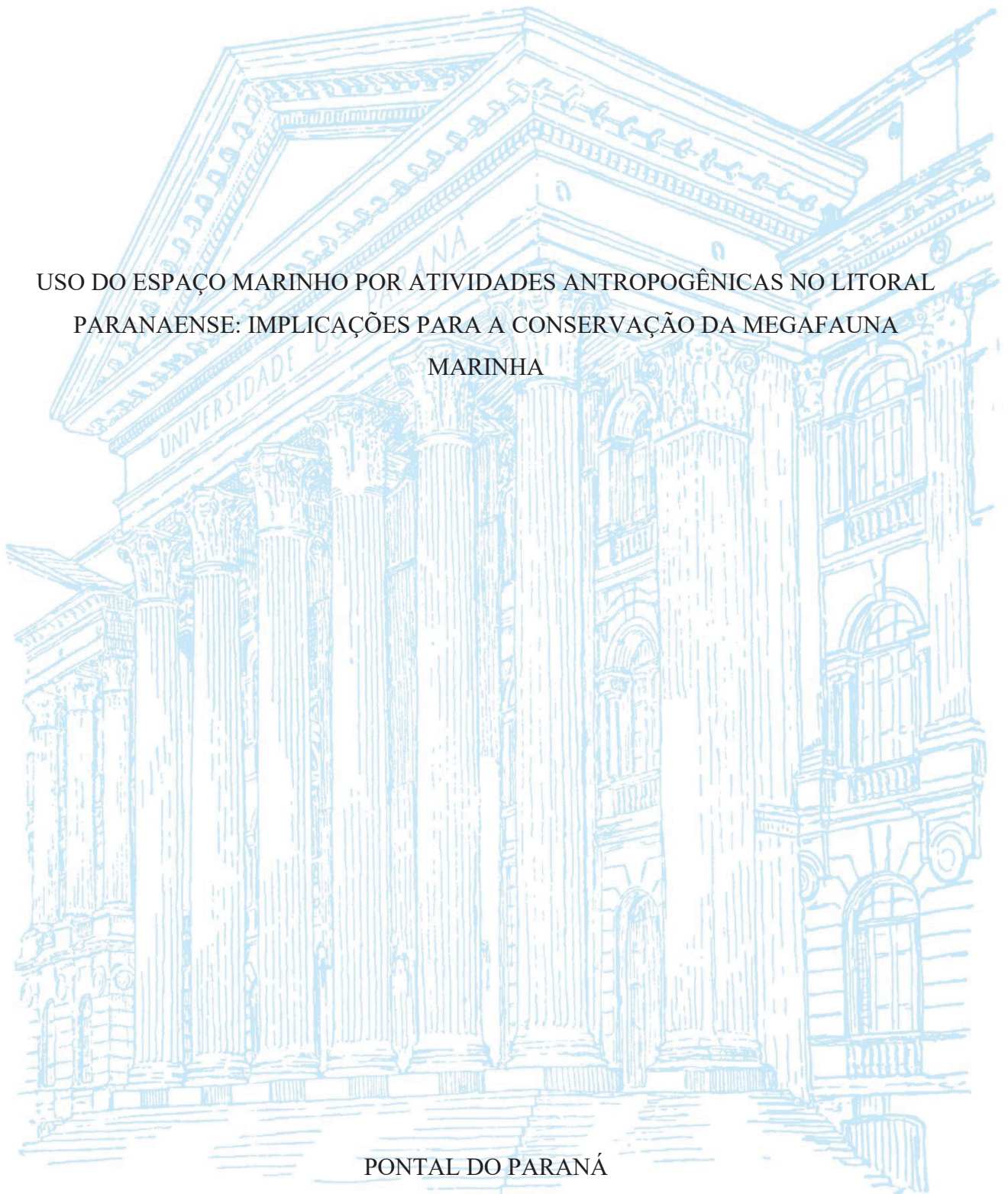


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANGELA ZACCARON DA SILVA

USO DO ESPAÇO MARINHO POR ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS NO LITORAL  
PARANAENSE: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA MEGAFaUNA  
MARINHA



PONTAL DO PARANÁ

2021

ANGELA ZACCARON DA SILVA

USO DO ESPAÇO MARINHO POR ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS NO LITORAL  
PARANAENSE: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA MEGAFUNA  
MARINHA

Tese de Doutorado apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Sistemas Costeiros e Oceânicos, no curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor Reitoria, Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Camila Domit

Coorientadores: Prof. Dr. Hugo Bornatowski, e  
Prof. Dr. Tiago B. G. Gandra

PONTAL DO PARANÁ

2021

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DO CENTRO DE ESTUDOS DO MAR

Silva, Angela Zaccaron da

Uso do espaço marinho por atividades antropogênicas no litoral paranaense: implicações para a conservação da megafauna marinha / Angela Zaccaron da Silva. – Curitiba, 2021.

1 recurso on-line : PDF.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Setor Reitoria, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientadora: Profa. Dra. Camila Domit.

Coorientadores: Prof. Dr. Hugo Bornatowski.

Prof. Dr. Tiago B. G. Gandra

1. Fauna marinha. 2. Áreas ecologicamente importantes. 3. Impacto cumulativo. 4. Ameaças antropogênicas. 5. Captura incidental. 6. DAPSI(W)R(M). I. Domit, Camila. II. Bornatowski, Hugo. III. Gandra, Tiago B. G. IV. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos. IV. Título.

Bibliotecária: Liliam Maria Orquiza CRB-9/712



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
REITORIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS COSTEIROS  
E OCEÂNICOS - 40001016054P6

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ANGELA ZACCARON DA SILVA** intitulada: **Uso do espaço marinho por atividades antrópicas no litoral paranaense: implicações para a conservação da megafauna marinha**, sob orientação da Profa. Dra. CAMILA DOMIT, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 28 de Outubro de 2021.

Assinatura Eletrônica  
01/12/2021 09:54:36.0  
CAMILA DOMIT  
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica  
23/11/2021 15:41:18.0  
THIAGO ZAGONEL SERAFINI  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ - CEM)

Assinatura Eletrônica  
01/12/2021 09:31:26.0  
RAFAEL ALMEIDA MAGRIS  
Avaliador Externo (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO  
DA BIODIVERSIDADE)

Assinatura Eletrônica  
23/11/2021 15:39:50.0  
ANDRÉ SILVA BARRETO  
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DO VALE DO ITAJAÍ)



*Para o meu filho Tiago,  
que ele possa ver, sentir, amar e cuidar da  
natureza.*

## AGRADECIMENTOS

Mais um ciclo se encerra. E tenho muito a agradecer pelas pessoas incríveis que compartilharam essa longa jornada comigo. Em especial agradeço,

À minha orientadora, Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Camila Domit, por ser fonte de inspiração e incentivo ao longo desta caminhada, e por compartilhar o enorme conhecimento sobre espécies tão maravilhosas. Muito obrigada pela oportunidade em fazer parte do LEC e trabalhar em um projeto tão desafiador.

Aos meus coorientadores Prof. Dr. Hugo Bornatowski, pelo apoio na elaboração desta tese. E ao Prof. Dr. Tiago Gandra, pelo apoio e empenho dedicado à elaboração da tese, além das valiosas contribuições para as análises espaciais.

Aos avaliadores do projeto, Dr. Rafael Magris e Prof. Dr. André Barreto, agradeço a paciente leitura e contribuições para o aprimoramento da tese.

À Associação MarBrasil, em especial ao Juliano, ao Robin e a Lalá, agradeço o apoio e a organização das oficinas de planejamento com os especialistas.

A todos os pesquisadores e pesquisadoras que participaram das oficinas de planejamento, agradeço todo o aporte de conhecimento e troca de experiências;

À CAPES e Fundação Araucária (Processo 88882.168574/2018-01) pela concessão da bolsa para a realização desta pesquisa.

A toda a equipe do Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC/UFPR), em especial a Sté, a Drica, a Taw, a Liana, a Luci, a Lara, a Estela, a Dai e o Gabi, pela boa convivência e risadas, trocas de experiências e saídas de campo atrás dos botos, toninhas e tartarugas.

Às grandes amigas que ficam para sempre: à Tara, agradeço toda a paciência, companheirismo e positividade (vai dar tudo certo!!!); e à Isa, a sua energia boa transborda e deixa tudo mais divertido e alegre. Muito obrigada a vocês duas por tudo, pelo carinho, cafezinhos da tarde, e leveza.... vocês foram essenciais para que eu conseguisse!!

A minha irmã Karina, minha psicóloga favorita!! Gratidão pelo apoio nas fases mais difíceis e companheirismo sempre.

Aos meus pais, Antônio Carlos Lisboa da Silva (*in memoriam*) e Clara Cleonis Zaccaron da Silva (*in memoriam*), que há muito já se foram, mas tenho certeza de que estariam orgulhosos. Obrigada pelos ensinamentos, dedicação e amor, que construíram uma base sólida com o qual, agora, trilho o meu próprio caminho.

E finalmente, à minha pequena família de três!! Ao meu marido e companheiro Fabio, obrigada pelo carinho, apoio e incentivo para que eu perseguisse os meus sonhos. Te amo!! E

ao meu filho Tiago, obrigada por você ser a minha luz, a minha alegria, o meu amor.... sem  
você teria sido muito mais difícil. Obrigada meus amores, por sermos juntos um só!

E que venham novos começos!!

## RESUMO

As espécies da megafauna marinha são essenciais para a estabilidade e funcionamento da dinâmica ecológica, fornecendo diversos serviços ecossistêmicos e resiliência ao oceano. Entretanto, múltiplas atividades humanas ameaçam áreas importantes para o desenvolvimento dessas espécies, comprometendo a viabilidade populacional e a sua persistência a longo prazo. A plataforma interna no Estado do Paraná é uma área identificada nacionalmente como de extrema importância biológica para a conservação de espécies migratórias e ameaçadas de extinção da fauna marinha. Assim, para investigar os potenciais impactos e ameaças das atividades antropogênicas sobre espécies costeiras ameaçadas da megafauna marinha, utilizamos uma abordagem espacial como uma ferramenta para apoiar e orientar estratégias de gestão local integradas e mais eficazes para a conservação da biodiversidade marinha. Integrando o conhecimento científico de especialistas por meio de uma abordagem multiespécies, identificamos áreas ecologicamente importantes para seis espécies-chave da megafauna marinha na região, incluindo: toninha (*Pontoporia blainvillei*), boto-cinza (*Sotalia guianensis*), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), mero (*Epinephelus itajara*), tubarão-martelo (*Sphyrna spp.*) e mangona (*Carcharias taurus*). A análise da sobreposição de áreas de importância para as espécies evidenciou as áreas costeiras rasas próximas às desembocaduras do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e da Baía de Guaratuba como críticas e de alta ocorrência para o conjunto de espécies avaliadas, inclusive como de relevância para a conexão com áreas estuarinas internas das quais algumas espécies são dependentes. Além disso, as ilhas costeiras e os recifes artificiais (incluindo os naufrágios) são áreas extremamente importantes para algumas espécies da megafauna, reforçando a necessidade do estabelecimento de medidas de proteção nestas regiões. As estratégias espaciais de conservação da biodiversidade atuais se sobrepõem com as áreas ecologicamente importantes de maneira diferenciada, de acordo com os grupos taxonômicos avaliados. Foi observado um baixo percentual de cobertura pelas áreas marinhas protegidas, o que pressupõe um potencial de proteção insuficiente para as espécies da megafauna por este instrumento de gestão. Por outro lado, as atuais restrições espaciais às atividades pesqueiras proporcionam um maior percentual de sobreposição com áreas prioritárias para todas as espécies avaliadas. Entretanto, embora estes instrumentos tragam importante restrição para a atividade pesqueira industrial em áreas costeiras rasas, a atividade pesqueira artesanal continua a operar em áreas com alto valor de conservação e demandam ordenamento específico, considerando questões ambientais e socioeconômicas. Ainda, ao compilar e mapear as ameaças antropogênicas locais, foi possível observar que a exposição às ameaças abrange toda a plataforma continental interna paranaense. Valores mais elevados de impactos cumulativos foram observados próximos à costa na desembocadura sul do CEP e na região da Baía de Guaratuba. Nessas regiões, o impacto cumulativo das ameaças antropogênicas apresentou valores mais elevados para os pequenos cetáceos e tartaruga-verde, devido à sobreposição espacial com áreas de alta prioridade para a conservação dessas espécies. As ameaças pesqueiras representaram as maiores contribuições para os valores de impacto cumulativo, com potencial impacto sobre todas as espécies avaliadas. As ameaças relacionadas às atividades portuárias foram relevantes e concentram-se na desembocadura sul do CEP, enquanto as atividades terrestres influenciaram as regiões costeiras do litoral centro-sul paranaense. A interação com a atividade pesqueira, principalmente a captura incidental, é globalmente identificada como uma das ameaças mais importantes para as espécies da megafauna costeira. No entanto, a mitigação destes impactos ainda é um desafio e demanda de avaliações integradas e estratégicas. Assim, através da utilização do modelo conceitual DAPSI(W)R(M), identificamos estratégias de pesquisa e gestão que potencializam ações para reduzir os impactos da captura incidental, assim como lacunas de conhecimento e desafios, fornecendo suporte à abordagem ecossistêmica e ao manejo integrado no litoral paranaense. O

conjunto de abordagens e avaliações integradas propostas pelo estudo são inéditas para a escala regional e ressaltam caminhos para orientar ações pontuais e efetivas de conservação, fortalecendo atores locais pela busca de resultados positivos globais.

**Palavras-chaves:** Megafauna marinha. Áreas ecologicamente importantes. Impacto cumulativo. Ameaças antropogênicas. Captura incidental. DAPSI(W)R(M)



## ABSTRACT

Marine megafauna species are essential for the stability and functioning of ecological dynamics, providing ecosystem services and resilience to the ocean. However, multiple human activities threaten important areas for the development of these species, compromising population viability and long-term persistence. The inner continental shelf of Paraná is an area of extreme biological importance for the conservation of migratory and endangered marine species. Thus, to investigate the potential impacts and threats of anthropogenic activities on threatened coastal marine megafauna species, we use a spatial approach as a tool to support and guide integrated and more effective local management strategies for marine biodiversity conservation. Through integrating expert scientific knowledge into a multi-species approach, we have identified ecologically important areas for six key marine megafauna species, including: franciscana (*Pontoporia blainvillei*), Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*), green turtle (*Chelonia mydas*), Atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*), hammerhead sharks (*Sphyrna spp.*) and sand tiger shark (*Carcharias taurus*). The overlapping analysis of importance areas showed that the shallow coastal areas close to the mouths of the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) and the Guaratuba Bay are critical and with high occurrence to all species evaluated, including as a relevant connection to inner estuarine areas of the which some species are dependent. Furthermore, coastal islands and artificial reefs (including shipwrecks) are extremely important areas for some species of megafauna, reinforcing the need to establish protection measures in these regions. Area-based conservation strategies overlap with ecologically important areas in different ways according to the assessed taxonomic groups. A low percentage of coverage by marine protected areas was observed, which presupposes an insufficient protection potential for megafauna species by this management instrument. On the other hand, spatial restrictions on fishing activities provide a higher percentage of overlap with priority areas for all species evaluated. However, although there is an important restriction on industrial fishing activity in shallow coastal areas, artisanal fishing continues to operate in areas with high conservation value. Also, when compiling and mapping local anthropogenic threats, it was possible to observe that exposure to threats encompasses the entire inner continental shelf of Paraná. Higher values of cumulative impacts were observed near the coast in the southern mouth of the PEC and in the Guaratuba Bay region. In these areas, the cumulative impact of anthropogenic threats showed higher values for coastal species of small cetaceans and green turtle, due to the spatial overlap with high priority areas for conservation. Threats related to port activities are concentrated in the southern mouth of the PEC, while land-based activities influence the coastal regions of the south-central coast of Paraná. Fishing threats represented the greatest contributions to the cumulative impact values, with potential impact on all species evaluated. Bycatch has been identified as a major threat to coastal megafauna species, however, mitigating these impacts is still a challenge. Thus, using the conceptual model DAPSI(W)R(M) we identified research and management strategies that enhance actions to reduce the bycatch impacts, as well as knowledge gaps and challenges, providing support to the ecosystem approach and integrated management on the coast of Paraná. The set of integrated approaches and assessments proposed by the study are unprecedented for the regional scale and highlight ways to guide specific and effective conservation actions, strengthening local actors in the search for positive global results.

**Keywords:** Marine megafauna. Ecologically important areas. Cumulative impact. Anthropogenic threats. Bycatch. DAPSI(W)R(M)

## **Prefácio**

Esta tese foi elaborada de acordo com as normas do Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da Universidade Federal do Paraná. Inicialmente, no Capítulo 1, apresentamos uma introdução geral para contextualizar a problemática estudada através de uma fundamentação teórica e construção dos objetivos da pesquisa. Em seguida, são apresentados três capítulos em formato de artigo científico, cada qual apresentando introdução, metodologia, resultados e discussões, de acordo com a temática abordada e formatação da revista científica preferencial para submissão do trabalho.

Para investigar os potenciais impactos e ameaças das atividades antropogênicas sobre espécies costeiras ameaçadas da megafauna marinha no litoral paranaense, utilizamos uma abordagem espacial como uma ferramenta para fornecer suporte e orientar estratégias integradas e mais efetivas de gestão voltadas para a conservação da biodiversidade marinha.

Desta forma, no primeiro artigo (Capítulo 2) reunimos o conhecimento de especialistas durante oficinas de planejamento para identificar espacialmente as áreas críticas para a conservação de espécies ameaçadas da megafauna. Através da construção conjunta de mapeamentos abrangentes da ocorrência e de áreas importantes para o desenvolvimento de espécies costeiras, foi possível evidenciar áreas ecologicamente importantes para a megafauna marinha. Além disso, avaliamos a sobreposição destas áreas com estratégias espaciais de conservação a fim de investigar o potencial de proteção atual das espécies da megafauna.

No segundo artigo (Capítulo 3), avaliamos a distribuição espacial das ameaças antropogênicas e o potencial impacto cumulativo sobre as áreas ecologicamente importantes para a megafauna marinha. Para isso, compilamos dados espaciais sobre as atividades antropogênicas, e os seus impactos foram avaliados quanto à vulnerabilidade das espécies da megafauna marinha. Além disso, identificamos as atividades que causam maior exposição e potencial ameaça sobre a megafauna, gerando informações fundamentais para priorização das estratégias espaciais de gestão e mitigação de impactos.

O terceiro artigo (Capítulo 4), teve como foco a avaliação dos impactos potenciais da atividade pesqueira artesanal, considerada uma ameaça importante às espécies costeiras da megafauna marinha na região estudada e ao longo da região sudeste e sul do Brasil. Para isso, utilizamos o modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* como uma ferramenta para compreender as interações entre as espécies costeiras ameaçadas da megafauna marinha e a atividade pesqueira artesanal que atua na plataforma continental interna do Paraná. Com base nesta avaliação, identificamos iniciativas regionais que podem promover ou potencializar a redução dos

impactos destas interações, bem como lacunas de conhecimento ou desafios encontrados para a região, as quais podem trazer contribuições cruciais para o desenvolvimento de estratégias regionais para a conservação das espécies no Sudeste/Sul do Brasil.

Por último, no Capítulo 5, são apresentadas de maneira sucinta e objetiva as integrações entre os capítulos e seus produtos, evidenciando as contribuições para o avanço do conhecimento científico e as conclusões gerais do trabalho.

## LISTA DE FIGURAS

### *Capítulo 1 – Introdução*

- Figura 1.** Mapa da área de estudo na plataforma continental interna ao largo do estado do Paraná, indicando o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), a Baía de Guaratuba (BG), e as ilhas (de norte para o sul: Figueira, Superaqui, Peças, Mel, Palmas, Galheta, Arquipélago de Currais, e Itacolomis)..... 32

### *Capítulo 2 – Using expert knowledge to inform ecologically important areas for the conservation of threatened marine megafauna in Southern Brazil*

- Figure 1.** Map of the study area on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR), indicating the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), the Guaratuba Bay (BG), and the islands of interest (from north to south: Figueira, Superaqui, Peças, Mel, Palmas, Galheta, Archipelago of Currais, and Itacolomis). Isobaths: -10, -20, -30 and -50 meters. .... 50
- Figure 2.** Mapping of occurrence and critical areas for marine megafauna species: a) franciscana – *Pontoporia blainvillei*, b) Guiana dolphin – *Sotalia guianensis*, c) green turtle – *Chelonia mydas*, d) Atlantic goliath grouper – *Epinephelus itajara*, e) hammerhead shark – *Sphyrna spp.*, and f) sand tiger shark – *Carcharias taurus*, on the inner continental shelf off Paraná coast. High occurrence areas (dark blue), medium occurrence areas (soft blue), and insufficiently known areas (light blue); red dots indicate critical areas. .... 58
- Figure 3.** Percentual area of the inner continental shelf of Paraná (ICS-PR) identified as critical areas, high occurrence, medium occurrence and insufficiently known, for marine megafauna species (franciscana – *Pontoporia blainvillei*, Guiana dolphin – *Sotalia guianensis*, green turtle – *Chelonia mydas*, Atlantic goliath grouper – *Epinephelus itajara*, hammerhead sharks – *Sphyrna spp.* and sand tiger shark – *Carcharias taurus*). .... 60
- Figure 4.** Ecologically important areas to all species combined (multispecies), classified into four importance levels: very high, high, medium, and low, on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR). .... 60

|   |     |
|---|-----|
| <b>Figure 5.</b> Boxplot of ecologically important areas for multispecies according to importance level (very high, high, medium, and low), and by average depth values, on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR).....  | 612 |
| <b>Figure 6.</b> Percentage of overlap of marine protected areas and fisheries restrictions with ecologically important areas with very high priority (EIApa – priority areas) to each taxonomic group (small cetaceans – <i>Pontoporia blainvillei</i> and <i>Sotalia guianensis</i> , sea turtle – <i>Chelonia mydas</i> , sharks – <i>Sphyrna spp.</i> and <i>Carcharias taurus</i> , and grouper – <i>Epinephelus itajara</i> ), and multispecies (all species combined). <i>Marine Protected Areas</i> : Category II - Ilha dos Currais National Marine Park; Category VI - Guaraqueçaba Environmental Protection Area. <i>Gillnets fisheries restrictions</i> : GFa - all gillnet fisheries with motorized vessels prohibit up to 1nm; GFb - all gillnet fisheries from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 4nm. <i>Bottom trawl fisheries restrictions</i> : BTc – all bottom trawlers prohibit up to 1nm; BTd – all bottom trawlers from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 5nm..... | 623 |
| <b>Supplementary Figure S1.</b> Ecologically important areas for small cetaceans (franciscana – <i>Pontoporia blainvillei</i> and Guiana dolphin – <i>Sotalia guianensis</i> ), on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR).....   | 81  |
| <b>Supplementary Figure S2.</b> Ecologically important areas for green turtle ( <i>Chelonia mydas</i> ), on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR). .....  | 81  |
| <b>Supplementary Figure S3.</b> Ecologically important areas for the Atlantic goliath grouper ( <i>Epinephelus itajara</i> ), on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR)..  | 82  |
| <b>Supplementary Figure S4.</b> Ecologically important areas for elasmobranchs (hammerhead shark – <i>Sphyrna spp.</i> and sand tiger shark – <i>Carcharias taurus</i> ), on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR).....   | 82  |
| <b>Supplementary Figure S5.</b> Boxplot of ecologically important areas to a) small cetaceans, b) sea turtle, c) grouper, and d) elasmobranchs, according to importance level (very high, high, medium, and low), and by average depth values, on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR). .....  | 83  |
| <b>Supplementary Figure S6.</b> Marine protected areas and fisheries restrictions, according to national and regional legal framework, on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR). Marine Protected Areas: Ilha dos Currais National Marine Park (MPA Category II) and Guaraqueçaba Environmental Protection Area (MPA Category VI). <i>Gillnets fisheries restrictions</i> : GFa - all gillnet fisheries with motorized vessels prohibit up to 1nm; GFb - all gillnet fisheries from industrial fleet  |     |



(> 20 GT) prohibit up to 4nm. *Bottom trawl fisheries restrictions*: BTc – all bottom trawlers prohibit up to 1nm; BTd – all bottom trawlers from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 5nm. .... 85

**Capítulo 3 – Mapping cumulative impacts on ecologically important areas for threatened marine megafauna in Southern Brazil**

**Figure 1.** Map of the study area on the inner continental shelf off the Paraná coast (ICS-PR), southern Brazil. Indicating the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) and the Guaratuba Bay (BG); and also representing port complexes (Paranaguá and Antonina) and urban areas. Isobaths: -10, -20, -30 and -50 meters. .... 92

**Figure 2.** Distribution of the total cumulative impact (CI) (i.e., all anthropogenic threats combined without the ecologically important areas layer) on the inner continental shelf of the Paraná coast (ICS-PR). Values ranging from 0 (minimum exposure) to 1 (maximum exposure). .... 1011

**Figure 3.** Violin plot of the anthropogenic threat layers (exposure values between 0 and 1), in the inner continental shelf off Paraná (ICS-PR) for small-scale fishing, industrial fishing, commercial shipping traffic, dredging activities, direct human impact, organic pollution, and nutrient pollution. Red dots represent the median values of anthropogenic threats exposure. .... 102

**Figure 4.** Ecologically important areas to all species combined (multispecies), classified into four importance levels: very high, high, medium, and low, on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR). From Silva *et al.* - Chapter 2. .... 103

**Figure 5.** Distribution of cumulative impact on ecologically important areas for all species combined (multispecies) on the inner continental shelf of the Paraná coast (ICS-PR). Values ranging from 0 (minimum exposure) to 38 (maximum exposure). .... 103

**Figure 6.** Fishing cumulative impact (i.e., the sum of small-scale and industrial fishing threat layers) for (a) all species combined, (b) small cetaceans, (c) sea turtle, (d) grouper, and (e) sharks. .... 105

**Figure 7.** Port-related cumulative impact (i.e., marine traffic and dredging threat layers) for (a) all species combined, (b) small cetaceans, (c) sea turtle, (d) grouper, and (e) sharks. .... 106

**Figure 8.** Land-based cumulative impact (i.e., the sum of direct human population, organic and nutrient pollution threat layers) for (a) all species combined, (b) small cetaceans, (c) sea turtle, (d) grouper, and (e) sharks. .... 107

**Supplementary Figure S-1.** Distribution of exposure to anthropogenic threats (intensity values between 0 and 1), in the inner continental shelf of Paraná (ICS-PR) for (a) small-scale fishing, (b) industrial fishing, (c) marine traffic, (d) dredging activities, (e) direct human impact, (f) organic pollution, and (g) nutrient pollution. .... 125

**Supplementary Figure S-2.** Violin plot representing the cumulative impact on ecologically important areas by (a) all species combined (multispecies) and (b) each megafauna species (Sgui = *Sotalia guianensis*, Pbla = *Pontoporia blainvillei*, Cmyd = *Chelonia mydas*, Eita = *Epinephelus itajara*, Sphy = *Sphyrna spp.*, Ctau = *Carcharias taurus*), in the inner continental shelf of the Paraná coast (ICS-PR). .... 126

#### ***Capítulo 4 – A atividade pesqueira artesanal e suas interações com a megafauna marinha: implicações para a conservação de espécies ameaçadas***

**Figura 1.** Fluxograma das etapas realizadas durante a revisão da literatura ..... 137

**Figura 2.** Número acumulado de publicações selecionadas no presente estudo, ao longo do tempo, considerando o número total de publicações e as diferentes categorias.. 140

**Figura 3.** Diagrama de Sankey representando o número de publicações com relação à: i) modalidade de pesca utilizada, ii) grupo da megafauna marinha com registro de interação com a pesca, e iii) espécies registradas na literatura. A largura dos nós é proporcional ao número de publicações onde a interação é citada. .... 141

**Figura 4.** Etapas do modelo conceitual DAPSI(W)R(M) no contexto da interação da atividade pesqueira artesanal com espécies da megafauna marinha. Adaptado de Elliott et al., 2017. .... 142

