*Pterodroma arminjoniana*).

As cinco espécies de tartarugas marinhas observadas no litoral do país são impactadas pela ingestão de plástico (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*) (Bugoni *et al.*, 2001; Poli *et al.*, 2015), sendo 60% dos registros localizados entre o Rio Grande do Sul e o Ceará. Não há informações disponíveis para o estado do Piauí e a costa Norte.

A ingestão de plástico por mamíferos marinhos no Brasil continua desconhecida, mesmo após o primeiro registro (Secchi & Zarzur, 1999). Existem registros para cinco cetáceos (Padula *et al.*, 2023), um sirênio e um pinípede, havendo duas espécies listadas como ameaçadas: o peixe-boi *Trichechus manatus* e a toninha *Pontoporia blainvillei*.

Embora mais de 25% das espécies de invertebrados marinhos tenham relevância econômica e sejam utilizadas na alimentação humana, é limitado o número de estudos sobre a ingestão de plástico por esses animais. Percebe-se um baixo esforço amostral com foco nesse grupo e uma grande dificuldade laboratorial em separar nano e microplástico sem qualquer tipo de contaminação ambiental. Há um destaque para quatro poliquetas (Gusmão *et al.*, 2016), dois crustáceos (Costa *et al.*, 2019c; Barros *et al.*, 2020), dois cefalópodes de águas profundas (Ferreira *et al.*, 2022) e uma anêmona (Moraes *et al.*, 2020).

Os impactos por emaranhamento de materiais plásticos estão comprovados para 20 espécies de animais marinhos (dentre crustáceos, peixes, tartarugas, aves e mamíferos) em seis estados costeiros, incluindo áreas protegidas (p. ex., Monumento Natural do Arquipélago das Ilhas Cagarras e Fernando de Noronha) (Azevedo-Santos *et al.*, 2021). Os registros, no entanto, não permitem uma análise quantitativa.

2.3.9 Poluentes orgânicos persistentes

Poluentes orgânicos persistentes (POPs) são compostos sintéticos tóxicos e resistentes à degradação, capazes de bioacumulação e de serem transportados para regiões afastadas das fontes, tanto na atmosfera como no Oceano (Mörner *et al.*, 2002), e constituem um problema de dimensões globais. Os POPs englobam compostos organoclorados, organobromados e perfluorados usados como praguicidas, além de produtos e subprodutos industriais que chegam no Oceano via drenagem urbana, transporte atmosférico ou oceânico. Cerca de 35 substâncias são classificadas como POPs (Convenção de Estocolmo), de uso/produção banida ou restrita, incluindo as bifenilas policloradas (PCBs), o diclorodifeniltricloroetano (DDT), os difenis éter polibromados (PBDEs), o ácido perfluorooctânico sulfônico (PFOS), o hexaclorobenzeno (HCB), o hexaclorociclohexano (HCH) e o mirex.

Mamíferos marinhos, cetáceos e pinípedes, devido à sua longevidade, posição trófica e alta gordura corporal, são considerados bioindicadores, por serem repositórios ideais desses contaminantes. No Brasil, as ocorrências de POPs se limitam a organoclorados em espécies costeiras no Sul e Sudeste, sendo a distribuição e os níveis relaciona-

dos à distância das fontes de contaminação, às variações de tamanho, à dieta e à longevidade das espécies. Com a exceção de *Lagenodelphis hosei* e *Stenella coeruleoalba*, estudos com espécies oceânicas são os mais raros.

Os valores de PCBs (8 - 86 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso lipídico - pl) e DDTs (2 - 26 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl) são relativamente baixos em espécies costeiras como *Delphinus capensis*, *Steno bredanensis* e *Tursiops truncatus* (Lailson-Brito *et al.*, 2012; Santos-Neto *et al.*, 2014). Para as espécies maiores de plataforma, como a falsa-orca (*Pseudorca crassidens*) e a orca (*Orcinus orca*), os índices atingem concentrações mais altas de PCBs (63 e 18 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl) e DDTs (257 e 125 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl) (Lailson-Brito *et al.*, 2012).

As espécies costeiras mais estudadas são a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), ambas classificadas como ameaçadas de extinção (Dorneles *et al.*, 2013; Montone *et al.*, 2023; Santos-Neto *et al.*, 2014). No boto-cinza as concentrações médias de PCBs variaram de 1,1 (CE) a 107 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl (Baía da Guanabara, RJ) e na toninha de 2 (sul de SP) a 19 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl (Baixada Santista, SP) (Dorneles *et al.*, 2013; Montone *et al.*, 2023; Santos-Neto *et al.*, 2014). Os níveis de PCBs encontrados para o boto-cinza na Baía da Guanabara figuram entre os mais altos reportados para cetáceos no mundo (279 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl). Já os níveis de DDTs variaram de 0,3 (CE) a 72 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl (Cananéia, SP) na toninha e de 1 (RS) a 9,9 $\mu\text{g g}^{-1}$ pl (Sul de SP/Norte do PR) no boto-cinza (Santos-Neto *et al.*, 2014; Yogui *et al.*, 2003; Kajiwara *et al.*, 2004). No geral, as espécies apresentam altos valores de PCBs em regiões mais industrializadas e, no caso de DDTs, isso ocorre em locais com histórico mais agrícola (Santos-Neto *et al.*, 2014; Yogui *et al.*, 2003; Kajiwara *et al.*, 2004). Com relação aos PBDEs e PFOS, as concentrações são de 2-3 ordens de grandeza menores do que para os PCBs e DDTs (Leonel *et al.*, 2010; Leonel *et al.*, 2014).

A variação temporal de POPs encontrados em mamíferos ajuda a avaliar a eficiência das medidas regulatórias para o uso desses compostos. Tais avaliações estão disponíveis apenas para toninhas no Rio Grande do Sul e em São Paulo. Não houve alterações significativas entre 1994 e 2004 para PCBs e DDTs, mas foi detectado um aumento exponencial para os PBDEs no Rio Grande do Sul (Leonel *et al.*, 2012, 2014). Em um período maior (2000-2018), observou-se uma leve queda na concentração desses três compostos em São Paulo (Montone *et al.*, 2023).

Dentre os efeitos adversos de POPs à saúde dos cetáceos, nas concentrações limites (p. ex., 17 $\mu\text{g g}^{-1}$ para PCBs), destaca-se a imunossupressão (Kannan *et al.*, 2000). Os altos níveis de contaminação, somados a diversos outros estressores de origem antrópica (i.e., captura accidental em redes de pesca, perda de qualidade do habitat), tornam os indivíduos vulneráveis, levando a reduções populacionais expressivas tanto em populações costeiras como nas de plataforma continental. Por exemplo, um evento anômalo de mortalidade de botos-cinza foi documentado nas Baías de Ilha Grande e Sepetiba (RJ) em 2017/2018, devido a uma epidemia de morbillivirus. A alta mortalidade foi associada à provável imunossupressão causada pela alta carga de POPs e outros

contaminantes (p.ex., mercúrio) previamente registrados nas populações (Manhães *et al.*, 2021; Cunha *et al.*, 2021). A perda desses predadores desestabiliza as redes tróficas e impacta o turismo de observação de cetáceos (Hammerschlag *et al.*, 2019).

Diferentemente dos organoclorados e dos organobromados, os compostos perfluorados (PFAS) têm alta solubilidade em água. Isso torna seu transporte oceânico muito eficiente, tendo sido detectados níveis consideráveis a 4.500 m de profundidade na margem continental brasileira (Miranda *et al.*, 2021). O uso de sulfluramida na silvicultura nacional é uma fonte notável de compostos perfluorados para o Atlântico Sul (Gilljam *et al.*, 2015), que se degradam produzindo o PFOS (Zabaleta *et al.*, 2018; Nascimento *et al.*, 2018), explicando as elevadas concentrações desse composto na margem continental do país (Benskin *et al.*, 2012). Por ser um dos maiores produtores e consumidores de sulfluramida no mundo, o Brasil tem papel-chave nesse impacto para o ambiente marinho.

2.3.10. Abundância de estoques pesqueiros

O Estado brasileiro não mantém um programa sistemático e permanente de estatística pesqueira, fundamental para a avaliação e a gestão dos recursos marinhos. A primeira e mais abrangente iniciativa ocorreu no início dos anos 2000 com o Programa de Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva (Revizee), que detectou estoques plenamente explorados (23%) ou sobre-explorados (33%) (Haimovici *et al.*, 2006). Diversos esforços locais, liderados por instituições acadêmicas, têm avaliado a sustentabilidade de alguns recursos pesqueiros (p. ex., demersais do sul do Brasil) (Vooren & Klippel, 2005; Haimovici & Cardoso, 2017; Pérez & Sant'Ana, 2022). Dos 118 estoques pesqueiros identificados para o mar brasileiro, 6% (oito espécies) têm *status* conhecido (Zamboni *et al.*, 2020) e apenas três possuem gestão de competência exclusiva da autoridade pesqueira do país: lagosta-vermelha (*Panulirus argus*), tainha (*Mugil liza*) e corvina (*Micropogonias furnieri*) (Haimovici *et al.*, 2021), todas em situação de sobrepesca. As demais espécies, atuns e afins são recursos pelágicos migratórios compartilhados com outros países do Oceano Atlântico, cuja gestão é de responsabilidade da *International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas* (ICCAT). Vinte e dois anos após o Programa Revizee, cinco grandes projetos foram desenvolvidos por instituições acadêmicas nacionais. Executadas no âmbito do chamado “Ordenamento da Pesca Marinha Brasileira” (MCTI/MPA/CNPq nº 22/2015), essas iniciativas compilaram informações de mais de 100 estoques pesqueiros nas regiões marinhas-costeiras do Brasil. Os resultados dos projetos estão sendo disponibilizados no site do MPA¹⁰ e devem subsidiar medidas de regulamentação para as principais espécies e pescarias do país. A avaliação do risco de extinção de espécies de interesse pesqueiro e de outras espécies é realizada pela IUCN (Quadro 2.4).

10. <https://www.gov.br/mpa/pt-br/assuntos/cadastro-registro-e-monitoramento/projetos-de-pesquisa/2022/chamada-mcti-mpa-cnpq-ndeg-22-2015#:~:text=A%20Chamada%20MCTI%20FMPA%20FCNPq,de%20subsidiar%20o%20ordenamento%20pesqueiro>

Quadro 2.4. Espécies ameaçadas

Mais de 8.500 espécies da fauna marinha foram avaliadas em relação ao seu risco de extinção, utilizando critérios e categorias da Lista Vermelha da IUCN em escala regional. As categorias compreendem 10 níveis diferentes de ameaça: Extinto (EX), Regionalmente Extinto (RE), Extinto na Natureza (EW), Criticamente Ameaçado (CR), Ameaçado (EN), Vulnerável (VU), Quase Ameaçado (NT), Menos Preocupante (LC), Dados Deficientes (DD) e não avaliados (NE) (siglas dos termos em inglês). A lista vermelha, atualizada em 2022 e 2023, enumerou 160 espécies marinhas como ameaçadas de extinção no Brasil. Elasmobrânquios marinhos representam aproximadamente 35% de todas as espécies ameaçadas de extinção no país e 64% das espécies classificadas como 'criticamente ameaçadas'. As demais espécies de peixes constituem quase 28% da lista, sendo a maior parte classificada como 'vulnerável' (72% das espécies em algum nível de risco). Os avanços recentes na proteção das populações e de sítios reprodutivos de tartarugas-marinhas fizeram com que uma das espécies (*Chelonia mydas*) fosse retirada da lista vermelha. O peixe-bruxa *Myxine sotoi* foi outra espécie que deixou de constar na lista de espécies ameaçadas. Oito espécies foram recategorizadas para 'dados deficientes'. Por outro lado, outras 14 espécies entraram na lista, a maioria elasmobrânquios (10). As demais espécies permanecem sob risco de extinção, sendo que 16 mudaram de categoria de risco. Vinte e uma espécies de aves marinhas encontram-se ameaçadas, das quais seis estão sob o mais alto risco de extinção (p. ex., o tesourão grande *Fregata minor*). Entre os mamíferos marinhos que usam a plataforma continental e/ou oceânica, 25,8% das espécies avaliadas no livro vermelho estão em risco de extinção, com atenção especial para duas espécies 'criticamente ameaçadas': a toninha *Pontoporia blainvillei* e a baleia-azul *Balaenoptera musculus*.

2.4. Lacunas de dados e conhecimento

As informações aqui compiladas se concentram nos ambientes costeiros, próximos aos centros urbanos e a instituições de pesquisa, com recortes espaciais e de espécies. Isso limita a aplicação de enfoques ecossistêmicos (Cap. 1), atribuições de impactos (Cap. 3) e projeções futuras (Cap. 4). A falta de dados tem implicações para a governança, o manejo e a conservação da biodiversidade (Cap. 5), assim como para a qualidade de vida das populações humanas (Cap. 6). As séries temporais de longo prazo são escassas e poucas têm duração suficiente para evidenciar padrões ao longo de décadas e vetores de transformação.

Mesmo com lacunas regionais, é possível concluir que a biodiversidade e os ecossistemas marinhos-costeiros brasileiros sofrem efeitos crônicos das atividades hu-

manas. As maiores alterações registradas nos ecossistemas costeiros (ver Seção 2.2.2) estão relacionadas não apenas à proximidade das fontes de impactos, mas também à maior dificuldade de acesso às ocorrências nos ambientes de plataforma e oceânico. Há ainda deficiência de informações relativas ao mapeamento de processos de larga escala, como florações fitoplanctônicas e de macroalgas, ondas de calor marinhas e os efeitos após a passagem de tempestades e furacões.

Os dados de maior consistência e abrangência espacial são as mudanças no uso do solo dos ecossistemas costeiros emersos (manguezais, marismas, praias e dunas), disponibilizadas pelo projeto MapBiomass (ver Seção 2.3.1). Dados sobre a extensão dos habitats submersos como pradarias de gramas marinhas (ver Seção 2.2.2.2) e bancos de macroalgas (ver Seções 2.2.2.3 e 2.3.2) são intervalados no tempo e no espaço. Existem muitas lacunas sobre a extensão e o funcionamento das comunidades nos bancos de *Laminaria abyssalis* (ver Seção 2.3.2). Como a biodiversidade e a extensão dos recifes mesofóticos do Norte e Nordeste começaram a ser investigadas somente na última década (Moura *et al.* 2016; Francini-Filho *et al.* 2018; Vale *et al.*, 2022; Pereira *et al.*, 2022), há grande deficiência de dados sobre o funcionamento das comunidades, as interações com os ambientes rasos e os estressores locais. Os impactos da pesca de arrasto, da exploração de óleo e de desastres ambientais não foram quantificados para a maior parte dos habitats da plataforma continental. É crucial o entendimento sobre as transformações na biota do mar profundo brasileiro (ver Seção 2.2.2.6), sendo que grande parte dos dados gerados são inacessíveis e de propriedade privada (empresas de *offshore*).

Com o aumento na frequência, na intensidade e na abrangência dos eventos de branqueamento de corais (ver Seção 2.3.3) se fazem necessários estudos que elucidem os efeitos desse fenômeno sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas recifais. Faltam também estudos de cenários futuros sobre os impactos da intensificação do aquecimento global e das ondas de calor marinhas nos recifes.

O estado de conhecimento e de conservação das pradarias de gramas marinhas no país continua bastante crítico. Em que pese a sua biodiversidade e os serviços ecossistêmicos associados, esses habitats estão altamente ameaçados e não receberam a devida valorização e atenção por programas e políticas nacionais de conservação.

Informações sobre o aumento dos eventos de florações de macroalgas oportunistas (ver Seção 2.3.4), de microalgas potencialmente nocivas (ver Seção 2.3.5) e de agregações de organismos gelatinosos (ver Seção 2.3.6) são baseadas em registros pontuais, concentrados nas regiões Sudeste e Sul. A ausência de estudos e dados históricos sobre a maioria das espécies limita o estabelecimento de relações causais dos fenômenos. A formação de uma fonte de *Sargassum* holopelágico no Atlântico central tropical, aliada aos eventos de inundações na costa do Nordeste (ver Seção 2.3.4), ainda é pouco compreendida. As lacunas regionais e temporais demandam a

criação de programas nacionais de monitoramento e alerta para esses eventos, em conjunto com medidas de temperatura da água e aportes de nutrientes.

Embora se conheça os sítios reprodutivos e alimentares da maior parte das espécies de aves, tartarugas e mamíferos marinhos, investigações sobre alterações nas rotas dos animais migratórios permanecem incipientes. Reduções nas abundâncias são significativas para aves e elasmobrânquios (ver Seção 2.3.7), mas a falta de sistemas nacionais de estatística pesqueira dificulta a obtenção de indicadores sobre a maioria das espécies de importância econômica. Parte das lacunas deverão ser preenchidas com dados obtidos do programa Ordenamento da Pesca Marinha Brasileira, que cobre os principais estoques costeiros e oceânicos. A iniciativa avalia cerca de 100 espécies e fornece parâmetros relevantes para a gestão pesqueira no país.

Ainda não é possível uma completa quantificação sobre a ocorrência de resíduos plásticos na biota e nos diferentes habitats marinhos-costeiros brasileiros. Além disso, pouco se sabe sobre as alterações na fauna e na flora estressadas pela presença dos resíduos plásticos e sobre os impactos sobre a saúde humana, sobretudo via o consumo de pescados. A avaliação dos níveis dos poluentes orgânicos persistentes (POPs) em cetáceos foi viável para as regiões Sudeste e Sul, havendo ainda grandes lacunas para o Norte e o Nordeste. Os programas de monitoramento ao longo da costa oferecem possibilidades de coleta de tecidos, tanto de animais vivos quanto mortos (provenientes de encalhes e capturas incidentais). Desastres nos últimos anos (p. ex. rompimento da barragem de Fundão/Mariana) alertam para a necessidade de se estabelecer programas nacionais de monitoramento dos POPs e outros contaminantes (p. ex. metais pesados).

As inferências sobre as relações entre biodiversidade, funcionalidade e serviços ecossistêmicos ainda são empíricas e qualitativas. Inexistem avaliações quantitativas sobre como as reduções na abundância e na composição de plantas e algas (ver Seções 2.3.1 e 2.3.2) afetam a produção primária e secundária, o ciclo dos materiais, as exportações de matéria orgânica e o sequestro de carbono. Igualmente desconhecidos são os efeitos das reduções nos predadores de topo (ver Seção 2.3.7) sobre os níveis tróficos inferiores. Faltam estudos quantitativos dos processos reguladores das funções ecológicas dos habitats e de suas espécies. Essa lacuna limita a compreensão sobre a forma como reduções na biodiversidade – em seus mais diversos níveis (i.e. diversidade genética, de espécies, famílias, grupos funcionais, habitats etc.) – abalam a estabilidade e a resiliência dos ecossistemas aos impactos antropogênicos, incluindo aqueles impostos pelas mudanças climáticas (Quadro 2.4). A gestão pesqueira nacional tem sido feita com dados de projetos descontinuados, sendo urgente o estabelecimento de uma política que garanta programas ininterruptos de avaliação de estoques (Quadro 2.5).

Quadro 2.5. Caminhos para a sustentabilidade pesqueira

A ausência de informações básicas e confiáveis sobre as pescarias no Brasil perpetua o estado de desconhecimento do nível de exploração da maioria dos estoques, que podem estar próximos do esgotamento (Lucena-Frédou *et al.*, 2021). A gestão da atividade pesqueira está fundamentada em um modelo da década de 1960, baseado na produtividade e na conservação de algumas espécies-alvo (Dias-Neto, 2003). Na medida em que os estoques-alvo foram reduzindo esse modelo foi sendo gradativamente fragilizado (Dias-Neto, 2003; Haimovici *et al.*, 2006) e passou a vigorar uma tendência de diversificação da pesca apoiada em tecnologias, áreas/períodos de pesca e recursos-alvo (Perez *et al.*, 2001). A gestão ineficiente, a fraca governança, a erosão dos sistemas tradicionais de uso de recursos, os regimes de livre acesso, a pobreza, a falta de empregos alternativos e o fácil acesso a estoques com baixos custos de investimento e operação impulsionaram a pesca excessiva e acentuaram a vulnerabilidade aos impactos das mudanças climáticas (Gasalla *et al.*, 2017; Bertrand *et al.*, 2018). Esses problemas ajudam a perpetuar o desconhecimento acerca do estado e da capacidade de suporte da maioria dos estoques pesqueiros no país (Lucena-Frédou *et al.*, 2021). Um agravante é a destruição dos habitats de reprodução, desenvolvimento e alimentação das espécies (ver Seção 2.2.2), o que coloca em risco a manutenção dos estoques. Portanto, o manejo requer ações efetivas, que não sejam restritas aos impactos da atividade de pesca (ver Seção 2.3.10). É imprescindível que o governo promova projetos de maior abrangência e programas contínuos e sistemáticos de coleta e análise de dados, incluindo informações técnicas, socioeconômicas e ecológicas e assegurando a aplicação do Enfoque Ecosistêmico da Pesca.

Reduções na abundância das populações afetam a diversidade genética intrapopulacional, com implicações para a resiliência dos ecossistemas e o potencial de adaptação futura às novas condições climáticas (Kardos *et al.*, 2021). Tais informações são raras para os ecossistemas marinhos e costeiros no Brasil, mas têm o potencial de ampliar o conhecimento sobre a biodiversidade marinha (em especial de microorganismos). Por fim, destacamos que muitos dados de biodiversidade, obtidos em estudos de avaliação ambiental e em planos de manejo, ainda não estão disponíveis. Para progredir nessa frente, é preciso que haja uma legislação que possibilite o acesso e que exija uma melhor qualidade dos dados.

AGRADECIMENTOS: Aos autores contribuintes: Renato Mitsuo Nagata e Juliana Leonel.

REFERÊNCIAS

- Abessa, D. M. S., Rachid, B. R. F., Zaroni, L. P., Gasparro, M. R., Pinto, Y. A., Bicego, M. C., Hortellán, M. A., Sarkis, J. E. S., Muniz, P., Moreira, L. B., & Sousa, E. C. P. M. (2019). Natural factors and chemical contamination control the structure of macrobenthic communities in the Santos Estuarine System (SP, Brazil). *Community Ecology* 20: 121-137.
- Abreu, P. C., Marangoni, J., & Odebrecht, C. (2017). So close, so far: differences in long-term chlorophyll a variability in three nearby estuarine-coastal stations. *Marine Biology Research*, 13(1), 9-21. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1189081>
- Almeida, A. P., Moreira, L. M., Bruno, S. C., Thomé, J. C. A., Martins, A. S., Bolten, A. B., & Bjørndal, K. A. (2011). Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. *Endangered Species Research*, 14(3), 193-201.
- Alves, T. P., Schramm, M. A., Proença, L. A. O., Pinto, T. O., & Mafra, L. L. (2018). Interannual variability in *Dinophysis* spp. abundance and toxin accumulation in farmed mussels (*Perna perna*) in a subtropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(6), 329. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6699-y>
- Alves, T. P., Pinto, T. O., & Mafra, L. L. (2020). Frequent accumulation of diarrhetic shellfish toxins by different bivalve species in a shallow subtropical estuary. *Regional Studies in Marine Science*, 40, 101501. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101501>
- Amado-Filho, G. M., Maneveldt, G., Manso, R. C. C., Marins-Rosa, B. v., Pacheco, M. R., & Guimarães, S. M. P. B. (2007). Estructura de los mantos de rodolitos de 4 a 55 metros de profundidad en la costa sur del estado de Espírito Santo, Brazil. *Ciencias Marinas*, 33(4), 399-410. <https://doi.org/10.7773/cm.v33i4.1148>
- Amado-Filho, G. M., Moura, R. L., Bastos, A. C., Salgado, L. T., Sumida, P. Y., Guth, A. Z., Francini-Filho, R. B., Pereira-Filho, G. H., Abrantes, D. P., Brasileiro, P. S., Bahia, R. G., Leal, R. N., Kaufman, L., Kleypas, J. A., Farina, M., & Thompson, F. L. (2012). Rhodolith Beds Are Major CaCO₃ Bio-Factories in the Tropical South West Atlantic. *PLoS ONE*, 7(4), e35171. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035171>
- Amaral, A. C. Z., Corte, G. N., Filho, J. S. R., Denadai, M. R., Colling, L. A., Borzone, C., Veloso, V., Omena, E. P., Zalmon, I. R., Rocha-Barreira, C. de A., Souza, J. R. B. de, Rosa, L. C. da, & Almeida, T. C. M. de (2016). Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 5-16. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160933064sp2>
- Amaral, A. C. Z., & Jablonski, S. (2005). *Conservação da biodiversidade marinha e costeira do Brasil*. Megadiversidade 1(1):43-51.
- Amaral, F. D., Hudson, M., & Steiner, A. (2006). Note on the widespread bleaching observed at the Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, Brazil. *Arquivos de Ciências Marinhas*, 39, 138-141.
- Amaral, H. B. F., Reis, R. P., Figueiredo, M. A. de O., & Pedrini, A. de G. (2018). Decadal shifts in macroalgae assemblages in impacted urban lagoons in Brazil. *Ecological Indicators*, 85(April 2017), 869-877. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.055>
- Anderson, A. B., Assis, J., Batista, M. B., Serrão, E., Guabiroba, H. C., Delfino, S. D. T., Pinheiro, H. T., Pimental, C. R., Gomes, L. E. de O., Vilar, C. C., Bernardino, A. F., Horta, P., Ghisolfi, R. D., & Joyeux, J. C. (2021). Global warming assessment suggests the endemic Brazilian kelp beds as an endangered ecosystem. *Marine Environmental Research*, 168, 1-9.
- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704-726. <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Anderson, D. M., Alpermann, T. J., Cembella, A. D., Collos, Y., Masseret, E., & Montresor, M. (2012). The globally distributed genus *Alexandrium*: Multifaceted roles in marine ecosystems and impacts on human health. *Harmful Algae*, 14, 10-35. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.012>

- Andrades, R., Gomes, M. P., Pereira-Filho, G. H., Souza-Filho, J. F., Albuquerque, C. Q., & Martins, A. S. (2014). The influence of allochthonous macroalgae on the fish communities of tropical sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 144, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.04.014>
- Andrades, R., Guabiroba, H. C., Hora, M. S. C., Martins, R. F., Rodrigues, V. L. A., Vilar, C. C., Giarrizzo, T., & Joyeux, J. C. (2020b). Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111073. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111073>
- Andrades, R., Santos, R. G., Joyeux, J.-C., Chelazzi, D., Cincinelli, A., & Giarrizzo, T. (2018a). Marine debris in Trindade Island, a remote island of the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 180–184. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.003>
- Andrades, R., Pegado, T., Godoy, B. S., Reis-Filho, J. A., Nunes, J. L. S., Grillo, A. C., Machado, R. C., Santos, R. G., Dalcin, R. H., Freitas, M. O., Kuhn, V. V., Barbosa, N. D., Adelar-Alves, J., Albuquerque, T., Bentes, B., & Giarrizzo, T. (2020a). Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 151, 110842. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110842>
- Andrades, R., Reis-Filho, J. A., Macieira, R. M., Giarrizzo, T., & Joyeux, J. C. (2018b). Endemic fish species structuring oceanic intertidal reef assemblages. *Scientific Reports*, 8(1), 10791. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29088-0>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Araújo, F. G., de Azevedo, M. C. C., & Guedes, A. P. P. (2016). Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 3, 107–118. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.06.001>
- Araújo, F. G., Teixeira, T. P., Guedes, A. P. P., de Azevedo, M. C. C., & Pessanha, A. L. M. (2018). Shifts in the abundance and distribution of shallow water fish fauna on the southeastern Brazilian coast: a response to climate change. *Hydrobiologia*, 814(1), 205–218. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3537-8>
- Araújo, M., Noriega, C., Hounsou-gbo, G. A., Velleda, D., Araujo, J., Bruto, L., Feitosa, F., Flores-Montes, M., Lefèvre, N., Melo, P., Otsuka, A., Travassos, K., Schwamborn, R., & Neumann-Leitão, S. (2017). A Synoptic Assessment of the Amazon River-Ocean Continuum during Boreal Autumn: From Physics to Plankton Communities and Carbon Flux. *Frontiers in Microbiology*, 8(JUL). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01358>
- A Tribuna. (2016). Consumo e venda de moluscos estão proibidos no Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.atribuna.com.br/noticias/noticias-detalle/santos/consumo-de-moluscos-bivalves-estaprobido/?cHash=c936e644836340a5b4c19ae8655eeacf>. Acesso em: 17 de fevereiro de 2017.
- Aued, A. W., Smith, F., Quimbayo, J. P., Cândido, D. V., Longo, G. O., Ferreira, C. E. L., Witman, J. D., Floeter, S. R., & Segal, B. (2018). Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. *PLOS ONE*, 13(6), e0198452. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198452>
- Azevedo-Santos, V. M., Marques, L. M., Teixeira, C. R., Giarrizzo, T., Barreto, R., & Rodrigues-Filho, J. L. (2021). Digital media reveal negative impacts of ghost nets on Brazilian marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112821. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112821>
- Banha, T. N. S., Capel, K. C. C., Kitahara, M. v., Francini-Filho, R. B., Francini, C. L. B., Sumida, P. Y. G., & Mies, M. (2020). Low coral mortality during the most intense bleaching event ever recorded in subtropical Southwestern Atlantic reefs. *Coral Reefs*, 39(3), 515–521. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01856-y>
- Barbosa, M. C., Luiz, O. J., Cordeiro, C. A. M. M., Giglio, V. J., & Ferreira, C. E. L. (2021). Fish and spearfisher traits contributing to catch composition. *Fisheries Research*, 241, 105988. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105988>
- Barcellos, L. R., Barreto, R., & Lessa, R. P. (2022).

- Occurrence and population structure of sharks in two ecologically or biologically significant marine areas off north-eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 32(5), 713–726. <https://doi.org/10.1002/aqc.3787>
- Barrera-Alba, J. J., Piedras, F. R., Duarte, C. L., Lopes, R. N. T., & Moser, G. A. O. (2019). Morphometric characterization of *Dinophysis acuminata*/D. *sacculus* complex in Guanabara Bay, Brazil. *Biota Neotropica*, 19(3). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0607>
- Barros, K., Costa, F., & Rocha-Barreira, C. (2014). A *Halophila baillonis* Ascherson bed on the semiarid coast of Brazil. *Feddes Repertorium*, 125(3–4), 93–97. <https://doi.org/10.1002/fedr.201400033>
- Barros, K. V. de S., Rocha-Barreira, C. de A., & Magalhães, K. M. (2013). Ecology of Brazilian seagrasses: Is our current knowledge sufficient to make sound decisions about mitigating the effects of climate change? *Iheringia, Série Botânica*, 68(1), 163–178. <https://doi.org/10.1016/j.ihering.2012.06.001>
- Barros, M. S. F., dos Santos Calado, T. C., & de Sá Leitão Câmara de Araújo, M. (2020). Plastic ingestion lead to reduced body condition and modified diet patterns in the rocky shore crab *Pachygrapsus transversus* (Gibbes, 1850) (Brachyura: Grapsidae). *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111249>
- Bastos, D. M. R. F., Júnior, V. H., & Nunes, J. L. S. (2017). Human envenomations caused by Portuguese man-of-war (*Physalia physalis*) in urban beaches of São Luis city, Maranhão State, Northeast Coast of Brazil. *Revista Da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 50(1), 130–134. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0257-2016>
- Bastos, R. F., Lippi, D. L., Gaspar, A. L. B., Yogui, G. T., Frédou, T., Garcia, A. M., & Ferreira, B. P. (2022). Ontogeny drives allochthonous trophic support of snappers: Seascape connectivity along the mangrove-seagrass-coral reef continuum of a tropical marine protected area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 264, 107591. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107591>
- Bastida, R., Rodriguez, D., Secchi, E. R., & da Silva, V. M. F. (2018). *Mamíferos aquáticos da América do Sul e Antártica* (Vol. 1, p. 360). Buenos Aires. ISBN: 9789879132616
- Belarmino, E., Francisco de Nóbrega, M., Grimm, A. M., da Silva Copertino, M., Vieira, J. P., & Garcia, A. M. (2021). Long-term trends in the abundance of an estuarine fish and relationships with El Niño climatic impacts and seagrass meadows reduction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 261, 107565. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107565>
- Bemvenuti, C. E., & Colling, L. A. (2010). As Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos. Em: Seeliger, U., & Odebrecht, C. (Orgs.). *O Estuário da Lagoa dos Patos. Um Século de Transformações*. Rio Grande: EdFURG, p. 101–114.
- Benskin, J. P., Muir, D. C. G., Scott, B. F., Spencer, C., de Silva, A. O., Kylin, H., Martin, J. W., Morris, A., Lohmann, R., Tomy, G., Rosenberg, B., Taniyasu, S., & Yamashita, N. (2012). Perfluoroalkyl Acids in the Atlantic and Canadian Arctic Oceans. *Environmental Science & Technology*, 46(11), 5815–5823. <https://doi.org/10.1021/es300578x>
- Bernardino, A. F., Gomes, L. E. de O., Hadlich, H. L., Andrades, R., & Correa, L. B. (2018b). Mangrove clearing impacts on macrofaunal assemblages and benthic food webs in a tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 228–235. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.008>
- Bernardino, A. F., Nóbrega, G. N., & Ferreira, T. O. (2021). Consequences of terminating mangrove's protection in Brazil. *Marine Policy*, 125, 104389. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104389>
- Bernardino, A. F., Pagliosa, P. R., Christofolletti, R. A., Barros, F., Netto, S. A., Muniz, P., & Lana, P. da C. (2016). Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 81–96. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160849064sp2>
- Bernardino, A. F., Pais, F. S., Oliveira, L. S., Gabriel, F. A., Ferreira, T. O., Queiroz, H. M., & Mazzuco, A. C. A. (2019). Chronic trace metals effects of mine tailings on estuarine assemblages revealed by environmental DNA. *PeerJ*, 7, e8042. <https://doi.org/10.7717/peerj.8042>

- Bernardino, A. F., Reis, A., Pereira Filho, A. C. D., de Oliveira Gomes, L. E., Bissoli, L. B., & de Barros, F. C. R. (2018a). Benthic Estuarine Assemblages of the Eastern Marine Brazilian Ecoregion (EME). Em: Lana, P. & Bernardino, A. (Eds.). *Brazilian estuaries*. Vol. 1, pp. 95–116. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_4
- Bertrand, A. (2015). ABRACOS cruise, RV Antea.
- Bertrand, A. (2017). ABRACOS 2 cruise, RV Antea.
- Bertrand, A., Vogler, R., & Defeo, O. (2018). Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Southwest Atlantic and Southeast Pacific marine fisheries. Em: *Climate Changes Impacts in Fisheries and Aquaculture* (p. 325).
- Bissoli, L. B., & Bernardino, A. F. (2018). Benthic macrofaunal structure and secondary production in tropical estuaries on the Eastern Marine Ecoregion of Brazil. *PeerJ*, 6, e4441. <https://doi.org/10.7717/peerj.4441>
- Blaber, S. J. M., & Barletta, M. (2016). A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation? *Journal of Fish Biology*, 89(1), 537–568. <https://doi.org/10.1111/jfb.12875>
- Bom, F. C., & Colling, L. A. (2022). The bivalves *Amarilladesma mactroides* and *Donax hanleyanus* as bioindicators of the impact of vehicles on Cassino Beach, southern Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 94(suppl 4). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202202011265>
- Bosch-Belmar, M., Milisenda, G., Basso, L., Doyle, T. K., Leone, A., & Piraino, S. (2021). Jellyfish Impacts on Marine Aquaculture and Fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 29(2), 242–259. <https://doi.org/10.1080/23308249.2020.1806201>
- Branco, J. O., & Verani, J. R. (2006). Pesca do camarão sete-barbas e sua fauna acompanhante, na Armação do Itapocoroy, Penha, SC. Em: Branco, J. O. & Marenzi, A. W. C. (Eds.), *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: estudos de caso em Penha, SC*. (1st Ed., pp. 153–170). Editora da Univali
- Brandini, F. P., Lopes, R. M., Gutseit, K. S., Spach, H. L., & Sassi, R. (1997). *Planctonologia Na Plataforma Continental Do Brasil: Diagnose e Revisão Bibliográfica*.
- Brandini, F. P., Tura, P. M., & Santos, P. P. G. M. (2018). Ecosystem responses to biogeochemical fronts in the South Brazil Bight. *Progress in Oceanography*, 164(April), 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.04.012>
- Brasil. (2019). Portaria nº 375, de 1º de agosto de 2019.
- Bucci, K., Tulio, M., & Rochman, C. M. (2020). What is known and unknown about the effects of plastic pollution: A meta-analysis and systematic review. *Ecological Applications*, 30(2). <https://doi.org/10.1002/eap.2044>
- Bugoni, L., Krause, L., & Petry, M. V. (2001). Marine Debris and Human Impacts on Sea Turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1330–1334. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00147-3)
- Bugoni, L., Neves, T. S., Leite Jr, N. O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R. W., Stein, C. E., Peppes, F. V., Giffoni, B. B., & Monteiro, D. S. (2008a). Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research*, 90(1-3), 217–224. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.10.013>
- Bugoni, L., Mancini, P. L., Monteiro, D. S., Nascimento, L., & Neves, T. S. (2008b). Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research*, 5(2-3), 137–147. <https://doi.org/10.3354/esr00115>
- Caldeira, A. Q., de Paula, J. C., Reis, R. P., & Giordano, R. G. (2017). Structural and functional losses in macroalgal assemblages in a southeastern Brazilian bay over more than a decade. *Ecological Indicators*, 75, 242–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.029>
- Campelo, R. P. S., Lima, C. D. M., Santana, C. S., Silva, A. J., Neumann-Leitão, S., Ferreira, B. P., Soares, M. O., Melo Júnior, M., & Melo, P. A. M. (2021). Oil spill: the invisible impact on the base of tropi-