## LISTA DE TABELAS

### *Capítulo 2 – Using expert knowledge to inform ecologically important areas for the conservation of threatened marine megafauna in Southern Brazil*

|  |    |
|--|----|
| <b>Table 1.</b> Summary of megafauna species assessed, concerning the global and national extinction risk assessment, geographic distribution, and key lifecycle stages in the study area.....   | 52 |
| <b>Table 2.</b> Criteria for identifying areas of occurrence and critical areas for the life cycle stages of the species evaluated. ....   | 53 |
| <b>Table 3.</b> Ecologically important areas according to importance level (very high, high, medium, and low), for megafauna taxonomic groups and multispecies. Area in km <sup>2</sup> and percentage (%) concerning the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR). ....  | 60 |
| <b>Supplementary Table S1.</b> Overlap of marine protected areas (MPAs) and fisheries restrictions (FRs) with ecologically important areas (EIA total) and priority areas (EIAPA) to each taxonomic group (small cetaceans – <i>Pontoporia blainvillei</i> and <i>Sotalia guianensis</i> , sea turtle – <i>Chelonia mydas</i> , sharks – <i>Sphyrna spp.</i> and <i>Carcharias taurus</i> , and grouper – <i>Epinephelus itajara</i> ), and multispecies (all species combined)..... | 86 |

### *Capítulo 3 – Mapping cumulative impacts on ecologically important areas for threatened marine megafauna in Southern Brazil*

|  |     |
|--|-----|
| <b>Table 1.</b> Summary of anthropogenic threat layers used to assess potential cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine megafauna on inner continental shelf off the Paraná coast (ICS-PR), southern Brazil. ....  | 95  |
| <b>Table 2.</b> Cumulative impact and anthropogenic threats values on ecologically important areas to all species combined (multispecies) and to each marine megafauna species separately (mean values, median and standard deviation, in parentheses). The highest values of cumulative impacts and anthropogenic threats for each species are highlighted in bold..... | 104 |
| <b>Supplementary Table S-1.</b> Description of vulnerability attributes and their classification system provided to experts to assess the potential impact of anthropogenic threats on marine megafauna species.....   | 127 |

**Supplementary Table S-2.** Average vulnerability scores for each of anthropogenic threat assigned by regional experts during the online survey to assess the impacts to each megafauna species, based on the ranking system described in Table S1. Shading is based on the average score (higher than 3, red; between 2.5 and 3, orange; between 2 and 2.5, yellow; lower than 2, green). Anthropogenic threats with high score levels are in bold..... 129

***Capítulo 4 – A atividade pesqueira artesanal e suas interações com a megafauna marinha: implicações para a conservação de espécies ameaçadas***

**Tabela 1.** Descrição dos assuntos incluídos nas diferentes categorias..... 138

**Tabela 2.** Oportunidades e desafios identificados que promovam ou limitam as estratégias regionais para a redução da captura incidental da megafauna marinha ameaçada, conforme as informações e conhecimentos compilados da literatura de referência. .... 152

**Material Suplementar - A1.** Fichamento das referências bibliográficas analisadas no presente estudo, considerando o ano de publicação, autores, título do trabalho, tipo de publicação (TS=Tese; DS=Dissertação; TCC=Monografia; AC=Artigo Científico; REL=Relatório; CP= Capítulo de Livro; LV=Livro), categoria e sub-categoria incluída. .... 165

**Material Suplementar - A2.** Instrumentos normativos federais e estaduais de proteção à fauna marinha e gestão pesqueira, incluindo a descrição da medida de ordenamento adotada e grupo da megafauna marinha beneficiado (direta ou indiretamente) pelo instrumento legal. .... 171

## SUMÁRIO

|   |           |
|---|-----------|
| <b>CAPÍTULO 1.....</b>  | <b>22</b> |
| <b>1 INTRODUÇÃO .....</b>   | <b>22</b> |
| 1.1 A BIODIVERSIDADE E A MEGAFUNA MARINHA .....   | 22        |
| 1.2 ESTRATÉGIAS DE PLANEJAMENTO E PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA A CONSERVAÇÃO.....  | 24        |
| 1.3 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS CUMULATIVOS DAS ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS.....   | 29        |
| <b>2 ÁREA DE ESTUDO.....</b>  | <b>31</b> |
| 2.1 O LITORAL DO ESTADO DO PARANÁ .....   | 31        |
| 2.2 ESPÉCIES AMEAÇADAS DA MEGAFUNA MARINHA COM OCORRÊNCIA NO LITORAL DO PARANÁ.....   | 34        |
| <b>3 OBJETIVOS.....</b>   | <b>36</b> |
| 3.1 OBJETIVO GERAL .....  | 36        |
| 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....   | 36        |
| <b>4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>   | <b>37</b> |
| <b>CAPÍTULO 2.....</b>  | <b>45</b> |
| <b>Using expert knowledge to inform ecologically important areas for the conservation of threatened marine megafauna in Southern Brazil** .....</b> | <b>45</b> |
| <b>Abstract.....</b>  | <b>46</b> |
| <b>1. Introduction .....</b>  | <b>47</b> |
| <b>2. Materials and methods .....</b>   | <b>49</b> |
| 2.1 <i>Study area.....</i>  | 49        |
| 2.2 <i>Threatened marine megafauna species .....</i>  | 51        |
| 2.3 <i>Planning workshops to identify key areas for the conservation of threatened marine megafauna.....</i>  | 52        |
| 2.4 <i>Spatial analysis and identification of ecologically important areas for threatened marine megafauna.....</i>                                 | 54        |
| 2.5 <i>Overlapping ecologically important areas with marine conservation strategies.....</i>  | 56        |
| <b>3. Results .....</b>   | <b>57</b> |
| 3.1 <i>Spatial distribution of threatened marine megafauna species.....</i>   | 57        |



|  |            |
|--|------------|
| 3.2 Ecologically important areas for threatened marine megafauna species.....  | 59         |
| 3.3 Overlapping ecologically important areas with marine conservation strategies .....   | 61         |
| <b>4. Discussion</b> .....   | <b>63</b>  |
| <b>5. References</b> .....   | <b>72</b>  |
| <b>Supplementary Information</b> .....   | <b>81</b>  |
| <b>CAPÍTULO 3</b> .....  | <b>87</b>  |
| <b>Mapping cumulative impacts on ecologically important areas for threatened marine megafauna in Southern Brazil**</b> .....                 | <b>87</b>  |
| <b>Abstract</b> .....  | <b>88</b>  |
| <b>1. Introduction</b> .....   | <b>89</b>  |
| <b>2. Materials and methods</b> .....  | <b>91</b>  |
| 2.1 Study area.....  | 91         |
| 2.2 Ecologically important areas for threatened coastal marine megafauna species .....   | 93         |
| 2.3 Mapping anthropogenic threats to marine megafauna species .....  | 93         |
| 2.4 Vulnerability assessment of marine megafauna to anthropogenic threats .....  | 98         |
| 2.5 Cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine megafauna species.....   | 99         |
| <b>3. Results</b> .....  | <b>100</b> |
| 3.1 Vulnerability assessment.....  | 100        |
| 3.2 Spatial distribution of anthropogenic threats .....  | 100        |
| 3.3 Cumulative impacts distribution on ecologically important areas for threatened megafauna species... ..                                   | 102        |
| <b>4. Discussion</b> .....   | <b>107</b> |
| <b>5. References</b> .....   | <b>115</b> |
| <b>Supplementary Material</b> .....  | <b>125</b> |
| <b>CAPÍTULO 4</b> .....  | <b>130</b> |
| <b>A atividade pesqueira artesanal e suas interações com a megafauna marinha: implicações para a conservação de espécies ameaçadas</b> ..... | <b>130</b> |
| <b>RESUMO</b> .....  | <b>131</b> |
| <b>ABSTRACT</b> .....  | <b>131</b> |
| <b>1. INTRODUÇÃO</b> .....   | <b>132</b> |
| <b>2. METODOLOGIA</b> .....  | <b>134</b> |
| 2.1 Área de Estudo .....   | 134        |
| 2.2 Revisão da literatura.....   | 136        |

|   |     |
|---|-----|
| 2.3 <i>Análise dos dados considerando o modelo conceitual DAPSI(W)R(M)</i> .....  | 138 |
| <b>3. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....   | 139 |
| 3.1 <i>Revisão da literatura sobre a atividade pesqueira artesanal que opera na plataforma interna do Paraná</i> .....                            | 139 |
| 3.2 <i>Avaliação da interação entre a atividade pesqueira artesanal e a megafauna marinha considerando o modelo conceitual DAPSI(W)R(M)</i> ..... | 142 |
| <b>4. OPORTUNIDADES E DESAFIOS PARA MITIGAÇÃO DAS CAPTURAS INCIDENTAIS DA MEGAFUNA AMEAÇADA</b> .....   | 151 |
| <b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....  | 154 |
| <b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....  | 156 |
| <b>MATERIAL SUPLEMENTAR</b> .....   | 164 |
| <b>CAPÍTULO 5</b> .....   | 173 |
| <b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....   | 173 |
| <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....   | 182 |

## CAPÍTULO 1

---

### 1 INTRODUÇÃO

#### 1.1 A BIODIVERSIDADE E A MEGAFaUNA MARINHA

O termo megafauna marinha tem sido amplamente utilizado nas pesquisas ecológicas e de conservação, e tem sido relacionado principalmente ao tamanho corporal e ao grupo taxonômico ao qual a espécie pertence (Lewison *et al.*, 2004; Maxwell *et al.*, 2013; Moleón *et al.* 2020). De acordo com uma recente revisão sobre o assunto, Moleón *et al.* (2020) propôs alguns conceitos para definir a megafauna, como a ‘megafauna chave’ (*keystone megafauna*) que é o subconjunto de animais entre os maiores em tamanho com efeitos consistentemente fortes sobre a estrutura ou o funcionamento de uma comunidade ou ecossistema; a ‘megafauna funcional’ (*functional megafauna*) definida como o subconjunto das maiores espécies de um determinado clado ou guilda, mas com características funcionais distintas; e a ‘megafauna de topo’ (*apex megafauna*), variante do conceito de megafauna funcional, são animais de grande porte que ocupam o topo da cadeia trófica, e portanto, não possuem predadores naturais.

De acordo com estes conceitos e seguindo trabalhos anteriores, assumimos que a megafauna marinha é o grupo composto por mamíferos marinhos, tartarugas marinhas e peixes de grande porte, como os elasmobrânquios e alguns teleósteos, pois são considerados animais de topo de cadeia trófica e/ou componentes-chave para a estabilidade dos ecossistemas marinhos (Lewison *et al.*, 2004; Estes, *et al.*, 2011; Lewison *et al.*, 2018; Tavares *et al.*, 2019). Estes animais apresentam características como ciclo de vida longo, crescimento lento e maturidade sexual tardia, o que resulta em baixo potencial reprodutivo e baixa capacidade de recuperação populacional, características que tornam estas espécies altamente vulneráveis às diversas ameaças antropogênicas (Lewison *et al.*, 2004; Tavares *et al.*, 2019).

De maneira geral, as espécies da megafauna marinha fornecem serviços vitais aos ecossistemas marinhos, garantindo a manutenção da saúde ecossistêmica (Estes *et al.*, 2011; Naeem *et al.*, 2012), com importante papel na ciclagem de nutrientes e na regulação da estrutura e dinâmica das comunidades marinhas (Tavares *et al.*, 2019). A diminuição na abundância destas espécies pode causar desequilíbrio nas interações tróficas, alterando a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas marinhos (Estes *et al.*, 2011; Worm *et al.*, 2006). Em alguns casos, esses impactos podem ter efeitos em cascata, resultando em impactos diretos e indiretos na biodiversidade e na saúde do oceano (Scheffer *et al.*, 2005; Heithaus *et al.*, 2008).

O declínio populacional de algumas espécies da megafauna marinha tem sido documentado por diversos autores nos últimos anos (Lewison *et al.* 2004; Soykan *et al.* 2008;

Dulvy *et al.*, 2014; Ripple *et al.*, 2019). Impactos antropogênicos como as interações com petrechos de pesca, a colisão com embarcações, a contaminação marinha, e a degradação e perda de habitats, colocam em risco a integridade deste grupo, tornando-os susceptíveis à extinção (Davidson & Dulvy, 2017; Avila *et al.*, 2018). Atualmente, diversas espécies da megafauna estão classificadas como ameaçadas (Dulvy *et al.*, 2003; Lewison *et al.*, 2004; Schipper *et al.*, 2008; IUCN, 2020), e as atividades humanas exercem forte impacto sobre estas populações, desde a mortalidade direta de indivíduos, até o desenvolvimento de patologias e mudanças comportamentais, fisiológicas e reprodutivas (Murray, Mach & Martone, 2014; NAS., 2017; Saaristo *et al.*, 2018).

Entre as diversas ameaças antropogênicas, a captura incidental da megafauna marinha por petrechos de pesca tem sido apontada como o principal fator de declínio populacional (Lewison *et al.*, 2004; Dulvy *et al.*, 2003; Schipper *et al.*, 2008). De maneira geral, a captura incidental ou *bycatch* é definida como a captura não intencional de organismos marinhos que não são espécies-alvo durante as operações de pesca (Hall *et al.*, 2000). São espécies que coexistem na mesma área de ocorrência da atividade pesqueira e cuja captura deve ser evitada por estarem protegidas por legislações específicas ou acordos internacionais (Brasil, 2011).

As capturas incidentais da megafauna marinha são relativamente bem documentadas em atividades pesqueiras industriais e em países desenvolvidos, onde existe um monitoramento e coleta de dados sistemáticos (Lewison *et al.*, 2011; Wallace *et al.*, 2013; Worm *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2021). Entretanto, o uso frequente de áreas costeiras rasas com habitats críticos para o desenvolvimento das espécies da megafauna marinha, apresenta potencial sobreposição espacial com as principais áreas utilizadas pelas pescarias costeiras de pequena escala (Uhlmann & Broadhurst, 2013; Lewison *et al.*, 2014), resultando em elevadas taxas de mortalidade e consequências negativas para a conservação das espécies (Peckham *et al.*, 2007; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011; Fiedler *et al.*, 2020; Castro *et al.*, 2021). Além disso, a ausência de monitoramento adequado nas pescarias de pequena escala impede avaliações sistemáticas do real impacto destas pescarias, principalmente para as populações costeiras da megafauna marinha (Oceana, 2020; FAO, 2021; Castro *et al.*, 2021).

Ainda, múltiplas atividades humanas ocorrem simultaneamente na zona costeira gerando um aumento na diversidade e intensidade de estressores antropogênicos, que impactam cumulativamente sobre as populações e ecossistemas marinhos (Crain *et al.*, 2008; Halpern *et al.*, 2009). Esta sobreposição gera conflitos de regulamentação e compartilhamento do uso do espaço, os quais respaldam a necessidade de uma base científica para o desenvolvimento de um planejamento espacial do ambiente marinho no âmbito regional e incremento de ações de

manejo integrado visando a conservação das espécies ameaçadas da megafauna marinha associado a práticas de desenvolvimento sustentável do território (Ehler & Douvère, 2009; Davidson & Dulvy, 2017).

## 1.2 ESTRATÉGIAS DE PLANEJAMENTO E PRIORIZAÇÃO ESPACIAL PARA A CONSERVAÇÃO

A manutenção de áreas marinhas protegidas e sua dinâmica ecológica associada é uma das principais estratégias para a redução da perda da biodiversidade global (Kelleher, 1999; Gormley *et al.*, 2012; Edgar *et al.*, 2014), sendo fundamental identificar áreas e ações prioritárias que garantam que os esforços de conservação e manejo produzam benefícios biológicos e socioeconômicos de longo prazo (Margules & Pressey, 2000; Ban *et al.*, 2013; Álvarez-Romero *et al.*, 2018). Neste sentido, diversos esforços vêm sendo realizados nos últimos anos para o desenvolvimento de metodologias para a priorização de áreas para a conservação da biodiversidade em todo o mundo (Myers *et al.*, 2000; Selig *et al.*, 2014; Gownaris *et al.*, 2019). Estas áreas devem amostrar a biodiversidade conhecida na região e protegê-la dos processos que ameaçam a sua persistência (Margules & Pressey, 2000; Margules, Pressey & Williams, 2002). Entretanto, para aumentar o potencial de efetividade destes esforços, são necessárias estratégias de gestão integrada para toda a paisagem marinha, incluindo áreas destinadas tanto para a produção e uso dos recursos naturais, como para a proteção da biodiversidade (Margules & Pressey, 2000; Ehler & Douvère, 2009; Spalding *et al.*, 2016).

Entre as abordagens que tem como foco a identificação de estratégias mais efetivas para a conservação da biodiversidade, destaca-se o Planejamento para a Conservação. De acordo com Groves & Game (2016), o planejamento para conservação é um processo sistemático focado na identificação, desenvolvimento e implementação de estratégias para a conservação e persistência da biodiversidade, dos processos ecológicos que mantêm esta diversidade e os serviços ecossistêmicos fornecidos por eles. Este processo está fundamentado no uso das melhores informações científicas disponíveis para garantir a manutenção e conservação dos sistemas naturais, sendo fundamental para uma tomada de decisão bem-informada (Groves & Game, 2016; IUCN, 2018). No âmbito do Planejamento para a Conservação, diferentes formas de planejamento e abordagens metodológicas têm sido utilizadas, como o Planejamento Sistemático da Conservação (*Systematic Conservation Planning – SCP*) (Margules & Pressey, 2000), o Planejamento para a Conservação de Espécies (*Species Conservation Planning*) (IUCN, 2018), o Planejamento Estratégico para a Conservação (*Strategic Conservation*



*Planning*) (TNC, 2003; CMP, 2007; Schwartz *et al.*, 2012), entre outros. De maneira geral, estas abordagens identificam áreas prioritárias para a conservação e utilizam metodologias de planejamento participativo para identificar estratégias e ações que garantam a sobrevivência a longo prazo da biodiversidade e a manutenção dos processos ecológicos (Groves *et al.*, 2002; Morisson *et al.*, 2009; Pressey & Bottrill, 2009; Kukkala & Moilanen, 2013). Estas abordagens tendem a ser complementares, mas as metodologias aplicadas, as formas de identificação e a coleta de dados sobre os alvos de conservação são diversas (Quadro 1).

Quadro 1. Descrição de algumas abordagens de planejamento e priorização espacial para a conservação.

**Planejamento para a Conservação - *Conservation Planning***

O planejamento para a conservação envolve diferentes abordagens metodológicas voltadas para orientar as estratégias e ações para a conservação da biodiversidade. Geralmente, estas abordagens incluem um fator espacial para a identificação de áreas onde as ações de conservação são mais necessárias. De acordo com a definição de Groves & Game (2016), o planejamento para a conservação é um processo sistemático focado na identificação, desenvolvimento e implementação de estratégias para a conservação e persistência da biodiversidade, dos processos ecológicos que mantém esta diversidade, e dos serviços ecossistêmicos fornecidos por eles. Assim, o conceito de planejamento para a conservação é mais amplo, envolvendo diferentes abordagens metodológicas.

**Planejamento Sistemático para a Conservação (PSC) - *Systematic Conservation Planning (SCP)***

O Planejamento Sistemático para a Conservação proposto por Margules & Pressey (2000), é uma abordagem sistemática do planejamento para a conservação estruturada em etapas, orientada inicialmente para a criação e/ou ampliação de redes de áreas para a conservação da biodiversidade (*reserve network design*). Esta abordagem tem como princípios básicos a representatividade, persistência, complementariedade, vulnerabilidade e eficiência, para alcançar uma proteção efetiva da biodiversidade como um todo. Algumas ferramentas espaciais de apoio à decisão, como os softwares Marxan, Zonation e o C-Plan, tem sido utilizado para identificar áreas de proteção que atinjam um conjunto de metas de conservação previamente estabelecidas. Uma série de aprimoramentos em ambos os métodos e ferramentas para a condução do PSC tem sido desenvolvido por diversos autores (para maiores informações, ver Sarkar *et al.*, 2006; Watson *et al.*, 2011; Kukkala & Moilanen, 2013).

**Planejamento para a Conservação de Espécies – *Species Conservation Planning***

O Planejamento para a Conservação de Espécies (IUCN, 2018) tem como foco principal o planejamento estratégico para ações de conservação de espécies ameaçadas de extinção, seguindo os trabalhos de avaliação das listas vermelhas desenvolvidas pela IUCN. Tem como base o ciclo de planejamento de projeto convencional, que compreende um processo cíclico de planejamento, implementação, aprendizagem e adaptação, que ocorre ao longo do tempo desde a decisão inicial de intervir para uma espécie até sua conservação bem-sucedida e sustentável.

**Planejamento Estratégico para a Conservação – *Strategic Conservation Planning***

Diversas abordagens utilizam o planejamento estratégico (ou seja, sem o componente espacial) para definir estratégias e ações voltadas para a conservação da biodiversidade. Um exemplo, é a abordagem “Padrões Abertos para a Prática da Conservação” (CMP, 2007) desenvolvida pela *Conservation Measures Partnership* (CMP), um consórcio que reúne diversas organizações de conservação. Esta abordagem tem como base o ciclo de gestão de projetos e a gestão adaptativa, e tem sido utilizada para planejar e priorizar ações de conservação com base nas prioridades do projeto, a conexão entre ação e resultado, a probabilidade de sucesso, e o custo de implementação.

De maneira geral, as metodologias de planejamento para a conservação procuram responder duas questões principais: onde estão as áreas mais importantes para implementar ações de conservação (ou seja, o planejamento espacial) e quais são as melhores estratégias, intervenções e ações a serem implementadas (ou seja, o planejamento estratégico) (Redford *et al.*, 2003; Pressey & Bottrill, 2009; Groves & Game, 2016). Enquanto o planejamento espacial procura identificar locais para a conservação através da criação ou expansão de áreas voltadas para a conservação, o planejamento estratégico procura desenvolver e implementar estratégias e ações de manejo com o intuito de conservar adequadamente a biodiversidade nestas regiões. Para que o processo de planejamento seja mais efetivo, estas duas metodologias devem ser abordadas de maneira integrada.

Os alvos ou objetivos de conservação podem incluir espécies, processos ecológicos, ecossistemas, feições físicas ou uma combinação de elementos bióticos e abióticos (Margules & Pressey, 2000; Groves *et al.*, 2002). Desta forma, o planejamento para conservação visa garantir a persistência dos alvos de conservação a longo prazo, mantendo a viabilidade de espécies, comunidades ecológicas, e dos próprios processos ecológicos que os sustentam. Dados de ocorrência de espécies podem ser utilizados como alvos de conservação, e as espécies globalmente ameaçadas de extinção são utilizadas como um dos grupos mais relevantes para a seleção de áreas críticas (Groves *et al.*, 2002; IUCN, 2018; Gownaris *et al.*, 2019). O foco em espécies raras ou altamente ameaçadas como alvos de conservação possibilita que ameaças críticas sejam identificadas e mitigadas por meio de estratégias de conservação. Além disso, é necessário conservar áreas específicas que são relevantes para a sobrevivência e a viabilidade populacional de espécies ameaçadas, tais como as áreas importantes para alimentação, agregações reprodutivas, corredores migratórios, entre outros (Groves *et al.*, 2002; LaBrecque *et al.*, 2015).

Tendo em vista que a maioria das abordagens de planejamento para conservação possuam um componente espacial (ou seja, são espacialmente explícitas), é evidente a necessidade da identificação de áreas críticas e análises das condições pré-existentes na região amostrada. Assim, a combinação do mapeamento de áreas que são ecologicamente importantes para a fauna marinha, áreas onde as atividades humanas são mais intensas e com maior potencial de impacto sobre a biodiversidade, e a identificação espacial dos conflitos e compatibilidades de usos, permite evidenciar os graus de prioridade e as ações emergenciais necessárias para a conservação da biodiversidade, permitindo a coexistência com atividades socioeconômicas relevantes e responsáveis em termos de manutenção dos recursos e serviços ecossistêmicos.

Além das abordagens do planejamento para a conservação, este tipo de avaliação espacial também é fundamental para subsidiar abordagens de planejamento territorial, tal como o planejamento espacial marinho (PEM) (Ehler & Douvere, 2009; UNESCO, 2021<sup>1</sup>). O PEM é um processo público abrangente e estratégico de análise e alocação da distribuição espacial e temporal das atividades humanas em áreas marinhas. Este processo procura estabelecer uma organização racional do uso do espaço marinho e das interações entre estes usos, de forma a equilibrar as demandas de desenvolvimento com a necessidade de proteção dos ecossistemas, alcançando assim objetivos sociais e econômicos de uma forma participativa e planejada (Ehler & Douvere, 2009). A tomada de decisão baseada em evidências científicas é um processo essencial para o planejamento espacial marinho (Coleman *et al.*, 2011; Pınarbaşı *et al.*, 2017), e para que este processo seja efetivo deve: i) ter como base a abordagem ecossistêmica e espacialmente explícita, ii) ser um processo integrado entre setores governamentais, iii) adaptativo e focado no longo prazo, e iv) contar com a participação e envolvimento de múltiplos *stakeholders* (Gilliland & Laffoley, 2008; Ehler & Douvere, 2009).

#### Quadro 2. Descrição do planejamento espacial marinho.

##### **Planejamento Espacial Marinho (PEM) - *Marine Spatial Planning (MSP)***

O Planejamento Espacial Marinho é um processo público de análise e alocação da distribuição espacial e temporal das atividades humanas em áreas marinhas, para alcançar objetivos ecológicos, econômicos e sociais que geralmente são especificados por meio de um processo político (Ehler & Douvere, 2009). O desenvolvimento e a implementação do PEM envolvem uma série de etapas, incluindo: i) a identificação da necessidade do PEM e o estabelecimento da autoridade competente, ii) obtenção do apoio financeiro, iii) organização do processo por meio do pré-planejamento, iv) organização da participação das partes interessadas (*stakeholders*), v) definição e análise das condições existentes, vi) definição e análise das condições futuras, vii) preparação e aprovação do plano de gestão espacial, viii) implementação e aplicação do plano de gestão espacial, ix) monitoramento e avaliação do desempenho, e x) adaptação do processo de gestão espacial marinho.

Uma das etapas essenciais do planejamento espacial marinho é a análise das condições existentes (etapa v), sendo necessária a compilação de uma ampla gama de dados espaciais, o mapeamento de áreas de importância conhecida para espécies ou comunidades biológicas, e o mapeamento das atividades humanas, para assim identificar potenciais conflitos e compatibilidades espaciais entre usos e estratégias de conservação (Gilliland & Laffoley, 2008; Ehler & Douvere, 2009). Neste sentido, as metodologias de planejamento para conservação e mapeamento de impactos cumulativos podem auxiliar os gestores na priorização de áreas

<sup>1</sup> <https://www.mspglobal2030.org/>

importantes para a conservação, e na condução do planejamento espacial marinho em suas próprias jurisdições (Coleman *et al.*, 2011).