- cal marine food webs. *Mar Pollut Bull* 167:112281. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112281.
- Cardoso, C. W., Oliveira e Silva, M. M., Bandeira, A. C., Silva, R. B., Prates, A. P. P. B., Soares, Ê. S., Silva, J. J. M., de Souza, L. J. R., Souza, M. M. da S., Muhana, M. A., Pires, R. S. S., Araujo Neto, J. F., Santos, M. S. S., Mafra Junior, L. L., Alves, T. P., Schramm, M. A., & Ribeiro, G. S. (2022). Haff Disease in Salvador, Brazil, 2016–2021: Attack rate and detection of toxin in fish samples collected during outbreaks and disease surveillance. *The Lancet Regional Health - Americas*, 5, 100092. <https://doi.org/10.1016/j.lana.2021.100092>.
- Carvalho, F., & Berchez, F. A. S. (2009). *Costão Rochoso, a diversidade em microescala*. Textos Educacionais, EDUSP. 31p.
- Carvalho, A. P. A. M., Costa, R. dos S., & Rosa, J. da C. L. da. (2014). *Eutrofização e introdução de espécies exóticas em estuário hipersalino: Lagoa de Araruama, Rio de Janeiro, Brasil*.
- Carvalho-Borges, M. de, Orselli, I. B. M., Ferreira, M. L. de C., & Kerr, R. (2018). Seawater acidification and anthropogenic carbon distribution on the continental shelf and slope of the western South Atlantic Ocean. *Journal of Marine Systems*, 187, 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.06.008>
- Castro, N. O. de, & Moser, G. A. de O. (2012). Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. *Oecologia Australis*, 16(02), 235–264. <https://doi.org/10.4257/oeco.2012.1602.05>
- Castro, N. O., Domingos, P., & Moser, G. A. O. (2016). National and international public policies for the management of harmful algal bloom events. A case study on the Brazilian coastal zone. *Ocean & Coastal Management*, 128, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.016>
- Cavalett, A., Silva, M. A. C. da, Toyofuku, T., Mendes, R., Taketani, R. G., Pedrini, J., Freitas, R. C. de, Sumida, P. Y. G., Yamanaka, T., Nagano, Y., Pelizari, V. H., Perez, J. A. A., Kitazato, H., & Lima, A. O. de S. (2017). Dominance of Epsilonproteobacteria associated with a whale fall at a 4204 m depth – South Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 146, 53–58. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.10.012>
- Ciotti, A. M., Garcia, C. a E., & Jorge, D. S. F. (2010). Temporal and meridional variability of Satellite-estimates of surface chlorophyll concentration over the Brazilian continental shelf. *Panamjas*, 5(2), 64–81. [papers2://publication/uuid/BE1217A-F-B83D-4AFB-97C5-F3A1D433E001](https://publication/uuid/BE1217A-F-B83D-4AFB-97C5-F3A1D433E001)
- Ciotti, A. M., Gonzales-Rodrigues, E., Andrade, L., Paranhos, R., & Carvalho, W. F. (2007). Clorofila a, medidas bio-ópticas e produtividade primária. Em: Valentim, J. L. (Ed.), *Características hidrobiológicas da região da Zona Econômica Exclusiva brasileira*. Vol. 1, pp. 61–72.
- Ciotti, Á. M., Odebrecht, C., Fillmann, G., & Möller, O. O. (1995). Freshwater outflow and Subtropical Convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Continental Shelf Research*, 15(14), 1737–1756. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)00091-Z](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)00091-Z)
- Coelho, R., Fernandez-Carvalho, J., Lino, P. G., & Santos, M. N. (2012). An overview of the hooking mortality of elasmobranchs caught in a swordfish pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. *Aquatic Living Resources*, 25(4), 311–319. <https://doi.org/10.1051/alr/2012030>
- Coelho, R., Mejuto, J., Domingo, A., Yokawa, K., Liu, K.-M., Cortés, E., Romanov, E. v., da Silva, C., Hazin, F., Arocha, F., Mwilima, A. M., Bach, P., Ortiz de Zárate, V., Roche, W., Lino, P. G., García-Cortés, B., Ramos-Cardelle, A. M., Forselledo, R., Mas, F., Ohshimo, S., Courtney, D., Sabarros, P. S., Perez, B., Wogerbauer, C., Tsai, W.-P., Carvalho, F., & Santos, M. N. (2018). Distribution patterns and population structure of the blue shark (*Prionace glauca*) in the Atlantic and Indian Oceans. *Fish and Fisheries*, 19(1), 90–106. <https://doi.org/10.1111/faf.12238>
- Cohen, M. C. L., Filho, P. W. M. S., Lara, R. J., Behling, H., & Angulo, R. J. (2005). A Model of Holocene Mangrove Development and Relative Sea-level Changes on the Bragança Peninsula (Northern Brazil). *Wetlands Ecology and Management*, 13(4), 433–443. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-0413-2>
- Cohen, M. C. L., de Souza, A. v., Rossetti, D. F., Pessenda, L. C. R., & França, M. C. (2018). De-

- cadal-scale dynamics of an Amazonian mangrove caused by climate and sea level changes: Inferences from spatial-temporal analysis and digital elevation models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 43(14), 2876–2888. <https://doi.org/10.1002/esp.4440>
- Cohen, M. C. L., Rodrigues, E., Rocha, D. O. S., Freitas, J., Fontes, N. A., Pessenda, L. C. R., de Souza, A. v., Gomes, V. L. P., França, M. C., Bonotto, D. M., & Bendassolli, J. A. (2020). Southward migration of the austral limit of mangroves in South America. *CATENA*, 195, 104775. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104775>
- Collignon, A., Hecq, J.-H., Galgani, F., Collard, F., & Goffart, A. (2014). Annual variation in neustonic micro- and meso-plastic particles and zooplankton in the Bay of Calvi (Mediterranean-Corsica). *Marine Pollution Bulletin*, 79(1–2), 293–298. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.023>
- Colman, L. P., Patrício, A. R. C., McGowan, A., Santos, A. J., Marcovaldi, M. Â., Bellini, C., & Godley, B. J. (2015). Long-term growth and survival dynamics of green turtles (*Chelonia mydas*) at an isolated tropical archipelago in Brazil. *Marine Biology*, 162, 111–122.
- Condini, M. V., Pichler, H. A., de Oliveira-Filho, R. R., Cattani, A. P., Andrades, R., Vilar, C. C., Jozeux, J. C., Soeth, M., de Biasi, J. B., Eggertsen, L., Dias, R., Hackrad, C. W., Félix-Hackrad, F. C., Chiquieri, J., Garcia, A. M., & Hostim-Silva, M. (2022). Marine fish assemblages of Eastern Brazil: An update after the world's largest mining disaster and suggestions of functional groups for biomonitoring long-lasting effects. *Science of the Total Environment*, 807(October 2021). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150987>
- Conroy, B. J., Steinberg, D. K., Song, B., Kalmbach, A., Carpenter, E. J., & Foster, R. A. (2017). "Mesozooplankton graze on cyanobacteria in the Amazon River plume and western tropical North Atlantic." *Frontiers in microbiology* 8: 1436.
- Constant, M., Kerhervé, P., Mino-Vercellio-Verollet, M., Dumontier, M., Sánchez Vidal, A., Canals, M., & Heussner, S. (2019). Beached microplastics in the Northwestern Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 263–273. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.032>
- Conti, L., & Scardi, M. (2010). Fisheries yield and primary productivity in large marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 410, 233–244. <https://doi.org/10.3354/meps08630>
- Copertino, M. S., Creed, J. C., Lanari, M. O., Magalhães, K., Barros, K., Lana, P. C., Sordo, L., & Horta, P. A. (2016). Seagrass and Submerged Aquatic Vegetation (VAS) Habitats off the Coast of Brazil: state of knowledge, conservation and main threats. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 53–80. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920161036064sp2>
- Copertino, M. S., & Seeliger, U. (2010). Habitats de *Ruppia maritima* e de macroalgas. Em: Seeliger, U., & Odebrecht, C. (Eds.). *Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações* (First, pp. 92–98). Editora da FURG.
- Cordeiro, C. A. M. M., Harborne, A. R., & Ferreira, C. E. L. (2020). The Biophysical Controls of Macroalgal Growth on Subtropical Reefs. *Frontiers in Marine Science*, 7, 1–14. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00488>
- Costa, A. C. P., Garcia, T. M., Paiva, B. P., Ximenes Neto, A. R., & Soares, M. de O. (2020). Seagrass and rhodolith beds are important seascapes for the development of fish eggs and larvae in tropical coastal areas. *Marine Environmental Research*, 161, 105064. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105064>
- Costa, E. F. S., Dias, J. F., & Madureira, L. A. S. P. (2021). Ingestion of macroplastics by common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the Atlantic Ocean. *Ocean and Coastal Research*, 69. <https://doi.org/10.1590/2675-2824069.20-002efsc>
- Costa, L. D. F., Souza, M. S. De, Werlang, C. C., Madureira, L. A. S. P., Weigert, S. C., Coletto, J. S., Pinho, M. P., & Yunes, J. S. (2019b). Domoic acid in the tropical South Atlantic Ocean—An environment case study. *Toxicon* 167: 101–105.
- Costa, L. L., Arueira, V. F., da Costa, M. F., di Benedetto, A. P. M., & Zalmon, I. R. (2019c). Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of

- microplastic pollution of sandy beaches sediment? *Marine Pollution Bulletin*, 145, 5–13. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.019>
- Costa, L., Mirlean, N., Quintana, G., Adebayo, S., & Johannesson, K. (2019a). Distribution and geochemistry of arsenic in sediments of the world's largest choked estuary: the Patos Lagoon, Brazil. *Estuaries and Coasts*, 42(7), 1896–1911.
- Costa, M. D. P., Magris, R. A., Muelbert, J. H., Vieira, J. P., Castello, J. P., Copertino, M. S., & Possingham, H. P. (2022). Spatial zoning to conserve fish species with complex life cycles in estuaries. *Ocean & Coastal Management*, 221, 106115. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106115>
- Costa, M. D. P., Possingham, H. P., & Muelbert, J. H. (2016). Incorporating early life stages of fishes into estuarine spatial conservation planning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(6), 1013–1030. <https://doi.org/10.1002/aqc.2584>
- Cotovicz Jr., L. C., Marins, R. V., & Abril, G. (2022). Coastal ocean acidification in Brazil: a brief overview and perspective. *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, 55: 345. 368 <http://dx.doi.org/10.32360/78514>
- Coutinho, R., & Zalmon, I. R. (2009). Os Bentos de costões rochosos. Em: Pereira, R. C. & Soares-Gomes, A. (Eds.), *Biologia Marinha* (1st Ed., pp. 281–298). Interciência.
- Coutinho, R., Gonçalves, J. E. A., Messano, L. V. R., & Ferreira, C. E. (2013). Avaliação crítica das bioinvasões por bioincrustação. *A Ressurgência*, 11–18.
- Coutinho, R., Yaginuma, L. E., Siviero, F., Santos, J. C. Q. P. dos, López, M. S., Christofolletti, R. A., Berchez, F., Ghilardi-Lopes, N. P., Ferreira, C. E. L., Gonçalves, J. E. A., Masi, B. P., Correia, M. D., Sovierzoski, H. H., Skinner, L. F., & Zalmon, I. R. (2016). Studies on benthic communities of rocky shores on the Brazilian coast and climate change monitoring: status of knowledge and challenges. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 27–36. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920161015064sp2>
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M. L., & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239–10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>
- Craveiro, N., de Almeida Alves, R. V., da Silva, J. M., Vasconcelos, E., de Almeida Alves-Junior, F., & Rosa Filho, J. S. (2021). Immediate effects of the 2019 oil spill on the macrobenthic fauna associated with macroalgae on the tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112107.
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). 4-Physiochemical properties and degradation. *Microplastic Pollutants*. Elsevier, pp. 57–100.
- Creed, J. C. (2003). The seagrasses of South America: Brazil, Argentina and Chile. Em: E. P. Green, & F. T. Short (Eds.). *World Atlas of seagrasses*. University of California Press.
- Creed, J. C., Oliveira, A. E. S., & de Paula, A. F. (2008). *Cnidaria, Scleractinia, Tubastraea coccinea Lesson, 1829 and Tubastraea tagusensis Wells, 1982: Distribution extension*. Check List, 4(3), 297–300.
- Creed, J. C., Aranda, L. S., de Sousa, J. G., Brito do Bem, C. B., Dutra, B. S. A. V. M., Lanari, M., Sousa, V. E., Magalhães, K. M., Magris, R. A., Vivanco-Bercovich, M., Cruz, I., Horta, P. A., Riul, P., Casares, F. A., Ovando, X., & Copertino, M. (2023). A Synthesis of Provision and Impact in Seagrass Ecosystem Services in the Brazilian Southwest Atlantic. *Sustainability* 15(20), 14722. doi.org/10.3390/su152014722
- Critchell, K., & Hoogenboom, M. O. (2018). Effects of microplastic exposure on the body condition and behaviour of planktivorous reef fish (*Acanthochromis polyacanthus*). *PLoS ONE*, 13(3), e0193308. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0193308>
- Cruz, I. C. S., Loiola, M., Albuquerque, T., Reis, R., de Anchieta C. C. Nunes, J., Reimer, J. D., Mizuyama, M., Kikuchi, R. K. P., & Creed, J. C. (2015). Effect of Phase Shift from Corals to *Zoantharia* on Reef Fish Assemblages. *PLoS ONE*, 10(1), e0116944. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116944>

- Cruz, I. C. S., Waters, L. G., Kikuchi, R. K. P., Leão, Z. M. A. N., & Turra, A. (2018). Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 551–561. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.043>
- Cunha, H. A., Santos-Neto, E. B., Carvalho, R. R., Ikeda, J. M., Groch, K. R., Díaz-Delgado, J., Guari, E. B., Brião, J. A., Oliveira, R. B., Flach, L., Bisi, T. L., Catão-Dias, J. L., Azevedo, A. F., Lailson-Brito Jr, J. (2021). Epidemiological features of the first Unusual Mortality Event linked to cetacean morbillivirus in the South Atlantic (Brazil, 2017–2018). *Marine Mammal Science*, 37(4), 1375–1390.
- Cuthbert, R., Hilton, G., Ryan, P., & Tuck, G. N. (2005). At-sea distribution of breeding Tristan albatrosses *Diomedea dabbenena* and potential interactions with pelagic longline fishing in the South Atlantic Ocean. *Biological Conservation*, 121(3), 345–355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.007>
- da Rosa, V. C., & Garcia, M. (2013). Ocorrência de *Ulva* spp., *Polysiphonia* sp., e *Microcystis aeruginosa* nas praias do Saco do Laranjal, Pelotas, RS. *Revista Thema*, 10(1), 122–137.
- da Silva, V. E. L., Assis, I. O. de, Campos-Silva, J. V., Paulino, G. V. B., & Fabré, N. N. (2022). Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 50, 102145. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102145>
- De Barba, F. F. M. de, Bazi, C. C., Pessatti, M. L., & Resgalla Jr, C. (2016). Macromedusae of Southern Brazil: temporal variation, population structure and biochemical composition. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(2), 127–136. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016101806402>
- de Carvalho-Souza, G. F., Llope, M., Tinôco, M. S., Medeiros, D. v., Maia-Nogueira, R., & Sampaio, C. L. S. (2018). Marine litter disrupts ecological processes in reef systems. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.049>
- De Léo, F. C., Bernardino, A. F., Sumida, P. Y. G., & Turra, A. (2020). Continental Slope and Submarine Canyons: Benthic Biodiversity and Human Impacts. Em: Sumida, P.Y.G., Bernardino, A.F., De Léo, F. C. (Eds.) *Brazilian Deep-Sea Biodiversity. Brazilian Marine Biodiversity*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53222-2_3
- de Oliveira, O. M., Queiroz, A. F. D. S., Cerqueira, J. R., Soares, S. A., Garcia, K. S., Pavani Filho, A., Rosa, M. de L. da S., Suzart, C. M., Pinheiro, L. de L., & Moreira, Í. T. (2020). Environmental disaster in the northeast coast of Brazil: Forensic geochemistry in the identification of the source of the oily material. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111597.
- de Paula, A. F., Figueiredo, M. A. de O., & Creed, J. C. (2003). Structure of the Macroalgal Community Associated with the Seagrass *Halodule wrightii* Ascherson in the Abrolhos Marine National Park, Brazil. *Botanica Marina*, 46(5). <https://doi.org/10.1515/BOT.2003.041>
- de Paula Costa, M., Magris, R. A., Muelbert, J. H., Vieira, J. P., Castello, J. P., Copertino, M. S., & Posingham, H. P. (2022). Spatial zoning to conserve fish species with complex life cycles in estuaries. *Ocean & Coastal Management*, 221, 106115. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106115>
- De Paula, J. C., Lopes-Filho, E. A. P., Carvalho, W. F. de, Coração, A. C. de S., & Yoneshigue-Valentin, Y. (2020). Long-term changes in macroalgae assemblages reveal a gradual biodiversity loss over the last 200 years in the hypereutrophic Guanabara Bay. *Marine Environmental Research*, 162(August). <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105153>
- de Souza, M. M., Mathis, M., Mayer, B., Noernberg, M. A., & Pohlmann, T. (2020). Possible impacts of anthropogenic climate change to the upwelling in the South Brazil Bight. *Climate Dynamics*, 55(3–4), 651–664. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05289-0>
- De Souza, M. S., Muelbert, J. H., Costa, L. D., Klering, E. V., & Yunes, J. S. (2018). Environmental variability and cyanobacterial blooms in a subtropical coastal lagoon: searching for a sign of climate change effects. *Frontiers in Microbiology*, 9, 1727.
- Detoni, A. M. S., Ciotti, Á. M., Calil, P. H. R., Tavano, V. M., & Yunes, J. S. (2016). *Trichodesmium* latitudinal distribution on the shelf break in the south-

- western Atlantic Ocean during spring and autumn. *Global Biogeochemical Cycles*, 30(11), 1738–1753. <https://doi.org/10.1002/2016GB005431>
- Dias, T. L. P., & Gondim, A. I. (2016). Bleaching in scleractinians, hydrocorals, and octocorals during thermal stress in a northeastern Brazilian reef. *Marine Biodiversity*, 46(1), 303–307. <https://doi.org/10.1007/s12526-015-0342-8>
- Diniz, C., Cortinhas, L., Nerino, G., Rodrigues, J., Sadeck, L., Adami, M., & Souza-Filho, P. (2019). Brazilian Mangrove Status: Three Decades of Satellite Data Analysis. *Remote Sensing*, 11(7), 808. <https://doi.org/10.3390/rs11070808>
- Di Tullio, J. C., Gandra, T. B. R., Zerbini, A. N., & Secchi, E. R. (2016). Diversity and Distribution Patterns of Cetaceans in the Subtropical Southwestern Atlantic Outer Continental Shelf and Slope. *PLoS ONE*, 11(5), e0155841. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155841>
- do Amaral, K. B., Alvares, D. J., Heinzelmann, L., Borges-Martins, M., Siciliano, S., & Moreno, I. B. (2015). Ecological niche modeling of *Stenella* dolphins (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 472, 166–179. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.07.013>
- Dorneles, P. R., Sanz, P., Eppe, G., Azevedo, A. F., Bertozzi, C. P., Martínez, M. A., Secchi, E. R., Barbosa, L. A., Cremer, M., Alonso, M. B., Torres, J. P. M., Lailson-Brito, J., Malm, O., Eljarrat, E., Barceló, D., & Das, K. (2013). High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: A serious PCB problem. *Science of The Total Environment*, 463–464, 309–318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.015>
- Duarte, G. A. S., Villela, H. D. M., Deocleciano, M., Silva, D., Barno, A., Cardoso, P. M., Vilela, C. L. S., Rosado, P., Messias, C. S. M. A., Chacon, M. A., Santoro, E. P., Olmedo, D. B., Szpilman, M., Rocha, L. A., Sweet, M., & Peixoto, R. S. (2020). Heat Waves Are a Major Threat to Turbid Coral Reefs in Brazil. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00179>
- Dunic, J. C., Brown, C. J., Connolly, R. M., Turschwell, M. P., & Côté, I. M. (2021). Long-term declines and recovery of meadow area across the world's seagrass bioregions. *Global Change Biology*, 27(12), 2789–2803. <https://doi.org/10.1111/gcb.15684>
- Dutra, L. X. C., Kikuchi, R. K., & Leão, Z. M. A. N. (2006). Todos os Santos Bay coral reefs, Eastern Brazil, revisited after 40 years. *10th International Coral Reef Symposium*.
- Eddy, T. D., Lam, V. W. Y., Reygondeau, G., Cisneros-Montemayor, A. M., Greer, K., Palomares, M. L. D., Bruno, J. F., Ota, Y., & Cheung, W. W. L. (2021). Global decline in capacity of coral reefs to provide ecosystem services. *One Earth*, 4(9), 1278–1285. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.08.016>
- Eduardo, L. N. (2021). Lighting up the dark side of the ocean: biodiversity and ecology of deep-sea fishes from the Southwestern Tropical Atlantic. Tese de Doutorado da Université Montpellier e Universidade federal de Pernambuco. Recife, Brasil.
- Eduardo, L. N., Bertrand, A., Lucena-Fredou, F., Villarins, B. T., Martins, J. R., Afonso, G. V. F., Pietsch, T. W., Frédou, T., & Di Dario, F., & Mincarone, M. M. (2022). Rich and underreported: first integrated assessment of the diversity of mesopelagic fishes in the Southwestern Tropical Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 9, 937154.
- Eggertsen, L., Ferreira, C. E. L., Fontoura, L., Kautsky, N., Gullström, M., & Berkström, C. (2017). Seaweed beds support more juvenile reef fish than seagrass beds in a south-western Atlantic tropical seascape. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 196, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.06.041>
- Elliff, C. I., & Kikuchi, R. K. P. (2017). Ecosystem services provided by coral reefs in a Southwestern Atlantic Archipelago. *Ocean and Coastal Management*, 136, 49–55. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.021>
- Etheridge, S. M. (2010). Paralytic shellfish poisoning: Seafood safety and human health perspectives. *Toxicon*, 56(2), 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2009.12.013>
- Fernandes, L. F., & Brandini, F. P. (2010). The