Diversos esforços globais tem sido feitos para a identificação espacial de áreas criticamente importantes para a biodiversidade e ecossistemas marinhos, incluindo as áreas ecologicamente ou biologicamente significativas (*Ecologically or Biologically Significant Areas* – EBSAs<sup>2</sup>) (Dunn *et al.*, 2011; Johnson *et al.*, 2018), áreas-chaves de biodiversidade (*Key Biodiversity Areas* – KBAs<sup>3</sup>) (IUCN, 2016), áreas importantes para mamíferos marinhos (*Important Marine Mammal Areas* – IMMAs<sup>4</sup>) (IUCN, 2018), áreas biologicamente importantes (*Biologically Important Areas* – BIAs<sup>5</sup>) (Ferguson *et al.*, 2015), entre outras iniciativas (Gownaris *et al.*, 2019). No Brasil, a identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade marinha tem sido construída principalmente por meio de um esforço nacional para identificar espacialmente as áreas de maior importância para a manutenção da biodiversidade marinha, incluindo áreas que assegurem a proteção de espécies ameaçadas e migratórias. A identificação de *Áreas Prioritárias para Conservação da Biodiversidade Brasileira*<sup>6</sup> (MMA, 2018) é um instrumento de política pública, e tem sido utilizado para apoiar a tomada de decisão, de forma objetiva e participativa, no planejamento e implementação de ações como o estabelecimento de um sistema representativo nacional de áreas marinhas protegidas. Além desta iniciativa, os Planos de Ação Nacionais para a conservação de espécies ameaçadas (PANs<sup>7</sup>) (Barreto *et al.*, 2010; Di Benedetto *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2011; ICMBio, 2016) identificam áreas e orientam ações prioritárias para a mitigação de ameaças às populações em risco de extinção. De maneira complementar, alguns estudos de priorização espacial com foco em espécies (p. ex., Vilar *et al.*, 2015; Magris *et al.*, 2017, 2020), vem fornecendo subsídios científicos para orientar a tomada de decisões. Todas estas iniciativas contribuem com os processos de planejamento espacial para mitigação de ameaças e o delineamento de estratégias de gestão para a conservação da biodiversidade marinha em escala nacional.

Para embasar o delineamento de áreas importantes, a compilação de dados espacialmente explícitos pode ser feita a partir de diferentes fontes, incluindo a revisão da literatura científica (Amaral *et al.*, 2018; Avila, Kaschner & Dormann, 2018), a elicitação de

---

<sup>2</sup> <https://www.cbd.int/ebsa/>

<sup>3</sup> <https://www.keybiodiversityareas.org/>

<sup>4</sup> <https://www.marinemammalhabitat.org/immas/>

<sup>5</sup> <https://www.awe.gov.au/environment/marine/marine-species/bias>

<sup>6</sup> <http://areasprioritarias.mma.gov.br/>

<sup>7</sup> <https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/planos-de-acao-nacional>

especialistas (*expert elicitation*) (LaBrecque *et al.*, 2015; Pittman *et al.*, 2017), e/ou através da obtenção de dados diretamente em campo (Carman *et al.*, 2016; Sequeira *et al.*, 2019). Entretanto, a coleta de dados da fauna marinha é de alto custo e muitas vezes com abrangência espacial e temporal limitada, exigindo monitoramento *in situ* de longo prazo ou uma compilação abrangente de técnicas de marcação e recaptura, dados de rastreamento, entre outros (Katsanevakis *et al.*, 2012; Sequeira *et al.*, 2019). Desta forma, abordagens participativas têm sido amplamente utilizadas nos processos de planejamento como forma de ampliar no espaço-tempo a integração de informações; valorizar o conhecimento construído ao longo do tempo e com uso de múltiplos recursos; além de aumentar o envolvimento de diferentes atores no processo de coleta de dados e na identificação dos conflitos existentes em uma região, fatores que são essenciais para orientar a construção das estratégias futuras de gestão (Ban *et al.*, 2013; Groves & Game, 2016; Day, 2017).

Assim, a obtenção de dados junto à especialistas (também conhecida como elicitación de especialistas – *expert elicitation*) é uma abordagem sistemática que visa sintetizar o julgamento de especialistas sobre um tópico específico em que há incertezas, devido à complexidade dos problemas apresentados, dados insuficientes devido à restrições temporais, físicas ou orçamentárias, ou devido à natureza complexa das decisões de conservação (Slotje *et al.*, 2008; Martin *et al.*, 2012). Os especialistas são pessoas que detém um conhecimento aprofundado sobre um tópico/área, como resultado de treinamento, pesquisa, habilidades ou experiência pessoal (Martin *et al.*, 2012). Desta forma, a elicitación de especialistas é uma parte importante no planejamento para conservação e tem sido amplamente utilizada como uma fonte de informação econômica e eficaz, fornecendo suporte para a tomada de decisão e formulação de políticas públicas (O’Hagan *et al.*, 2006; Martin *et al.*, 2012).

### 1.3 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS CUMULATIVOS DAS ATIVIDADES ANTROPOGÊNICAS

As atividades humanas produzem uma série de estressores, incluindo a degradação de habitats, a captura incidental em petrechos de pesca e a poluição química e sonora, os quais podem ter efeitos diretos e indiretos sobre indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas marinhos (Halpern *et al.*, 2007; Murray *et al.*, 2014). Os múltiplos estressores antropogênicos podem agir localmente (p. ex., atividades pesqueiras) ou globalmente (p. ex., mudanças climáticas), podendo interagir entre si e resultar em efeitos aditivos (soma dos efeitos), sinérgicos (quando o efeito combinado é maior do que o esperado) ou antagônicos (quando o efeito combinado é menor do que o esperado) (Crain *et al.*, 2008). Estes estressores pressionam

de diferentes maneiras e ameaçam os componentes ecológicos, potencialmente produzindo efeitos cumulativos que variam desde a mortalidade direta até o desenvolvimento de alterações imunológicas e patologias, além de mudanças comportamentais, fisiológicas e reprodutivas (Murray *et al.*, 2014; Domiciano *et al.*, 2016; Saaristo *et al.*, 2018). Portanto, as ameaças antropogênicas afetam o estado de conservação dos componentes ecológicos, podendo colocar as espécies ou populações em algum nível de risco de extinção potencial de longo ou até mesmo de curto prazo (Salafsky *et al.*, 2007; Avila *et al.*, 2018).

O mapeamento das ameaças antropogênicas com potencial impacto cumulativo sobre o ambiente auxilia na avaliação da compatibilidade dos usos nos oceanos e a proteção dos ecossistemas e biodiversidade (Halpern *et al.*, 2008). Ainda, a avaliação de impactos cumulativos fornece ferramentas espaciais que auxiliam na redução de conflitos; orientam na alocação de recursos para a conservação e na implementação da gestão com base ecossistêmica; além de fornecer subsídios para o planejamento espacial marinho (Halpern *et al.*, 2008; Ehler & Douvère, 2009). Existem diferentes abordagens de mapeamento dos impactos cumulativos das atividades humanas (Murray *et al.*, 2014; Korpinen & Andersen, 2016), contudo a metodologia proposta por Halpern *et al.* (2008) tem sido utilizada em todo o mundo (Trew *et al.*, 2019; Magris *et al.*, 2018;2020). De maneira geral, estas abordagens necessitam dos seguintes componentes: *i*) dados de distribuição espacial e intensidade de cada estressor ou ameaça antropogênica; *ii*) dados espaciais sobre a ocorrência dos componentes ecológicos avaliados, como ecossistemas ou espécies; *iii*) estimativa do impacto potencial sobre o componente ecológico avaliado, através da aplicação de uma ponderação de vulnerabilidade que traduza a intensidade de cada atividade em seu impacto potencial previsto; e *iv*) interação das atividades para produzir uma pontuação de impacto cumulativo (Korpinen & Andersen, 2016). Esta metodologia é espacialmente explícita e auxilia na identificação de áreas que estão fortemente impactadas pelas atividades humanas; onde estes impactos se sobrepõem com a presença de *hotspots* de espécies ou de ecossistemas; quais estressores produzem os maiores impactos sobre os componentes ecológicos; e como estes impactos estão evoluindo ao longo do tempo (Halpern *et al.*, 2008; Maxwell *et al.*, 2013; Halpern *et al.*, 2015; Korpinen & Andersen, 2016; Trew *et al.*, 2019; Halpern *et al.*, 2019; Magris *et al.*, 2020).

Apesar de algumas limitações, tais como a necessidade de uma ampla gama de dados espaciais detalhados, a padronização e normalização dos dados em uma única resolução, e o fato do modelo ser aditivo (Halpern & Fujita, 2013), esta abordagem consegue integrar uma grande quantidade de estressores em uma única medida de impacto cumulativo. Considerando a complexidade dos sistemas ecológicos que estão cada vez mais afetados por múltiplos



estressores, métodos de mapeamento que avaliem os impactos cumulativos de maneira integrada são essenciais (Hodgson & Halpern, 2019). Assim, o mapeamento dos padrões espaciais das principais ameaças e potenciais impactos às espécies da megafauna marinha são fundamentais para identificar áreas críticas de risco, auxiliando os gestores locais sobre onde priorizar as estratégias de conservação, especialmente para espécies em risco de extinção (Dulvy *et al.*, 2017; Avila *et al.*, 2018). Desta forma, é fundamental avaliar a sobreposição da distribuição e intensidade das ameaças humanas com áreas que são ecologicamente importantes para as espécies da megafauna marinha, contribuindo para a construção de estratégias mais efetivas e prioritárias de manejo e conservação, principalmente quando a estrutura física, humana e financeira governamental é restrita, como ocorre em países em desenvolvimento.

## 2 ÁREA DE ESTUDO

### 2.1 O LITORAL DO ESTADO DO PARANÁ

Apesar de pequena em extensão, a zona costeira do Paraná faz parte de um amplo sistema estuarino subtropical interconectado e importante área úmida na costa sul brasileira, a qual abriga grande diversidade de habitats naturais e fauna associada (UNESCO, 1999; Lana *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2012). Reconhecida como área prioritária para a conservação da biodiversidade (MMA, 2018), o litoral paranaense abriga um dos últimos remanescentes bem preservados da Floresta Atlântica, e conta com a presença de extensos manguezais bem conservados (Lana *et al.*, 2001). Cercada por um mosaico de unidades de conservação federais, estaduais e municipais, a região foi declarada Patrimônio Natural da Humanidade<sup>8</sup>, e reconhecida como Reserva da Biosfera<sup>9</sup> (UNESCO, 1999) e sítio Ramsar<sup>10</sup> (Ramsar, 2017), especialmente pela integridade de seus ecossistemas terrestres e marinhos.

A zona costeira da região é formada por uma extensa planície costeira com amplas praias arenosas e com aproximadamente 100 km de extensão da linha de costa, recortada pelo Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e pela Baía de Guaratuba (BG), sendo limitado ao norte pelo Mar do Ararapira (25°18'S, 48°06'W) e ao sul pelo rio Saí-Guaçu (25°58'S, 48°35'W). O CEP é um estuário parcialmente misturado (Marone *et al.*, 1997) com área superficial de 612km<sup>2</sup> (Knoppers *et al.*, 1987) e profundidade média inferior à 10 metros, que

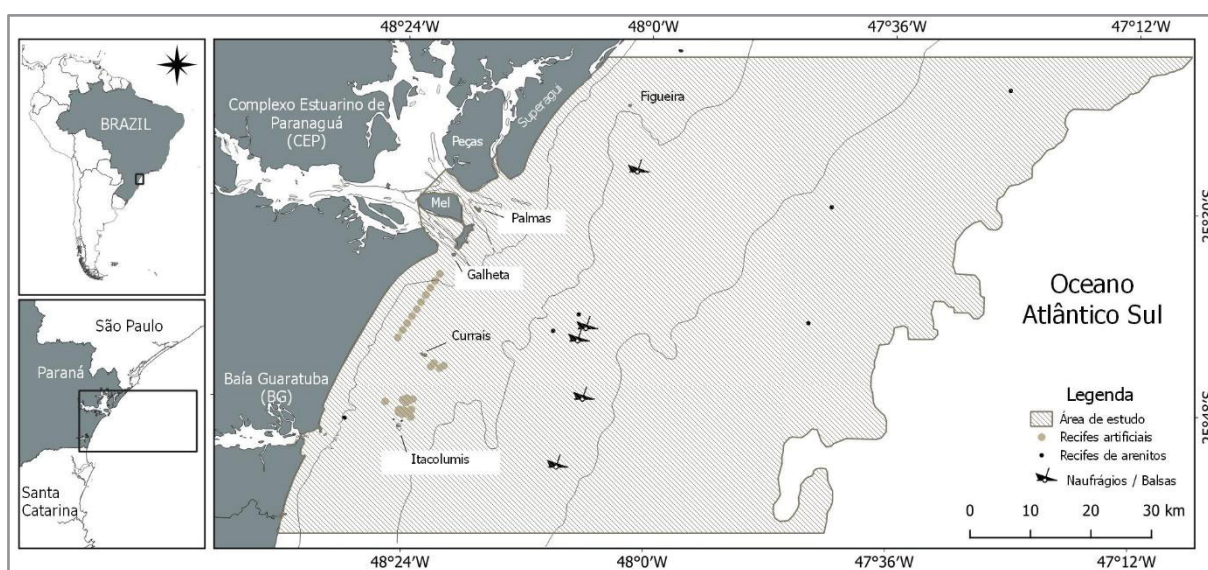
---

<sup>8</sup> <https://whc.unesco.org/en/list/893>

<sup>9</sup> <https://rbma.org.br/n/>

<sup>10</sup> <https://rsis.ramsar.org/>

se conecta ao mar aberto por três canais de maré: o canal da Galheta (desembocadura sul), o canal norte (desembocadura norte) e o canal de Superagui. A BG é o segundo maior sistema estuarino do Paraná, com área superficial de 50,19 km<sup>2</sup> e profundidades inferiores à 6 metros (Marone *et al.*, 2006). Ambos os sistemas estuarinos contam com a presença de planícies de maré e manguezais bem preservados. A área de estudo teve como foco a plataforma continental interna ao largo do estado do Paraná (Figura 1), desde a linha de costa até 50 metros de profundidade, incorporando as áreas das desembocaduras da Baía de Guaratuba e do Complexo Estuarino de Paranaguá (Angulo & Araújo, 1996; Castello & Krug, 2017).



**Figura 1.** Mapa da área de estudo na plataforma continental interna ao largo do estado do Paraná, indicando o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), a Baía de Guaratuba (BG), e as ilhas (de norte para o sul: Figueira, Superagui, Peças, Mel, Palmas, Galheta, Arquipélago de Currais, e Itacolomis). Isóbatas: -10, -20, -30 e -50 metros.

A plataforma interna é bastante extensa e apresenta batimetria com gradientes suaves, entre 1/65 e 1/700 (Veiga, 2005). A costa é dominada por ondas do quadrante S-SE que gera uma deriva litorânea orientada para o norte, e caracterizada por regimes de micromaré semidiurna com amplitude de até 1,5m (Marone et al, 1997). O padrão de correntes é complexo, e nas proximidades das desembocaduras das baías é influenciado pelas correntes de enchente/vazante e pela dinâmica estuarina, sendo a região de plataforma interna rasa um sistema onde a combinação das correntes induzidas pelo clima de ondas interagem com as correntes de maré (Angulo *et al.*, 2004).

De maneira geral, a plataforma interna é dominada por fundo arenoso, com a presença de recifes de arenito submersos encontrados em profundidades que variam de 18 à 31 metros



(Veiga, 2005; Soeth *et al.*, 2020), e algumas ilhas rochosas emersas, incluindo o Arquipélago de Currais e as ilhas de Itacolomis, Galheta, Palmas e Figueira. No final da década de 90, como forma de aumentar a heterogeneidade do fundo da plataforma interna, foram instalados sistemas de recifes artificiais marinhos (RAM) entre o Arquipélago de Currais (25°44'S, 48°21'W) e a Ilha de Itacolomis (25°50'S, 48°24'W), que somaram aproximadamente 3.900m<sup>2</sup> de área, localizados entre as isóbatas de 15 e 18 metros (Brandini, 2014). Além disso, naufrágios artificiais encontram-se em áreas mais afastadas da costa em profundidades próximas à isóbata de 30 metros (Arten, 2012).

Com uma população estimada em cerca de 302 mil habitantes (IBGE, 2022), distribuídas em sete municípios costeiros, o litoral paranaense abriga um sistema ambiental de extrema relevância para a manutenção de diversas atividades econômicas (Borges *et al.*, 2006; Paraná, 2019). A atividade pesqueira na região é majoritariamente artesanal e emprega cerca de 5.000 pescadores (Mendonça *et al.*, 2017), sendo que o arrasto de fundo e o emalhe são as modalidades de pesca mais utilizadas (Andriguetto-Filho *et al.*, 2006). Apesar da frota de arrasto duplo sediada no município de Guaratuba ser considerada industrial (Petrobrás, 2020), a maior parte da pesca industrial que opera na região é proveniente das frotas de outros estados, principalmente de Santa Catarina e São Paulo.

Além disso, o CEP abriga os portos de Antonina e Paranaguá, sendo este o maior porto graneleiro da América Latina, e um dos maiores complexos portuários do Brasil, movimentando principalmente contêineres, fertilizantes e soja (Ministério dos Transportes, 2018). O complexo portuário envolve uma ampla gama de atividades associadas, tais como dragagem, tráfego marinho intenso, poluição sonora e química, entre outras (Marcondes *et al.*, 2020). Com relação ao desenvolvimento urbano e industrial, tem sido observado nas últimas décadas a aceleração no desenvolvimento costeiro regional com o aumento das taxas de urbanização e ocupação desordenada na região litorânea (Estades, 2003; Paraná, 2019). Um exemplo é a atividade turística, fortemente voltada para o turismo de “sol e praia”, e que durante a temporada de verão multiplica a população do litoral em mais de seis vezes, trazendo múltiplas consequências ambientais e sociais para a região (Estades, 2003). As atividades industriais concentram-se principalmente no município de Paranaguá, enquanto a agricultura e pecuária são realizadas na região à montante do CEP e Baía de Guaratuba, onde são produzidas as culturas de banana, arroz irrigado, mandioca, palmito/pupunha, entre outras culturas e atividades, como a criação de búfalos e a aquicultura (Todeschini, 2004; Van Bresseem *et al.*, 2009; Paraná, 2016).

Todas estas atividades, associadas a ampla bacia de drenagem que aporta sedimentos e contaminantes químicos ao ambiente marinho costeiro, podem impactar de maneira cumulativa,

tanto diretamente como indiretamente, os habitats e as espécies da fauna marinha que ocorrem na região (Moura *et al.*, 2019; Fuentes *et al.*, 2020; Marcondes *et al.*, 2020; Garcia & Martins, 2021). Assim, o desenvolvimento destas atividades na zona costeira, incluindo as atividades pesqueiras, a expansão portuária e o desenvolvimento urbano, representam ameaças potenciais a espécies marinhas com ocorrência local (Bornatowski *et al.*, 2011; Domit *et al.*, 2019; 2020b; Fuentes *et al.*, 2020; Marcondes *et al.*, 2020).

## 2.2 ESPÉCIES AMEAÇADAS DA MEGAFUNA MARINHA COM OCORRÊNCIA NO LITORAL DO PARANÁ

Diversas espécies da megafauna marinha utilizam as áreas costeiras e estuarinas do litoral paranaense como áreas de abrigo, proteção e para o desenvolvimento de atividades vitais (Rosas *et al.*, 2002; Rosas & Monteiro-Filho, 2002; Félix-Hackradt & Hackradt, 2008; Domit *et al.*, 2009; Bornatowski & Abilhoa, 2012; Gama *et al.*, 2016; Zappes *et al.*, 2016). Neste estudo foram incluídas algumas espécies costeiras da megafauna marinha que estão expostas à diferentes impactos antropogênicos ao longo do litoral paranaense, as quais servem como espécies guarda-chuva para potencializar a conservação de outras espécies da megafauna que também ocorrem na região e estão sob ameaças. Assim, as espécies avaliadas neste estudo incluem: pequenos cetáceos costeiros (*Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*), tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), tubarões (*Carcharias taurus*, *Sphyrna lewini* e *S. zygaena*) e o mero (*Epinephelus itajara*). O termo 'espécie ameaçada' é entendido aqui como espécies e populações que foram avaliadas pelos critérios estabelecidos pela IUCN e listadas como Criticamente Ameaçada (CR), Ameaçada (EN) ou Vulnerável (VU), nas avaliações nacionais (ICMBio, 2018a) e/ou globais (IUCN, 2020).

O boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (VU - ICMBio, 2018b) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*) (CR - ICMBio, 2018b) são pequenos cetáceos costeiros que utilizam as áreas protegidas do litoral paranaense para alimentação, reprodução e cuidado parental (Filla & Monteiro-Filho, 2009; Rosas *et al.*, 2002; Zappes *et al.*, 2016; Domit *et al.*, 2020, 2021). O CEP abriga uma das maiores populações de botos-cinza estimada em aproximadamente 1.800 indivíduos (Miranda, 2017; Domit *et al.*, 2021). Atualmente, a mortalidade em petrechos de pesca é a ameaça mais importante à conservação destas espécies, e nas áreas costeiras do sul do Brasil ambas espécies apresentam alta incidência de captura incidental em redes de emalhe (Ott *et al.*, 2002; Rosas *et al.*, 2002; Domit *et al.*, 2021). Ainda, devido à vulnerabilidade à captura incidental e à perda de habitats importantes, a toninha é considerada o pequeno cetáceo

mais ameaçado do Atlântico Sul Ocidental (Secchi & Wang, 2002; Danilewicz *et al.*, 2010; Domit *et al.*, 2020).

Entre as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, o litoral paranaense é uma importante área de recrutamento, alimentação e desenvolvimento de tartarugas-verdes juvenis (*Chelonia mydas*) (VU - ICMBio, 2018c) (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama *et al.*, 2016; 2021), assim como uma área de deslocamento e conexão entre regiões do Atlântico Sul Ocidental (González-Carman *et al.*, 2012; Fuentes *et al.*, 2020). Entretanto, uma elevada incidência de encalhes e mortalidade de tartarugas-verdes vem sendo registrada nos últimos anos (Cantor *et al.*, 2020), refletindo a combinação de fatores biológicos associado à exposição cumulativa de ameaças antropogênicas nas áreas costeiras da região (Fuentes *et al.*, 2020).

Ainda, muitas espécies de tubarões utilizam as regiões mais rasas da plataforma interna como uma importante área de parto e desenvolvimento de juvenis (Lucifora *et al.*, 2002; Costa & Chaves, 2006; Bornatowski *et al.*, 2009; Bornatowski & Abilhoa, 2012). Contudo, a forte pressão pesqueira é uma séria ameaça às espécies de tubarões-martelo que ocorrem na região (*Sphyrna lewini* e *S. zygaena*) (CR – ICMBio, 2018d), atuando nos diferentes estratos da população, onde a frota pesqueira artesanal costeira captura indivíduos neonatos e juvenis, além de fêmeas grávidas (Costa & Chaves, 2006; Bornatowski *et al.*, 2009, 2011), e a frota industrial tem um impacto mais severo nos indivíduos de grande porte e adultos (Vooren *et al.*, 2005; Bornatowski *et al.*, 2014). As populações de mangona (*Carcharias taurus*) (CR – ICMBio, 2018d) sofreram um forte esgotamento causado pela atividade pesqueira, tendo sido estimado um declínio populacional de ~80% ao longo de toda a sua distribuição no Brasil. Pescadores locais relataram forte declínio nas capturas de mangona nas pescarias artesanais (Costa & Chaves, 2006; Fuzetti, 2007), no entanto, alguns indivíduos ainda são capturados na região (Chaves *et al.*, 2019; Bernardo *et al.*, 2020).

Entre os peixes ósseos ameaçados de extinção com ocorrência no Paraná está o mero (*Epinephelus itajara*) (CR – ICMBio, 2018d), o qual é registrado preferencialmente associado à recifes rochosos ou artificiais, com fidelidade espacial e temporal aos locais de agregação reprodutiva (Hostim-Silva *et al.*, 2018). O litoral do Paraná é uma destas importantes áreas de agregação reprodutiva para a espécie, a qual apresenta uma população bem estruturada de indivíduos adultos (Félix-Hackradt & Hackradt, 2008; Giglio *et al.*, 2014; Bueno *et al.*, 2016).

### 3 OBJETIVOS

#### 3.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo da tese é investigar os potenciais impactos e ameaças das atividades antropogênicas no litoral paranaense sobre espécies costeiras da megafauna marinha ameaçadas de extinção, como forma de fornecer subsídios para orientar estratégias regionais integradas e mais efetivas de gestão voltadas para a conservação da biodiversidade marinha. Além disso, por meio da abordagem local proposta, visa fortalecer estratégias de gestão espacialmente explícitas e dar suporte ao desenvolvimento de avaliações futuras para alcançar resultados de conservação mais abrangentes.

#### 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Identificar áreas ecologicamente importantes para espécies costeiras da megafauna marinha ameaçadas de extinção por meio da elicitação de especialistas, e avaliar o percentual de sobreposição com áreas marinhas protegidas e medidas espaciais de gestão pesqueira;
2. Avaliar a distribuição espacial das ameaças antropogênicas e o potencial impacto cumulativo sobre as áreas ecologicamente importantes para espécies costeiras da megafauna marinha ameaçadas de extinção no litoral paranaense;
3. Compreender as interações entre a atividade pesqueira artesanal e espécies costeiras da megafauna marinha ameaçadas de extinção considerando estratégias prioritárias para a conservação regional.

#### 4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFARO-SHIGUETO, J.; MANGEL, J. C.; BERNEDO, F.; et al. Small-scale fisheries of Peru: A major sink for marine turtles in the Pacific. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 6, p. 1432–1440, 2011.
- ÁLVAREZ-ROMERO, J. G.; CHEOK, J.; MILLS, M.; et al. Research advances and gaps in marine planning: towards a global database in systematic conservation planning. **Biological Conservation**, v. 227, n. September, p. 369–382, 2018.
- AMARAL, K. B.; DANILEWICZ, D.; ZERBINI, A.; et al. Reassessment of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844) distribution and niche characteristics in Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 508, n. August, p. 1–12, 2018. Elsevier.
- AVILA, I. C.; KASCHNER, K.; DORMANN, C. F. Current global risks to marine mammals: Taking stock of the threats. **Biological Conservation**, v. 221, 2018.
- BAN, N. C.; ALIDINA, H. M.; ARDRON, J. A. Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada’s Pacific waters as a case study. **Marine Policy**, v. 34, n. 5, p. 876–886, 2010.
- BAN, N. C.; MILLS, M.; TAM, J.; et al. A social-ecological approach to conservation planning: Embedding social considerations. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2013.
- BARRETO, A.S.; ROCHA-CAMPOS, C.C.; ROSAS, F.W. et al. **Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos: pequenos cetáceos**. Org. Claudia Cavalcante Rocha Campos, Ibsen de Gusmão Camara, Dan Jacobs Pretto. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011.
- BERNARDO, C.; ADACHI, A.M.C. L.; PAES, V. *et al.* The label “Cação” is a shark or a ray and can be a threatened species! Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding. **Marine Policy**, v. 116, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103920>
- BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V.; CHARVET-ALMEIDA, P. Elasmobranchs of the Paraná Coast, southern Brazil, south-western Atlantic. **Marine Biodiversity Records**, v. 2, n. 158, 2009. <https://doi.org/10.1017/S1755267209990868>
- BORNATOWSKI, H.; SIMOES-VITULE, J.R.; ABILHOA, V. *et al.* Unconventional fishing for large sharks in the State of Paraná, southern Brazil: a note of concern. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, n. 4, p. 1108–1111, 2011.
- BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V. **Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de identificação**. 2012.
- BORNATOWSKI, H.; NAVIA, A. F.; BRAGA, R.R.; ABILHOA, V.; CORRÊA, M.F.M. Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 7, p. 1586–1592, 2014. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu025>
- BUENO, L.S.; BERTONCINI, A.A.; KOENIG, C.C.; et al. Evidence for spawning aggregations of the endangered Atlantic goliath grouper *Epinephelus itajara* in southern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v.89, n. 1, p. 876–889, 2016. <https://doi.org/10.1111/jfb.13028>
- CANTOR, M., BARRETO, S., TAUFER, R. M., et al. High incidence of sea turtle stranding in the southwestern Atlantic Ocean. **ICES Journal of Marine Science**, p. 1–15, 2020. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa073>
- CASTRO, R.M.; BROADHURST, M.K.; DOMIT, C. Towards mitigating marine-mammal and sea-turtle mortalities in small-scale fisheries. **Regional Studies in Marine Science**, v. 48, p. 101999, 2021. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101999>>
- CHAVES, P.T.C.; ALMEIDA, M.P.; PLATNER, M. Tubarões e raias como captura incidental na pesca artesanal do litoral do Paraná: condição reprodutiva e variações sazonais em

- composição e abundância. **Arquivos de Ciências Do Mar**, v. 52, n. 2, p. 7–23, 2019. <https://doi.org/10.32360/acmar.v52i2.39966>
- CHRISTENSEN, L. B. **Marine mammal populations: Reconstructing historical abundances at the global scale**. 2006.
- CLARK, D.; GOODWIN, E.; SINNER, J.; ELLIS, J.; SINGH, G. Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary. **Ocean and Coastal Management**, v. 120, p. 88–98, 2016. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.013>>. .
- COLEMAN, H.; FOLEY, M. M.; PRAHLER, E.; ARMSBY, M. H.; GEORGE SHILLINGER. **Decision Guide: Selecting Decision Support Tools for Marine Spatial Planning**. 2011.
- COLL, M.; PIRODDI, C.; ALBOUY, C.; et al. The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats, and marine reserves. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 4, p. 465–480, 2012.
- COSTA, L.; CHAVES, P.D.T.D.C. Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1–10, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000300007>
- DANILEWICZ, D., MORENO, I. B., OTT, P. H., *et al.* Abundance estimates for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: Uncertainties and management implications. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 8, p. 1649–1657, 2010. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991482>
- DAY, J. C. Effective Public Participation is Fundamental for Marine Conservation—Lessons from a Large-Scale MPA. **Coastal Management**, v. 45, n. 6, p. 470–486, 2017. Taylor & Francis. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/08920753.2017.1373452>>.
- DI BENEDETTO, A.P.M.; ROCHA-CAMPOS, C.C.; DANILEWICZ, D.S. *et al.* **Plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo Toninha: *Pontoporia blainvillei***. Org. Claudia Cavalcante Rocha Campos, Daniel Schiavon Danilewicz, Salvatore Siciliano. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2010.
- DOMICIANO, I. G.; DOMIT, C.; BROADHURST, M. K.; KOCH, M. S.; BRACARENSE, A. P. F. R. L. Assessing Disease and Mortality among Small Cetaceans Stranded at a World Heritage Site in Southern Brazil. **PLoS ONE**, v. 11, n. 2, p. 1–17, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0149295>>.
- DOMIT, C. *et al.* Plano de Conservação para o Boto-cinza (*Sotalia guianensis*). In: Instituto Ambiental do Paraná. **Plano de Conservação para o Tetrápodes Marinhos no Paraná**. IAP/Projeto Paraná Biodiversidade, 2009.
- DOMIT, C.; BARRETO, A.S.; BERTOZZI, C.P. *et al.* **Threats to franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in FMA II: a review and future recommendations**. Report to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, SC/68B/SM, 2020.
- DOMIT, C.; MIRANDA, A.; AZEVEDO, A. *et al.* ***Sotalia guianensis* pre-assessment workshop: main results and status of the current knowledge**. Report to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, SC/68B/SM/WP/02, 2021.
- DULVY, N. K.; FOWLER, S. L.; MUSICK, J. A.; *et al.* Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. **eLife**, v. 3, p. 1–34, 2014.
- DULVY, N. K.; SADOVY, Y.; REYNOLDS, J. D. Extinction vulnerability in marine populations. **Fish and Fisheries**, v. 4, n. 1, p. 25–64, 2003.
- DULVY, N. K.; SIMPFENDORFER, C. A.; DAVIDSON, L. N. K.; *et al.* Challenges and Priorities in Shark and Ray Conservation. **Current Biology**, v. 27, n. 11, p. R565–R572, 2017.



- DUNN, D. C.; ARDRON, J.; BAN, N.; et al. **Ecologically or Biologically Significant Areas in the Pelagic Realm: Examples & Guidelines**. 2011.
- EDGAR, G. J.; STUART-SMITH, R. D.; WILLIS, T. J.; et al. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature**, v. 506, n. 7487, p. 216–220, 2014.
- EHLER, C.; DOUVERE, F. Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management. **Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme**, v. IOC Manual, n. 6, p. 1–98, 2009. Disponível em: <ioc3.unesco.org/marinesp>
- ESTES, J.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J. Trophic downgrading of planet Earth. **Science**, v. 333, n. 6040, p. 301–306, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21764740>%5Cn<http://www.sciencemag.org/content/333/6040/301>.short>
- FÉLIX-HACKRADT, F. C.; HACKRADT, C. W. Populational study and monitoring of the goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), in the coast of Paraná, Brazil. **Natureza e Conservação**, v. 6, n. 2, p. 141–156, 2008.
- FERGUSON, M. C.; CURTICE, C.; HARRISON, J.; VAN PARIJS, S. M. Biologically important areas for cetaceans within U.S. waters - Overview and rationale. **Aquatic Mammals**, v. 41, n. 1, p. 2–16, 2015.
- FILLA, G.D.F., MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays on the coast of Paraná State, south of Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, n. 05, p. 985–993, 2009. <https://doi.org/10.1017/S0025315409002926>
- FUENTES, M. M. P. B.; WILDERMANN, N.; GANDRA, T. B. R.; DOMIT, C. Cumulative threats to juvenile green turtles in the coastal waters of southern and southeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, n. 0123456789, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01964-0>.
- FUZETTI, L. **A pesca na Ilha do Mel (Paraná-Brasil): pescadores, atividades e recursos pesqueiros**. (Dissertação de Mestrado) – Departamento de Ciências Biológicas, UFPR, Curitiba, 2007. <http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/handle/1884/10275>
- GAMA, L.R.; DOMIT, C.; BROADHURST, M.K. et al. Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25 ° S in the western Atlantic: evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic variability. **Marine Ecology Progress Series**, v. 542, p. 209–219, 2016.
- GIGLIO, V.J., ADELIR-ALVES, J., GERHARDINGER, L.C., et al. Habitat use and abundance of goliath grouper *Epinephelus itajara* in Brazil: a participative survey. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 4, p. 803–810, 2014. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130166>
- GILLILAND, P. M.; LAFFOLEY, D. Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. **Marine Policy**, v. 32, n. 5, p. 787–796, 2008.
- GONZÁLEZ-CARMAN, V.G.; FALABELLA, V.; MAXWELL, S. et al. Revisiting the Ontogenetic Shift Paradigm: The Case of Juvenile Green Turtles in the SW Atlantic. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 429, p. 64–72, 2012. doi:10.1016/j.jembe.2012.06.007.
- GONZÁLEZ-CARMAN, V. G.; MANDIOLA, A.; ALEMANY, D.; et al. Distribution of megafaunal species in the Southwestern Atlantic: Key ecological areas and opportunities for marine conservation. **ICES Journal of Marine Science**, v. 73, n. 6, p. 1579–1588, 2016.

- GORMLEY, A. M.; SLOOTEN, E.; DAWSON, S.; et al. First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 2, p. 474–480, 2012.
- GOWNARIS, N. J.; SANTORA, C. M.; DAVIS, J. B.; PIKITCH, E. K. Gaps in Protection of Important Ocean Areas: A Spatial Meta-Analysis of Ten Global Mapping Initiatives. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. October 2019, p. 1–15, 2019.
- GROVES, C. R.; JENSEN, D. B.; VALUTIS, L. L.; et al. Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. **BioScience**, v. 52, n. 6, p. 499–512, 2002.
- GROVES, C.R.; GAME, E.T. **Conservation Planning: informed decisions for a healthier planet**. Greenwood Village Colorado: Robert and Company Publishers, 580p., 2016.
- GUEBERT-BARTHOLO, F.M.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; MONTEIRO-FILHO, E.L.A. Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. **Endangered Species Research**, v. 13, n. 2, p. 131–143, 2011. <https://doi.org/10.3354/esr00320>
- HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; AFFLERBACH, J.; et al. Recent pace of change in human impact on the world's ocean. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 2019.
- HALPERN, B. S.; FRAZIER, M.; POTAPENKO, J.; et al. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature Communications**, v. 6, n. May, 2015. Disponível em: <<http://doi: 10.1038/ncomms8615>>
- HALPERN, B. S.; FUJITA, R. Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. **Ecosphere**, v. 4, n. 10, 2013.
- HALPERN, B. S.; KAPPEL, C. V.; SELKOE, K. A.; et al. Mapping cumulative human impacts to California Current marine ecosystems. **Conservation Letters**, v. 2, n. 3, p. 138–148, 2009. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1755-263X.2009.00058.x>> .
- HALPERN, B.; WALLBRIDGE, S.; SELKOE, K. A.; et al. A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, v. 319, n. February, p. 948–952, 2008.
- HEITHAUS, M. R.; FRID, A.; WIRSING, A. J.; WORM, B. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. **Trends in Ecology and Evolution**, 2008.
- HODGSON, E. E.; HALPERN, B. S. Investigating cumulative effects across ecological scales. **Conservation Biology**, v. 33, n. 1, p. 22–32, 2019.
- HOSTIM-SILVA, M.; BERTONCINI, A.A.; BORGONHA, M. *et al.* The Atlantic Goliath Grouper: Conservation Strategies for a Critically Endangered Species in Brazil. **Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America**, v. 22, p. 197–220, 2018. doi:10.1007/978-3-319-56985-7.
- ICMBIO. **Sumário executivo do plano de ação nacional para a conservação dos tubarões e raias marinhos ameaçados de extinção**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2016.
- ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2018a.
- ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2018b.
- ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume IV - Répteis**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2018c.
- ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2018d.
- IUCN. **A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas**. 2016.
- IUCN – SSC SPECIES CONSERVATION PLANNING SUB-COMMITTEE. **Guidelines for Species Conservation Planning**. 2018.



- IUCN MARINE MAMMAL PROTECTED AREAS TASK FORCE. **Guidance on the use of selection criteria for the identification of Important Marine Mammal Areas (IMMAs)**. 2018.
- JOHNSON, D. E.; BARRIO FROJÁN, C.; TURNER, P. J.; et al. Reviewing the EBSA process: Improving on success. **Marine Policy**, v. 88, n. November 2017, p. 75–85, 2018.
- KATSANEVAKIS, S.; WEBER, A.; PIPITONE, C.; et al. Monitoring marine populations and communities: Methods dealing with imperfect detectability. **Aquatic Biology**, v. 16, n. 1, p. 31–52, 2012.
- KELLEHER, G. (ED). **Guidelines for Marine Protected Areas**. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK, 1999.
- KORPINEN, S.; ANDERSEN, J. H. A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, n. AUG, p. 1–11, 2016.
- KUKKALA, A.S.; MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, v. 88, n. 2, p. 443–464, 2013.
- LABRECQUE, E.; CURTICE, C.; HARRISON, J.; VAN PARIJS, S. M.; HALPIN, P. N. Biologically important areas for cetaceans within U.S. waters - Gulf of Mexico region. **Aquatic Mammals**, v. 41, n. 1, p. 30–38, 2015.
- LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E. C. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. **Coastal Marine Ecosystem of Latin America**, v. 144, n. Ecological Studies, p. 131–145, 2001. Disponível em: <[http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-3-662-04482-7\\_11](http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-3-662-04482-7_11)>. .
- LEWISON, R. L.; CROWDER, LARRY B; READ, A. J.; FREEMAN, S. A. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, n. 11, p. 598–604, 2004.
- LEWISON, R. L.; CROWDER, L. B.; WALLACE, B. P.; et al. Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 14, p. 5271–5276, 2014.
- LEWISON, R. L.; JOHNSON, A. F.; VERUTES, G. M. Embracing complexity and complexity-awareness in marine megafauna conservation and research. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n. June, p. 1–11, 2018.
- LEWISON, R. L.; SOYKAN, C. U.; COX, T.; et al. Ingredients for addressing the challenges of fisheries bycatch. **Bulletin of Marine Science**, v. 87, n. 2, p. 235–250, 2011.
- LUCIFORA, L.O.; MENNI, R.C.; ESCALANTE, A.H. Reproductive Ecology and Abundance of the Sand Tiger Shark, *Carcharias taurus*, from the Southwestern Atlantic. **ICES Journal of Marine Science**, v. 59, n. 3, p. 553–61, 2002. doi:10.1006/jmsc.2002.1183.
- MAGRIS, R. A.; COSTA, M. D. P.; FERREIRA, C. E. L.; et al. A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. **Diversity and Distributions**, n. November, 2020.
- MAGRIS, R. A.; GRECH, A.; PRESSEY, R. L. Cumulative human impacts on coral reefs: Assessing risk and management implications for brazilian coral reefs. **Diversity**, v. 10, n. 2, p. 1–9, 2018.
- MAGRIS, R. A.; PRESSEY, R. L.; MILLS, M.; VILA-NOVA, D. A.; FLOETER, S. Integrated conservation planning for coral reefs: Designing conservation zones for multiple conservation objectives in spatial prioritisation. **Global Ecology and Conservation**, v. 11, p. 53–68, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.002>>. .
- MARCONDES, D. S.; NUNES, T. Y.; FONSECA, G. F.; et al. Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos em golfinhos costeiros: avaliação, monitoramento e

- medidas de mitigação. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastologia**, p. 135–145, 2020.
- MARCOTTE, D.; HUNG, S. K.; CAQUARD, S. Mapping cumulative impacts on Hong Kong's pink dolphin population. **Ocean and Coastal Management**, v. 109, p. 51–63, 2015.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning, v. 405, n. May, p. 243–253, 2000.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L.; WILLIAMS, P. H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. **Journal of biosciences**, v. 27, n. 4 Suppl 2, p. 309–326, 2002.
- MARTIN, T. G.; BURGMAN, M. A.; FIDLER, F.; et al. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. **Conservation Biology**, v. 26, n. 1, p. 29–38, 2012.
- MAXWELL, S.; HAZEN, E.; BOGRAD, S.; HALPERN, B. Cumulative human impacts on marine predators. **Nature**, v. 4, p. 1–9, 2013. Nature Publishing Group. Disponível em: <[http://www.nature.com/ncomms/2013/131028/ncomms3688/full/ncomms3688.html?WT.ec\\_id=NCOMMS-20131030](http://www.nature.com/ncomms/2013/131028/ncomms3688/full/ncomms3688.html?WT.ec_id=NCOMMS-20131030)>.
- MIRANDA, A.V. **Estimativa de densidade e tamanho populacional de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná.** (Dissertação de Mestrado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2017. <https://doi.org/10.1038/132817a0>
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria MMA no 463, de 18 de dezembro de 2018.** 2018.
- MOLEÓN, M.; SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A.; DONÁZAR, J. A.; et al. Rethinking megafauna. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 287, n. 1922, 2020.
- MONTEIRO, D. S.; ESTIMA, S. C.; GANDRA, T. B. R. Long - term spatial and temporal patterns of sea turtle strandings in southern Brazil. **Marine Biology**, n. November, 2016. Springer Berlin Heidelberg.
- MORRISON, J.; LOUCKS, C.; LONG, B.; WIKRAMANAYAKE, E. Landscape-scale spatial planning at WWF: A variety of approaches. **Oryx**, v. 43, n. 4, p. 499–507, 2009.
- MURRAY, C. C.; MACH, M. E.; MARTONE, REBECCA G. **Cumulative Effects in Marine Ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions.** 2014.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.
- NAEEM, S.; DUFFY, J. E.; ZAVALETA, E. The functions of biological diversity in an age of extinction. **Science**, v. 336, n. 6087, p. 1401–1406, 2012.
- O'HAGAN, A.; BUCK, C. E.; DANESHKHAH, A.; et al. **Uncertain Judgements: Eliciting Experts' Probabilities.** John Wiley & Sons, Ltd. ISBN: 0-470-02999-4, 2006.
- OTT, P.H.; SECCHI, E.R.; MORENO, I.B.; et al. Report of the Working Group on Fishery Interactions. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. 1, p. 55–64, 2002. <https://doi.org/10.5597/lajam00008>
- PECKHAM, S. H.; MALDONADO DIAZ, D.; WALLI, A.; et al. Small-scale fisheries bycatch jeopardize endangered pacific loggerhead turtles. **PLoS ONE**, v. 2, n. 10, p. 1–6, 2007.
- PINARBAŞI, K.; GALPARSORO, I.; BORJA, Á.; et al. Decision support tools in marine spatial planning: Present applications, gaps and future perspectives. **Marine Policy**, v. 83, n. May, p. 83–91, 2017.
- PITTMAN, S. J.; POTI, M.; JEFFREY, C. F. G.; KRACKER, L. M.; MABROUK, A. Decision support framework for the prioritization of coral reefs in the U.S. Virgin Islands. **Ecological Informatics**, n. March, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574954117300614>>. .

- PRESSEY, R. L.; BOTTRILL, M. C. Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges. **Oryx**, v. 43, n. 04, p. 464, 2009. Disponível em: <[http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0030605309990500](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0030605309990500)>. .
- REDFORD, K. H.; COPPOLILLO, P.; SANDERSON, E. W.; et al. Mapping the conservation landscape. **Conservation Biology**, v. 17, n. 1, p. 116–131, 2003.
- ROSAS, F. C.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia Guianensis*) on the coast of Paraná, Southern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 2, p. 507–515, 2002.
- ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; OLIVEIRA, M. R. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo State and the coast of Paraná State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. 1, p. 161–167, 2002.
- SAARISTO, M.; BRODIN, T.; BALSHINE, S.; et al. Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1885, 2018.
- SALAFSKY, N.; SALZER, D.; STATTERSFIELD, A. J.; et al. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 897-911, 2007.
- SANTOS, A.S.; ALMEIDA, A.P.; SANTOS, A.J.B. et al. **Plano de ação nacional para a conservação das tartarugas marinhas**. Org. Maria Angela Azevedo Guagni Dei Marcovaldi, Alexsandro Santana dos Santos, Gilberto Sales. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011.
- SARKAR, S.; PRESSEY, R.L.; FAITH, D.P. et al. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. **Annual Reviews of Environment and Resources**, v. 31, p. 123-159, 2006.
- SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; DE YOUNG, B. Cascading effects of overfishing marine systems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 11, p. 579–581, 2005.
- SCHIPPER, J.; CHANSON, J. S.; CHIOZZA, F.; et al. The status of the world’s land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, v. 322, n. 5899, p. 225–230, 2008.
- SCHWARTZ, M. W.; DEINER, K.; FORRESTER, T.; et al. Perspectives on the Open Standards for the Practice of Conservation. **Biological Conservation**, v. 155, p. 169–177, 2012. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.014>>.
- SECCHI, E.R.; WANG, J.Y. Assessment of the conservation status of a franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stock in the Franciscana Management Area III following the IUCN Red List Process. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 1, n. 1, 2002. <https://doi.org/10.5597/lajam00023>
- SELIG, E. R.; TURNER, W. R.; TROËNG, S.; et al. Global Priorities for Marine Biodiversity Conservation. **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, p. 1–11, 2014.
- SELKOE, K. A.; HALPERN, B. S.; EBERT, C. M.; et al. A map of human impacts to a “pristine” coral reef ecosystem, the Papahānaumokuākea Marine National Monument. **Coral Reefs**, v. 28, n. 2009, p. 635–650, 2009.
- SEQUEIRA, A. M. M.; HAYS, G. C.; SIMS, D. W.; et al. Overhauling Ocean Spatial Planning to Improve Marine Megafauna Conservation. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. November, p. 1–12, 2019.
- SLOTTJE, P.; SLUIJS, J. P. VAN DER; KNOL, A. B. **Expert Elicitation: methodological suggestions for its use in environmental health impact assessments**. 2008.

- SOYKAN, C. U.; MOORE, J. E.; ZYDELIS, R.; et al. Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. **Endangered Species Research**, v. 5, n. 2–3, p. 91–102, 2008.
- SPALDING, M.; MELIANE, I.; J. BENNETT, N.; et al. Building towards the marine conservation end-game: consolidating the role of MPAs in a future ocean. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 26, n. February, p. 185–199, 2016.
- TAVARES, D. C.; MOURA, J. F.; ACEVEDO-TREJOS, E.; MERICO, A. Traits Shared by Marine Megafauna and Their Relationships with Ecosystem Functions and Services. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. May, p. 1–12, 2019.
- TNC. **The Five-S Framework for Site Conservation**. 2003.
- TREW, B. T.; GRANTHAM, H. S.; BARRIENTOS, C.; et al. Using Cumulative Impact Mapping to Prioritize Marine Conservation Efforts in Equatorial Guinea. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. November, 2019.
- UHLMANN, S. S.; BROADHURST, M. K. Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 183–229, 2013.
- UNESCO. **Convention concerning the protection of the world cultural and natural heritage. Atlantic Forest South/East Brazil**. 1999.
- UNESCO-IOC/European Commission. **MSPglobal International Guide on Marine/Maritime Spatial Planning**. Paris, UNESCO. (IOC Manuals and Guides no 89), 152p., 2021.
- VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; LOYOLA, R.; SPACH, H. L. Setting priorities for the conservation of marine vertebrates in Brazilian waters. **Ocean and Coastal Management**, v. 107, p. 28–36, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.01.018>>.
- VOOREN, C.M.; KLIPPEL, S.; GALINA, A.B. Biologia e status de conservação dos tubarões-martelo *Sphyrna lewini* e *S. zygaena*. **Ações Para a Conservação de Tubarões e Raias No Sul Do Brasil**, p. 98–112, 2005.
- WALLACE, B. P.; KOT, C. Y.; DIMATTEO, A. D.; et al. Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. **Ecosphere**, v. 4, n. 3, p. 1–49, 2013.
- WATSON, J.E.M.; GRANTHAM, H.S.; WILSON, K.A.; POSSINGHAM, H.P. Systematic conservation planning: past, present, and future. **Conservation biogeography**, v. 1, p. 136-160, 2011.
- WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; et al. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. **Science**, v. 314, n. November, p. 787–790, 2006.
- WORM, B.; DAVIS, B.; KETTEMER, L.; et al. Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. **Marine Policy**, v. 40, n. 1, p. 194–204, 2013. Elsevier. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.034>>.
- ZAPPES, C. A.; GAMA, R. M.; DOMIT, C.; GATTS, C. E. N.; DI BENEDETTO, A. P. M. Artisanal fishing and the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Southern Brazil: Ethnoecology from the fishing practice. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 98, n. 4, p. 867–877, 2016.

1 **CAPÍTULO 2**

2

3 **Using expert knowledge to inform ecologically important areas for the conservation of**  
4 **threatened marine megafauna in Southern Brazil\*\***

5

6 Usando conhecimento especializado para informar áreas ecologicamente importantes para a  
7 conservação da megafauna marinha ameaçada no sul do Brasil\*\*

8

9 Formatação conforme normas da revista pretendida Biodiversity and Conservation, ISSN  
10 0964-5691, fator de impacto (ano 2020) = 3.549; Qualis CAPES = Biodiversidade A1

11

12 Angela Zaccaron da Silva<sup>1</sup> | Tara Van Belleghem<sup>2</sup> | Tiago Borges Ribeiro Gandra<sup>3</sup> | Hugo  
13 Bornatowski<sup>4</sup> | Camila Domit<sup>1,4\*</sup>

14

15 <sup>1</sup> Center of Marine Science, Federal University of Paraná, Po Box 61, Pontal do Paraná, Paraná  
16 83255-000, Brazil

17 <sup>2</sup> Department of Geography, Federal University of Paraná, Av. Cel. Francisco H. dos Santos,  
18 100, Curitiba, Paraná 81530-000, Brazil

19 <sup>3</sup> Department of Geomatics, Federal Institute of Education, Science and Technology of Rio  
20 Grande do Sul (IFRS), Eng. Alfredo Huch St., 465, Rio Grande, RS, Brazil

21 <sup>4</sup> Associação MarBrasil, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

22

23 \* Corresponding author: Laboratório de Ecologia e Conservação, Center of Marine Science,  
24 Federal University of Paraná, Po Box 61, Pontal do Paraná, Paraná 83255-000, Brazil. e-mail  
25 cadomit@gmail.com

26

27 \*\* *O artigo a ser submetido para a revista científica ainda será finalizado incorporando dados*  
28 *obtidos para o interior do Complexo Estuarino de Paranaguá, além dos dados da plataforma*  
29 *continental interna do Paraná (presente tese).*

30

31 **Abstract**

32 Marine megafauna provides essential ecosystem services for ocean stability and resilience.  
33 These species using shallow coastal areas during key lifecycle stages or seasonal cycles,  
34 enhancing the potential risk of overlap with anthropogenic threats. Therefore, the spatial  
35 identification of areas with important ecological characteristics for threatened marine  
36 megafauna species is essential to guide management actions, ensuring the viability of healthy  
37 populations and the persistence of species. We bring together expert knowledge through a  
38 planning process to inform ecologically important areas for threatened species of marine  
39 megafauna in a particular coastal area in southern Brazil. The ecologically important areas for  
40 megafauna conservation were obtained integrating spatial analysis of occurrence data with  
41 critical areas for key lifecycle stages in a multispecies approach. In addition, we assess the  
42 overlap of those areas and the current area-based marine conservation measures, highlighting  
43 the conservation potential of these tools. Overall, the results could support the establishment of  
44 more effective on-the-ground management strategies to conserve threatened species and bring  
45 some directions to mapping similar areas throughout coastal areas in southern and southeastern  
46 Brazil.

47

48 **Keywords:** Marine megafauna. Threatened species. Area-based conservation. Expert  
49 elicitation. Priority areas

50



## 51        1. Introduction

52            Biological diversity is essential to the functionality and health of the oceans and to  
53 ensure adequate ecosystem functions and services and, consequently, human well-being (Worm  
54 *et al.*, 2006; Naeem, Duffy and Zavaleta, 2012). Marine megafauna, such as marine mammals,  
55 sea turtles, elasmobranchs, and other large vertebrates, are key components for the stability and  
56 functioning of the oceans (Myers *et al.*, 2007; Estes, Terborgh and Brashares, 2011; Moleón *et*  
57 *al.*, 2020). However, the intrinsic traits of marine megafauna species result in populations with  
58 low reproductive potential and population growth capacity, making them highly vulnerable to  
59 various anthropogenic threats and susceptible to extinction (Lewison *et al.*, 2004; Tavares *et*  
60 *al.*, 2019). In addition, although many species of marine megafauna display a wide geographic  
61 distribution, they concentrated during key life-history stages or during seasonal cycles in  
62 productive coastal areas (González-Carman *et al.*, 2012; Giglio *et al.*, 2016; Cuevas-Gómez *et*  
63 *al.*, 2020), which increases the potential for interaction with anthropogenic threats. Thus, it is  
64 urgent to adopt conservation measures with a regional focus, especially for species at risk of  
65 extinction or in a critical state of conservation.

66            Area-based conservation measures have been globally recognized as effective  
67 strategies to reduce biodiversity loss, and it is critical to identify areas where conservation  
68 efforts produce long-term benefits for biodiversity and ecosystem functions (Margules and  
69 Pressey, 2000; Gormley *et al.*, 2012; Evans, 2018; Maxwell *et al.*, 2020). Therefore, to meet  
70 global biodiversity conservation goals, the identification and mapping of areas with important  
71 ecological characteristics for the survival and persistence of marine megafauna species must be  
72 prioritized, ensuring the maintenance of natural processes and the viability of healthy  
73 populations (Davidson *et al.*, 2012; Davidson and Dulvy, 2017).

74            Globally, several efforts have been made for the spatial identification of critically  
75 important areas for biodiversity, such as *ecologically or biologically significant areas* (EBSAs)  
76 (Dunn *et al.*, 2011), *key biodiversity areas* (KBAs) (IUCN, 2016), *important areas for marine*

77 *mammals* (IMMAs) (IUCN, 2018), *biologically important areas* (BIAs) (Commonwealth of  
78 Australia, 2014), and others initiatives (Gownaris *et al.*, 2019). Among the main criteria used  
79 by these initiatives to identify important areas for marine fauna are the presence of threatened  
80 species and of small and resident populations, in addition to areas with relevance for key life-  
81 history stages, such as breeding/feeding areas and migration routes (Gownaris *et al.*, 2019).