- potentially toxic diatom *Pseudo-nitzschia* H. Peragallo in the Paraná and Santa Catarina States, Southern Brazil. *Iheringia, Sér. Bot.*, 65(1), 47–62.
- Fernandes, L. F., Cavalcante, K. P., Proença, L. A. D. O., & Schramm, M. A. (2013). Blooms of *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima* and *P. calliantha*, and associated domoic acid accumulation in shellfish from the South Brazilian coast. *Diatom Research*, 28(4), 381–393. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2013.821424>
- Ferreira, A. C., & Lacerda, L. D. (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, 125, 38–46. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011>
- Ferreira, B. P., Costa, M. B. S. F., Coxey, M. S., Gaspar, A. L. B., Veleda, D., & Araujo, M. (2013). The effects of sea surface temperature anomalies on oceanic coral reef systems in the southwestern tropical Atlantic. *Coral Reefs*, 32(2), 441–454. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0992-y>
- Ferreira, B. P. (2020). Status and trends of coral reefs of the Brazil region. Em: Souther, D. (Ed.), *Status of Coral Reefs of the World: 2020* (p. 13).
- Ferreira, C., Horta, P. A., Almeida, G. M., Zitta, C. S., de M. Oliveira, E., Gueye, M. B. Y. B., & Rodrigues, A. C. (2015). Anatomical and ultrastructural adaptations of seagrass leaves: an evaluation of the southern Atlantic groups. *Protoplasma*, Vol. 252(1), 3–20. <https://doi.org/10.1007/s00709-014-0661-9>
- Ferreira, G. V. B., Justino, A. K. S., Eduardo, L. N., Lenoble, V., Fauvelle, V., Schmidt, N., Junior, T. V., Frédou, T., & Lucena-Frédou, F. (2022). Plastic in the inferno: Microplastic contamination in deep-sea cephalopods (*Vampyroteuthis infernalis* and *Abralia veranyi*) from the southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 174, 113309. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113309>
- Ferreira, L. C. L., Grillo, A. C., Reginaldo Filho, F. P. M., Souza, F. N. R., & Longo, G. O. (2021). Different responses of massive and branching corals to a major heatwave at the largest and richest reef complex in South Atlantic. *Marine Biology*, 168(5), 54. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03863-6>
- Filbee-Dexter, K., & Wernberg, T. (2018). Rise of Turfs: A New Battlefront for Globally Declining Kelp Forests. *BioScience*, 68(2), 64–76. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix147>
- Fistarol, G. O., Coutinho, F. H., Moreira, A. P. B., Venas, T., Cánovas, A., de Paula, S. E. M., Coutinho, R., de Moura, R. L., Valentin, J. L., Tenenbaum, D. R., Paranhos, R., do Valle, R. de A. B., Vicente, A. C. P., Amado Filho, G. M., Pereira, R. C., Kruger, R., Rezende, C. E., Thompson, C. C., Salomon, P. S., & Thompson, F. L. (2015). Environmental and Sanitary Conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Frontiers in Microbiology*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01232>
- Fogliarini, C. de O., Bugoni, L., Haimovici, M., Secchi, E. R., & Cardoso, L. G. (2019). High mortality of adult female Magellanic penguins by gillnet fisheries in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(10), 1657–1664. <https://doi.org/10.1002/aqc.3143>
- França, M. C., Pessenda, L. C., Cohen, M. C., de Azevedo, A. Q., Fontes, N. A., Silva, F. B., ... & Macario, K. (2019). Late-Holocene subtropical mangrove dynamics in response to climate change during the last millennium. *The Holocene*, 29(3), 445–456.
- Francini-Filho, R. B., Asp, N. E., Siegle, E., Hocevar, J., Lowyck, K., D'avila, N., ... & Thompson, F. L. (2018). Perspectives on the Great Amazon Reef: Extension, biodiversity, and threats. *Frontiers in Marine Science*, 5, 142.
- Franco, B. C., Defeo, O., Piola, A. R., Barreiro, M., Yang, H., Ortega, L., Gianelli, I., Castello, J. P., Vera, C., Buratti, C., Pájaro, M., Pezzi, L. P., & Möller, O. O. (2020). Climate change impacts on the atmospheric circulation, ocean, and fisheries in the southwest South Atlantic Ocean: a review. *Climatic Change*, 162(4), 2359–2377. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02783-6>
- Fruet, P. F., Kinas, P. G., Da Silva, K. G., Di Tullio, J. C., Monteiro, D. S., Dalla Rosa, L., Estima, S. C., & Secchi, E. R. (2012). Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 92, 1865–1876.

- Fruet, P. F., Möller, L. M., & Secchi, E. R. (2021). Dynamics and Viability of a Small, Estuarine-Resident Population of Lahille's Bottlenose Dolphins From Southern Brazil. *Frontiers in Marine Science*, 7, 1159.
- Fruet, P. F., Zappes, C. A., Bisi, T. L., Simoes-Lopes, P. C., Laporta, P., Loureiro, J. D. & Flores, P. A. C. (2016). Report of the working group on interactions between humans and *Tursiops truncatus* in the southwest Atlantic Ocean. *Lat. Am. J. Aquatic Mamm.* 11, 79–98.
- Gabriel, F. A., Silva, A. G., Queiroz, H. M., Ferreira, T. O., Hauser-Davis, R. A., & Bernardino, A. F. (2020). Ecological Risks of Metal and Metalloid Contamination in the Rio Doce Estuary. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16(5), 655–660. <https://doi.org/10.1002/ieam.4250>
- Gaeta, S. A., & Brandini, F. P. (2006). Produção Primária do Fitoplâncton na Região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS). Em: Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B. & Madureira, L. S. P. (Eds.), *Produção Primária do Fitoplâncton na Região entre o Cabo de São Tomé (RJ) e o Chuí (RS)* (pp. 219–264). EDUSP.
- Garcia, A. M., Claudino, M. C., Mont'Alverne, R., Pereyra, P. E. R., Copertino, M., & Vieira, J. P. (2017). Temporal variability in assimilation of basal food sources by an omnivorous fish at Patos Lagoon Estuary revealed by stable isotopes (2010–2014). *Marine Biology Research*, 13, 98–107. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1206939>
- Garcia, A. M., & Vieira, J. P. (1997). Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Atlântica*, 19, 161–181.
- Garcia, A. M., Vieira, J. P., Bemvenuti, C. E., & Gerardi, R. M. (1996). Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplus*, 4, 113–128.
- García-Gómez, J. C., Garrigós, M., & Garrigós, J. (2021). Plastic as a vector of dispersion for marine species with invasive potential: A review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 629756. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.629756>
- Gasalla, M. A., Abdallah, P. R., & Lemos, D. (2017). Potential Impacts of Climate Change in Brazilian Marine Fisheries and Aquaculture. Em: *Climate Change Impacts on Fisheries and Aquaculture* (pp. 455–477). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119154051.ch14>
- Gaspar, T. L., Quimbayo, J. P., Ozekoski, R., Nunes, L. T., Aued, A. W., Mendes, T. C., Garrido, A. G., & Segal, B. (2021). Severe coral bleaching of *Siderastrea stellata* at the only atoll in the South Atlantic driven by sequential Marine Heatwaves. *Biota Neotropica*, 21(2). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2020-1131>
- Gianasi, B. L., Araujo, M. L. V., & Copertino, M. S. (2011). Utilização de LANDSAT-TM no estudo de uma floração de macroalgas de deriva no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Anais Do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 7044.
- Gilljam, J. L., Leonel, J., Cousins, I. T., & Benskin, J. P. (2016). Is Ongoing Sulfluramid Use in South America a Significant Source of Perfluorooctanesulfonate (PFOS)? Production Inventories, Environmental Fate, and Local Occurrence. *Environmental Science & Technology*, 50(2), 653–659. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04544>
- Glibert, P. M., Berdalet, E., Burford, M. A., Pitcher, G. C., & Zhou, M. (Eds.). (2018). *Global ecology and oceanography of harmful algal blooms*. Vol. 232. Cham: Springer.
- Godoy, M. D. P., & Lacerda, L. D. de. (2015). Mangroves Response to Climate Change: A Review of Recent Findings on Mangrove Extension and Distribution. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 87(2), 651–667. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520150055>
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., & Fayoinbo, T. (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26(10), 5844–5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>
- Gomes, L. E. de O., & Bernardino, A. F. (2020). Drought effects on tropical estuarine benthic assemblages in Eastern Brazil. *Science of The*

- Total Environment*, 703, 135490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135490>
- Gomes, L. E. de O., Sanders, C. J., Nobrega, G. N., Vescovi, L. C., Queiroz, H. M., Kauffman, J. B., Ferreira, T. O., & Bernardino, A. F. (2021a). Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 297, 113381. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113381>
- Gomes, L. E. de O., Vescovi, L. C., & Bernardino, A. F. (2021b). The collapse of mangrove litterfall production following a climate-related forest loss in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111910. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111910>
- Gomes, M. P., de Albuquerque, C. Q., Andrades, R., Martins, A. S., Robinson, L. A., & Spencer, M. (2018). Influence of detached macroalgae on fish size and condition in nearshore habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 211, 227-237.
- Gonçalves, C. T. P. (2020). *Florações de macroalgas e seus efeitos sobre a pesca e macrofauna em uma região neotropical*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 140p.
- Gorman, D., Horta, P., Flores, A. A. V., Berchez, F. As., Batista, M. B., Filho, E. S. L., Melo, M. S., Ignacio, B., Carneiro, I., Villaca, R., & Széchy, M. (2020). Decadal losses of canopy-forming algae along the warm temperate coastline of Brazil. *Global Change Biology*, 26(3), 1446-1457. <https://doi.org/10.1111/gcb.14956>
- Gorman, D., Turra, A., Bergstrom, E. R., & Horta, P. A. (2016). Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). *Aquatic Botany*, 132, 30-36. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.04.002>
- Gouvêa, L. P., Assis, J., Gurgel, C. F. D., Serrão, E. A., Silveira, T. C. L., Santos, R., Duarte, C. M., Peres, L. M. C., Carvalho, V. F., Batista, M., Bastos, E., Sissini, M. N., & Horta, P. A. (2020). Golden carbon of Sargassum forests revealed as an opportunity for climate change mitigation. *Science of The Total Environment*, 729, 138745. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138745>
- Gowen, R. J., Tett, P., Bresnan, E., Davidson, K., McKinney, A., Harrison, P. J., Milligan, S., Mills, D. K., Silke, J., & Crooks, A. M. (2012). Anthropogenic nutrient enrichment and blooms of harmful phytoplankton. Em: *Oceanography and Marine Biology*. CRC Press.
- Gower, J., Young, E., & King, S. (2013). Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sensing Letters*, 4(8), 764-773. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2013.796433>
- Graça-Lopes, R., Puzzi, A., Severino-Rodrigues, E., Bartolotto, A. S., Guerra, D. S. F., & Figueiredo, K. T. B. (2002). Comparação entre a Produção de Camarão-Sete-Barbas e de Fauna Acompanhante pela Frota-de-Pequeno-Porte Sediada na Praia de Perequê, Estado De São Paulo, Brasil. *Boletim Do Instituto de Pesca*, 28(2), 189-194. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10412202>
- Graham, M. H., Kinlan, B. P., Druehl, L. D., Garske, L. E., & Banks, S. (2007). Deep-water kelp refugia as potential hotspots of tropical marine diversity and productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(42), 16576-16580.
- Gregg, W. W., & Rousseaux, C. S. (2019). Global ocean primary production trends in the modern ocean color satellite record (1998-2015). *Environmental Research Letters*, 14, 124011.
- Groch, K. (2017). Conservation advances for the southern right whales in Brazil. Em: *Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America: Technological Innovation and Conservation* (pp. 441-475). Cham: Springer International Publishing.
- Guimarães, M. A., Paiva, A. de M., & Coutinho, R. (2005). Modeling *Ulva* spp. dynamics in a tropical upwelling region. *Ecological Modelling*, 188(2-4), 448-460. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.04.023>
- Gusmão, F., Domenico, M. di, Amaral, A. C. Z., Martínez, A., Gonzalez, B. C., Worsaae, K., Ivar do Sul, J. A., & Cunha Lana, P. da. (2016). In situ ingestion of microfibrils by meiofauna from sandy beaches. *Environmental Pollution*, 216, 584-590. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.015>
- Gusmão, J. B., Albergaria-Barbosa, A. C., Kikuchi, R. K. P., & Combi, T. (2021). The barnacle *Chthamalus*

- malus bisinuatus is the only sessile invertebrate colonizing oil patches on beachrocks one year after a massive oil spill on the Northeastern Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112952.
- Haddad Jr., V., Costa, M. A. de O., & Nagata, R. (2019). Outbreak of jellyfish envenomations caused by the species *Olindias sambaquiensis* (CNIDARIA: HYDROZOA) in the Rio Grande do Sul state (Brazil). *Revista Da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 52, 10–11. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0137-2019>
- Haddad Jr., V., da Silveira, F. L., Cardoso, J. L. C., & Morandini, A. C. (2002). A report of 49 cases of cnidarian envenoming from southeastern Brazilian coastal waters. *Toxicon*, 40(10), 1445–1450. [https://doi.org/10.1016/S0041-0101\(02\)00162-9](https://doi.org/10.1016/S0041-0101(02)00162-9)
- Haddad Jr., V., da Silveira, F. L., & Migotto, Á. E. (2010). Skin lesions in envenoming by cnidarians (Portuguese man-of-war and jellyfish): Etiology and severity of accidents on the Brazilian coast. *Revista Do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 52(1), 47–50. <https://doi.org/10.1590/S0036-46652010000100009>
- Haddad Jr., V., Morandini, A. C., & Rodrigues, L. E. (2018). Jellyfish Blooms Causing Mass Envenomations in Aquatic Marathonists: Report of Cases in S and SE Brazil (SW Atlantic Ocean). *Wilderness and Environmental Medicine*, 29(1), 142–145. <https://doi.org/10.1016/j.wem.2017.09.012>
- Haddad Jr., V., Szpilman, D., & Szpilman, M. (2017). Lesões por águas-vivas – Recomendação Sobrasa. Disponível em: www.sobrasa.org.
- Haddad, M. A., & Nogueira Jr., M. (2006). Reappearance and seasonality of *Phyllorhiza punctata* von Lendenfeld (Cnidaria, Scyphozoa, Rhizostomeae) medusae in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 824–831. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300030>
- Haimovici, M., & Cardoso, L. G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Marine Biology Research*, 13(1), 135–150. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1228978>
- Haimovici, M., Cavole, L. M., Cope, J. M., & Cardoso, L. G. (2021). Long-term changes in population dynamics and life history contribute to explain the resilience of a stock of *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae, Teleostei) in the SW Atlantic. *Fisheries Research*, 237, 105878. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105878>
- Haimovici, M., Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B., Cergole, M. C., Madureira, L. S., Bernardes, R. A., & Ávila-da-Silva, A. O. (2006). Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul. *Programa Revizee - Relatório Executivo-Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na Zona Econômica do Brasil*, 207–242.
- Hallegraeff, G., Enevoldsen, H., & Zingone, A. (2021). Global harmful algal bloom status reporting. *Harmful Algae*, 102, 101992. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.101992>
- Hammerschlag, N., Schmitz, O. J., Flecker, A. S., Lafferty, K. D., Sih, A., Atwood, T. B., Gallagher, A. J., Irschick, D. J., Skubel, R., & Cooke, S. J. (2019). Ecosystem Function and Services of Aquatic Predators in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 34(4), 369–383. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.01.005>
- Haraguchi, L., Carstensen, J., Abreu, P. C., & Odebrecht, C. (2015). Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162, 76–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.03.007>
- Hatje, V., Andrade, R. L. B., Oliveira, C. C. de, Polejack, A., & Gxaba, T. (2021). Pollutants in the South Atlantic Ocean: Sources, Knowledge Gaps and Perspectives for the Decade of Ocean Science. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.644569>
- Hatje, V., & Barros, F. (2012). Overview of the 20th century impact of trace metal contamination in the estuaries of Todos os Santos Bay: past, present and future scenarios. *Marine Pollution Bulletin*, 64(11), 2603–2614.
- Hatje, V., Copertino, M., Patire, V. F., Ovando, X., Ogbuka, J., Johnson, B. J., Kennedy, H., Masque, P., & Creed, J. C. (2023). Vegetated coastal ecosystems in the Southwestern Atlantic Ocean are an

- unexploited opportunity for climate change mitigation. *Communications Earth and Environment*, 4(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00828-z>
- Hatje, V., Pedreira, R. M. A., de Rezende, C. E., Schettini, C. A. F., de Souza, G. C., Marin, D. C., & Hackspacher, P. C. (2017). The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*, 7(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>
- Hayashi, S. N., Souza-Filho, P. W. M., Nascimento, W. R., & Fernandes, M. E. B. (2019). The effect of anthropogenic drivers on spatial patterns of mangrove land use on the Amazon coast. *PLoS ONE*, 14(6), e0217754. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217754>
- Hendy, I. W., Woolford, K., Vincent-Piper, A., Burt, O., Schaefer, M., Cragg, S. M., Sanchez-Navarro, P., & Ragazzola, F. (2021). Climate-driven golden tides are reshaping coastal communities in Quintana Roo, Mexico. *Climate Change Ecology*, 2, 100033. <https://doi.org/10.1016/j.eco-chg.2021.100033>
- Hilborn, R., Amoroso, R. O., Anderson, C. M., Baum, J. K., Branch, T. A., Costello, C., de Moor, C. L., Faraj, A., Hively, D., Jensen, O. P., Kurota, H., Little, L. R., Mace, P., McClanahan, T., Melnychuk, M. C., Minto, C., Osio, G. C., Parma, A. M., Pons, M., Segurado, S., Szuwalski, C. S., Wilson, J. R., & Ye, Y. (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(4), 2218–2224. <https://doi.org/10.1073/pnas.1909726116>
- Hobday, A. J. & Pecl, G. T. (2014) Identification of global marine hotspots: sentinels for change and vanguards for adaptation action. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 24, 415–425.
- Hoffmeyer, M. S., Sabatini, M. E., Brandini, F. P., Calliari, D. L., Santinelli, N. H. (Eds.). (2018). *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic*. Springer, Cham. ISBN: 978-3-319-77868-6
- Horta, P. A., Riul, P., Amado Filho, G. M., Gurgel, C. F. D., Berchez, F., Nunes, J. M. de C., Scherner, F., Pereira, S., Lotufo, T., Peres, L., Sissini, M., Bastos, E. de O., Rosa, J., Munoz, P., Martins, C., Gouvêa, L., Carvalho, V., Bergstrom, E., Schubert, N., ... Figueiredo, M. (2016). Rhodoliths in Brazil: Current knowledge and potential impacts of climate change. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 117–136. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160870064sp2>
- Horton, T. W., Zerbini, A. N., Andriolo, A., Danilewicz, D., & Sucunza, F. (2020). Multi-decadal humpback whale migratory route fidelity despite oceanographic and geomagnetic change. *Frontiers in Marine Science*, 414. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00414>
- Howard, J. L., Creed, J. C., Aguiar, M. V., & Fourqurean, J. W. (2018). CO2 released by carbonate sediment production in some coastal areas may offset the benefits of seagrass “Blue Carbon” storage. *Limnology and Oceanography*, 63(1), 160–172.
- Hutchings, J. A., Minto, C., Ricard, D., Baum, J. K., & Jensen, O. P. (2010). Trends in the abundance of marine fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(8), 1205–1210. <https://doi.org/10.1139/F10-081>
- ICMBio. (2018). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Atlas dos Manguezais do Brasil*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 176 p.
- IPCC. (2019). Intergovernmental Panel on Climate Change. *Special report on the Ocean and Cryosphere in a changing climate*. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2019/12/02_SROCC_FM_FINAL.pdf
- IPCC. (2021). Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for policymakers. Em: Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S. L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L., Gomis M. I., Huang M., Leitzell K., Lonnoy E., Matthews J. B. R., Maycock T. K., Waterfield T., Yelekçi O., Yu R., & Zhou B. (Eds.). *Climate change 2021: The physical science basis. contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 3–32. doi: 10.1017/9781009157896.001