82         The process of identifying important areas involves mapping potential areas based on  
83 a combination of data on the distribution, abundance and use of habitats by species of  
84 conservation concern (Dunn *et al.*, 2011; LaBrecque *et al.*, 2015). However, obtaining these  
85 data is costly and often with limited spatial and temporal coverage, requiring long-term in situ  
86 monitoring and/or comprehensive compilation of spatial data and modeling techniques  
87 (Katsanevakis *et al.*, 2012; Hattab *et al.*, 2013; Nowacek *et al.*, 2016). In order to contribute to  
88 this knowledge gap, expert elicitation approach has been widely used as an economical and  
89 effective tool for identifying important areas for threatened species, providing crucial support  
90 for the formulation of public policies (Martin *et al.*, 2012; Corrigan *et al.*, 2014; LaBrecque *et*  
91 *al.*, 2015).

92         The southern coast of Brazil has been indicated as a global priority area for the  
93 conservation of marine biodiversity (Dulvy *et al.*, 2017; Avila, Kaschner and Dormann, 2018;  
94 Derrick, Cheok and Dulvy, 2020; Magris *et al.*, 2020), and the coastal zone of Paraná is  
95 considered an area of extremely high biological importance and priority for conservation (Lana  
96 *et al.*, 2001; Vilar *et al.*, 2015; MMA, 2020). The Paraná coastline encompasses critical habitats  
97 for migratory and endangered megafauna species, including small cetaceans (Filla and  
98 Monteiro-Filho, 2009; Santos, Oshima and Silva, 2009; Domit *et al.*, 2009; Domit *et al.*, 2021),  
99 sea turtles (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama *et al.*, 2016) and other large vertebrates (Félix-  
100 Hackradt and Hackradt, 2008; Bornatowski, Abilhoa and Charvet-Almeida, 2009a; Chaves,  
101 Almeida and Platner, 2019). However, due to the different characteristics in the life-history and



102 habitat use by resident and migratory species of marine megafauna, allied with difficulties in  
103 the assessment of biological and ecological parameters, there are still gaps in knowledge about  
104 which areas are ecologically important for multiple threatened megafauna species in the region  
105 and should be prioritized for conservation and mitigation actions.

106 Therefore, establishing effective on-the-ground management strategies for the  
107 conservation of threatened species is necessary to achieve the global goals of reducing  
108 biodiversity loss. Thus, in this study we bring together expert knowledge to inform *ecologically*  
109 *important areas* for threatened marine megafauna species in a coastal area in southern Brazil,  
110 with the aim of: i) mapping the occurrence and critical areas for key lifecycle stages to coastal  
111 threatened megafauna species; ii) identify ecologically important areas for marine megafauna;  
112 and iii) evaluate the percentage of overlap of ecologically important areas for megafauna  
113 species with marine protected areas and spatial fisheries management regulations.

114

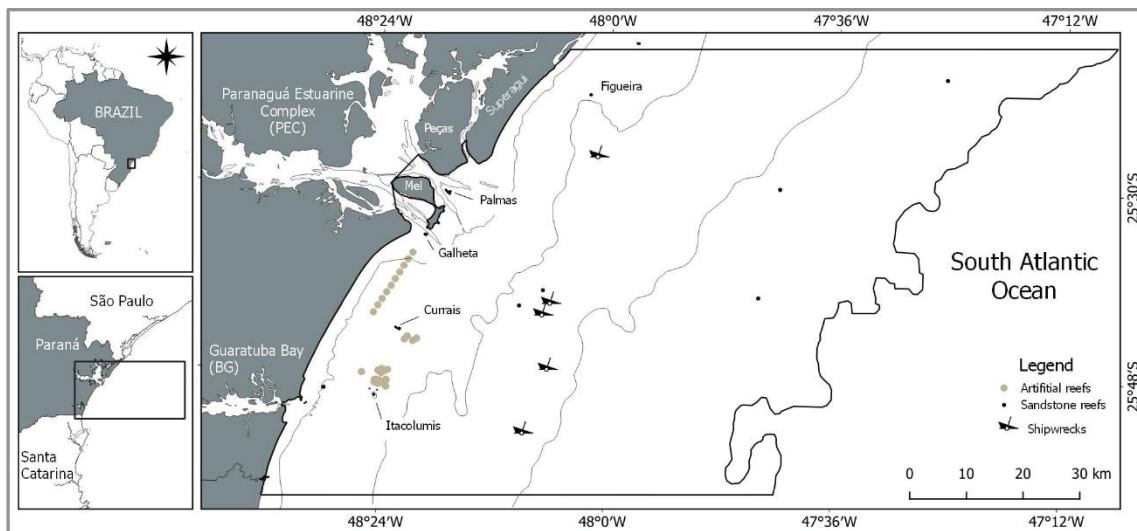
## 115 **2. Materials and methods**

### 116 *2.1 Study area*

117 The study was conducted in the inner continental shelf off the Paraná coast (25°18'S  
118 48°06'W), southern Brazil. The coastline of Paraná extends for 90 km, including two bays: the  
119 Paranaguá Estuarine Complex (PEC – 612 km<sup>2</sup>) and the Guaratuba Bay (BG - 50 km<sup>2</sup>)  
120 (Knoppers *et al.*, 1987; Marone *et al.*, 2006) (Fig. 1). This area is part of a large interconnected  
121 subtropical estuarine system and is an important wetland on the southern coast of Brazil in  
122 terms of biodiversity and productivity (Lana *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2012), recognized as a  
123 World Heritage Site since 1999 (UNESCO, 1999) and a Ramsar site (MMA, 2017). This region  
124 encompasses important habitats for biodiversity conservation with extensive tidal flats, salt  
125 marshes, seagrass meadows, rocky shores, and a well-preserved mangrove area (Lana *et al.*,  
126 2001).

127 The inner continental shelf is dominated by sandy bottom, with the presence of  
 128 submerged sandstone reefs (~18 to 30m deep) (Veiga, 2005; Soeth *et al.*, 2020) and rocky  
 129 islands, including the Archipelago of Currais and the islands of Itacolomis, Galheta, Palmas  
 130 and Figueira. In the late 1990s, artificial reefs were installed between the Archipelago of Currais  
 131 (25°44'S 48°21'W) and the Itacolomis island (25°50'S 48°24'W), located between 15 and 18m  
 132 depth, in addition to some shipwrecks found near the 30 meter isobath (Arten, 2012; Brandini,  
 133 2014).

134 This region has a large diversity of endemic and migratory species and is widely used  
 135 by threatened marine megafauna species (Santos, Oshima and Silva, 2009; Bornatowski and  
 136 Abilhoa, 2012; Gama *et al.*, 2016; Zappes *et al.*, 2016; Moura *et al.*, 2021). Although it can be  
 137 considered a well-preserved coastal zone in Brazil, anthropogenic stressors have the potential  
 138 to threaten the occurrence and health condition of these species (Van Bresseem, Santos and  
 139 Oshima, 2009; Domiciano *et al.*, 2016; Cantor *et al.*, 2020; Fuentes *et al.*, 2020; Nunes,  
 140 Broadhurst and Domit, 2021; Trevizani *et al.*, 2021).



141

142 **Fig. 1.** Map of the study area on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR), indicating  
 143 the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), the Guaratuba Bay (BG), and the islands of interest  
 144 (from north to south: Figueira, Superaqui, Peças, Mel, Palmas, Galheta, Archipelago of Currais,  
 145 and Itacolomis). Isobaths: -10, -20, -30 and -50 meters.

146

147 2.2 Threatened marine megafauna species

148 Here we focused on threatened species of *i*) small cetaceans (franciscana - *Pontoporia*  
149 *blainvillei*; Guiana dolphin - *Sotalia guianensis*), *ii*) sea turtles (green turtle - *Chelonia mydas*),  
150 *iii*) elasmobranchs (hammerhead sharks - *Sphyrna lewini* and *S. zygaena*; sand tiger shark -  
151 *Carcharias taurus*), and *iv*) grouper (Atlantic goliath grouper - *Epinephelus itajara*) (Table 1).  
152 These megafauna species uses coastal and estuarine areas at the ICS-PR and are widely exposed  
153 to cumulative impacts of anthropogenic activities (Bornatowski *et al.*, 2011; Chaves *et al.*,  
154 2019; Cantor *et al.*, 2020; Fuentes *et al.*, 2020; Domit *et al.*, 2020; 2021).

155 Protection measures for these threatened species are considered conservation priorities  
156 under various international, national and regional agreements, including the identification and  
157 explicit protection of areas important to their survival and recovery (IAP, 2009; IUCN, 2018;  
158 ICMBio, 2018a). We assume that 'threatened species' are those species and populations that  
159 have been assessed by the IUCN criteria and listed as Critically Endangered (CR), Endangered  
160 (EN) or Vulnerable (VU), in national (ICMBio, 2018a) and/or global (IUCN, 2021)  
161 assessments.

162

163 **Table 1.** Summary of megafauna species assessed, concerning the global and national  
 164 extinction risk assessment, geographic distribution, and key lifecycle stages in the study area.

| <i>Megafauna species</i>                                   | <i>Global assessment<sup>1</sup></i> | <i>National assessment<sup>2</sup></i> | <i>Geographic distribution</i>  | <i>Key lifecycle stages in the study area</i> | <i>References</i>  |
|--|--------------------------------------|--|---|---|--|
| Franciscana dolphin<br>( <i>Pontoporia blainvillei</i> )   | VU<br>(A3d)                          | CR<br>(A4cde)                          | Endemic species which inhabits coastal waters from Southeast Brazil to Argentina                      | Feeding and reproductive areas                | Rosas & Monteiro-Filho, 2002b; Rosas <i>et al.</i> , 2002; Domit <i>et al.</i> , 2020              |
| Guiana dolphin<br>( <i>Sotalia guianensis</i> )            | NT<br>(A2d+3d+4d)                    | VU<br>(A3bcde)                         | Estuarine and coastal waters from the Caribbean Sea to Southern Brazil                                | Feeding and reproductive areas                | Rosas & Monteiro-Filho, 2002a; Domit <i>et al.</i> , 2021; Moura <i>et al.</i> , 2021              |
| Green turtle<br>( <i>Chelonia mydas</i> )                  | EN<br>(A2bd)                         | VU<br>(A2ab)                           | Coastal areas occurring throughout tropical and subtropical waters                                    | Feeding areas and juvenile development        | Guebert-Bartholo <i>et al.</i> , 2011; Gama <i>et al.</i> , 2016; Cantor <i>et al.</i> , 2020      |
| Scalloped Hammerhead shark<br>( <i>Sphyrna lewini</i> )    | CR<br>(A2bd)                         | CR<br>(A4bd)                           | Coastal and oceanic areas in tropical and subtropical waters; in Brazil, mainly on the southern coast | Feeding and reproductive areas                | Costa & Chaves, 2006; Bornatowski <i>et al.</i> , 2011; Bornatowski & Abilhoa, 2012;               |
| Smooth Hammerhead shark<br>( <i>Sphyrna zygaena</i> )      | VU<br>(A2bd)                         | CR<br>(A4bd)                           | Coastal and oceanic areas in tropical and subtropical waters; in Brazil, mainly on the southern coast | Feeding and reproductive areas                | Costa & Chaves, 2006; Bornatowski <i>et al.</i> , 2011; Bornatowski & Abilhoa, 2012;               |
| Sand tiger shark<br>( <i>Carcharias taurus</i> )           | VU<br>(A2ab+3d)                      | CR<br>(A4d)                            | Shallow coastal waters from Southeastern Brazil to Argentina (Southwestern Atlantic population)       | Feeding and reproductive areas                | Bornatowski <i>et al.</i> , 2009; 2011; Chaves <i>et al.</i> , 2020; Bernardo <i>et al.</i> , 2020 |
| Atlantic goliath grouper<br>( <i>Epinephelus itajara</i> ) | VU<br>(A2bcd)                        | CR<br>(A2bcd)                          | Estuarine and shallow coastal waters from Southern Brazil to Florida (USA)                            | Reproductive aggregation areas                | Félix-Hackradt & Hackradt, 2008; Bueno <i>et al.</i> , 2016; Giglio <i>et al.</i> , 2016           |

165 <sup>1</sup> IUCN Red List (<https://www.iucnredlist.org/>)

166 <sup>2</sup> ICMBio Red List (ICMBio, 2018a) (available at <https://www.icmbio.gov.br/>)

167

168 *2.3 Planning workshops to identify key areas for the conservation of threatened marine*  
 169 *megafauna*

170 Although ecological and biological data on marine megafauna have been collected for  
 171 all the analyzed species, there is still a lack of spatially explicit data. Therefore, a planning  
 172 process to identify key areas for the conservation of threatened marine megafauna species was  
 173 conducted through a workshop series with regional experts to map their perception of **i)** species  
 174 occurrence in the study area (high occurrence, medium occurrence, and insufficiently known  
 175 areas); and **ii)** critical areas for key lifecycle stages (i.e., feeding grounds, breeding areas, and

176 nursery sites) (Table 2). Low-occurrence areas were not included in this analysis, as continuous  
 177 monitoring efforts throughout the study area are required to detect low-occurrence or no-  
 178 sighting areas accurately.

179 **Table 2.** Criteria for identifying areas of occurrence and critical areas for the life cycle stages  
 180 of the species evaluated.

| <i>Mapping Classes</i>         |                             | <i>Definition criteria</i>  |
|--------------------------------|-----------------------------|---|
| <b><i>Critical areas</i></b>   |                             | Presence of important areas for key lifecycle stages (i.e., feeding grounds, juvenile development, reproductive and nursery areas)                    |
| <b><i>Occurrence areas</i></b> | <i>High occurrence</i>      | Areas where the presence of the species is more than 50% throughout the year and/or the experts can see very often in in-situ surveys                 |
|                                | <i>Medium occurrence</i>    | Areas where the presence of the species is less than 50% throughout the year and/or the experts can see sometimes in in-situ surveys                  |
|                                | <i>Insufficiently known</i> | Areas with potential occurrence of the species but should be better investigated due to the small sampling effort focused on the species in the area. |

181

182 Throughout the workshops, 26 regional experts participated in different stages of the  
 183 planning process. Following the definition of O'Hagan *et al.* (2006), we consider an "expert"  
 184 to be a person with solid knowledge about ecology and habitat use of each marine megafauna  
 185 species assessed in the study area. In addition, some experts had extensive experience in  
 186 conservation management and public policies.

187 The pilot workshop was held in November 2018, to test the methodology for mobilizing  
 188 and engaging experts, and collecting data. As a result, local researchers (n=9) evaluated,  
 189 discussed, and included on a map the occurrence areas of each species evaluated according to  
 190 the pre-established criteria (Table 2). This information allowed us to prepare the second  
 191 workshop (May 2019), where fifteen regional experts including marine conservation  
 192 researchers, marine environmental managers, and environmental NGOs, were invited to discuss  
 193 the distribution and spatial use of the megafauna species in the study area. Experts worked in  
 194 taxonomic groups (marine mammals, sea turtle, elasmobranchs, and grouper), and indicated  
 195 individually in a gridded map the areas of high and medium occurrence for each species and

196 the insufficiently known areas, based on their current knowledge and technical perception.  
197 Additionally, the experts identify critical areas for key lifecycle stages, such as feeding grounds,  
198 important areas for juvenile development, reproductive and nursery areas, to each megafauna  
199 species. In this process, consensus was sought among experts for the areas indicated as being  
200 of importance for each megafauna species.

201 A third workshop, divided into four working groups for each taxonomic group, was held  
202 online (according to COVID pandemic protocols) in May 2021. Eighteen experts discussed and  
203 evaluated the mappings carried out previously, and had the opportunity to improve the mapping,  
204 indicating areas that still had not been included. Then, the participating experts were invited to  
205 individually assess the coherence of the mappings concerning the current expert scientific  
206 knowledge of each species evaluated, assigning values between 1 (poorly coherent) and 5 (very  
207 coherent). We use the coherence score as an index to assess the degree of association between  
208 the expert's knowledge and the result of the mappings (O'Hagan *et al.*, 2006).

209

#### 210 *2.4 Spatial analysis and identification of ecologically important areas for threatened marine* 211 *megafauna*

212 The study area extends over 7,042 km<sup>2</sup> and was divided into 2.5 nm grid cells (21.4  
213 km<sup>2</sup>), which were used during the planning workshops as planning units (n = 368 cells). The  
214 data obtained in the workshops were digitalized and imported into QGIS 3.16 database.  
215 Occurrence areas were weighted into three classes, and the following score was assigned to  
216 each grid cell: i) high occurrence areas (score 3.0); ii) medium occurrence areas (score 2.0);  
217 and iii) insufficiently known areas (score 1.0), considering a linear scoring rule. For the grids  
218 cells where the presence of critical areas for the key lifecycle stages of the species were  
219 identified, they were added to these values a score of 0.5. The weights assigned to the criteria  
220 are values that indicate the relevance of each of the criteria in relation to the others and, in

221 particular, the hypothesis under consideration (Malczewski, 2000; O'Hagan *et al.*, 2006). Thus,  
222 the scoring was based on the empirical experience of the authors on the species evaluated and  
223 conservation priorities. We assume that areas containing high occurrence of threatened species  
224 that use the study area for the development of key lifecycle stages are areas that need greater  
225 conservation efforts, and therefore received higher scores (Dunn *et al.*, 2011; Ferguson *et al.*,  
226 2015; IUCN, 2018; Gownaris *et al.*, 2019).

227 The *Ecologically Important Areas (EIA)* for threatened marine megafauna were  
228 calculated as  $EIA = \sum_j^i(OAj + CAj)$ , where:  $OAj$  is the score of occurrence areas assigned to  
229 each species  $j$ ,  $CAj$  is the score of the presence of critical areas assigned for each species  $j$ , and  
230  $i$  is the grid cell. All data were standardized to values between 0 and 1 using a linear function,  
231 allowing comparison among variables. Thematic maps with *ecologically important areas* were  
232 generated to all taxonomic groups: small cetaceans (*Pontoporia blainvillei* and *Sotalia*  
233 *guianensis*), sea turtles (*Chelonia mydas*), elasmobranchs (*Sphyrna spp.* and *Carcharias taurus*)  
234 and grouper (*Epinephelus itajara*); and to all species combined (multispecies). To understand  
235 the spatial use of coastal areas by megafauna species, *ecologically important areas* were  
236 assessed by depth sectors: 0 – 10 m, 10 – 20 m, 20 – 30 m, and higher than 40m.

237 The definition of the classes of *ecologically important areas* was based on the dispersion  
238 and the natural groupings inherent to the data. For datasets that are not evenly distributed,  
239 natural break classification is the most suitable grouping method as it determines the best  
240 arrangement of values in different ranges of classes (Smith, Goodchild and Longley, 2018).  
241 Thus, from the definition of the classes according to the classification of natural breaks, the  
242 *ecologically important areas* were classified into four levels of importance: low, medium, high,  
243 and very high. The *ecologically important areas* with very high priority were considered  
244 priority areas for the conservation of marine megafauna species in the study area (hereinafter  
245 "priority areas" – *EIApa*).



## 246 2.5 *Overlapping ecologically important areas with marine conservation strategies*

247           The *ecologically important areas (EIAs)* and *priority areas (EIAPA)* were evaluated to  
248 investigate the percentage of overlap with area-based marine conservation measures, i.e.,  
249 marine protected areas (MPAs) and spatial fisheries regulations (FRs). Currently, two marine  
250 protected areas are inserted in the study area, the Ilha dos Currais Marine National Park  
251 (PARNA Currais) and the Guaraqueçaba Environmental Protection Area (APA Guaraqueçaba).

252           The PARNA Currais (IUCN Category II) is a no-take marine protected area formed by  
253 three small rocky islands in a total area of 13.6 km<sup>2</sup>, which aims to protect the ecosystems of  
254 the islands and the surrounding marine environment, including areas relevant to birds and other  
255 marine species (ICMBio, 2021a). The APA Guaraqueçaba is a protected marine-coastal area  
256 with sustainable use of natural resources (IUCN Category VI), which integrates one of the last  
257 continuous remnants of the Atlantic Rainforest and a large part of the Paranaguá Estuarine  
258 Complex in a total area of 2,824.5 km<sup>2</sup> (ICMBio, 2021b). However, only 17.69 km<sup>2</sup> of this  
259 marine protected area intersects with the study area, and therefore only this area was evaluated  
260 in the present study.

261           In addition, the national and regional legal framework concerning spatial restrictions of  
262 fishing activities in the study area have been instituted since the 90s and comprises a set of legal  
263 acts related to gillnets and bottom trawl fisheries (ICMBio, 2021c). The establishment of spatial  
264 measures for fisheries management can be considered an important tool to minimize the bycatch  
265 of megafauna species (FAO, 2011, 2021). Thus, *ecologically important areas* and *priority*  
266 *areas* were also analyzed for the percentage of overlap with spatial regulations for gillnets and  
267 bottom trawl fisheries. Despite the existence of a set of seasonal fisheries legislation for the  
268 region, in this study we only consider fisheries restrictions that are fixed, that is, legislation that  
269 maintains permanent fishing restricted areas throughout the year (Brazil, 2004; 2012).



270 The spatial information for marine protected areas and fisheries regulations was  
271 obtained through available data from Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation  
272 (ICMBio) (<https://www.icmbio.gov.br/portal/>) and from the Paraná state environmental agency  
273 (*Instituto Água e Terra – IAT*) (<http://www.iat.pr.gov.br>). This dataset was reviewed and  
274 organized in the GIS database, the polygon shapefiles were intersected with the ecologically  
275 important areas layer and the overlap percentage was calculated.

### 276 3. Results

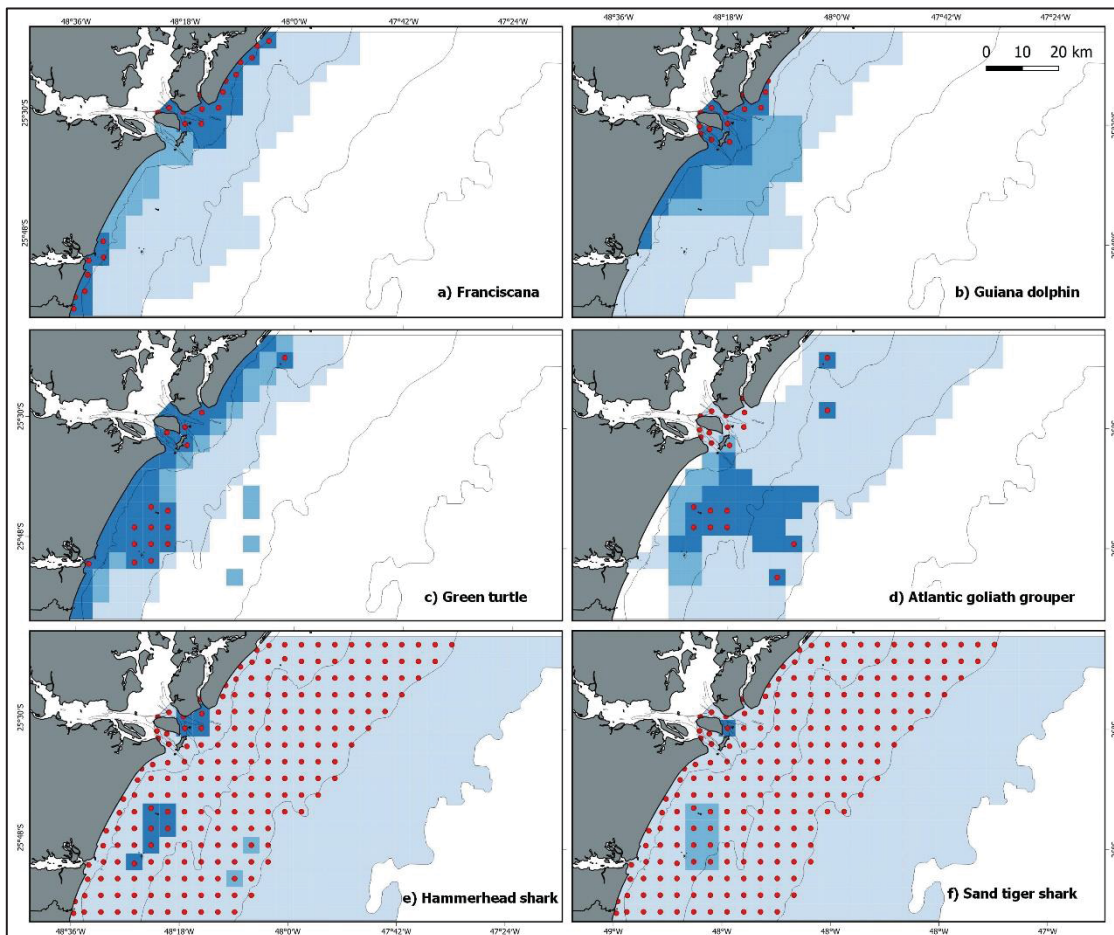
#### 277 3.1 Spatial distribution of threatened marine megafauna species

278 During the workshops, experts mapped critical areas for key lifecycle stages to each  
279 marine megafauna species; areas of high and medium occurrence; and insufficiently known  
280 areas that demand more specific research effort (Fig. 2). Shallow coastal waters were indicated  
281 as a high occurrence and importance areas, mainly for franciscana, Guiana dolphins and green  
282 turtle. High occurrence and critical areas for both coastal cetaceans were identified mainly near  
283 to the mouths of the bays (PEC and GB) and off Superagui, from the coast up to 20m (Figs. 2a,  
284 b). In addition, experts identified *insufficiently known areas* in shallower coastal areas up to 20  
285 meters, mainly due to the lack of uniform monitoring throughout the study area. All these areas  
286 represented 2,584 km<sup>2</sup> (36.7% of the ICS-PR), for franciscana and Guiana dolphin (Fig. 3;  
287 Table 3).

288 Experts identified high occurrence areas for green turtle along the Paraná coast and  
289 critical areas were associated mainly with the Itacolomis, Currais, Mel, Palmas and Figueira  
290 islands (Fig. 2c); insufficiently known areas have been identified from the coast up to the 20m,  
291 in a total of 2,175 km<sup>2</sup> (30.9% of the ICS-PR) (Fig. 3; Table 3). High occurrence and critical  
292 areas of the Atlantic goliath grouper were associated mainly to shipwrecks and artificial reefs,  
293 as well as near Currais and Figueira islands; critical areas were also identified at the PEC mouth,  
294 considering the estuarine connectivity especially important for this species (Fig. 2d).  
295 Insufficiently known areas were identified mainly between the 18 to 30 m isobath, due to the

296 presence of submerged sandstone reefs and likely displacement of the grouper among these  
 297 areas, totaling 3,845 km<sup>2</sup> (54.6% of the ICS-PR) (Table 3).

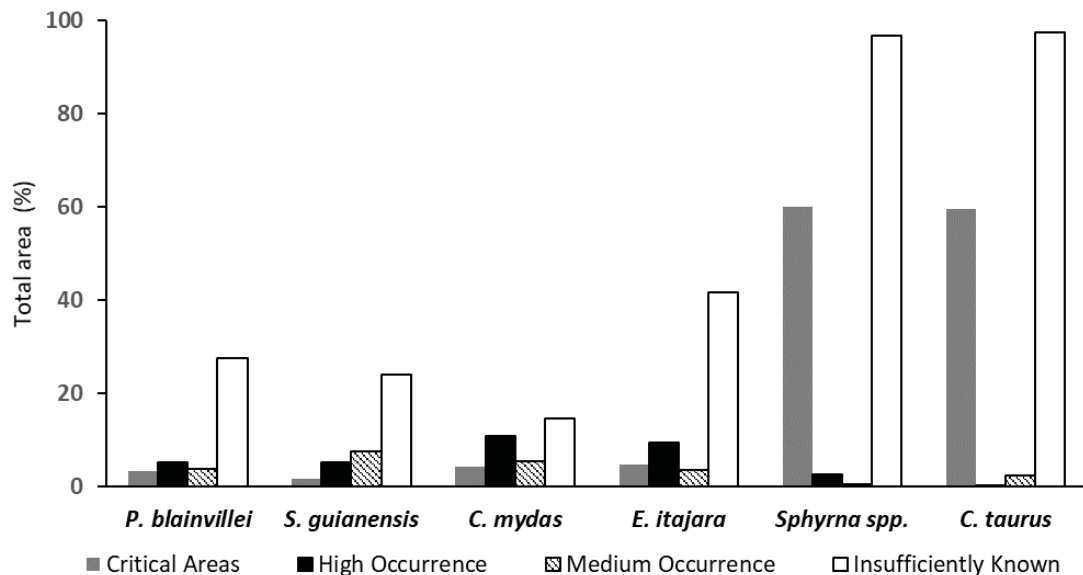
298 Due to the wide distribution of hammerhead and sand tiger sharks on the inner  
 299 continental shelf, and a knowledge gap about specific patterns of occurrence in the study area,  
 300 a large area was identified as insufficiently known by the experts (Fig. 2e, f). Nevertheless, the  
 301 area around Palmas, Currais and Itacolomis islands, in addition to the shipwrecks, were  
 302 indicated as areas of high and medium occurrence. A large critical area ranging from the surf  
 303 zone up to 30m was considered an important nursery ground for the assessed species (7,042  
 304 km<sup>2</sup>; 100% of the ICS-PR) (Fig. 2; Table 3).