- IPCC. (2023). Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2023: Synthesis Report. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (H. Lee & J. Romero, Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 35-115, doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- Isacch, J. P., Costa, C. S. B., Rodriguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D. A., & Iribarne, O. O. (2006). Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33(5), 888-900. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01461.x>
- Jennerjahn, T. C., Gilman, E., Krauss, K. W., Lacerda, L. D., Nordhaus, I., & Wolanski, E. (2017). Chapter 7: mangrove ecosystems and climate change. Em: Rivera-Monroy, V. H., Lee, S. Y., Kristensen, E., Twilley, R. R. (Eds.). *Mangrove ecosystems: a global biogeographic perspective structure, function and ecosystem services*. Springer, New York
- Jetz, W., McGeoch, M. A., Guralnick, R., Ferrier, S., Beck, J., Costello, M. J., Fernandez, M., Geller, G. N., Keil, P., Merow, C., Meyer, C., Muller-Karger, F. E., Pereira, H. M., Regan, E. C., Schmeller, D. S., & Turak, E. (2019). Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature Ecology & Evolution*, 3(4), 539-551. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0826-1>
- Jiang, K., Zhang, J., Sakatoku, A., Kambayashi, S., Yamanaka, T., Kanehara, T., Fujikura, K., & Pellizari, V. H. (2018). Discovery and biogeochemistry of asphalt seeps in the North São Paulo Plateau, Brazilian Margin. *Scientific Reports*, 8(1), 12619. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30928-2>
- Johns, E. M., Lumpkin, R., Putman, N. F., Smith, R. H., Muller-Karger, F. E., T. Rueda-Roa, D., Hu, C., Wang, M., Brooks, M. T., Gramer, L. J., & Werner, F. E. (2020). The establishment of a pelagic Sargassum population in the tropical Atlantic: Biological consequences of a basin-scale long distance dispersal event. *Progress in Oceanography*, 182, 102269. <https://doi.org/10.1016/j.poccean.2020.102269>
- Justino, A. K. S., Ferreira, G. V. B., Schmidt, N., Eduardo, L. N., Fauvelle, V., Lenoble, V., Sempéré, R., Panagiotopoulos, C., Mincarone, M. M., Frédou, T., & Lucena-Frédou, F. (2022). The role of mesopelagic fishes as microplastics vectors across the deep-sea layers from the Southwestern Tropical Atlantic. *Environmental Pollution*, 300, 118988. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118988>
- Kajiwara, N., Matsuoka, S., Iwata, H., Tanabe, S., Rosas, F. C. W., Fillmann, G., & Readman, J. W. (2004). Contamination by Persistent Organochlorines in Cetaceans Incidentally Caught Along Brazilian Coastal Waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46(1), 124-134. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2239-y>
- Kannan, K., Blankenship, A. L., Jones, P. D., & Giesy, J. P. (2000). Toxicity Reference Values for the Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls to Aquatic Mammals. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 6(1), 181-201. <https://doi.org/10.1080/10807030091124491>
- Kardos, M., Armstrong, E. E., Fitzpatrick, S. W., Hauser, S., Hedrick, P. W., Miller, J. M., Tallmon, D. A., & Funk, W. C. (2021). The crucial role of genome-wide genetic variation in conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(48). doi: 10.1073/pnas.2104642118.
- Katsanevakis, S. (2008). Marine Debris, a Growing Problem: Sources, Distribution, Composition, and Impacts. *Marine Pollution: New Research* (pp. 53-100). Nova Science Publishers.
- Kauffman, J. B., Adame, M. F., Arifanti, V. B., Schille-Beers, L. M., Bernardino, A. F., Bhomia, R. K., Donato, D. C., Feller, I. C., Ferreira, T. O., Jesus Garcia, M. del C., MacKenzie, R. A., Megonigal, J. P., Murdiyarso, D., Simpson, L., & Hernández Trejo, H. (2020). Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. *Ecological Monographs*, 90(2). <https://doi.org/10.1002/ecm.1405>
- Kauffman, J. B., Bernardino, A. F., Ferreira, T. O., Bolton, N. W., Gomes, L. E. de O., & Nobrega, G. N. (2018). Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in nor-

- theastern Brazilian mangroves. *Ecology and Evolution*, 8(11), 5530–5540. <https://doi.org/10.1002/ece3.4079>
- Kerr, R., Da Cunha, L. C., Kikuchi, R. K., Horta, P. A., Ito, R. G., Müller, M. N., ... & Copertino, M. S. (2016). The western south Atlantic Ocean in a high-CO₂ world: current measurement capabilities and perspectives. *Environmental management*, 57, 740–752.
- Kersalé, M., Meinen, C. S., Perez, R. C., Le Hénaff, M., Valla, D., Lamont, T., Sato, O. T., Dong, S., Terre, T., Van Caspel, M., Chidichimo, M. P., Van Den Berg, M., Speich, S., Piola, A. R., Campos, E. J. D., Ansorge, I., Volkov, D. L., Lumpkin, R., & Garzoli, S. L. (2020). Highly variable upper and abyssal overturning cells in the South Atlantic. *Sci. Adv* (Vol. 6). <https://www.science.org>
- Kikuchi, R. K. P., Leão, Z. M. A. N., & Oliveira, M. D. M. (2010). Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. *Revista de Biologia Tropical*, 58, 1–31.
- Kitahara, M. V., Cordeiro, R. T. S., Barbosa, R. V., Pires, D. de O., & Sumida, P. Y. G. (2020). Brazilian Deep-Sea Corals. Em: Sumida, P. Y. G., Bernardino, A. F., & de Leo, F. C. (Eds.), *Brazilian Deep-Sea Biodiversity*. pp. 73–107. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53222-2_4
- Krug, L. A., Gherardi, D. F. M., Stech, J. L., de Andrade Nery Leão, Z. M., & de Kikuchi, R. K. P. (2012). Characterization of coral bleaching environments and their variation along the Bahia state coast, Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, 33(13), 4059–4074. <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.639505>
- Kulk, G., Platt, T., Dingle, J., Jackson, T. Jönsson, B. F., Bouman, H. A., Babin, M., Brewin, R. J. W., Doblin, M., Estrada, M., Figueiras, F. G., Furuya, K., González-Benítez, N., Gudfinnsson, H. G., Gudmundsson, K., Huang, B., Isada, T., Kovač, Ž., Lutz, V. A., Marañón, E., Raman, M., Richardson, K., Rozema, P. D., van de Poll, W. H., Segura, V., Tilstone, G. H., Uitz, J., van Dongen-Vogels, V., Yoshikawa, T., & Sathyendranath, S. (2020). Primary production, an index of climate change in the ocean: satellite-based estimates over two decades. *Remote Sensing* 12, no. 5: 826.
- Lacerda, L. D., Ward, R. D., Godoy, M. D. P., de Andrade Meireles, A. J., Borges, R., & Ferreira, A. C. (2021). 20-Years Cumulative Impact From Shrimp Farming on Mangroves of Northeast Brazil. *Front. For. Glob. Change* 4:653096. doi: 10.3389/ffgc.2021.653096
- Lailson-Brito, J., Dorneles, P. R., Azevedo-Silva, C. E., Bisi, T. L., Vidal, L. G., Legat, L. N., Azevedo, A. F., Torres, J. P. M., & Malm, O. (2012). Organochlorine compound accumulation in delphinids from Rio de Janeiro State, southeastern Brazilian coast. *Science of The Total Environment*, 433, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.030>
- Lambert, S., & Wagner, M. (2016). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265–268. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>
- Lana, P., & Bernardino, A. F. (Eds.). (2018). *Brazilian estuaries: a benthic perspective*. Springer. 212 pp.
- Lanari, M., & Copertino, M. (2017). Drift macroalgae in the Patos Lagoon Estuary (southern Brazil): effects of climate, hydrology and wind action on the onset and magnitude of blooms. *Marine Biology Research*, 13(1), 36–47. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1225957>
- Lanari, M., Copertino, M., Colling, L. A., & C. Bom, F. (2018). The impact of short-term depositions of macroalgal blooms on widgeon-grass meadows in a river-dominated estuary. *Harmful Algae*, 78, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.07.006>
- Lanari, M., Kennedy, H., Copertino, M. S., Wallner-Kersanach, M., & Claudino, M. C. (2017). Dynamics of estuarine drift macroalgae: growth cycles and contributions to sediments in shallow areas. *Marine Ecology Progress Series*, 570, 41–55. <https://doi.org/10.3354/meps12116>
- Lange, P. K., Moser, G. A. O., Lima, D. T., Rodrigues, A. V., Fernandes L. A., & Nascimento, A. M. (2022). Unprecedented HABs in beaches of Rio, Brazil. *Harmful Algae News An IOC Newsletter on*

Toxic Algae and Algal Blooms, N. 70.

Lassudrie, M., Hégaret, H., Wikfors, G. H., & da Silva, P. M. (2020). Effects of marine harmful algal blooms on bivalve cellular immunity and infectious diseases: A review. *Developmental & Comparative Immunology*, 108, 103660. <https://doi.org/10.1016/j.dci.2020.103660>

Leão, Z. M. A. N., & Kikuchi, R. K. P. (1999). The Bahian coral reefs - from 7000 years B.P. to 2000 years A.D. *Ciência e Cultura*, 51(3), 262–273.

Leão, Z. M. A. N., Kikuchi, R. K. P., & Oliveira, M. D. B. (2008). Branqueamento de corais nos recifes da Bahia e sua relação com eventos de anomalias térmicas nas águas superficiais do oceano. *Biota Neotropica*, 8(3), 1–15.

Leão, Z. M. A. N., Kikuchi, R. K. P., & Oliveira, M. D. M. (2019). The Coral Reef Province of Brazil. Em: Sheppard, C. (Ed.), *World Seas: an Environmental Evaluation* (2a ed., Vol. 1, pp. 813–833). Academic Press.

Leão, Z. M. A. N., Kikuchi, R. K. P., Ferreira, B. P., Neves, E. G., Sovierzoski, H. H., Oliveira, M. D. M., Maida, M., Correia, M. D., & Johnsson, R. (2016). Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 97–116. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160916064sp2>

Leite, D., Vasconcelos, E., Riul, P., Freitas, N., & Miranda, G. (2020). Dataset of macrobenthic species in urban coastal reef environments in Brazilian northeast. *Data in Brief*, 31, 105773. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.105773>

Lemos, V. M., Lanari, M., Copertino, M., Secchi, E. R., de Abreu, P. C. O. v., Muelbert, J. H., Garcia, A. M., Dumont, F. C., Muxagata, E., Vieira, J. P., Colling, A., & Odebrecht, C. (2022). Patos Lagoon estuary and adjacent marine coastal biodiversity long-term data. *Earth System Science Data*, 14(3), 1015–1041. <https://doi.org/10.5194/essd-14-1015-2022>

Leonel, J., Sericano, J. L., Fillmann, G., Secchi, E., & Montone, R. C. (2010). Long-term trends of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*)

from Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60(3), 412–418. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.10.011>

Leonel, J., Sericano, J. L., Secchi, E. R., Bertozzi, C., Fillmann, G., & Montone, R. C. (2014). PBDE levels in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Temporal trend and geographical comparison. *Science of The Total Environment*, 493, 405–410. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.003>

Leonel, J., Taniguchi, S., Sasaki, D. K., Cascaes, M. J., Dias, P. S., Botta, S., de O. Santos, M. C., & Montone, R. C. (2012). Contamination by chlorinated pesticides, PCBs and PBDEs in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) in western South Atlantic. *Chemosphere*, 86(7), 741–746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.049>

Lessa, G. C., Santos, F. M., Souza Filho, P. W., & Corrêa-Gomes, L. C. (2018). Brazilian estuaries: A geomorphologic and oceanographic perspective. Em: Lana, P. C., & Bernadino, A. F. (Eds.). *Brazilian estuaries: a benthic perspective*, 1–37. Springer.

Lira, A. S., Lucena-Frédou, F., & le Loc'h, F. (2021). How the fishing effort control and environmental changes affect the sustainability of a tropical shrimp small scale fishery. *Fisheries Research*, 235, 105824. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105824>

Lisboa, D. S., Kikuchi, R. K. P., & Leão, Z. M. A. N. (2018). El Niño, Sea Surface Temperature Anomaly and Coral Bleaching in the South Atlantic: A Chain of Events Modeled With a Bayesian Approach. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(4), 2554–2569. <https://doi.org/10.1002/2017JC012824>

Louime, C., Fortune, J., & Gervais, G. (2017). Sargassum Invasion of Coastal Environments: A Growing Concern. *American Journal of Environmental Sciences*, 13(1), 58–64. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2017.58.64>

Lucena-Frédou, F., Eduardo, L. N., Lira, A., Pelage, L., Passarone, R., & Frédou, T. (2021). Atividade pesqueira artesanal no Nordeste do Brasil. Em: *Ciências do mar: Dos oceanos do mundo ao nordeste do Brasil: Bioecologia, pesca e aquicultura* (Vol. 2, pp. 374–405). Via Design Publicações.

- Luna, F. O., Lima, R. P., Araujo, J. P., & Passavante, J. Z. O. (2008). Status de conservação do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 10(2), 145–153.
- Macieira, R. M., Oliveira, L. A. S., Cardozo-Ferreira, G. C., Pimentel, C. R., Andrades, R., Gasparini, J. L., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Gomes, L. C., & Giarrizzo, T. (2021). Microplastic and artificial cellulose microfibers ingestion by reef fishes in the Guarapari Islands, southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112371. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112371>
- Mafrá-Júnior, L. L., Fernandes, L. F., & Proença, L. A. O. (2006). Harmful algae and toxins in paranaguá bay, Brazil: bases for monitoring. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(2–3), 107–121. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592006000200002>
- Mafrá-Júnior, L. L., Nolli, P. K. W., Mota, L. E., Domit, C., Soeth, M., Luz, L. F. G., Sobrinho, B. F., Leal, J. G., & di Domenico, M. (2019). Multi-species okadaic acid contamination and human poisoning during a massive bloom of *Dinophysis acuminata* complex in southern Brazil. *Harmful Algae*, 89, 101662. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.101662>
- Magalhães, K. M., Barros, K. V. de S., Lima, M. C. S. de, Rocha-Barreira, C. de A., Rosa Filho, J. S., & Soares, M. de O. (2021). Oil spill + COVID-19: A disastrous year for Brazilian seagrass conservation. *Science of the Total Environment*, 764, 142872. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142872>
- Magris, R. A., Costa, M. D. P., Ferreira, C. E. L., Vilar, C. C., Joyeux, J. C., Creed, J. C., Copertino, M. S., Horta, P. A., Sumida, P. Y. G., Francini-Filho, R. B., & Floeter, S. R. (2021). A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. *Diversity and Distributions*, 27(2), 198–215. <https://doi.org/10.1111/ddi.13183>
- Magris, R., Grech, A., & Pressey, R. (2018). Cumulative Human Impacts on Coral Reefs: Assessing Risk and Management Implications for Brazilian Coral Reefs. *Diversity*, 10(2), 26. <https://doi.org/10.3390/d10020026>
- Magris, R. A., & Giarrizzo, T. (2020). Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 153(February), 110961. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110961>
- Magris, R. A., Marta-Almeida, M., Monteiro, J. A. F. F., & Ban, N. C. (2019). A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Science of the Total Environment*, 659, 828–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.238>
- Manhães, B. M. R., Santos-Neto, E. B., Tovar, L. R., Guari, E. B., Flach, L., Kasper, D., Galvão, P. M. A., Malm, O., Gonçalves, R. A., Bisi, T. L., Azevedo, A. F., Lailson-Brito, J. (2021). Changes in mercury distribution and its body burden in delphinids affected by a morbillivirus infection: Evidences of methylmercury intoxication in Guiana dolphin. *Chemosphere*, 263, 128286.
- Manhães, B. M. R., Vannuci-Silva, M., Brião, J. A., Guari, E. B., Botta, S., Colosio, A. C., Ramos, H. G. C., Barbosa, L. A., Cunha, I. A. G., Azevedo, A. F., Cunha, H. A., Bisi, T. L., & Lailson-Brito, J. (2022). Temporal trends of trace elements bioaccumulation by a vulnerable cetacean (*Pontoporia blainvillei*) before and after one of the largest mining disasters worldwide. *Science of The Total Environment*, 804, 150196. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150196>
- MapBiomias. (2022). Projeto MapBiomias. Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra na Zona Costeira - Coleção 7. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2022/11/18/radiografia-da-costa-brasileira-nos-ultimos-37-anos-maniguezais-estaveis-praias-e-dunas-em-retracao/>. Acesso em: 11 de novembro de 2024.
- Marangoni, J. C., & Costa, C. S. B. (2009). Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the patos lagoon (Southern Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(4), 345–350. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592009000400009>
- Marcello, F., Wainer, I., & Rodrigues, R. R. (2018). South Atlantic Subtropical Gyre Late Twentieth Century Changes. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(8), 5194–5209. <https://doi.org/10.1029/2017JC013183>

g/10.1029/2018JC013815

Marcovaldi, M. A., Patiri, V., & Thomé, J. C. (2005). Projeto TAMAR-IBAMA: twenty-five years protecting Brazilian sea turtles through a community-based conservation programme. *Marit Stud*, 3(2), 39-62.

Marcovaldi, M. Â., & Chaloupka, M. (2007). Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research*, 3(2), 133-143. doi:10.3354/esr003133

Mariné, G. F., Silva, P. P. O., de Oliveira, G. M., & Ferreira, V. de M. (2009). Detecção de ácido oca-daico em cultivo de mexilhões *Perna perna*, Angra dos Reis, RJ. *Ciência Rural*, 40(1), 193-196. https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000250

Marins, B. V., Amado-Filho, G. M., Barbarino, E., Pereira-Filho, G. H., & Longo, L. L. (2014). Seasonal changes in population structure of the tropical deep-water kelp *Laminaria abyssalis*. *Phycological Research*, 62(1), 55-62.

Marn, N., Jusup, M., Kooijman, S. A. L. M., & Klanjscek, T. (2020). Quantifying impacts of plastic debris on marine wildlife identifies ecological breakpoints. *Ecology Letters*, 23(10), 1479-1487. https://doi.org/10.1111/ele.13574

Marques, A. C., Haddad, V., Rodrigo, L., Marques-Da-Silva, E., & Morandini, A. C. (2014). Agregaciones de medusas (*Chrysaora lactea*, Cnidaria, Semaestomeae) en el sur de Brasil y consecuencias de picaduras en humanos. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1194-1199. https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-23

Marques, L. V., & Creed, J. C. (2008). Biologia e ecologia das fanerógamas marinhas do Brasil. *Oecologia Australis*, 12(2), 315-331.