305

306 **Fig. 2.** Mapping of occurrence and critical areas for marine megafauna species: a) franciscana –  
 307 *Pontoporia blainvillei*, b) Guiana dolphin – *Sotalia guianensis*, c) green turtle – *Chelonia mydas*, d)  
 308 Atlantic goliath grouper – *Epinephelus itajara*, e) hammerhead shark – *Sphyrna spp.*, and f) sand tiger  
 309 shark – *Carcharias taurus*, on the inner continental shelf off Paraná coast. High occurrence areas (dark  
 310 blue), medium occurrence areas (soft blue), and insufficiently known areas (light blue); red dots indicate  
 311 critical areas.

312 According to the perception of the experts, the following scores were assigned  
 313 considering the median coherence value of the mappings (between 1 - 5), for small cetaceans  
 314 (median 5.0), sea turtle (median 5.0), elasmobranchs (median 5.0) and the Atlantic goliath  
 315 grouper (median 4.0).



316

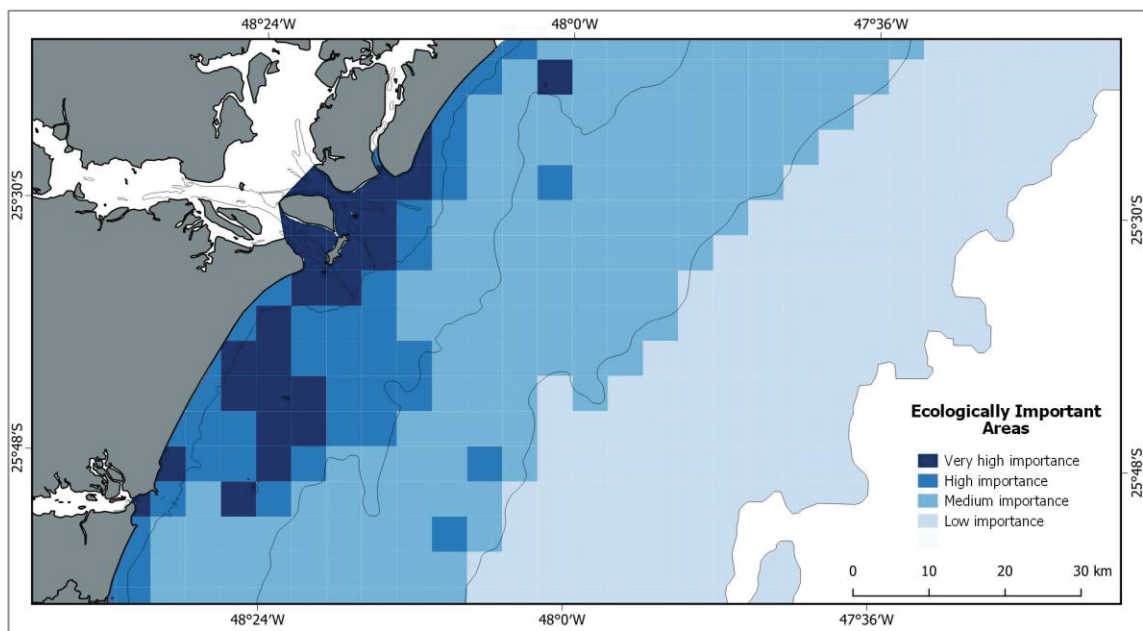
317 **Fig. 3.** Percentual area of the inner continental shelf of Paraná (ICS-PR) identified as critical  
 318 areas, high occurrence, medium occurrence and insufficiently known, for marine megafauna  
 319 species (franciscana – *Pontoporia blainvillei*, Guiana dolphin – *Sotalia guianensis*, green turtle  
 320 – *Chelonia mydas*, Atlantic goliath grouper – *Epinephelus itajara*, hammerhead sharks –  
 321 *Sphyrna spp.* and sand tiger shark – *Carcharias taurus*).

322

### 323 3.2 Ecologically important areas for threatened marine megafauna species

324 *Ecologically important areas (EIAs)* were identified for all species combined  
 325 (multispecies) (Fig. 4) and to each taxonomic group: small cetaceans (*S. guianensis* and *P.*  
 326 *blainvillei*), sea turtles (*C. mydas*), elasmobranchs (*Sphyrna spp.* and *C. taurus*) and grouper (*E.*  
 327 *itajara*) (Supplementary Fig. S1-S4) and were classified into four conservation priority levels  
 328 (very high, high, medium, and low). Very high priority areas (*EIApa*) varied according to the  
 329 taxonomic group and represented areas between 1.8 and 4.2% of the ICS-PR (Table 3).  
 330 Although *ecologically important areas* for sharks are widespread in the study area, priority  
 331 areas of high conservation value are concentrated in nearshore areas, just as for other megafauna

332 species (Fig. S1-S4). Considering all species combined (multispecies), very high priority areas  
 333 (*ELApa*) were identified to 466.32km<sup>2</sup> (6.6% of ICS-PR), mainly on the PEC and GB mouths,  
 334 and between Currais and Itacolomis islands (Fig. 4; Table 3). Also, the areas with high and very  
 335 high importance were found mainly in shallower areas up to 20 meters (Fig. 5; Supplementary  
 336 Fig. S5). In general, the areas beyond 30 meters of depth showed lower ecological importance  
 337 values.



338

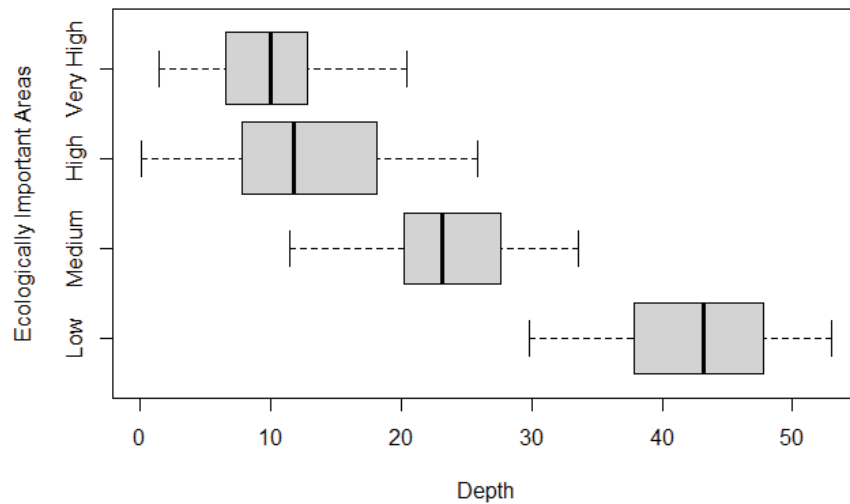
339 **Fig. 4.** Ecologically important areas to all species combined (multispecies), classified into four  
 340 importance levels: very high, high, medium, and low, on the inner continental shelf off Paraná  
 341 coast (ICS-PR).

342

343 **Table 3.** Ecologically important areas according to importance level (very high, high, medium,  
 344 and low), for megafauna taxonomic groups and multispecies. Area in km<sup>2</sup> and percentage (%)  
 345 concerning the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR).

| Taxonomic Groups       | Very high       |     | High            |      | Medium          |      | Low             |      | TOTAL           |      |
|------------------------|-----------------|-----|-----------------|------|-----------------|------|-----------------|------|-----------------|------|
|                        | Km <sup>2</sup> | %   | Km <sup>2</sup> | %    | Km <sup>2</sup> | %    | Km <sup>2</sup> | %    | Km <sup>2</sup> | %    |
| <i>Small cetaceans</i> | 139.65          | 2.0 | 475.25          | 6.8  | 513.75          | 7.3  | 1,455.83        | 20.7 | 2,584.47        | 36.7 |
| <i>Sea turtle</i>      | 297.01          | 4.2 | 465.73          | 6.6  | 385.42          | 5.5  | 1,027.73        | 14.6 | 2,175.89        | 30.9 |
| <i>Elasmobranchs</i>   | 124.16          | 1.8 | 171.91          | 2.4  | 3,893.66        | 55.3 | 2,852.44        | 40.5 | 7,042.20        | 100  |
| <i>Grouper</i>         | 213.86          | 3.0 | 466.07          | 6.6  | 338.92          | 4.8  | 2,826.19        | 40.1 | 3,845.04        | 54.6 |
| <i>Multispecies</i>    | 466.32          | 6.6 | 747.87          | 10.6 | 2,911.31        | 41.3 | 2,916.69        | 41.4 | 7,042.20        | 100  |

346



347

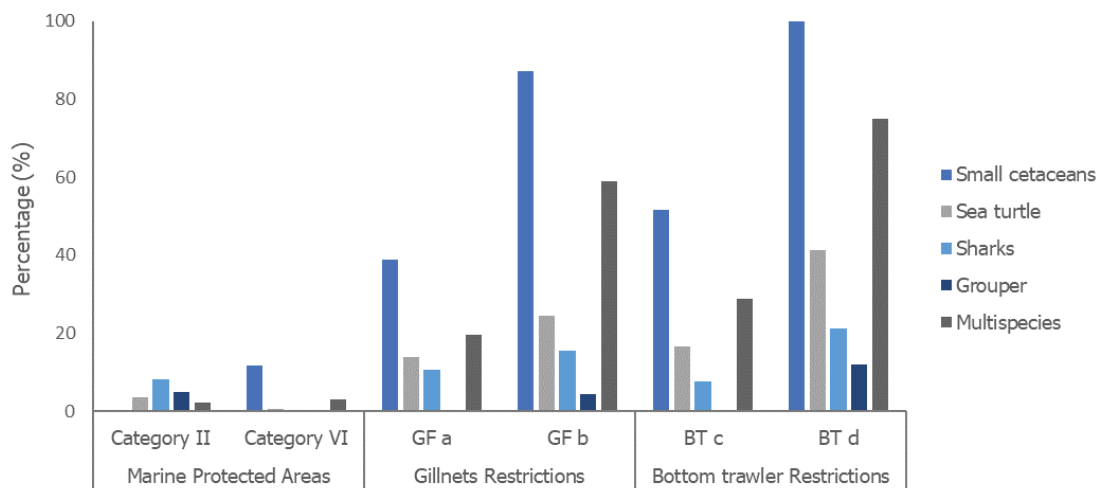
348 **Fig. 5.** Boxplot of ecologically important areas for multispecies according to importance level  
 349 (very high, high, medium, and low), and by average depth values, on the inner continental shelf  
 350 off Paraná coast (ICS-PR).

351

### 352 3.3 Overlapping ecologically important areas with marine conservation strategies

353 To investigate the potential protection of *ecologically important areas (EIAs)* and  
 354 *priority areas (EIAPA)* for marine megafauna species by area-based conservation strategies, we  
 355 analyzed the percentage of overlap with marine protected areas (MPAs) and spatial gillnets and  
 356 bottom trawlers fisheries restrictions (FRs) (Supplementary Fig. S6).

357 Currently, the two existing MPAs (PARNA Currais and APA Guaraqueçaba) overlap  
 358 with 28 km<sup>2</sup> of the study area, representing only 0.4% of ICS-PR (Supplementary Table S1).  
 359 These areas cover about 5.3% of the areas identified as a priority for multispecies, indicating a  
 360 low level of protection for all threatened megafauna species when analyzed combined.  
 361 Considering the percentage of coverage of MPAs on *EIAPA* to each taxonomic group, this  
 362 percentage increases to about 11.7% (16.31 km<sup>2</sup>) for small cetaceans (Fig. 6), mainly due to the  
 363 overlap between the APA Guaraqueçaba (Category VI) and the northern mouth of the PEC, an  
 364 area of great relevance for these species. For *EIAPA* to sea turtles, sharks, and grouper, the  
 365 PARNA Currais (Category II) represent the MPA with the greatest percentage of overlap, with  
 366 3.5%, 8.3% and 4.8%, respectively (Fig. 6).



367

368 **Fig. 6.** Percentage of overlap of marine protected areas and fisheries restrictions with  
 369 ecologically important areas with very high priority (EIAPA – priority areas) to each taxonomic  
 370 group (small cetaceans – *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia guianensis*; sea turtle – *Chelonia*  
 371 *mydas*; sharks – *Sphyrna spp.* and *Carcharias taurus*; and grouper – *Epinephelus itajara*), and  
 372 multispecies (all species combined). *Marine Protected Areas*: Category II - Ilha dos Currais  
 373 National Marine Park; Category VI - Guaraqueçaba Environmental Protection Area. *Gillnets*  
 374 *fisheries restrictions*: GFa - all gillnet fisheries with motorized vessels prohibit up to 1nm; GFb  
 375 - all gillnet fisheries from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 4nm. *Bottom trawl fisheries*  
 376 *restrictions*: BTc – all bottom trawlers prohibit up to 1nm; BTd – all bottom trawlers from  
 377 industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 5nm  
 378

379 In addition, federal and regional fisheries management regulations establish spatial  
 380 measures to restrict gear types and vessels and, consequently, provide some protection to  
 381 marine megafauna species, mostly by reducing the potential for bycatch (Brasil, 2012). The  
 382 overlap of the *ecologically important areas* with fishing restrictions measures is relatively low  
 383 (Supplementary Table S1). However, when we evaluate the overlap of these measures in  
 384 priority areas (EIAPA), the restrictions with gillnets fisheries reach values between 19.5% (GFa)  
 385 and 58.9% (GFb) of overlap for all species combined (multispecies), between 38.9% (GFa) and  
 386 87.3% (GFb) of EIAPA for small cetaceans, and between 13.9% (GFa) and 24.5% (GFb) of  
 387 EIAPA for sea turtles. To other taxonomic groups, a low percentage of overlap was observed,  
 388 ranging from 0% (GFa) to 4.3% (GFb) for grouper, and from 10.6% (GFa) to 15.6% (GFb) for  
 389 sharks. However, the areas with the highest percentages of overlapping with fishing restriction  
 390 measures are those prohibited to industrial fleets operating with vessels above 20GT. Thus, the



391 gillnet fisheries from the small-scale fleet continue to operate in coastal areas, with considerable  
392 potential to incidentally catch the megafauna species.

393       Regarding fishing restrictions for bottom trawling, the same pattern was observed due  
394 to similar spatial regulations. However, the ban on trawling within the PEC provides additional  
395 coverage to the other restrictions (Fig. 6; Supplementary Table S1). Therefore, about 51% of  
396 priority areas for small cetaceans are in areas with total restriction for bottom trawling (*BTc*).  
397 This percentage of overlap is smaller for other species, ranging from 7.7% for sharks *EIapa* to  
398 28.9% for multispecies *EIapa*. The *EIapa* identified for the grouper do not overlap with these  
399 fishing restriction measures, whose effect for their conservation is not that important, as they  
400 are rarely caught by this fishing gear.

401       When considering all prohibited industrial fisheries up to 5nm (*BTd*), the area of overlap  
402 with *EIapa* becomes wider, with 100% (139.65 km<sup>2</sup>) of overlap for small cetaceans; 41.3%  
403 (122.59 km<sup>2</sup>) for sea turtles; 21.3% (26.47 km<sup>2</sup>) for sharks; 12.1% (25.86 km<sup>2</sup>) for grouper; and  
404 74.9% (349.43 km<sup>2</sup>) for multispecies. Although spatial restrictions for industrial fishing ensure  
405 high protection to the evaluated species, mainly by decreasing the fishing effort and  
406 consequently bycatch, gillnets and other gear types are still allowed and widely used by small-  
407 scale fisheries.

408

#### 409       **4. Discussion**

410       In the current context of global biodiversity loss, spatial assessments that increase the  
411 understanding of local habitat use patterns by threatened marine species are essential to support  
412 spatial conservation strategies. Furthermore, mapping areas of particular importance for  
413 threatened species, considering the best available scientific information, contribute to informed  
414 decision-making and stretching the connection between science and governance. In the present  
415 work, by integrating expert scientific knowledge in a multispecies approach, it was possible to

416 highlight ecologically important areas for threatened coastal species of marine megafauna,  
417 indicating areas where effective management actions should be prioritized.

418         Although the species analyzed here have distinct biological characteristics, the  
419 overlapping analysis of importance areas was able to highlight areas with high concentration of  
420 species in specific areas of the inner continental shelf off the Paraná coast. Additionally, all the  
421 areas indicated by experts as critical and occurrence areas for each megafauna species are  
422 supported by the scientific literature. For small cetaceans, experts indicated areas near the north  
423 PEC mouth as critical areas and high occurrence for both species assessed. Although Guiana  
424 dolphins (*Sotalia guianensis*) are widely distributed along the Brazilian and Caribbean coastal  
425 waters, they usually occurs in sheltered regions, such as bays and estuaries, and form discrete  
426 populations with a relatively small home range and site fidelity (Santos *et al.*, 2010; Domit *et*  
427 *al.*, 2021; Moura *et al.*, 2021; Ribeiro-Campos *et al.*, 2021). The northern region of the PEC  
428 mouth has been identified as an area with a high concentration of Guiana dolphins throughout  
429 the year (Filla and Monteiro-Filho, 2009; Domit, 2010; Bonin *et al.*, 2017; Moura *et al.*, 2021),  
430 possibly associated with the geomorphological features at this region and the high abundance  
431 and diversity of prey (Passos *et al.*, 2012; Possatto *et al.*, 2017). In addition, usually  
432 accompanied by calves which might imply a suitable environment for nursery and parental care  
433 (Domit, 2010; Moura *et al.*, 2021). Moreover, stranding data obtained through a continuous  
434 monitoring effort by the Santos Basin Beach Monitoring Program (PMP-BS) since 2015,  
435 indicate the occurrence of both coastal cetaceans' species along the Paraná coast (Domit *et al.*,  
436 2020c).

437         The franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) also uses shallow coastal waters and  
438 the surroundings of rivers and estuaries with high turbidity, as they also concentrate juvenile  
439 fish prey and to avoid predators (Di Benedetto and Ramos, 2001; Siciliano, Di Benedetto Ana  
440 Paula and Ramos, 2002; Cremer, Pinheiro and Simões-Lopes, 2012). Studies carried out on the



441 Paraná coast have shown the presence of adults and calves around the north PEC mouth and off  
442 Superagui island, with higher occurrences of sightings in shallower waters up to 10 meters deep  
443 (Rosas and Monteiro-filho, 2002; Rosas, Monteiro-Filho and Oliveira, 2002; Santos, Oshima  
444 and Da Silva, 2009; Zerbini *et al.*, 2010; Zappes *et al.*, 2016; Sucunza *et al.*, 2020). Recent  
445 genetic analyzes suggest the subdivision of the 'Franciscana Management Area II' (FMAII) into  
446 two distinct subpopulations, one north of São Paulo (FMAIIa) and the other between north-  
447 central São Paulo and north of Santa Catarina, including all the coast of Paraná (FMAIIb)  
448 (Cunha *et al.*, 2014). Abundance estimates carried out in the FMAIIb indicated the occurrence  
449 less than 5,0000 franciscana dolphins (Sucunza *et al.*, 2020), reinforcing the need for urgent  
450 protection measures for the conservation of these populations, including along the Paraná coast.

451 *Ecologically important areas* around the coastal islands and the mouths of the bays were  
452 indicated for the green turtles (*Chelonia mydas*). Despite its broad geographical range, the coast  
453 of Paraná is one of the most important foraging grounds for the southwestern Atlantic  
454 population (Gonzalez-Carman *et al.*, 2012; Andrade *et al.*, 2016; Gama *et al.*, 2016). Juveniles  
455 of green turtles leave the pelagic habitats and recruit to coastal foraging grounds where they  
456 develop a primarily herbivorous diet based mainly on seagrasses and algae (Gonzalez-Carman  
457 *et al.*, 2012, Velez-Rubio *et al.*, 2016; Gama *et al.*, 2021). The areas indicated by experts and  
458 supported by scientific literature (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama *et al.*, 2016; Petrucci,  
459 2019; Cantor *et al.*, 2020; Fuentes *et al.*, 2020), include seagrass meadows and rocky islands  
460 with algae beds, important foraging areas for juveniles as they concentrate the main food items  
461 in the green turtle's diet (Pellizzari *et al.*, 2014; Bumbeer *et al.*, 2016), reinforcing the  
462 importance of these areas as priorities for green turtle conservation. Moreover, studies carried  
463 out in the region suggested site-fidelity to these foraging grounds (Fuentes *et al.*, 2020; Gama  
464 *et al.*, 2021; Nunes, 2021).

465 For the Atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*), experts have indicated areas of  
466 high occurrence and critical areas for the artificial reefs and around the islands. This species is  
467 recorded throughout the year in strong association with artificial reefs and rocky bottom  
468 habitats, such as the Archipelago of Currais and Figueira island (Félix-Hackradt and Hackradt,  
469 2008; Hackradt and Félix-Hackradt, 2009; Hackradt, Félix-Hackradt and García-Charton,  
470 2011; Giglio *et al.*, 2014). However, there is a certain preference for artificial structures, such  
471 as concrete reefs and shipwrecks, as they provide shelter with caves sufficiently large to  
472 accommodate adult-sized individuals (Hackradt, Félix-Hackradt and García-Charton, 2011;  
473 Giglio, Adélir-Alves, *et al.*, 2014). Moreover, studies carried out in the region have shown that  
474 the Paraná coast has important reproductive aggregation sites, mainly near these artificial  
475 habitats (Félix-Hackradt and Hackradt, 2008; Bueno *et al.*, 2016), which makes these sites  
476 critical habitats for the species. Furthermore, the proximity of large estuarine areas, such as the  
477 Paranaguá Estuarine Complex and the Guaratuba Bay, may be an important factor in choosing  
478 these areas for spawning aggregation, since juveniles are dependent on mangroves (Koenig *et*  
479 *al.*, 2007). According to Bueno *et al.* (2016), probably after spawning, eggs and larvae are  
480 transported from coastal waters to suitable mangrove habitats, where juveniles of the species  
481 have already been recorded (Félix-Hackradt and Hackradt, 2008; Passos, 2012). Moreover,  
482 sandstone reefs on the inner continental shelf can be used as stepping stones for species  
483 displacement and possible connectivity with estuarine areas (Soeth *et al.*, 2020).

484 For the elasmobranchs evaluated here, both hammerhead (*Sphyrna lewini* and *Sphyrna*  
485 *zygaena*) and sand tiger sharks (*Carcharias taurus*) occur along the inner continental shelf,  
486 mainly on the southeastern and southern coast of Brazil (Gadig, 2001; Vooren, Klippel and  
487 Galina, 2005; Bornatowski and Abilhoa, 2012). The areas of occurrence identified by experts  
488 include mainly around islands, in addition to a large critical area ranging from nearshore to the  
489 30-meter isobath, which was considered as a potential nursery area. According to Kotas *et al.*

490 (2012), the hammerhead sharks show horizontal patterns of reproductive migration in which  
491 pregnant females move to protected coastal areas to give birth, usually between spring and  
492 summer, where neonates and juveniles remain. For *Carcharias taurus* in the Southwestern  
493 Atlantic Ocean, pregnant females perform biannual reproductive migrations from Argentina to  
494 warmer regions of southeastern and southern Brazil (Lucifora, Menni and Escalante, 2002).  
495 The record of pregnant females, neonates, and juveniles of hammerhead sharks (Costa and  
496 Chaves, 2006; Robert, 2008; Bornatowski, 2008; Bornatowski *et al.*, 2009, 2011), and sand  
497 tiger shark (Bornatowski *et al.*, 2011) corroborate that the study area is probably a parturition  
498 and nursery area for these species (Heupel, Carlson and Simpfendorfer, 2007). Although the  
499 region beyond 30m has been identified as areas of lower conservation value to multispecies,  
500 this region is crucial for hammerhead sharks and other shark species. It therefore also deserves  
501 attention from management strategies mainly related to industrial fisheries.

502 *Insufficiently known areas* were identified for all species considering the knowledge  
503 gaps on their potential occurrence and distribution in the region. These areas indicate the need  
504 for research and monitoring efforts orientate to megafauna species, especially sharks.  
505 Unfortunately, even bringing together elasmobranch experts, there remains a lack of data on  
506 the occurrence, distribution and habitat use of sharks along the Paraná coast. These data largely  
507 depend on in-water research and fishing monitoring. However, both methods demand financial  
508 support and building capacity to conduct social and environmental monitoring approaches.  
509 Moreover, despite being critically endangered, sharks are still perceived as important fisheries  
510 resources and widely traded as by-products with high added commercial value bringing some  
511 challenges to get data for conservation actions (Bornatowski, Braga and Vitule, 2013;  
512 Bornatowski *et al.*, 2015; Bernardo *et al.*, 2020). Thus, collaboration with local fishers is  
513 crucial, and research based on local ecological knowledge should be used as a source of data  
514 for spatial analysis (Gerhardinger *et al.*, 2006, 2009; Fisher *et al.*, 2015). In addition, new

515 technologies such as acoustic telemetry, passive acoustic monitoring and the use of drones, can  
516 improve knowledge about the spatial pattern of habitat use and displacement of all megafauna  
517 species on a regional to local scale (Smale, Dicken and Booth, 2015; Tyson *et al.*, 2017; Hostim-  
518 Silva *et al.*, 2018; Butcher *et al.*, 2021).

519 Integrating empirical knowledge from experts in a spatial assessment can be a valuable  
520 participatory tool for decision-making, especially in countries facing a lack of spatial biotic  
521 databased. In this case, when source data is sparse, fragmented or not publicly available, expert  
522 knowledge may be the best available source (O'Hagan *et al.*, 2006; Perera, Johnson and Drew,  
523 2014). However, expert-based assessments have some limitations, such as subjectivity,  
524 uncertainty and knowledge bias, which some methods can help to reduce (Martin *et al.*, 2012;  
525 Drescher *et al.*, 2013). For example, in the present work, some areas indicated as high  
526 occurrence for megafauna species might be biased due to a greater sampling effort and field  
527 research; and the same for the opposite situation, the low occurrence could be the simple lack  
528 of local effort. Nonetheless, we believe that the mappings presented here reflect the best current  
529 scientific knowledge about these species in the region, measured by the high coherence score  
530 and supported by scientific literature. Furthermore, the expert elicitation process must be  
531 dynamic, and adaptively respond to changes observed over time. Thus, as more data are  
532 incorporated into existing ones, it will be possible to identify the high priority areas for  
533 threatened species with greater precision.

534 We achieve different results overlapping current area-based conservation measures and  
535 *ecologically important areas* according to the taxonomic groups. However, the marine  
536 protected areas (MPAs) represented a low percentage of overlap, with insufficient potential  
537 protection for all species evaluated. These areas correspond to a higher level of protection for  
538 the small cetacean's priority areas; but the overlap occurs with a sustainable use MPA, where  
539 several anthropogenic activities are allowed or not regulated. The Guaraqueçaba APA zoning

540 (IPARDES, 2001) imposes some restriction measures in gillnet fisheries and establishes  
541 wildlife zones, including mangrove areas and some islands within the PEC. Nevertheless, the  
542 regulation is space-restricted, and the area identified here as a priority for conservation,  
543 especially for small cetaceans, is not regulated for anthropogenic activities with potential  
544 impact on these species (e.g., recreational boat traffic). In addition, the percentual coverage by  
545 no-take zones is deficient, even considering only the priority areas. Marine protected areas are  
546 a valuable tool to preserve species and ecosystem dynamics, and even its small area, the  
547 PARNA Currais is essential for protecting *ecologically important areas* for green turtles,  
548 sharks, and the Atlantic goliath grouper. Besides, the results could guide management plans in  
549 future to improve the MPA capacity in improving conservation of coastal threatened species.

550         Conversely, the spatial fisheries restrictions provide a higher percentage of overlap with  
551 priority areas for all species evaluated. These measures overlap mainly with species that use  
552 coastal areas more frequently, such as small cetaceans and green turtles. Although there is an  
553 important restriction for industrial fishing up to 4 nautical miles (for gillnets) and 5 nautical  
554 miles (for bottom trawlers), small-scale coastal fisheries continue to operate in areas with high  
555 conservation value, which deserves attention directed towards more effective fisheries  
556 management strategies. Coastal gillnet fishing has been unregulated for decades, with high  
557 mortality of several endangered species, as well as the decline of target species (Occhiali *et al.*,  
558 2012; IWC, 2016). Therefore, the Brazilian government has established several regulations to  
559 reduce fishing effort and the incidental capture of threatened species, including areas with  
560 fisheries restrictions (no-fishing zones) throughout southern Brazil. Although these regulations  
561 are considered an important step towards the conservation of several endangered species (IWC,  
562 2016), some authors have demonstrated low effectiveness in reducing franciscana bycatches to  
563 sustainable levels in Rio Grande do Sul, even with full compliance with the proposed  
564 regulations (Prado *et al.*, 2021). Here, further studies are needed to assess the effectiveness of

565 these spatial strategies in reducing the bycatch of threatened species, along with the assessment  
566 of compliance by fishers with regulatory measures and the dimensioning of the impact of the  
567 fisheries on the evaluated megafauna species.

568         Area-based conservation measures have been widely used as an effective tool for marine  
569 biodiversity conservation (Watson *et al.*, 2014; Maxwell *et al.*, 2020). However, the  
570 effectiveness of implementation and compliance of these measures by coastal communities  
571 remains a challenge for environmental management, especially in developing countries where  
572 investment in human and financial capacity for monitoring and evaluating these measures is  
573 deficient (Gerhardinger *et al.*, 2011; Gills *et al.*, 2017). A critical step in improving the  
574 effectiveness of implementing these measures and the successful of conservation initiatives is  
575 the involvement and participation of local stakeholders throughout the planning process (Mills  
576 *et al.*, 2020; Maxwell *et al.*, 2020). Moreover, for highly mobile species, such as marine  
577 megafauna, conservation can best be achieved by integrating area-based approaches (such as  
578 MPAs) (Gormley *et al.*, 2012) and dynamic spatiotemporal management measures (Lewison *et*  
579 *al.*, 2015; Sequeira *et al.*, 2019), while focusing on reducing impacts of specific anthropogenic  
580 threats (Evans, 2018). For this, approaches such as marine spatial planning (MSP) are being  
581 widely implemented as a practical way to establish a more rational use of marine space and the  
582 interactions between its uses, balancing development demands with the need to protect marine  
583 ecosystems and to achieve social and economic objectives (Ehler and Douvère, 2009). The  
584 spatial planning is crucial for coastal areas classified as high-risk for biodiversity, particularly  
585 those with a concentration of critical habitats for marine species, and sheltering multiple  
586 anthropogenic activities (Halpern *et al.*, 2008; Avila, Kaschner and Dormann, 2018; Derrick,  
587 Cheok and Dulvy, 2020). Therefore, future research efforts should prioritize the spatial  
588 assessment of multiple anthropogenic activities with potential impact on the megafauna species  
589 assessed to support marine spatial planning and other on-the-ground conservation strategies. In

590 addition, the methodological approach applied here at a local level could be replicated in other  
591 areas to refine and support national marine strategic planning and strengthen conservation  
592 achievements and policies along the Brazilian coastal area.

593



594        **5. References**

- 595        Amaral, K. B. *et al.* (2018) ‘Reassessment of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais  
596                & d’Orbigny, 1844) distribution and niche characteristics in Brazil’, *Journal of*  
597                *Experimental Marine Biology and Ecology*. Elsevier, 508(August), pp. 1–12. doi:  
598                10.1016/j.jembe.2018.07.010.
- 599        Andrade, M. F. *et al.* (2016) ‘Appropriate morphometrics for the first assessment of juvenile  
600                green turtle (*Chelonia mydas*) age and growth in the south-western Atlantic’, *Marine*  
601                *Biology*. Springer Berlin Heidelberg, 163(12), pp. 1–15. doi: 10.1007/s00227-016-3031-  
602                7.
- 603        Arten, A. R. (2012) *Processo de implantação de recifes artificiais no litoral do Paraná:*  
604                *significado para a gestão dos recursos pesqueiros e costeiros*. Dissertação, Universidade  
605                Federal do Paraná.
- 606        Avila, Isabel C., Kaschner, K. and Dormann, C. F. (2018) ‘Current global risks to marine  
607                mammals: Taking stock of the threats’, *Biological Conservation*. Elsevier,  
608                221(February), pp. 44–58. doi: 10.1016/j.biocon.2018.02.021.
- 609        Bernardo, C. *et al.* (2020) ‘The label “cação” is a shark or a ray and can be a threatened species!  
610                Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding’, *Marine Policy*,  
611                116(December 2019). doi: 10.1016/j.marpol.2020.103920.
- 612        Bjorndal, K. A. (1997) ‘Foraging ecology and nutrition of sea turtles’, in Lutz, P. L. and J.A.,  
613                M. (eds) *The Biology of Sea Turtles, Volume I*. Boca Raton: CRC Press, pp. 199–231.  
614                doi: 10.1201/9780203737088.
- 615        Bonin, C. A. *et al.* (2017) ‘Habitat preference and behaviour of the Guiana dolphin (*Sotalia*  
616                *guianensis*) in a well-preserved estuary off Southern Brazil’, *Pakistan Journal of*  
617                *Zoology*, 49(6), pp. 2235–2242. doi: 10.17582/journal.pjz/2017.49.6.2235.2242.
- 618        Bornatowski, H. *et al.* (2015) “Buying a pig in a poke”: The problem of elasmobranch meat  
619                consumption in southern Brazil’, *Ethnobiology Letters*, 6(1), pp. 196–202. doi:  
620                10.14237/eb1.6.1.2015.451.
- 621        Bornatowski, H. and Abilhoa, V. (2012) *Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no*  
622                *Paraná: guia de identificação.*, *Hori Cadernos Técnicos*.
- 623        Bornatowski, H., Abilhoa, V. and Charvet-Almeida, P. (2009) ‘Elasmobranchs of the Paraná  
624                Coast, southern Brazil, south-western Atlantic’, *Marine Biodiversity Records*, 2, pp. 1–6.  
625                doi: 10.1017/s1755267209990868.
- 626        Bornatowski, H., Braga, R. R. and Vitule, J. R. S. (2013) ‘Sharks mislabeling threatens  
627                biodiversity’, *Science*, 340(May), p. 923.
- 628        Brandini, F. (2014) ‘Marine biodiversity and sustainability of fishing resources in Brazil: a case  
629                study of the coast of Paraná state’, *Regional Environmental Change*, 14(6), pp. 2127–  
630                2137. doi: 10.1007/s10113-013-0458-y.
- 631        Brazil (2004). Instrução Normativa MMA n° 29, de 06 de dezembro de 2004.
- 632        Brazil (2012). Instrução Normativa Interministerial MPA/MMA n°12, de 22 de agosto de 2012.
- 633        Bueno, L. S. *et al.* (2016) ‘Evidence for spawning aggregations of the endangered Atlantic  
634                goliath grouper *Epinephelus itajara* in southern Brazil’, *Journal of fish biology*, 89(1),  
635                pp. 876–889. doi: 10.1111/jfb.13028.
- 636        Bullock, L. H. *et al.* (1992) ‘Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in  
637                the eastern Gulf of Mexico’, *Fishery Bulletin*, 90(2), pp. 243–249.
- 638        Bumbeer, J. *et al.* (2016) ‘Biodiversity of benthic macroinvertebrates on hard substrates in the  
639                Currais Marine Protected Area, in southern Brazil’, *Biota Neotropica*, 16(4):  
640                <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0246>.
- 641        Butcher, P. A. *et al.* (2021) ‘The drone revolution of shark science: a review’, *Drones*, 5(1), pp.  
642                1–28. doi: 10.3390/drones5010008.

- 643 Cantor, M. *et al.* (2020) ‘High incidence of sea turtle stranding in the southwestern Atlantic  
644 Ocean’, *ICES Journal of Marine Science*, pp. 1–15. doi: 10.1093/icesjms/fsaa073.
- 645 Chaves, P. T. C., Almeida, M. P. and Platner, M. (2019) ‘Tubarões e raias como captura  
646 incidental na pesca artesanal do litoral do Paraná: condição reprodutiva e variações  
647 sazonais em composição e abundância’, *Arquivos de Ciências do Mar*, 52(2), pp. 7–23.  
648 doi: 10.32360/acmar.v52i2.39966.
- 649 Commonwealth of Australia (2014) ‘Protocol for creating and updating maps of biologically  
650 important areas of regionally significant marine species’, (January). Available at:  
651 [www.environment.gov.au](http://www.environment.gov.au).
- 652 Corrigan, C. M. *et al.* (2014) ‘Developing important marine mammal area criteria: Learning  
653 from ecologically or biologically significant areas and key biodiversity areas’, *Aquatic  
654 Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(S2), pp. 166–183. doi:  
655 10.1002/aqc.2513.
- 656 Costa, L. and Chaves, P. D. T. D. C. (2006) ‘Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal  
657 na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil’, *Biota Neotropica*, 6(3), pp. 1–  
658 10. doi: 10.1590/S1676-06032006000300007.
- 659 Cremer, M. J., Pinheiro, P. C. and Simões-Lopes, P. C. (2012) ‘Presas consumidas pelo boto-  
660 cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) e pela toninha *Pontoporia blainvillei*  
661 (Cetacea, Pontoporiidae) em ambiente estuarino no sul do Brasil’, *Iheringia - Serie  
662 Zoologia*, 102(2), pp. 131–137. doi: 10.1590/S0073-47212012000200003.
- 663 Cuevas-Gómez, G. *et al.* (2020) ‘Identification of a nursery area for the critically endangered  
664 hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) amid intense fisheries in the southern Gulf of  
665 Mexico’, *Journal of F.* doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.14471>.
- 666 Cunha, H. A. *et al.* (2014) ‘Population structure of the endangered Franciscana dolphin  
667 (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing management units’, *PLoS ONE*, 9(1). doi:  
668 10.1371/journal.pone.0085633.
- 669 Danilewicz, D. *et al.* (2010) ‘Abundance estimate for a threatened population of franciscana  
670 dolphins in southern coastal Brazil: Uncertainties and management implications’,  
671 *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8), pp. 1649–  
672 1657. doi: 10.1017/S0025315409991482.
- 673 Davidson, A. D. *et al.* (2012) ‘Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals’,  
674 *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*,  
675 109(9), pp. 3395–3400. doi: 10.1073/pnas.1121469109.
- 676 Davidson, L. N. K. and Dulvy, N. K. (2017) ‘Global marine protected areas to prevent  
677 extinctions’, *Nature Ecology & Evolution*. Macmillan Publishers Limited, part of  
678 Springer Nature., 1(2), p. 0040. doi: 10.1038/s41559-016-0040.
- 679 Derrick, D. H., Cheok, J. and Dulvy, N. K. (2020) ‘Spatially congruent sites of importance for  
680 global shark and ray biodiversity’, *PLoS ONE*, 15(7 July), pp. 1–19. doi:  
681 10.1371/journal.pone.0235559.
- 682 Di Benedetto, A. P. M. and Ramos, R. M. A. (2001) ‘Biology and conservation of the  
683 franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil’, *Journal  
684 of Cetacean Research and Management*, 3(2), pp. 185–192.
- 685 Domiciano, I. G. *et al.* (2016) ‘Assessing Disease and Mortality among Small Cetaceans  
686 Stranded at a World Heritage Site in Southern Brazil’, *PLoS ONE*, 11(2), pp. 1–17. doi:  
687 10.1371/journal.pone.0149295.
- 688 Domit, C. (2010) *Ecologia comportamental do boto-cinza, Sotalia guianensis (van Bénédén,*  
689 *1864), no Complexo Estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná, Brasil*. Tese,  
690 Universidade Federal do Paraná.

- 691 Domit, C., Caballero, S., *et al.* (2020a) *Sotalia guianensis* pre-assessment workshop: main  
692 results and status of the current knowledge Report authors. Report to the Scientific  
693 Committee of the International Whaling Commission, SC/68B/SM/WP/02
- 694 Domit, C., *et al.* (2020b) *Threats to franciscana dolphins (Pontoporia blainvillei) in FMA II: a*  
695 *review and future recommendations. Report to the Scientific Committee of the International*  
696 *Whaling Commission, SC/68B/SM.*
- 697 Domit, C. *et al.* (2020c) Stranding of marine mammals, sea turtles and seabirds along the Paraná  
698 coast, Brazil, from 2015 to 2018., Dryad,  
699 Dataset, <https://doi.org/10.5061/dryad.k0p2ngf48>
- 700 Domit, C. *et al.* (2021) *Progress report of the Sotalia guianensis Intersessional Group: Status*  
701 *of the Current Knowledge and Action Plan Report authors.*
- 702 Drescher, M. *et al.* (2013) ‘Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research’,  
703 *Ecosphere*, 4(7), pp. 1–26. doi: 10.1890/ES12-00415.1.
- 704 Dulvy, N. K. *et al.* (2017) ‘Challenges and Priorities in Shark and Ray Conservation’, *Current*  
705 *Biology*, 27(11), pp. R565–R572. doi: 10.1016/j.cub.2017.04.038.
- 706 Dunn, D. C. *et al.* (2011) *Ecologically or Biologically Significant Areas in the Pelagic Realm:*  
707 *Examples & Guidelines.* Examples & Guidelines – Workshop Report. Gland,  
708 Switzerland: IUCN. 44pp.
- 709 Ehler, C. and Douvère, F. (2009) ‘Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward  
710 ecosystem-based management’, *Intergovernmental Oceanographic Commission and*  
711 *Man and the Biosphere Programme*, IOC Manual(6), pp. 1–98. doi: Intergovernmental  
712 Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme.
- 713 Estes, J., Terborgh, J. and Brashares, J. (2011) ‘Trophic downgrading of planet Earth’, *Science*,  
714 333(6040), pp. 301–306. doi: 10.1126/science.1205106.
- 715 Evans, P. G. H. (2018) ‘Marine Protected Areas and marine spatial planning for the benefit of  
716 marine mammals’, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*,  
717 98(5), pp. 973–976. doi: 10.1017/S0025315418000334.
- 718 FAO (2011) *International guidelines on bycatch management and reduction of discards.* Rome,  
719 FAO, 73p.
- 720 FAO (2021) *Fishing operations. Guidelines to prevent and reduce bycatch of marine mammals*  
721 *in capture fisheries*, FAO Technical Guideline for Responsible Fisheries. doi:  
722 10.4060/cb2887en.
- 723 Félix-Hackradt, F. C. and Hackradt, C. W. (2008) ‘Populational study and monitoring of the  
724 goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), in the coast of Paraná, Brazil’,  
725 *Natureza e Conservacao*, 6(2), pp. 141–156.
- 726 Ferguson, M. C. *et al.* (2015) ‘Biologically important areas for cetaceans within U.S. waters -  
727 Overview and rationale’, *Aquatic Mammals*, 41(1), pp. 2–16. doi:  
728 10.1578/AM.41.1.2015.2.
- 729 Filla, G. D. F. and Monteiro-Filho, E. L. A. (2009) ‘Group structure of *Sotalia guianensis* in  
730 the bays on the coast of Paraná State, south of Brazil’, *Journal of the Marine Biological*  
731 *Association of the United Kingdom.* CAPES, 89(05), pp. 985–993. doi:  
732 10.1017/S0025315409002926.
- 733 Fisher, J. *et al.* (2015) *Fishers’ knowledge and the ecosystem approach to fisheries.*  
734 *Applications, experiences and lessons in Latin America, FAO technical paper.* Available  
735 at: <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab825f/AB825F00.htm#TOC>.
- 736 Fuentes, M. M. P. B. *et al.* (2020) ‘Cumulative threats to juvenile green turtles in the coastal  
737 waters of southern and southeastern Brazil’, *Biodiversity and Conservation.* Springer  
738 Netherlands, (0123456789). doi: 10.1007/s10531-020-01964-0.
- 739 Gadig, O. B. F. (2001) *Tubarões da costa brasileira.* Tese, Universidade Estadual Paulista.

- 740 Gama, L.R. *et al.* (2016) ‘Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25° S in the western  
741 Atlantic: Evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic  
742 variability’, *Marine Ecology Progress Series*, 542(IUCN 2014), pp. 209–219. doi:  
743 10.3354/meps11576.
- 744 Gama, L.R. *et al.*, (2021) ‘Trophic ecology of juvenile green turtles in the Southwestern  
745 Atlantic Ocean: insights from stable isotope analysis and niche modelling’, *Marine  
746 Ecology Progress Series (Prepress)*
- 747 Gerhardinger, L.C. *et al.* (2006) ‘Local ecological knowledge on the goliath grouper  
748 *Epinephelus itajara* (Teleostei: Serranidae) in southern Brazil’, *Neotropical Ichthyology*,  
749 4(4):441–450. Doi: 10.1590/s1679-62252006000400008
- 750 Gerhardinger, L.C. *et al.* (2009) ‘Fishers’ resource mapping and goliath grouper *Epinephelus  
751 itajara* (Serranidae) conservation in Brazil’, *Neotropical Ichthyology*, 7(1):93–102. Doi:  
752 10.1590/S1679-62252009000100012
- 753 Gerhardinger, L.C. *et al.* (2011) ‘Marine protected dramas: The flaws of the Brazilian national  
754 system of marine protected areas’, *Environmental Management*, 47:630–643. Doi:  
755 10.1007/s00267-010-9554-7
- 756 Giglio, V. J. *et al.* (2014) ‘Habitat use and abundance of goliath grouper *Epinephelus itajara* in  
757 Brazil: A participative survey’, *Neotropical Ichthyology*, 12(4), pp. 803–810. doi:  
758 10.1590/1982-0224-20130166.
- 759 Giglio, V. J. *et al.* (2016) ‘Mapping goliath grouper aggregations in the southwestern Atlantic’,  
760 *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(4), pp. 417–420. doi: 10.1590/S1679-  
761 87592016122906404.
- 762 Gill, D.A. *et al.* (2017) ‘Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas  
763 globally’ *Nature*, Doi: 10.1038/nature21708
- 764 González-Carman, V. G. *et al.* (2012) ‘Revisiting the ontogenetic shift paradigm: The case of  
765 juvenile green turtles in the SW Atlantic’, *Journal of Experimental Marine Biology and  
766 Ecology*. Elsevier B.V., 429, pp. 64–72. doi: 10.1016/j.jembe.2012.06.007.
- 767 Gormley, A. M. *et al.* (2012) ‘First evidence that marine protected areas can work for marine  
768 mammals’, *Journal of Applied Ecology*, 49(2), pp. 474–480. doi: 10.1111/j.1365-  
769 2664.2012.02121.x.
- 770 Gownaris, N. J. *et al.* (2019) ‘Gaps in Protection of Important Ocean Areas: A Spatial Meta-  
771 Analysis of Ten Global Mapping Initiatives’, *Frontiers in Marine Science*, 6(October  
772 2019), pp. 1–15. doi: 10.3389/fmars.2019.00650.
- 773 Guebert-Bartholo, F. M. *et al.* (2011) ‘Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile  
774 green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil’, *Endangered Species  
775 Research*, 13(2), pp. 131–143. doi: 10.3354/esr00320.
- 776 Hackradt, C. W. and Félix-Hackradt, F. C. (2009) ‘Assembléia de peixes associados a  
777 ambientes consolidados no litoral do Paraná, Brasil: uma análise qualitativa com notas  
778 sobre sua bioecologia’, *Papéis Avulsos de Zoologia*, 49(31), pp. 389–403. doi:  
779 10.1590/s0031-10492009003100001.
- 780 Hackradt, C. W., Félix-Hackradt, F. C. and García-Charton, J. A. (2011) ‘Influence of habitat  
781 structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil’, *Marine  
782 Environmental Research*, 72(5), pp. 235–247. doi: 10.1016/j.marenvres.2011.09.006.
- 783 Halpern, B. *et al.* (2008) ‘A global map of human impact on marine ecosystems’, *Science*,  
784 319(February), pp. 948–952.
- 785 Hattab, T. *et al.* (2013) ‘The use of a predictive habitat model and a fuzzy logic approach for  
786 marine management and planning’, *PLoS ONE*, 8(10). doi:  
787 10.1371/journal.pone.0076430.



- 788 Heupel, M. R., Carlson, J. K. and Simpfendorfer, C. A. (2007) ‘Shark nursery areas: Concepts,  
789 definition, characterization and assumptions’, *Marine Ecology Progress Series*,  
790 337(Nmfs 2006), pp. 287–297. doi: 10.3354/meps337287
- 791 Hostim-Silva, M., Bertoincini, A.A., Borgonha, M. *et al.* The Atlantic Goliath Grouper:  
792 Conservation Strategies for a Critically Endangered Species in Brazil. *Advances in Marine*  
793 *Vertebrate Research in Latin America*, v. 22, p. 197–220, 2018. doi:10.1007/978-3-319-  
794 56985-7.
- 795 IAP (2009) *Plano de conservação para tetrápodes marinhos*. IAP/Projeto Paraná  
796 Biodiversidade. 52p.
- 797 ICMBio (2018a) *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho*  
798 *da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*.
- 799 ICMBio (2018b) *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção - Peixes*.
- 800 ICMBio (2018c) *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção - Répteis*.
- 801 ICMBio (2021) PARNA Marinho das Ilhas dos Currais. Available:  
802 [https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/parna-marinho-das-ilhas-dos-currais)  
803 [conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/parna-marinho-das-ilhas-dos-](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/parna-marinho-das-ilhas-dos-currais)  
804 [currais](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/parna-marinho-das-ilhas-dos-currais). Access: 15/07/2021.
- 805 ICMBio (2021b) APA de Guaraqueçaba. Available: [https://www.gov.br/icmbio/pt-](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-de-guaraquecaba)  
806 [br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-de-guaraquecaba)  
807 [de-ucs/apa-de-guaraquecaba](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-de-guaraquecaba). Access: 15/07/2021.
- 808 ICMBio (2021c) Áreas de exclusão à pesca. Available:  
809 <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/areas-protetidas/area-de-exclusao-a-pesca.html>.  
810 Access: 15/07/2021.
- 811 IPARDES (2001) *Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba*. doi:  
812 10.1017/CBO9781107415324.004.
- 813 IUCN (2016) *A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas*. Version 1.0.  
814 First edition. Gland, Switzerland: IUCN
- 815 IUCN Marine Mammal Protected Areas Task Force (2018) *Guidance on the use of selection*  
816 *criteria for the identification of Important Marine Mammal Areas (IMMAs)*. Version:  
817 March 2018. [82pp].
- 818 IUCN 2021. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*.  
819 <https://www.iucnredlist.org>.
- 820 IWC (2016) *A Conservation Management Plan for Franciscana (Pontoporia blainvillei)*.  
821 Available at: [www.pontoporia.org](http://www.pontoporia.org).
- 822 Katsanevakis, S. *et al.* (2012) ‘Monitoring marine populations and communities: methods  
823 dealing with imperfect detectability’, *Aquatic Biology*, 16(1), pp. 31–52. doi:  
824 10.3354/ab00426.
- 825 Koenig, C. C. *et al.* (2007) ‘Mangroves as essential nursery habitat for goliath grouper  
826 (*Epinephelus itajara*)’, *Bulletin of Marine Science*, 80(3), pp. 567–586.
- 827 Kotas, J. E., Júnior, M. P., *et al.* (2012) ‘The horizontal migration of hammerhead sharks along  
828 the southern Brazilian coast, based on their exploitation pattern and considerations about  
829 the impact of anchored gillnets activities on these species’, *Biodiversidade e Conservação*  
830 *Marinha*, 3(1), pp. 45–68.
- 831 Knoppers B. A., Brandini F. P. and Thamm C. A. 1987. Ecological studies in the Bay of  
832 Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica*, 2(1), p. 1-36.
- 833 LaBrecque, E. *et al.* (2015) ‘Biologically important areas for cetaceans within U.S. waters -  
834 East Coast region’, *Aquatic Mammals*, 41(1), pp. 17–29. doi: 10.1578/AM.41.1.2015.17.
- 835 Lana, P. C. *et al.* (2001) ‘The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil’,  
836 *Coastal Marine Ecosystem of Latin America*, 144(Ecological Studies), pp. 131–145. doi:  
837 10.1007/978-3-662-04482-7\_11.