Marques, L. V., Short, F. T., & Creed, J. C. (2015). Sunspots drive seagrasses. *Biological Rhythm Research*, 46(1), 63-68. https://doi.org/10.1080/09291016.2014.948300

Martinetto, P., Montemayor, D. I., Alberti, J., Costa, C. S. B., & Iribarne, O. (2016). Crab Bioturbation and Herbivory May Account for Variability in Carbon Sequestration and Stocks in South West

Atlantic Salt Marshes. *Frontiers in Marine Science*, 3. https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00122

Martins, C. D. L., Arantes, N., Faveri, C., Batista, M. B., Oliveira, E. C., Pagliosa, P. R., Fonseca, A. L., Nunes, J. M. C., Chow, F., Pereira, S. B., & Horta, P. A. (2012). The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 772-778. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.031

Mazzuco, A. C. A., Stelzer, P. S., & Bernardino, A. F. (2020). Substrate rugosity and temperature matters: patterns of benthic diversity at tropical intertidal reefs in the SW Atlantic. *PeerJ*, 8, e8289. https://doi.org/10.7717/peerj.8289

Mazzuco, A. C. A., Stelzer, P. S., Donadia, G., Bernardino, J. V., Joyeux, J.-C., & Bernardino, A. F. (2019). Lower diversity of recruits in coastal reef assemblages are associated with higher sea temperatures in the tropical South Atlantic. *Marine Environmental Research*, 148, 87-98. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.05.008

McTaggart-Cowan, R., Bosart, L. F., Davis, C. A., Atallah, E. H., Gyakum, J. R., & Emanuel, K. A. (2006). Analysis of Hurricane Catarina (2004). *Monthly Weather Review*, 134(11), 3029-3053. https://doi.org/10.1175/MWR3330.1

Meinen, C. S., Perez, R. C., Dong, S., Piola, A. R., & Campos, E. (2020). Observed Ocean Bottom Temperature Variability at Four Sites in the Northwestern Argentine Basin: Evidence of Decadal Deep/Abyssal Warming Amidst Hourly to Interannual Variability During 2009-2019. *Geophysical Research Letters*, 47(18). https://doi.org/10.1029/2020GL089093

Mello, D. F., Proença, L. A. de O., & Barracco, M. A. (2010). Comparative Study of Various Immune Parameters in Three Bivalve Species during a Natural Bloom of *Dinophysis acuminata* in Santa Catarina Island, Brazil. *Toxins*, 2(5), 1166-1178. https://doi.org/10.3390/toxins2051166

Melo, M. R. S., Caires, R. A., & Sutton, T. T. (2020). The scientific explorations for deep-sea fishes in Brazil: the known knowns, the known unknowns, and the unknown unknowns. *Brazilian deep-sea biodiversity*, 153-216. ISBN: 978-3-030-53221-5

- Mendes, M. C. de Q., Nunes, J. M. C., Menezes, M., Fraga, S., Rodríguez, F., Vázquez, J. A., Blanco, J., Franco, J. M., & Riobó, P. (2017). Toxin production, growth kinetics and molecular characterization of *Ostreopsis cf. ovata* isolated from Todos os Santos Bay, tropical southwestern Atlantic. *Toxicon*, 138, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2017.08.007>
- Méndez, S. M., & Carreto, J. I. (2018). Harmful Algal Blooms in the Río de la Plata Region. Em: *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic* (pp. 477–493). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77869-3_21
- Menezes, M., Branco, S., Miotto, M. C., & Alves-de-Souza, C. (2018). The Genus *Alexandrium* (Dinophyceae, Dinophyta) in Brazilian Coastal Waters. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00421>
- Miller, D. J., Ketzer, J. M., Viana, A. R., Kowsmann, R. O., Freire, A. F. M., Oreiro, S. G., Augustin, A. H., Lourega, R. v., Rodrigues, L. F., Heemann, R., Preissler, A. G., Machado, C. X., & Sbrissa, G. F. (2015). Natural gas hydrates in the Rio Grande Cone (Brazil): A new province in the western South Atlantic. *Marine and Petroleum Geology*, 67, 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2015.05.012>
- Miranda, A. A., Almeida, A. C. S., & Vieira, L. M. (2018). Non-native marine bryozoans (Bryozoa: Gymnolaemata) in Brazilian waters: Assessment, dispersal and impacts. *Marine Pollution Bulletin*, 130, 184–191. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.023>
- Miranda, D. de A., Leonel, J., Benskin, J. P., Johansson, J., & Hatje, V. (2021). Perfluoroalkyl Substances in the Western Tropical Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology*, 55(20), 13749–13758. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01794>
- Miranda, R. J., Costa, Y., Lorders, F. L., Nunes, J. de A. C. C., & Barros, F. (2016). New records of the alien cup-corals (*Tubastraea* spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 9(1), 35. <https://doi.org/10.1186/s41200-016-0053-2>
- Miranda, R. J., Cruz, I. C. S., & Leão, Z. M. A. N. (2017). Coral bleaching in the Caramuanas reef (Todos os Santos Bay, Brazil) during the 2010 El Niño event. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41(2), 351–360. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue2-fulltext-14>
- Miranda, R. J., Malhado, A. C. M., Fabré, N. N., Batista, V. da S., Santos, R., Campos-Silva, J. V., Correia, R., Santos, A. P. de O., Cardoso, A., Piniheiro, B. R., Oliveira, B. S. S. P. de, Sampaio, C. L. S., Moura, F. de B. P., Normande, I. C., Ramires, L., Araujo, L. M. de, Efe, M. A., Belluci, M. da S. P., Landell, M. F., ... Ladle, R. J. (2020). INTEGRATING LONG TERM ECOLOGICAL RESEARCH (LTER) AND MARINE PROTECTED AREA MANAGEMENT: CHALLENGES AND SOLUTIONS. *Oecologia Australis*, 24(02), 279–300. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.05>
- Miranda, R. J., Nunes, J. de A. C. C., Mariano-Neto, E., Sippo, J. Z., & Barros, F. (2018). Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. *Marine Environmental Research*, 138, 19–27. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.03.013>
- Misturini, D., & Colling, L. A. (2021). Can short-term meteorological events alter subtropical estuarine macrobenthic assemblages in seagrass meadows (Patos Lagoon Estuary - Southern Brazil)? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 261, 107532. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107532>
- MMA. (2010). Ministério do Meio Ambiente. *Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil*. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. Brasília: MMA/SBF/GBA, 148 p.
- MMA. (2018). Ministério do Meio Ambiente. *Panorama da erosão costeira no Brasil*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental, Departamento de Gestão Ambiental Territorial. Organização: Dieter Muehe. Brasília, DF: MMA.
- Monteiro, R., Andrades, R., Noleto-Filho, E., Pegado, T., Morais, L., Gonçalves, M., Santos, R., Sbrana, A., Franceschini, S., Soares, M. O., Rus-

- so, T., & Giarrizzo, T. (2022). GLOVE: The Global Plastic Ingestion Initiative for a cleaner world. *Marine Pollution Bulletin*, 185, 114244. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114244>
- Montone, R. C., Alonso, M. B., Santos, M. C. O., Méndez-Fernandez, P., Taniguchi, S., Barbosa, A. P. M., Gonçalves, R. M., Padilha, J. de A., Bertozzi, C., da Silva, J., Marigo, J., Pereira, A. D. S., & Lourenço, R. A. (2023). Temporal trends of persistent organic pollutant contamination in Franciscana dolphins from the Southwestern Atlantic. *Environmental Research*, 216, 114473. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114473>
- Montoya, N. G., Carignan, M. O., & Carreto, J. I. (2018). Alexandrium tamarense/catenella Blooms in the Southwestern Atlantic: Paralytic Shellfish Toxin Production and Its Trophic Transference. *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic* (pp. 453–476). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77869-3_20
- Morais, I. O. B., Danilewicz, D., Zerbini, A. N., Edmundson, W., Hart, I. B., & Bortolotto, G. A. (2017b). From the southern right whale hunting decline to the humpback whaling expansion: a review of whale catch records in the tropical western South Atlantic Ocean. *Mammal Review*, 47(1), 11–23. <https://doi.org/10.1111/mam.12073>
- Morais, L. M. S., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., & Martinelli Filho, J. E. (2020). The sea anemone Bunodosoma cangicum as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environmental Pollution*, 265, 114817. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114817>
- Morais, R. A., Ferreira, C. E. L., & Floeter, S. R. (2017a). Spatial patterns of fish standing biomass across Brazilian reefs. *Journal of Fish Biology*, 91(6), 1642–1667. <https://doi.org/10.1111/jfb.13482>
- Moreira-González, A. R., Brustolin, M. C., & Ma-fra Junior, L. L. (2020). Composition and abundance of benthic microalgae from the Estuarine Complex of Paranaguá Bay (southern Brazil) with special emphasis on toxic species. *Ocean and Coastal Research*, 68. <https://doi.org/10.1590/s2675-28242020068276>
- Moreira, M. G. B. S. (1961). Sobre Mastigias scintillae sp. nov. (Scyphomedusae, Rhizostomeae) das costas do Brasil. *Boletim Do Instituto Oceanográfico Da Universidade de São Paulo*, 11(2), 5–30.
- Moreno, I., Zerbini, A., Danilewicz, D., de Oliveira Sa, S., Simões-Lopes, P., Lailson-Brito, J., & Azevedo, A. (2005). Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus Stenella (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 300, 229–240. <https://doi.org/10.3354/meps300229>
- Mörner, J., Bos, R., & Fredrix, M. (2002). *Reducing and eliminating the use of persistent organic pesticides: guidance on alternative strategies for sustainable pest and vector management*. Geneva: UNEP/FAO/WHO.
- Moser, G. A. O., Ciotti, A. M., Giannini, M. F. C., Tonini, R. C., & Harari, J. (2012). Changes in phytoplankton composition in response to tides, wind-induced mixing conditions, and freshwater outflows in an urbanised estuarine complex. *Brazilian Journal of Biology*, 72(1), 97–111.
- Moura, R. L., Amado-Filho, G. M., Moraes, F. C., Brasileiro, P. S., Salomon, P. S., Mahiques, M. M., ... & Thompson, F. L. (2016). An extensive reef system at the Amazon River mouth. *Science advances*, 2(4), e1501252.
- Muller-Karger, F. E., Miloslavich, P., Bax, N. J., Simmons, S., Costello, M. J., Sousa Pinto, I., Canonico, G., Turner, W., Gill, M., Montes, E., Best, B. D., Pearlman, J., Halpin, P., Dunn, D., Benson, A., Martin, C. S., Weatherdon, L. V., Appeltans, W., Provoost, P., ... Geller, G. (2018). Advancing Marine Biological Observations and Data Requirements of the Complementary Essential Ocean Variables (EOVs) and Essential Biodiversity Variables (EBVs) Frameworks. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00211>
- Müller, M. N., Mardones, J. I., & Dorantes-Aranda, J. J. (2020). Editorial: Harmful Algal Blooms (HABs) in Latin America. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00034>
- Munari, C., Scoponi, M., & Mistri, M. (2017). Plas-

- tic debris in the Mediterranean Sea: Types, occurrence and distribution along Adriatic shorelines. *Waste Management*, 67, 385–391. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.020>
- Muxagata, E. & Teixeira-Amaral, P. (2019). Continuous monitoring of the micro and mesozooplankton of the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal area. *Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr*. Sampling event dataset. doi: 10.15468/1xkowr
- Nagata, R. M., Haddad, M. A., & Nogueira, M. (2009). The nuisance of medusae (Cnidaria, Medusozoa) to shrimp trawls in central part of southern Brazilian Bight, from the perspective of artisanal fishermen. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(3), 312–325.
- Nagata, R. M., & Morandini, A. C. (2018). Diet, prey selection, and individual feeding rates of the jellyfish *Lychnorhiza lucerna* (Scyphozoa, Rhizostomeae). *Marine Biology*, 165(12), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3445-5>
- Nagata, R. M., Moreira, M. Z., Pimentel, C. R., & Morini, A. C. (2015). Food web characterization based on $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ reveals isotopic niche partitioning between fish and jellyfish in a relatively pristine ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 519 (Purcell 2012), 13–27. <https://doi.org/10.3354/meps11071>
- Nascimento, R. A., Nunoo, D. B. O., Bizkargue-naga, E., Schultes, L., Zabaleta, I., Benskin, J. P., Spanó, S., & Leonel, J. (2018). Sulfluramid use in Brazilian agriculture: A source of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) to the environment. *Environmental Pollution*, 242, 1436–1443. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.122>
- Nascimento, S. M., Corrêa, E. V., Menezes, M., Varela, D., Paredes, J., & Morris, S. (2012). Growth and toxin profile of *Ostreopsis cf. ovata* (Dinophyta) from Rio de Janeiro, Brazil. *Harmful Algae*, 13, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.09.008>
- Nascimento, S. M., Mendes, M. C. Q., Menezes, M., Rodríguez, F., Alves-de-Souza, C., Branco, S., Riobó, P., Franco, J., Nunes, J. M. C., Huk, M., Morris, S., & Fraga, S. (2017). Morphology and phylogeny of *Prorocentrum caipirignum* sp. nov. (Dinophyceae), a new tropical toxic benthic dinoflagellate. *Harmful Algae*, 70, 73–89. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.11.001>
- Nelms, S. E., Alfaro-Shigueto, J., Arnould, J. P., Avila, I. C., Nash, S. B., Campbell, E., ... & Godley, B. J. (2021). Marine mammal conservation: over the horizon. *Endangered Species Research*, 44, 291–325. <https://doi.org/10.3354/esr01115>
- Neto, J. G. B., Rodrigues, F. L., Ortega, I., Rodrigues, L. dos S., Lacerda, A. L. d. F., Coletto, J. L., Kessler, F., Cardoso, L. G., Madureira, L., & Proietti, M. C. (2020). Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. *Environmental Pollution*, 267, 115508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>
- Neves, T., Mancini, P. L., Nascimento, L., Miguéis, A. M. B., & Bugoni, L. (2007). Overview of seabird bycatch by Brazilian fisheries in the South Atlantic Ocean. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, 60, 2085–2093.
- Nicolodi, J., Caliar, J., Toldo-Júnior, E., Figueiredo, S., Machado Jr. V., Silva, A. Mota, L. M., & Teixeira, P. (2018). Rio Grande do Sul. Em: Panorama da erosão costeira no Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 690–750.
- Nogueira Jr., M., & Haddad, M. A. (2017). Seasonal distribution, abundance and biomass of large medusae in subtropical coast of Brazil. pp. 3–26. Em: Mariotini, L. [Ed.]. *Jellyfish: Ecology, Distribution Patterns and Human Interactions*. Nova Publishers, New York, USA.
- Nogueira, M., Nagata, R. M., & Haddad, M. A. (2010). Seasonal variation of macromedusae (Cnidaria) at North Bay, Florianópolis, Southern Brazil. *Zoologia*, 27(3), 377–386. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000300009>
- Odebrecht, C., Abreu, P. C., Bemvenuti, C. E., Co-pertino, M., Muelbert, J. H., Vieira, J. P., & Seeliger, U. (2010). The Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil: Biotic Responses to Natural and Anthropogenic Impacts in the Last Decades (1979–2008). Em: M. J. Kennish, & H. W. Paerl (Eds.). *Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change*. CRC Press.

- Odebrecht, C., Azevedo, S., Garcia, V., Huszar, V. L., Magalhaes, V., Menezes, M., Proença, L., Rörig, L., Tenenbaum, D., Villac, M. C., & Yunes, J. (2002). Floraciones de microalgas nocivas en Brasil: estado del arte y proyectos en curso. Em: Sar, E. A., Ferrario, M. E., & Reguera, B. (Eds.) *Floraciones Algas Nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español de Oceanografía: Vol. Parte III (pp. 217–234).
- Odebrecht, C., & Castello, J. P. (2001). The Convergence Ecosystem in the Southwest Atlantic. Em: Seeliger, U., & Kjerfve, B. (Eds.). *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies*, vol 144. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_12
- Odebrecht, C., Secchi, E. R., Abreu, P. C., Muelbert, J. H., & Uiblein, F. (2017). Biota of the Patos Lagoon estuary and adjacent marine coast: long-term changes induced by natural and human-related factors. *Marine Biology Research*, 13(1), 3–8. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1258714>
- Odebrecht, C., Villac, M. C., Abreu, P. C., Hara-guchi, L., Gomes, P. D. F., & Tenenbaum, D. R. (2018). Flagellates Versus Diatoms: Phytoplankton Trends in Tropical and Subtropical Estuarine-Coastal Ecosystems. Em: *Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic* (pp. 249–267). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77869-3_12
- O Globo. (2015). Algas marinhas mudam a paisagem da praia do Atalaia, em Salinas. Disponível em: <https://g1.globo.com/pa/para/noticia/2015/04/algas-marinhas-mudam-paisagem-da-praia-do-atalaia-em-salinas.html>
- O'Hara, C. C., Frazier, M., & Halpern, B. S. (2021). At-risk marine biodiversity faces extensive, expanding, and intensifying human impacts. *Science*, 372(6537), 84–87. doi: 10.1126/science.abe6731
- Olmos, F. & Bugoni, L. (2006). Agregações de aves marinhas associadas à pesca de espinhel-de-fundo na região sudeste-sul do Brasil. Em: Neves, T. S., Bugoni, L. & Rossi-Wongtschowski, C. L. B. (Eds.) *Aves oceânicas e suas interações com a pesca na região sudeste-sul do Brasil*. São Paulo: Instituto Oceanográfico-USP: Série documentos REVIZEE: Score Sul (Pp. 69-81).
- Padula, A. D., Machado, R., Milmann, L., de León, M. C., Gana, J. C., Wickert, J. C., ... & Denuncio, P. E. (2023). Marine debris ingestion by odontocete species from the Southwest Atlantic Ocean: absence also matter. *Marine Pollution Bulletin*, 186, 114486. ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114486>
- Pagliosa, P. R., Rovai, A. S., & Fonseca, A. L. (2012). Carbon mismanagement in Brazil. *Nature Climate Change*, 2(11), 764–764. <https://doi.org/10.1038/nclimate1718>
- Patterson, E. W. (2016). Stocks and sources of carbon buried in the salt marshes and seagrass beds of Patos Lagoon, southern Brazil. *Honors Theses*. 170. <http://scarab.bates.edu/honorsthesis/170>
- Pavone, C. B., Gorman, D., & Flores, A. A. V. (2020). Evidence of surplus carrying capacity for benthic invertebrates with the poleward range extension of the tropical seagrass *Halophila decipiens* in SE Brazil. *Marine Environmental Research*, 162, 105108. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105108>
- Pegado, T. De S. S., Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., & Giarrizzo, T. (2018). First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 814–821. ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>
- Pelage, L., Domalain, G., Lira, A. S., Travassos, P., & Frédou, T. (2019). Coastal land use in Northeast Brazil: mangrove coverage evolution over three decades. *Tropical Conservation Science*, 12, 1940082918822411.
- Pereira, J. A., Martins, A. S., Seminoff, J. A., & de Azevedo Mazzuco, A. C. (2023). Long-term changes in body size of green turtles nesting on Trindade Island, Brazil: Signs of recovery?. *Marine Environmental Research*, 186, 105930.
- Pereira, P. H. C., Ferreira, B. P., & Rezende, S. M. (2010). Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary - Pernambuco, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*,

- 82(3), 617–628. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000300009>
- Pereira, P. H., Lima, G. V., Araujo, J. C., Gomes, E., Côrtes, L. G., Pontes, A. V., ... & Brito, C. C. (2022). Mesophotic reefs of the largest Brazilian coastal protected area: mapping, characterization and biodiversity. *Diversity*, 14(9), 760.
- Pereira, R. C. & Soares-Gomes, A. (Eds.). (2009). *Biologia Marinha*. Interciência.
- Pereira, R. C., & Soares-Gomes, A. (Eds.). (2020). *Ecologia Marinha*. Interciência.
- Perez, J. A., Pezzuto, P. R., Rodrigues, L. F., Valentini, H., & Vooren, C. M. (2001). Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões sudeste e sul do Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 5(1), 1–34
- Perez, J. A. A., & Sant'Ana, R. (2022). Tropicalization of demersal megafauna in the western South Atlantic since 2013. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 227. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00553-z>
- Petry, M. V., Araújo, L. D., Brum, A. C., Benemann, V. R. F., & Finger, J. V. G. (2021). Plastic ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) off the coast of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112337. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112337>
- Petry, M. V., & Fonseca, V. D. S. (2002). Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 13(2), 137–142.
- Phillips, R. A., Gales, R., Baker, G. B., Double, M. C., Favero, M., Quintana, F., ... & Wolfaardt, A. (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation*, 201, 169–183. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.017>
- Pimentel, C. R., Andrades, R., Ferreira, C. E. L., Gadig, O. B. F., Harvey, E. S., Joyeux, J., & Giarrizzo, T. (2020). BRUVS reveal locally extinct shark and the way for shark monitoring in Brazilian oceanic islands. *Journal of Fish Biology*, 96(2), 539–542. <https://doi.org/10.1111/jfb.14228>
- Pinheiro, H. T., Macena, B. C. L., Francini-Filho, R. B., Ferreira, C. E. L., Albuquerque, F. v., Bezerra, N. P. A., Carvalho-Filho, A., Ferreira, R. C. P., Luiz, O. J., Mello, T. J., Mendonça, S. A., Nunes, D. M., Pimentel, C. R., Pires, A. M. A., Soares-Gomes, A., Viana, D. L., Hazin, F. H. v., & Rocha, L. A. (2020). Fish biodiversity of Saint Peter and Saint Paul's Archipelago, Mid-Atlantic Ridge, Brazil: new records and a species database. *Journal of Fish Biology*, 97(4), 1143–1153. <https://doi.org/10.1111/jfb.14484>
- Pinheiro, L. M., Carvalho, I. v., Agostini, V. O., Martinez-Souza, G., Galloway, T. S., & Pinho, G. L. L. (2021). Litter contamination at a salt marsh: An ecological niche for biofouling in South Brazil. *Environmental Pollution*, 285, 117647. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117647>
- Poli, C., Mesquita, D. O., Saska, C., & Mascarenhas, R. (2015). Plastic ingestion by sea turtles in Paraíba State, Northeast Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 105(3), 265–270. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151053265270>
- Popova, E., Yool, A., Byfield, V., Cochrane, K., Coward, A. C., Salim, S. S., Gasalla, M. A., Henson, S. A., Hobday, A. J., Pecl, G. T., Sauer, W. H., & Roberts, M. J. (2016). From global to regional and back again: common climate stressors of marine ecosystems relevant for adaptation across five ocean warming hotspots. *Global Change Biol.* <https://doi.org/10.1111/gcb.13247>
- Portugal, A. B., Carvalho, F. L., Soares, M. de O., Horta, P. A., & de Castro Nunes, J. M. (2017). Structure of macroalgal communities on tropical rocky shores inside and outside a marine protected area. *Marine Environmental Research*, 130, 150–156. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.019>
- Prado, J. H. F., Mattos, P. H., Silva, K. G., & Secchi, E. R. (2016). Long-Term Seasonal and Interannual Patterns of Marine Mammal Strandings in Subtropical Western South Atlantic. *PLoS ONE*, 11(1), e0146339. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146339>
- Proença, L., Tamanaha, M., & Souza, N. (2001). The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*

- Graham in southern Brazilian waters. *Atlântica*, 23(June 1997), 59–65.
- Puga, C. A., Torres, A. S. S., Paiva, P. C., Yoneshigue-Valentin, Y., & Junqueira, A. O. R. (2019). Multi-year changes of a benthic community in the mid-intertidal rocky shore of a eutrophic tropical bay (Guanabara Bay, RJ – Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 226, 106265. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106265>
- Purcell, J. E. (2012). Jellyfish and ctenophore blooms coincide with human proliferations and environmental perturbations. *Annual Review of Marine Science*, 4(2009), 209–235. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120709-142751>
- Purcell, J. E., & Arai, M. N. (2001). Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: A review. *Hydrobiologia*, 451, 27–44. <https://doi.org/10.1023/A:1011883905394>
- Purcell, J., & Sturdevant, M. (2001). Prey selection and dietary overlap among zooplanktivorous jellyfish and juvenile fishes in Prince William Sound, Alaska. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 67–83. <https://doi.org/10.3354/meps210067>
- Puskic, P. S., Lavers, J. L., & Bond, A. L. (2020). A critical review of harm associated with plastic ingestion on vertebrates. *Science of The Total Environment*, 743, 140666. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140666>
- Quaresma, V. S., Bastos, A. C., Leite, M. D., Costa, A., Cagnin, R. C., Grilo, C. F., Zogheib, L. F., & Santos Oliveira, K. S. (2020). The effects of a tailing dam failure on the sedimentation of the eastern Brazilian inner shelf. *Continental Shelf Research*, 205(July). <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104172>
- Queiroz, H. M., Nóbrega, G. N., Ferreira, T. O., Almeida, L. S., Romero, T. B., Santaella, S. T., Bernardino, A. F., & Otero, X. L. (2018). The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, 637–638, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>
- Queiroz, L. L., Bendia, A. G., Duarte, R. T. D., das Graças, D. A., da Costa da Silva, A. L., Nakayama, C. R., Sumida, P. Y., Lima, A. O. S., Nagano, Y., Fujikura, K., Kitazato, H., & Pellizari, V. H. (2020). Bacterial diversity in deep-sea sediments under influence of asphalt seep at the São Paulo Plateau. *Antonie van Leeuwenhoek*, 113(5), 707–717. <https://doi.org/10.1007/s10482-020-01384-8>
- Quintana, C. O., Bernardino, A. F., de Moraes, P. C., Valdemarsen, T., & Sumida, P. Y. G. (2015). Effects of coastal upwelling on the structure of macrofaunal communities in SE Brazil. *Journal of Marine Systems*, 143, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.11.003>
- Resgalla, C., Petri, L., da Silva, B. G. T., Brilha, R. T., Araújo, S. A., & Almeida, T. C. M. (2019). Outbreaks, coexistence, and life cycle of jellyfish species in relation to abiotic and biological factors along a South American coast. *Hydrobiologia*, 839(1), 87–102. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-03998-0>
- Resgalla, C., Rosseto, A. L., & Haddad, V. (2011). Report of an outbreak of stings caused by *Olindias sambaquiensis* Muller, 1861 (Cnidaria: Hydrozoa) in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59(4), 391–396. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592011000400009>
- Richardson, A. J., Bakun, A., Hays, G. C., & Gibbons, M. J. (2009). The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(6), 312–322. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.01.010>
- Rodrigues, E., Cohen, M. C. L., Pessenda, L. C. R., França, M. C., Magalhaes, E., & Yao, Q. (2022). Poleward mangrove expansion in South America coincides with MCA and CWP: a diatom, pollen, and organic geochemistry study. *Quaternary Science Reviews*, 288, 107598.
- Rodríguez-Martínez, R. E., Medina-Valmaseda, A. E., Blanchon, P., Monroy-Velázquez, L. v., Almazán-Becerril, A., Delgado-Pech, B., Vásquez-Yeomans, L., Francisco, V., & García-Rivas, M. C. (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic *Sargassum*. *Marine Pollution Bulletin*, 146(June), 201–205. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.015>

- Rosa, L. S., & Cordazzo, C. V. (2007). Perturbações antrópicas na vegetação das dunas da Praia do Cassino (RS). *Cadernos de Ecologia Aquatica*, 2(2), 1–12.
- Rosa, V. C., & Copertino, M. (2022). Diversity and Variation of Epiphytic Diatoms on *Ruppia maritima* L., Related to Anthropogenic Impact in an Estuary in Southern Brazil. *Diversity*, 14(10), 787. <https://doi.org/10.3390/d14100787>
- Rosenberg, A. A., Kleisner, K. M., Afflerbach, J., Anderson, S. C., Dickey-Collas, M., Cooper, A. B., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Gutiérrez, N. L., Hyde, K. J. W., Jardim, E., Jensen, O. P., Kristiansen, T., Longo, C., Minte-Vera, C. V., Minto, C., Mosqueira, I., Osio, G. C., Ovando, D., ... Ye, Y. (2018). Applying a New Ensemble Approach to Estimating Stock Status of Marine Fisheries around the World. *Conservation Letters*, 11(1), e12363. <https://doi.org/10.1111/conl.12363>
- Rovai, A. S., Twilley, R. R., Worthington, T. A., & Riul, P. (2022). Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.787533>
- Rutkowski, T., Schroeder, R., & Resgalla, C. (2018). Occurrences of Jellyfish in the Industrial Fishing Activity of the Southeastern and Southern Regions of Brazil. *Marine and Coastal Fisheries*, 10(2), 144–151. <https://doi.org/10.1002/mcf2.10017>
- Sá, F., Longhini, C. M., Costa, E. S., da Silva, C. A., Cagnin, R. C., Gomes, L. E. de O., Lima, A. T., Bernardino, A. F., & Neto, R. R. (2021). Time-sequence development of metal(loid)s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. *Science of the Total Environment*, 769, 144532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144532>
- Santos, M. L. S., Muniz, K., Barros-Neto, B., & Araujo, M. (2008). Nutrient and phytoplankton biomass in the Amazon River shelf waters. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 80(4), 703–717. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652008000400011>
- Santos-Neto, E. B., Azevedo-Silva, C. E., Bisi, T. L., Santos, J., Meirelles, A. C. O., Carvalho, V. L., Azevedo, A. F., Guimarães, J. E., & Lailson-Brito, J. (2014). Organochlorine concentrations (PCBs, DDTs, HCHs, HCB and MIREX) in delphinids stranded at the northeastern Brazil. *Science of The Total Environment*, 472, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.117>
- Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E., & Andrades, R. (2021). Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*, 373(6550), 56–60. <https://doi.org/10.1126/science.abh0945>
- Schaeffer-Novelli, Y., de Oliveira Abuchahla, G. M., & Cintrón-Molero, G. (Eds.). (2023). *Brazilian mangroves and salt marshes*. Springer.
- Schaeffer-Novelli, Y., Soriano-Sierra, E. J., Vale, C. C. do, Bernini, E., Rovai, A. S., Pinheiro, M. A. A., Schmidt, A. J., Almeida, R. de, Coelho Júnior, C., Menghini, R. P., Martinez, D. I., Abuchahla, G. M. de O., Cunha-Lignon, M., Charlier-Sarubo, S., Shirazawa-Freitas, J., & Cintrón-Molero, G. (2016). Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 37–52. <https://doi.org/10.1590/S1679-875920160919064sp2>
- Scherner, F., Horta, P. A., Oliveira, E. C., Simonassi, J. C., Hall-Spencer, J. M., Chow, F., Nunes, J. M. C., & Pereira, S. M. B. (2013). Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 76, 106–115.
- Schneider, F., Parsons, S., Clift, S., Stolte, A., & McManus, M. C. (2018). Collected marine litter - A growing waste challenge. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 162–174. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.011>
- Schroeder, R., Branco, J. O., Freitas, F., & Resgalla, C. (2014). Evaluación preliminar de la captura incidental de medusas capturadas frente al sur y sureste de Brasil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(2), 289–300. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue2-fulltext-1>
- Secchi, E. R. (2010). Life History and Ecology of Franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae). Pp: 301–321. Em: Shostell, J. M., & Ruiz-Garcia, M. (Eds.). *Biology, Evolution and Conservation of River Dolphins within South America*

- and Asia. Vol. 1, Hauppauge: Nova Science Publishers Inc. Hauppauge.
- Secchi, E. R., Cremer, M. J., Danilewicz, D., & Lailson-Brito, J. (2021). A synthesis of the ecology, human-related threats and conservation perspectives for the endangered franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*. doi: <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2021.617956>
- Secchi, E., Santos, M. P., & Reeves, R. (2018). *Sotalia guianensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*: e.T181359A50386256. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T181359A50386256.en>. Downloaded on 10 April 2022.
- Secchi, E. R., & Zarzur, S. (1999). Plastic debris ingested by a Blainville's beaked whale, *Mesoplodon densirostris*, washed ashore in Brazil. *Aquatic Mammals*, 25 (1):21-24.
- Seeliger, U. (Ed.). (1991). *Coastal Plant Communities of Latin America*, Academic Press.
- Seeliger, U., Odebrecht, C., & Castello, J. P. (Eds.). (1997). *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. Berlin: Springer.
- Servino, R. N., Gomes, L. E. de O., & Bernardino, A. F. (2018). Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of The Total Environment*, 628-629, 233-240. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.068>
- Short, F. T., McKenzie, L. J., Coles, R. G., Vidler, K. P., & Gaeckle, J. L. (2006). *SeagrassNet: Manual for scientific monitoring of seagrass habitat*. New Hampshire: Wordwide: 75 p.
- Signori, C. N. (2014). *Chemosynthesis and bacterial production in marine ecosystems: quantification, importance and regulatory factors*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Signori, C. N., Lima, A. O. de S., Nakayama, C. R., & Pellizari, V. H. (2020). Deep-Sea Microbes in the Southwestern Atlantic. Em: Sumida, P. Y. G., Bernardino, A. F. & Léo, F. C. (Eds.), *Brazilian Deep-Sea Biodiversity*. pp. 133-151. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53222-2_6
- Silva, A. F. da. (2015). *Comunidades macrofaunais bênticas associadas às algas de deriva e à grama marinha Halodule wrightii Ascherson na Ilha do Japonês, Cabo Frio, RJ*. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Evolução, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Silva, B. M., Bugoni, L., Almeida, B. A., Giffoni, B. B., Alvarenga, F. S., Brondizio, L. S., & Becker, J. H. (2017). Long-term trends in abundance of green sea turtles (*Chelonia mydas*) assessed by non-lethal capture rates in a coastal fishery. *Ecological indicators*, 79, 254-264.
- Silva, M., Barreiro, A., Rodriguez, P., Otero, P., Azevedo, J., Alfonso, A., Botana, L., & Vasconcelos, V. (2013). New Invertebrate Vectors for PST, Spiroliques and Okadaic Acid in the North Atlantic. *Marine Drugs*, 11(6), 1936-1960. <https://doi.org/10.3390/md11061936>
- Silva, R. R., Pereira, J., Tanajura, C. A., Lentini, C. A., Cirano, M., Boersma, P. D., & Rodrigues, R. R. (2012). Occurrence of Magellanic penguins along the Northeast Brazilian coast during 2008 austral winter. *The Scientific World Journal*. <https://doi.org/10.1100/2012/686184>
- Simões, E., Vieira, R. C., Schramm, M. A., Mello, D. F., de Almeida Pontinha, V., da Silva, P. M., & Barracco, M. A. (2015). Impact of harmful algal blooms (*Dinophysis acuminata*) on the immune system of oysters and mussels from Santa Catarina, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95(4), 773-781. <https://doi.org/10.1017/S0025315414001702>
- Sissini, M. N., Berchez, F., Hall-Spencer, J., Ghilardi-Lopes, N., Carvalho, V. F., Schubert, N., Koeirich, G., Diaz-Pulido, G., Silva, J., Serrão, E., Assis, J., Santos, R., Floeter, S. R., Rörig, L., Barufi, J. B., Bernardino, A. F., Francini-Filho, R., Turra, A., Hofmann, L. C., ... Horta, P. A. (2020). Brazil oil spill response: Protect rhodolith beds. *Science*, 367(6474), 156-156. <https://doi.org/10.1126/science.aba2582>
- Sissini, M. N., de Barros Barreto, M. B. B., Szechy, M. T. M., de Lucena, M. B., Oliveira, M. C., Gower,

- J., Liu, G., de Oliveira Bastos, E., Milstein, D., Gusmão, F., Martinelli-Filho, J. E., Alves-Lima, C., Colepicolo, P., Ameka, G., de Graftjohnson, K., Gouvea, L., Torrano-Silva, B., Nauer, F., Marcos De Castro Nunes, J., ... Horta, P. A. (2017). The floating Sargassum (Phaeophyceae) of the South Atlantic Ocean - Likely scenarios. *Phycologia*, 56(3), 321–328. <https://doi.org/10.2216/16-92.1>
- Smetacek, V., & Zingone, A. (2013). Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504(7478), 84–88. <https://doi.org/10.1038/nature12860>
- Soares, M. O., Kitahara, M. V., Santos, M. E. A., Benjano, S., Rabelo, E. F., & Cruz, I. C. S. (2022). The flourishing and vulnerabilities of zoantharians on Southwestern Atlantic reefs. *Marine Environmental Research*, 173, 105535. <https://doi.org/10.1016/J.MARENRES.2021.105535>.
- Soares, M. O., Matos, E., Diniz, B., Paiva, S. V., Gurgel, A. L., Lucas, C. C., Freitas, J. E. P., Teixeira, C. E. P., Guerra, R. G. P., Barros, E. L., Kitahara, M., Capel, K. C. C., Cotovicz Jr., L. C., Cruz, I. C. S., Rabelo, E. F. (no prelo). Chapter 10 - Climate change and local impacts threaten Brazilian coral reefs. Em: Kikuchi R. K. P., Leão, Z. M. A. N., De Araujo, M. E., Lotufo, T. M. C. (Eds.) *Brazilian coral reefs - A multidisciplinary approach*, Springer.
- Soares, M. O., Rossi, S., Gurgel, A. R., Lucas, C. C., Tavares, T. C. L., Diniz, B., Feitosa, C. V., Rabelo, E. F., Pereira, P. H. C., Kikuchi, R. K. P. de, Leão, Z. M. A. N., Cruz, I. C. S., Carneiro, P. B. de M., & Alvarez-Filip, L. (2021). Impacts of a changing environment on marginal coral reefs in the Tropical Southwestern Atlantic. *Ocean & Coastal Management*, 210, 105692. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2021.105692>
- Soares, M. O., Teixeira, C. E. P., Ferreira, S. M. C., Gurgel, A. L. A. R., Paiva, B. P., Menezes, M. O. B., Davis, M., & Tavares, T. C. L. (2019). Thermal stress and tropical reefs: mass coral bleaching in a stable temperature environment? *Marine Biodiversity*, 49(6), 2921–2929. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-00994-4>
- Sordo, L., Fournier, J., de Oliveira, V. M., Gern, F., de Castro Panizza, A., & da Cunha Lana, P. (2011). Temporal variations in morphology and biomass of vulnerable *Halodule wrightii* meadows at their southernmost distribution limit in the southwestern Atlantic. *Botanica Marina*, 54(1), 13–21. <https://doi.org/10.1515/BOT.2011.007>
- Souter, D., Planes, S., Wicquart, J., Logan, M., Obura, D. & Staub, F. (2021) *Status of Coral Reefs of the World: 2020 Executive Summary*. Global corals reef monitoring network. Disponível em: <https://gcrmn.net/wp-content/uploads/2021/10/Chapter-7.-Status-and-trends-of-coral-reefs-of-the-East-Asian-Seas-region.pdf>
- Souza, C. M. Jr., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., Oliveira, S. W. de, Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., Weber, E. J., Lenti, F. E. B., Paternost, F. F., Pareyn, F. G. C., Siqueira, J. V., Viera, J. L., Ferreira Neto, L. C., Saraiva, M. M., Sales, M. H., Salgado, M. P. G., Vasconcelos, R., Galano, S., Mesquita, V. V., & Azevedo, T. (2020) - Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, Vol. 12, Issue 17, 10.3390/rs12172735.
- Souza-Filho, P. W. M., Gonçalves, F. D., Rodrigues, S. W. P., Costa, F. R., & Miranda, F. P. (2009). Multi-Sensor Data Fusion for Geomorphological and Environmental Sensitivity Index Mapping in the Amazonian Mangrove Coast, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 1592–1596.
- Souza, R. B., Copertino, M. S., Fisch, G., Santini, M. F., Pinaya, W. H. D., Furlan, F. M., Alves, R. de C. M., Möller, O. O., & Pezzi, L. P. (2022). Salt marsh-atmosphere CO₂ exchanges in Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.892857>
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M., Halpern, B. S., Jorge, M. A., Lombana, A., Lourie, S. A., Martin, K. D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C. A., & Robertson, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>

- Steigleder, K. M., Copertino, M. S., Lanari, M., Camargo, M., & Fujii, M. T. (2019). Latitudinal gradient in intertidal seaweed composition off the coast of southern Brazil and Uruguay. *Aquatic Botany*, 156, 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.04.003>
- Stelzer, P. S., Mazzuco, A. C. A., Gomes, L. E., Martins, J., Netto, S., & Bernardino, A. F. (2021). Taxonomic and functional diversity of benthic macrofauna associated with rhodolith beds in SE Brazil. *PeerJ*, 9, e11903. <https://doi.org/10.7717/peerj.11903>
- Széchy, M. T. M. de, Guedes, P. M., Baeta-Neves, M. H., & Oliveira, E. N. (2012). Verification of *Sargassum natans* (Linnaeus) Gaillon (Heterokontophyta: Phaeophyceae) from the Sargasso Sea off the coast of Brazil, western Atlantic Ocean. *Check List*, 8(4), 638. <https://doi.org/10.15560/8.4.638>
- Széchy, M. T. M., Koutsoukos, V. S., & Barboza, C. A. M. (2017). Long-term decline of brown algal assemblages from southern Brazil under the influence of a nuclear power plant Long-term decline of brown algal assemblages from southern Brazil under the influence of a nuclear power plant. *Ecological Indicators*, 80, 258–267. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.019>
- Teixeira-Amaral, P., Rodrigues de Lemos, V., Muxagata, E., & Nagata, R. M. (2021). Temporal dynamics of mesoplanktonic cnidarians in a subtropical estuary: Environmental drivers and possible trophic effects. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 249(November). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107076>
- Teixeira, C. D., Chiroque-Solano, P. M., Ribeiro, F. v, lis Carlos-Júnior, L. A., Neves, L. M., Salomon, P. S., Salgado, L. T., Falsarella, L. N., Cardoso, G. O., Villela, L. B., Freitas, M. O., Moraes, F. C., Bastos, A. C., & Moura, R. L. (2021). Decadal (2006-2018) dynamics of Southwestern Atlantic's largest turbid zone reefs. *PLoS ONE*, 16(2), e0247111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0247111>
- Teixeira, C. D., Leitão, R. L. L., Ribeiro, F. v., Moraes, F. C., Neves, L. M., Bastos, A. C., Pereira-Filho, G. H., Kampel, M., Salomon, P. S., Sá, J. A., Falsarella, L. N., Amario, M., Abieri, M. L., Pereira, R. C., Amado-Filho, G. M., & Moura, R. L. (2019). Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs*, 38(4), 801–813. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01789-6>
- Teixeira, S. G., & Souza Filho, P. W. M. e. (2009). Mapeamento de ambientes costeiros tropicais (Golfão Maranhense, Brasil) utilizando imagens de sensores remotos orbitais. *Revista Brasileira de Geofísica*, 27, 69–82. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2009000500006>
- Tenório, G. S., Souza-Filho, P. W. M., Ramos, E. M. L. S., & Alves, P. J. O. (2015). Mangrove shrimp farm mapping and productivity on the Brazilian Amazon coast: Environmental and economic reasons for coastal conservation. *Ocean & Coastal Management*, 104, 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.12.006>
- Thomas, N., Lucas, R., Bunting, P., Hardy, A., Rosenqvist, A., & Simard, M. (2017). Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. *PLoS ONE*, 12(6), e0179302. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>
- Tibiriçá, C. E. J. de A., Fernandes, L. F., & Mafra-Júnior, L. L. (2015). SEASONAL AND SPATIAL PATTERNS OF TOXIGENIC SPECIES OF *Dinophysis* AND *Pseudo-nitzschia* IN A SUBTROPICAL BRAZILIAN ESTUARY. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(1), 17–32. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015071906301>
- Tibiriçá, C., Leite, I., Batista, T., Fernandes, L., Chomérat, N., Herve, F., Hess, P., & Mafra, L. (2019). *Ostreopsis* cf. *ovata* Bloom in Currais, Brazil: Phylogeny, Toxin Profile and Contamination of Mussels and Marine Plastic Litter. *Toxins*, 11(8), 446. <https://doi.org/10.3390/toxins11080446>
- Turra, A., & Denadai, M. R. (2016). Linking biodiversity and Global Environmental Changes in Brazilian coastal habitats. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(spe2), 3–4. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016064sp2ed>
- Vale, N. F., Braga, J. C., de Moura, R. L., Salgado, L. T., de Moraes, F. C., Karez, C. S., ... & Bastos, A.

- C. (2022). Distribution, morphology and composition of mesophotic 'reefs' on the Amazon Continental Margin. *Marine Geology*, 447, 106779.
- Valentin, J. L., Gouvêa, G. V., & Gomes, C. L. (2020). MESOZOOPLÂNCTON E MASSAS D'ÁGUA NA BAÍA DE GUANABARA: DEZ ANOS DE MONITORAMENTO. *Oecologia Australis*, 24(02), 349–364. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.09>
- Varzim, C. S., Hadlich, H. L., Andrades, R., Mazzuco, A. C. de A., & Bernardino, A. F. (2019). Tracing pollution in estuarine benthic organisms and its impacts on food webs of the Vitoria Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 229, 106410. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106410>
- Vasconcelos, E. R. T. P. P., Vasconcelos, J. B., Reis, T. N. de V., Cocentino, A. de L. M., Mallea, A. J. A., Martins, G. M., Neto, A. I., & Fujii, M. T. (2019). Macroalgal responses to coastal urbanization: relative abundance of indicator species. *Journal of Applied Phycology*, 31(2), 893–903. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1639-3>
- Vermeulen, E., Fruet, P., Costa, A., Coscarella, M., Laporta, P. (2019). *Tursiops truncatus* Ssp. *Geophyreus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T134822416A135190824.en>. Acesso em: 10 de Abril de 2022.
- Vezone, M., dos Anjos, R. M., Cesar, R. G., Muniz, M., Cardoso, R., Felizardo, J. P., Vasconcelos, D., & Polivanov, H. (2021). Using stable isotopes to discriminate anthropogenic impacts of the sedimentary organic matter pollution in the Rodrigo de Freitas Lagoon (RJ, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, 28(4), 4515–4530. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10835-8>
- Viana, T. V., Fistarol, G. O., Amario, M., Menezes, R. B., Carneiro, B. L. R., Chaves, D. M., Hargreaves, P. I., Silva-Lima, A. W., Valentin, J. L., Tenenbaum, D. R., Arruda, E. F., Paranhos, R., & Salomon, P. S. (2019). Massive Blooms of *Chattonella subsalsa* Biecheler (Raphidophyceae) in a Hypereutrophic, Tropical Estuary—Guanabara Bay, Brazil. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00085>
- Vianna, M. L., Menezes, V. V., Pezza, A. B., & Simmonds, I. (2010). Interactions between Hurricane Catarina (2004) and warm core rings in the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 115(C7), C07002. <https://doi.org/10.1029/2009JC005974>
- Vicente, T. M., Yamashita, C., Sousa, S. H. de M. e., & Ciotti, A. M. (2021). Evaluation of the relationship between biomass of living (stained) benthic foraminifera and particulate organic matter vertical flux in an oligotrophic region, Campos Basin, southeastern Brazilian continental margin. *Journal of Sea Research*, 176(August), 102110. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102110>
- Vilar, C. C., Andrades, R., Szablak, F. T., Guabiroba, H. C., Pichler, H. A., Bastos, K. V., de Lima, L. R. S., Bastos, P. G. P., Martins, R. F., Rodrigues, V. L. A., Hostim-Silva, M., & Joyeux, J.-C. (2022). Variability in nearshore fish biodiversity indicators after a mining disaster in eastern Brazil. *Marine Environmental Research*, 175, 105565. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105565>
- Vooren, C. M., & Klippel, S. (2005). *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Porto Alegre: Igare, 262p.
- Wang, M., Hu, C., Barnes, B. B., Mitchum, G., Lapointe, B., & Montoya, J. P. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, 365(6448), 83–87. <https://doi.org/10.1126/science.aaw7912>
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes, A. R., Kendrick, G. A., Kenworthy, W. J., Short, F. T., & Williams, S. L. (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(30), 12377–12381. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106>
- Wedekin, L. L., Engel, M. H., Andriolo, A., Prado, P. I., Zerbini, A. N., Marcondes, M. M. C., ... & Simões-Lopes, P. C. (2017). Running fast in the slow lane: rapid population growth of humpback whales after exploitation. *Marine Ecology Progress Series*, 575, 195–206. doi: <https://doi.org/10.3354/meps12211>
- Werlang, C. C., de Souza, M. S., Fonseca Costa, L.

- D., Céspedes Campos, M. C., & Yunes, J. S. (2020). Toxigenic phytoplankton groups and neurotoxin levels related to two contrasting environmental conditions at the coastal area of Rio de Janeiro (west of South Atlantic). *Toxicon*, 184, 215–228. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2020.06.016>
- Wetherbee, B. M., Gruber, S. H., Rosa, R. S. (2007) Movement patterns of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris* within Atol das Rocas, Brazil: a nursery characterized by tidal extremes. *Mar Ecol Prog Ser* 343:283-293. <https://doi.org/10.3354/meps06920>
- WMO. (2023). World Meteorological Organization State of the Global Climate 2022. 55p.
- WOA II. (2021). *The Second World Ocean Assessment: World Ocean Assessment II*. United Nations, New York: UN Press.
- Yang, H., Lohmann, G., Krebs-Kanzow, U., Ionita, M., Shi, X., Sidorenko, D., Gong, X., Chen, X., & Gowan, E. J. (2020). Poleward Shift of the Major Ocean Gyres Detected in a Warming Climate. *Geophysical Research Letters*, 47(5). <https://doi.org/10.1029/2019GL085868>
- Yang, H., Lohmann, G., Wei, W., Dima, M., Ionita, M., & Liu, J. (2016). Intensification and poleward shift of subtropical western boundary currents in a warming climate. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(7), 4928–4945. <https://doi.org/10.1002/2015JC011513>
- Yogui, G. T., de Oliveira Santos, M. C., & Montone, R. C. (2003). Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *Science of The Total Environment*, 312(1–3), 67–78. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00198-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00198-0)
- Yokota, L., & Lessa, R. P. (2006). A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 75, 349–360.
- Zabaleta, I., Bizkarguenaga, E., Nunoo, D. B. O., Schultes, L., Leonel, J., Prieto, A., Zuloaga, O., & Benskin, J. P. (2018). Biodegradation and Uptake of the Pesticide Sulfluramid in a Soil–Carrot Mesocosm. *Environmental Science & Technology*, 52(5), 2603–2611. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03876>
- Zacharias, D. C., Gama, C. M., & Fornaro, A. (2021). Mysterious oil spill on Brazilian coast: Analysis and estimates. *Marine Pollution Bulletin*, 165(January), 112125. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112125>
- Zamboni, A., Dias, M., & Iwanicki, L. (2020). *Auditoria da pesca Brasil 2020: uma avaliação integrada da governança, da situação dos estoques e das pescarias*. Brasília: Oceana Brasil. 64p.
- Zamponi, M. O., & Mianzam, H. W. (1985). La mecánica de captura y alimentación de *Olindias sambaquiensis* Müller, 1861 (Limnomedusae) en el medio natural y en condiciones experimentales. *Hist Nat*, 269–278.
- Zerbini, A. N., Adams, G., Best, J., Clapham, P. J., Jackson, J. A., & Punt, A. E. (2019). Assessing the recovery of an Antarctic predator from historical exploitation. *Royal Society Open Science*, 6(10), 190368. <https://doi.org/10.1098/rsos.190368>

1º DIAGNÓSTICO BRASILEIRO MARINHO-COSTEIRO SOBRE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

AUTORAS E AUTORES (POR ORDEM ALFABÉTICA)

Adriana Lima

Coordenação Nacional de Comunidades Tradicionais Caiçaras (CNCTC)

Adriana R. Carvalho

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Alexander Turra

Universidade de São Paulo (USP) & Cátedra Unesco para Sustentabilidade do Oceano

Ana Carolina de Azevedo Mazzuco

Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Anaíde Wrublevski Aued

Memorial University of Newfoundland

Ana Paula L. Prates

Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA)

Andrea Olinto

Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade de Pernambuco (SEMAS-PE)

Antonio Vieira (Sr. Mancha)

Movimento de Pescadores e Pescadoras Artesanais (MPP)

Áurea Maria Ciotti

Universidade de São Paulo (USP)

Beatrice Padovani Ferreira

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

Bianca Bentes

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Bruno Abe Saber

Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (MMA)

Carina Costa de Oliveira

Universidade de Brasília (UnB)

Carla Elliff

Universidade de São Paulo (USP)

Célia das Neves

Comissão Nacional de Fortalecimento das Reservas Extrativistas Costeiras e Marinhas (CONFREM)

Cida Ferreira
Comissão Nacional de Fortalecimento das Reservas Extrativistas Costeiras e Marinhas (CONFREM)

Cláudio de Araújo Nunes
Movimento dos Pescadores Artesanais do Litoral do Paraná (MOPEAR) & Coordenação Nacional de Comunidades Tradicionais Caiçaras (CNCTC)

Claudio Egler
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Cleiton Jardeweski
Universidade do Vale do Itajaí (Univali)

Clemente Coelho Junior
Universidade de Pernambuco (UPE)

Comissão Guarani Yvyrupa¹ (CGY)

Cristiana Simão Seixas
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Denilson da Silva Bezerra
Universidade Federal do Maranhão (UFMA)

Eduardo Siegle
Universidade de São Paulo (USP)

Eliete Paraguassu
Movimento de Pescadores e Pescadoras Artesanais (MPP)

Ezequiel Tremembé
Povo Tremembé, Terra Indígena Tremembé da Barra do Mundaú

Fernanda de Oliveira Lana
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Flávia Lucena Frédou
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Florivaldo Mota Rocha (Filico)
Movimento de Pescadores e Pescadoras Artesanais (MPP)

Gabriel Barros Gonçalves de Souza
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Gleyci Moser
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

1. A contribuição da Comissão Guarani Yvyrupa foi encaminhada de forma coletiva em um diálogo intermediado por Eunice Kerexu Yxapyry.

Guilherme Abuchahla
Tropical Marine Ecology - Leibniz Center

Guilherme O. Longo
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Heloisa D. Brum
Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte (IDEMA-RN)

Iara Vasco
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Isabel Tukano
Levante pela Terra

João Luiz Nicolodi
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Jurandir Cesário
Quilombo Caçandoca

Larisse Faroni-Perez
Instituto Geração Oceano X (GOX) & Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)

Leandra R. Gonçalves
Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)

Leopoldo C. Gerhardinger
Universidade de São Paulo (USP)

Leticia Cotrim da Cunha
Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)

Leticia Moraes
Conselho Nacional das Populações Extrativistas (CNS)

Letícia Veras Costa Lotufo
Universidade de São Paulo (USP)

Luciana R. F. C. Travassos
Universidade Federal do ABC (UFABC)

Lucia Sousa e Silva
Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística do Estado de São Paulo (SEMIL-SP)

Luciana Yokoyama Xavier
Universidade de São Paulo (USP) & Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)

Lucila Pinsard
Fundação Florestal (FF-SP)

Luis Gustavo Cardoso
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Luiz Paulo Assad
Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Coppe/UFRJ)

Manoel Bueno dos Santos (Nego da Pesca)
Federação das Associações de Pescadores Profissionais e Aquicultores do Espírito Santo

Marcus Polette
Universidade do Vale do Itajaí (Univali)

Margareth S. Copertino
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Maria Ariã Pataxó
Povo Pataxó, Terra Indígena Comexatibá

Maria Cristine Lançoni
Araquari, Baía da Babitonga

Maria do Ramos
Articulação Nacional das Pescadoras (ANP)

Maria Fernanda Arentz
Marinha do Brasil

Maria José Pacheco
Conselho Pastoral dos Pescadores e Pescadoras (CPP)

Marilda de Souza
Quilombo do Bracuí

Marianna Lanari
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Marina A. R. de Mattos Vieira
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Marina Vieitas Dale
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Marinez E. G. Scherer
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Miguel da Costa Accioly
Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Natalia Hanazaki
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Neimar Lourenço
Coordenação Nacional de Articulação de Quilombos (CONAQ)

Nilmar Conceição
Fórum da Lagoa dos Patos

Patrícia de Menezes Cardoso
Centro de Estudos Sociais da Universidade de Coimbra (CES-UC) & Universidade Federal Fluminense (UFF)

Patrícia Raggi Abdallah
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Pedro Ribeiro
Conselho Pastoral dos Pescadores e Pescadoras (CPP)

Rafael A. Magris
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Raquel Lima
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) & Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

Regina R. Rodrigues
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Renato Caiçara
Coordenação Nacional de Comunidades Tradicionais Caiçaras (CNCTC)

Renato Rodrigues Neto
Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

Robson Possidônio
Fórum de Comunidades Tradicionais Angra-Paraty-Ubatuba (FCT)

Rodrigo Rodrigues de Freitas
Universidade do Sul de Santa Catarina (UNISUL)

Rodrigo Tardin
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Ruy Kenji Papa de Kikuchi
Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Samuel Rocha
Grupo Pró-Babitonga (GPB)

Santiago Bernardes
Fórum de Comunidades Tradicionais Angra-Paraty-Ubatuba (FCT) & Coordenação
Nacional de Comunidades Tradicionais Caiçaras (CNCTC)

Silvina Botta
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Stella Manes
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Tatiana Walter
Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Tatiane Medeiros
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Tommaso Giarizzo
Universidade Federal do Pará (UFPA)

Valmira João Gonçalves
Conselho Pastoral dos Pescadores e Pescadoras (CPP)

Vanessa Hatje
Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Vinicius Giglio
Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP)

Vinicius Scofield
Ministério da Educação (MEC)

Wilson Cabral de Sousa Júnior
Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA)

AGRADECIMENTOS

Ao Sr. Rodrigo Agostinho (ex-deputado federal e Presidente do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais) pela Emenda Parlamentar que financiou a elaboração desse Diagnóstico. À Secretaria da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (SECIRM), à Universidade Federal de São Paulo (Unifesp) e ao Dr. Ronaldo Christofolletti por viabilizar a tramitação do recurso financeiro e a execução orçamentária para a realização desse Diagnóstico.

Aos revisores dos capítulos deste Diagnóstico: A. Cecília Z. Amaral, José Milton Andriguetto, Ronaldo Christofolletti, Segen Estefen, Sueli Furlan, Paulo Horta, Régis P. de Lima, Patrícia M. Menezes, Leonardo Messias, Carolina Minte-Vera, Victória J. Isaac Nahum, Marco Nalon, Isabel S. Pinto, Pedro Jacobi e Paulo Sinisgalli.

COORDENAÇÃO EXECUTIVA BPBES

Carlos Alfredo Joly
Aliny P.F. Pires
Cristiana Simão Seixas
Leandra R. Gonçalves
Paula Drummond de Castro
Rafael Loyola

COORDENAÇÃO EDITORIAL

Cristiana Simão Seixas
Marina Vieitas Dale

EDIÇÃO E REVISÃO DE TEXTO

Isabela de Lima Santos

PROJETO GRÁFICO

Lúcia Nemer, Martuse Fornaciari

FOTOGRAFIAS

Beatrice Padovani Ferreira
Enrico Marone
Gabriel Barros G. de Souza
Guilherme Abuchahla
José Sabino (Natureza em Foco)
Letícia Cotrim da Cunha
Marcus Polette
Marina A. R. de Mattos Vieira
Marínez E. G. Scherer

Copyright © 2024 Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES). Todos os direitos desta obra são reservados e protegidos pela Lei 9.610, de 19/02/1998. É permitida a reprodução total ou parcial desta publicação, para fins educacionais e sem finalidade lucrativa, desde que a fonte seja devidamente mencionada.

SUGESTÃO DE CITAÇÃO:

Seixas, C.S., Turra, A., Ferreira, B.P (Eds.) (2024). 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos. Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (BPBES) e Cátedra Unesco para a Sustentabilidade do Oceano. 322 pp. <https://doi.org/10.4322/978-65-01-27749-3>

MEMBROS DO COMITÊ GESTOR DA BPBES QUE ORIENTARAM A CONSTRUÇÃO DO DIAGNÓSTICO

Carlos A. Joly | Cristiana S. Seixas | Paula F. Drummond de Castro

PARA MAIS INFORMAÇÕES, FAVOR CONTATAR: Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos (contato@bpb.es.net.br) e/ou Cristiana S. Seixas (csseixas@unicamp.br)

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

1º diagnóstico brasileiro marinho-costeiro sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos [livro eletrônico] / [editores] Cristiana Simão Seixas, Alexander Turra, Beatrice Padovani Ferreira. -- Campinas, SP : Ed. dos Autores, 2024.
PDF

Vários autores.
Bibliografia.
ISBN 978-65-01-27749-3

1. Biodiversidade marinha - Conservação - Brasil
2. Biodiversidade marinha - Preservação 3. Biologia marinha 4. Desenvolvimento sustentável - Aspectos ambientais 5. Ecossistemas - Aspectos ambientais
6. Oceanos 7. Zonas costeiras e marinhas - Gestão
I. Seixas, Cristiana Simão. II. Turra, Alexander.
III. Ferreira, Beatrice Padovani.

24-245361

CDD-363.7

Índices para catálogo sistemático:

1. Biodiversidade marinha : Diagnósticos : Gestão ambiental 363.7

Aline Graziele Benitez - Bibliotecária - CRB-1/3129



BPBES
Plataforma Brasileira
de Biodiversidade
e Serviços Ecosistêmicos

www.bpb.es.net.br



CÁTEDRA UNESCO
para a Sustentabilidade
do Oceano

PARCEIROS



APOIO