- 838 Lewison, R. *et al.* (2015) ‘Dynamic ocean management: Identifying the critical ingredients of  
839 dynamic approaches to ocean resource management’, *BioScience*, 65(5), pp. 486–498.  
840 doi: 10.1093/biosci/biv018.
- 841 Lewison, R. L. *et al.* (2004) ‘Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna’,  
842 *Trends in Ecology and Evolution*, 19(11), pp. 598–604. doi: 10.1016/j.tree.2004.09.004.
- 843 Lucifora, L. O., Menni, R. C. and Escalante, A. H. (2002) ‘Reproductive ecology and  
844 abundance of the sand tiger shark, *Carcharias taurus*, from the southwestern Atlantic’,  
845 *ICES Journal of Marine Science*, 59(3), pp. 553–561. doi: 10.1006/jmsc.2002.1183.
- 846 Magris, R. A. *et al.* (2020) ‘A blueprint for securing Brazil’s marine biodiversity and supporting  
847 the achievement of global conservation goals’, *Diversity and Distributions*, (November).  
848 doi: 10.1111/ddi.13183.
- 849 Malczewski, J. (2000) ‘On the use of weighted linear combination method in GIS: Common  
850 and best practice approaches’, *Transactions in GIS*, 4(1), pp. 5–22. doi: 10.1111/1467-  
851 9671.00035.
- 852 Margules, C. R. and Pressey, R. L. (2000) ‘Systematic conservation planning’, 405(May), pp.  
853 243–253.
- 854 Marone, E. *et al.* (2006) ‘Hydrodynamic of Guaratuba Bay, PR, Brazil’, *Journal of Coastal  
855 Research*, 2004(39), pp. 1879–1883.
- 856 Martin, T. G. *et al.* (2012) ‘Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science’, *Conservation  
857 Biology*, 26(1), pp. 29–38. doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x.
- 858 Maxwell, S. L. *et al.* (2020) ‘Area-based conservation in the 21 st century’, *Nature*, 586, pp.  
859 217–227. doi: 10.20944/preprints202001.0104.v1.
- 860 Mills, M. *et al.* (2020) ‘Opportunities to close the gap between science and practice for Marine  
861 Protected Areas in Brazil’, *Perspectives in Ecology and Conservation*, Doi:  
862 10.1016/j.pecon.2020.05.002
- 863 Moleón, M. *et al.* (2020) ‘Rethinking megafauna’, *Proceedings of the Royal Society B:  
864 Biological Sciences*, 287(1922). doi: 10.1098/rspb.2019.2643.
- 865 Moura, S. P. G. De *et al.* (2021) ‘Environmental and behavioral factors influencing individual  
866 variation in spatial use by Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*)’, *Journal of Mammalogy*,  
867 (X), pp. 1–11. doi: 10.1093/jmammal/gyab056.
- 868 MMA (2017) Ministério do Meio Ambiente – Sítios Ramsar.  
869 [tps://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564.html](https://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564.html)
- 870 Myers, R. A. *et al.* (2007) ‘Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal  
871 ocean’, *Science*, 315(5820), pp. 1846–1850. doi: 10.1126/science.1138657.
- 872 Naeem, S., Duffy, J. E. and Zavaleta, E. (2012) ‘The functions of biological diversity in an age  
873 of extinction’, *Science*, 336(6087), pp. 1401–1406. doi: 10.1126/science.1215855.
- 874 Nowacek, D. P. *et al.* (2016) ‘Studying cetacean behaviour: new technological approaches and  
875 conservation applications’, *Animal Behaviour*. Elsevier Ltd, 120, pp. 235–244. doi:  
876 10.1016/j.anbehav.2016.07.019.
- 877 Nunes, T.Y. (2021) ‘*Ecologia populacional e espacial de tartarugas-verde juvenis, Chelonia  
878 mydas, no litoral do Paraná, sul do Brasil*’. Dissertação, Universidade Federal do Paraná.
- 879 Nunes, T. Y., Broadhurst, M. K. and Domit, C. (2021) ‘Selectivity of marine-debris ingestion  
880 by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed  
881 area’, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 169(April), p. 112574. doi:  
882 10.1016/j.marpolbul.2021.112574.
- 883 O’Hagan, A. *et al.* (2006) *Uncertain Judgements: Eliciting Experts’ Probabilities*, John Wiley  
884 & Sons. doi: 10.1002/9781118281116.oth1.
- 885 Occhiali, D.S.; Rodrigues, A.M.; Kotas, J. E. (2012) ‘Caracterização e análise comparativa da  
886 pesca industrial de emalhe-de-fundo costeiro, considerando a evolução física da frota a

- 887 partir de 1995 e a produção pesqueira entre 2001 e 2010’, *Cepsul: Biodiversidade e*  
 888 *Conservação Marinha*, 3, pp. 133–138.
- 889 Passos, A. C. dos *et al.* (2012) ‘Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic’,  
 890 *Biota Neotropica*, 12(3), pp. 226–238. doi: 10.1590/S1676-06032012000300022.
- 891 Pellizzari, F. *et al.* (2014) ‘Benthic marine algae from the insular areas of Paraná, Brazil: new  
 892 database to support the conservation of marine ecosystems’, *Biota Neotropica*, 14(2),  
 893 <http://dx.doi.org/10.1590/1676-060320140615183049>
- 894 Perera, A. H., Johnson, C. J. and Drew, C. A. (2014) *Expert knowledge and its application in*  
 895 *landscape ecology, Expert Knowledge and its Application in Landscape Ecology*. doi:  
 896 10.1007/978-1-4614-1034-8.
- 897 Petrucci, I. N. (2019) *A pesca artesanal e as tartarugas marinhas na Ilha do Mel, Paraná:*  
 898 *aspectos etnobiológicos visando à conservação*. Dissertação, Universidade Federal do  
 899 Paraná
- 900 Possatto, F. E. *et al.* (2017) ‘Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a  
 901 subtropical estuary bordering World Heritage-listed and marine protected areas:  
 902 Implications for resource management’, *Marine and Freshwater Research*, 68(4), pp.  
 903 703–717. doi: 10.1071/MF15345.
- 904 Prado, J. H. *et al.* (2021) ‘Definition of no-fishing zones and fishing effort limits to reduce  
 905 franciscana bycatch to sustainable levels in southern Brazil’, *Animal Conservation*, pp.  
 906 1–13. doi: 10.1111/acv.12679.
- 907 Ribeiro-Campos, A. *et al.* (2021) ‘Habitat use by the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*)  
 908 (Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil’, *Regional Studies in Marine*  
 909 *Science*. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101778>
- 910 Rosas, F. C. and Monteiro-Filho, E. L. A. (2002a) ‘Reproduction of the estuarine dolphin  
 911 (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, Southern Brazil.’, *Journal of Mammalogy*,  
 912 83(2), pp. 507–515. doi: 10.1644/1545-1542(2002)083<0507:roteds>2.0.co;2.
- 913 Rosas, F. C. W. and Monteiro-filho, E. L. A. (2002b) ‘Reproductive parameters of *Pontoporia*  
 914 *blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae), on the coast of São Paulo and Paraná States, Brazil.’,  
 915 *Mammalia*, 66(2), pp. 231–245. doi: 10.1515/mamm.2002.66.2.231.
- 916 Rosas, F. C. W., Monteiro-Filho, E. L. a and Oliveira, M. R. (2002) ‘Incidental Catches of  
 917 Franciscana (*Pontoporia Blainvillei*) on the Southern Coast of São Paulo State and the  
 918 Coast of Paraná State, Brazil’, *Lajam*, 1(1)(Special Issue 1), pp. 161–167. doi:  
 919 10.5597/lajam00020.
- 920 Santos, M. C. de O., Oshima, J. E. de F. and Silva, E. da (2009) ‘Sightings of franciscana  
 921 dolphins (*Pontoporia blainvillei*): The discovery of a population in the paranaguá  
 922 estuarine complex, southern Brazil’, *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(1), pp. 57–  
 923 63. doi: 10.1590/S1679-87592009000100006.
- 924 Santos, M. C. O. *et al.* (2010) ‘Group size and composition of Guiana dolphins (*Sotalia*  
 925 *guianensis*) (Van Bénèden, 1864) in the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil.’, *Brazilian*  
 926 *journal of biology = Revista brasleira de biologia*, 70(1), pp. 111–120. doi:  
 927 10.1590/S1519-69842010000100015.
- 928 Sequeira, A. M. M. *et al.* (2019) ‘Overhauling Ocean Spatial Planning to Improve Marine  
 929 Megafauna Conservation’, *Frontiers in Marine Science*, 6(November), pp. 1–12. doi:  
 930 10.3389/fmars.2019.00639.
- 931 Seminoff, J.A. *et al.* (2015) ‘Status Review of the Green Turtle (*Chelonia mydas*) Under the  
 932 U.S. Endangered Species Act.’ NOAA Technical Memorandum, NOAA/NMFS-  
 933 SWFSC-539
- 934 Siciliano, S., Di Benedetto Ana Paula, M. and Ramos, R. M. A. (2002) ‘A Toninha, *Pontoporia*  
 935 *blainvillei*, nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil:

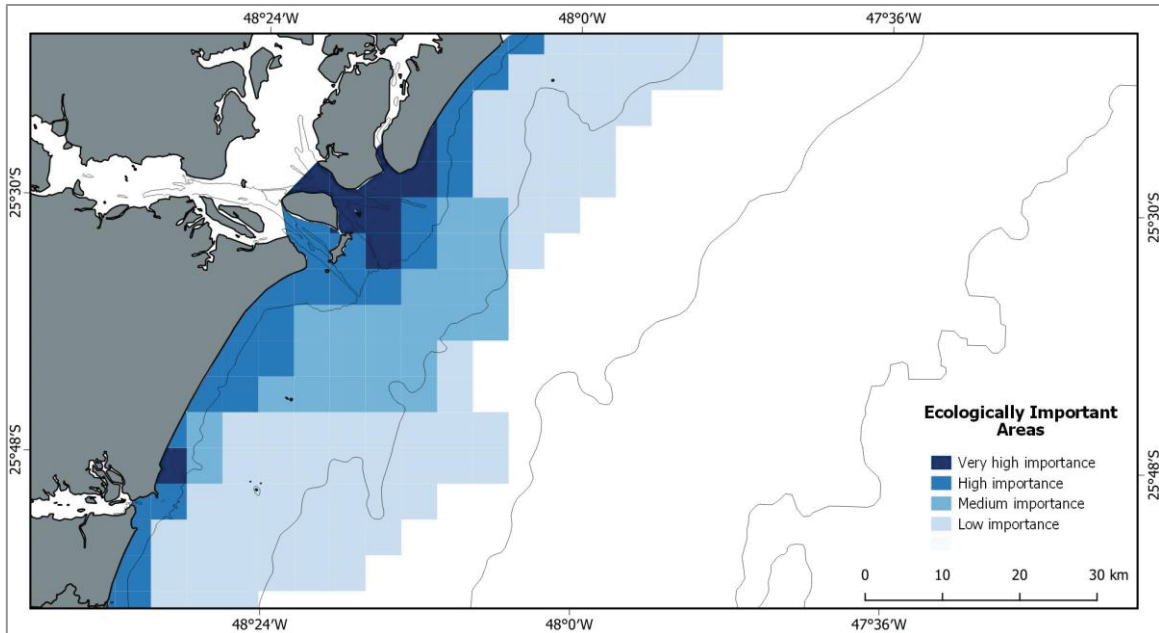


- 936 Caracterización de los habitats y factores de aislamiento de las poblaciones’, *Boletim Do*  
 937 *Museu Nacional*, (January).
- 938 Smale, M. J., Dicken, M. L. and Booth, A. J. (2015) ‘Seasonality, behaviour and philopatry of  
 939 spotted ragged-tooth sharks *Carcharias taurus* in Eastern Cape nursery areas, South  
 940 Africa’, *African Journal of Marine Science*, 37(2), pp. 219–231. doi:  
 941 10.2989/1814232X.2015.1043342.
- 942 Smith, J. A. *et al.* (2021) ‘Comparing dynamic and static time-area closures for bycatch  
 943 mitigation: a management strategy evaluation of a swordfish fishery’, *Frontiers in Marine*  
 944 *Science*, 8(March), pp. 1–19. doi: 10.3389/fmars.2021.630607.
- 945 Smith, M. J. de, Goodchild, M. F. and Longley, P. A. (2018) *Geospatial Analysis: A*  
 946 *Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*, *Annals of the*  
 947 *Association of American Geographers*. doi: 10.1080/00045600802708705.
- 948 Soeth, M. *et al.* (2020) ‘Vulnerable sandstone reefs: Biodiversity and habitat at risk’, *Marine*  
 949 *Pollution Bulletin*. Elsevier, 150(July 2019), p. 110680. doi:  
 950 10.1016/j.marpolbul.2019.110680.
- 951 Sucunza, F. *et al.* (2020) ‘Distribution, habitat use, and abundance of the endangered  
 952 franciscana in southeastern and southern Brazil’, *Marine Mammal Science*, 36(2), pp.  
 953 421–435. doi: 10.1111/mms.12650.
- 954 Tavares, D. C. *et al.* (2019) ‘Traits shared by marine megafauna and their relationships with  
 955 ecosystem functions and services’, *Frontiers in Marine Science*, 6(May), pp. 1–12. doi:  
 956 10.3389/fmars.2019.00262.
- 957 Trevizani, T. H. *et al.* (2021) ‘Mercury in trophic webs of estuaries in the southwest Atlantic  
 958 Ocean’, *Marine Pollution Bulletin*, 167(April). doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112370.
- 959 Tyson, R. B. *et al.* (2017) ‘Novel Bio-Logging Tool for Studying Fine-Scale Behaviors of  
 960 Marine Turtles in Response to Sound’, *Frontiers in Marine Science*, 4(July), pp. 1–11.  
 961 doi: 10.3389/fmars.2017.00219.
- 962 UNESCO (1999) *Convention concerning the protection of the world cultural and natural*  
 963 *heritage. Atlantic Forest South/East Brazil*.
- 964 Van Bresselem, M. F., Santos, M. C. de O. and Oshima, J. E. de F. (2009) ‘Skin diseases in  
 965 Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible  
 966 indicator of a compromised marine environment’, *Marine Environmental Research*.  
 967 Elsevier Ltd, 67(2), pp. 63–68. doi: 10.1016/j.marenvres.2008.11.002.
- 968 Veiga, F. A. (2005) *Processos morfodinâmicos e sedimentológicos na plataforma continental*  
 969 *rasa paranaense*.
- 970 Vélez-Rubio, G.M. *et al.* (2016) ‘Ontogenetic dietary changes of green turtles (*Chelonia mydas*)  
 971 in the temperate southwestern Atlantic’, *Marine Biology*, DOI 10.1007/s00227-016-  
 972 2827-9
- 973 Vilar, C. C. *et al.* (2015) ‘Setting priorities for the conservation of marine vertebrates in  
 974 Brazilian waters’, *Ocean and Coastal Management*. Elsevier Ltd, 107, pp. 28–36. doi:  
 975 10.1016/j.ocecoaman.2015.01.018.
- 976 Vooren, C. M., Klippel, S. and Galina, A. B. (2005) ‘Os elasmobrânquios das águas costeiras  
 977 da plataforma sul.’, in *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*.
- 978 Watson, J.E.M. *et al.* (2014) ‘The performance and potential of protected areas’, *Nature*, 515  
 979 (7525), p. 67-73, Doi: 10.1038/nature13947
- 980 Worm, B. *et al.* (2006) ‘Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services’, *Science*,  
 981 314(November), pp. 787–790.
- 982 Zappes, C. A. *et al.* (2016) ‘Artisanal fishing and the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in  
 983 Southern Brazil: Ethnoecology from the fishing practice’, *Journal of the Marine*  
 984 *Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), pp. 867–877. doi:  
 985 10.1017/S0025315416001788.

- 986 Zerbini, A. N. *et al.* (2010) ‘Abundance and distribution of the franciscana (*Pontoporia*  
987 *blainvillei*) in the Franciscana Management Area II (southeastern and southern Brazil)’,  
988 *International Whaling Commission, Scientific Committee Paper SC/62/SM7*.
- 989 Zerbini, A. N. *et al.* (2017) *Pontoporia blainvillei*, *Franciscana*. Available at:  
990 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20010A22247615.en>.  
991  
992

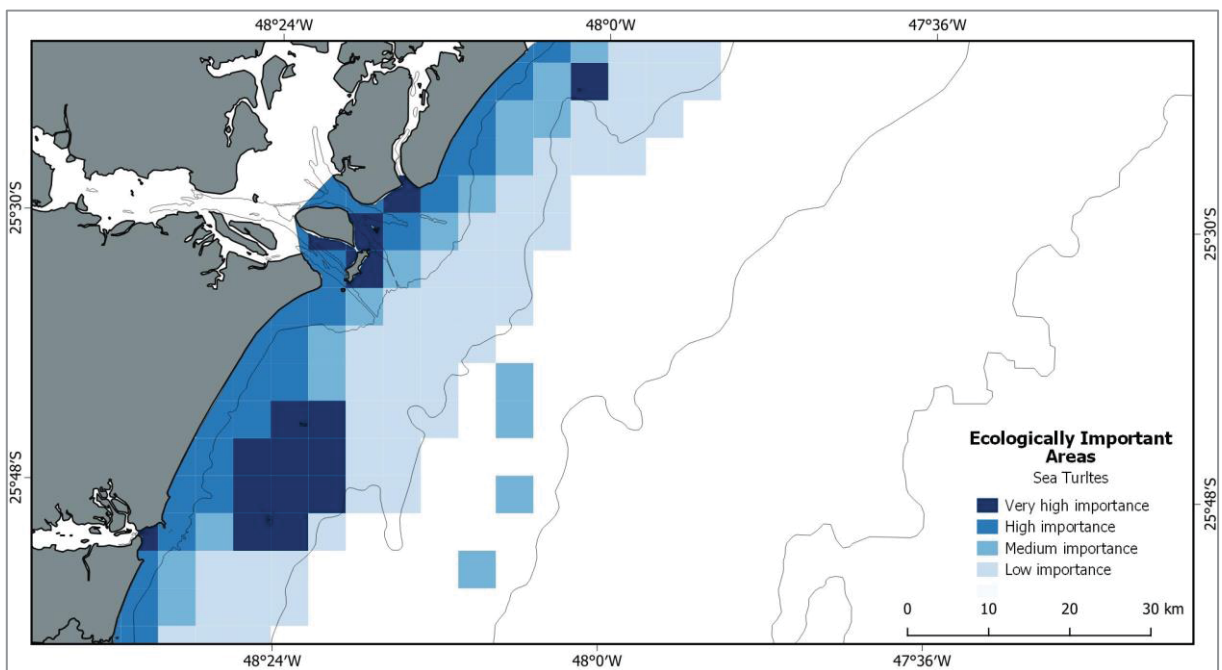
993 **Supplementary Information**

994 **Supplementary Figure S1.** Ecologically important areas for small cetaceans (franciscana –  
 995 *Pontoporia blainvillei* and Guiana dolphin – *Sotalia guianensis*), on the inner continental shelf  
 996 off Paraná coast (ICS-PR).



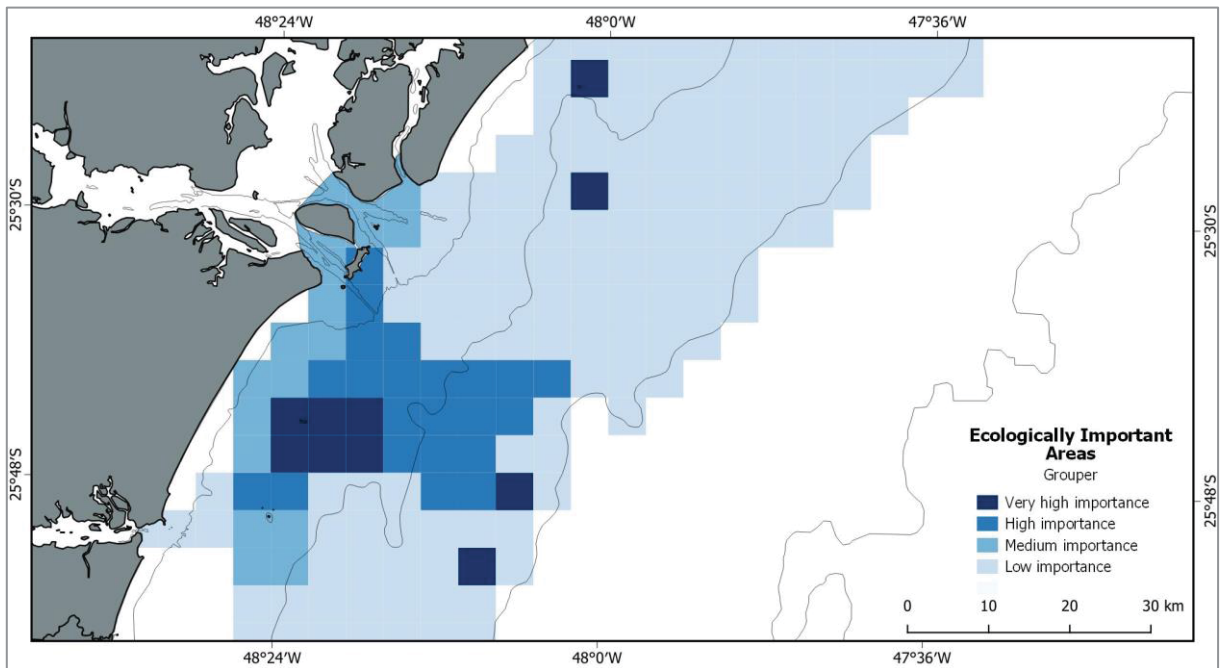
997

998 **Supplementary Figure S2.** Ecologically important areas for green turtle (*Chelonia mydas*), on  
 999 the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR).



1000

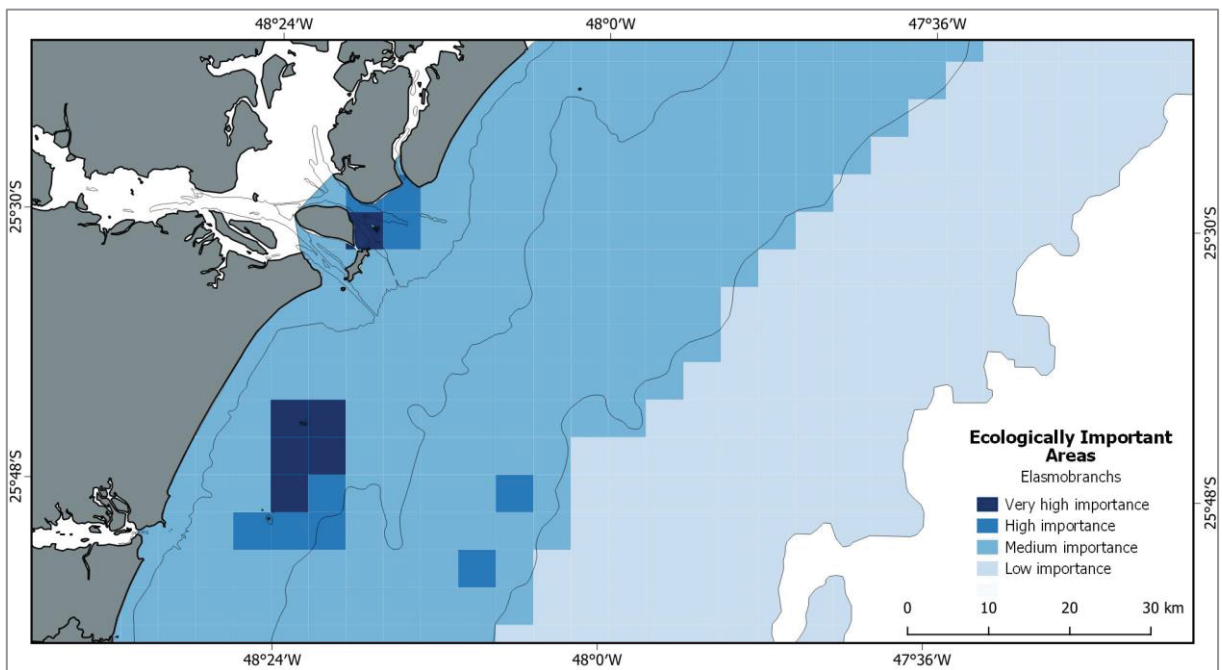
1001 **Supplementary Figure S3.** Ecologically important areas for the Atlantic goliath grouper  
 1002 (*Epinephelus itajara*), on the inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR).



1003

1004

1005 **Supplementary Figure S4.** Ecologically important areas for elasmobranchs (hammerhead  
 1006 shark – *Sphyrna spp.* and sand tiger shark – *Carcharias taurus*), on the inner continental shelf  
 1007 off Paraná coast (ICS-PR).

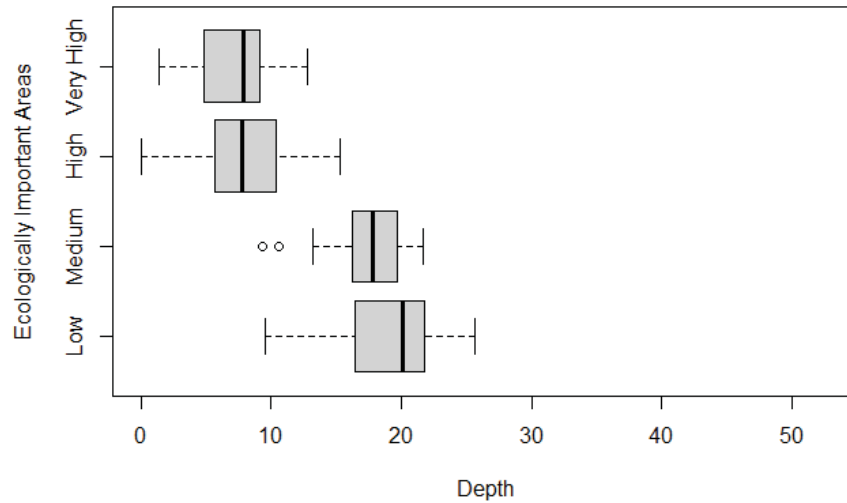


1008

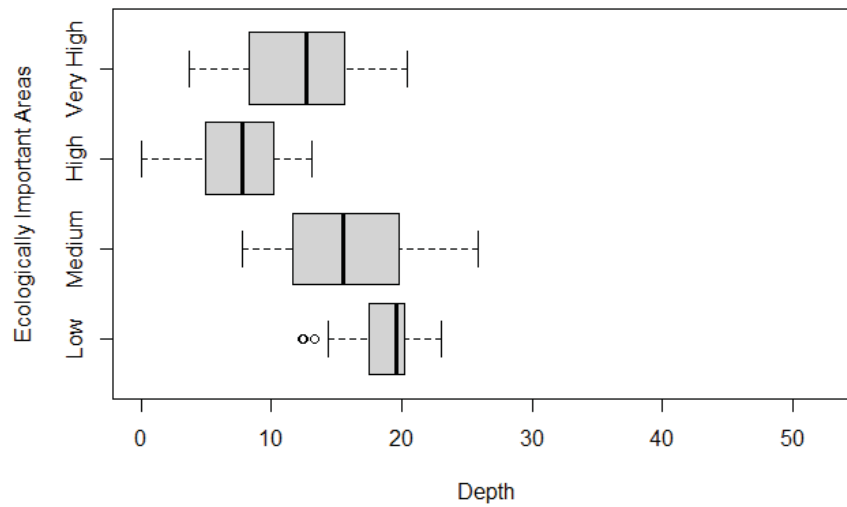
1009

1010 **Supplementary Figure S5.** Boxplot of ecologically important areas to a) small cetaceans, b)  
1011 sea turtle, c) grouper, and d) elasmobranchs, according to importance level (very high, high,  
1012 medium, and low), and by average depth values, on the inner continental shelf off Paraná coast  
1013 (ICS-PR).

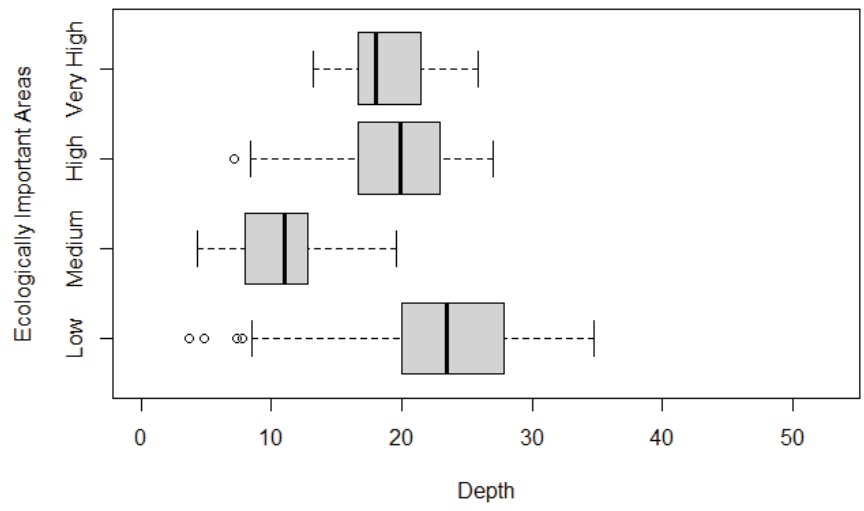
a)



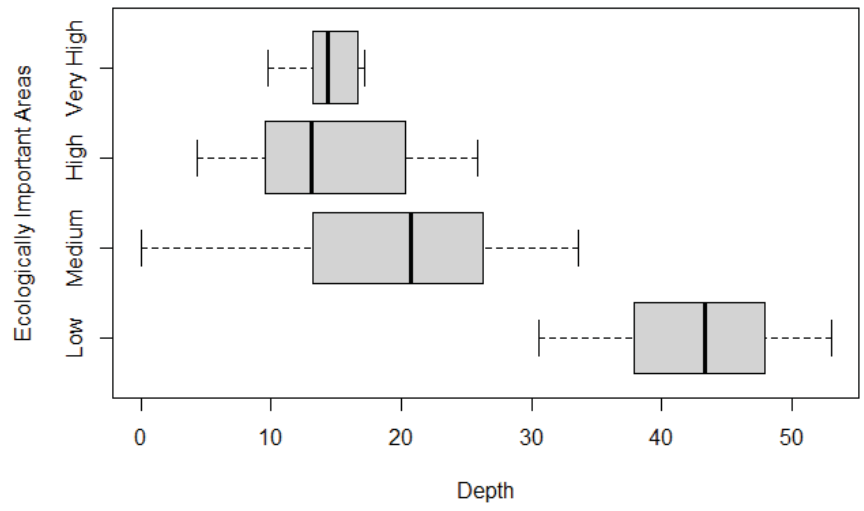
b)



c)



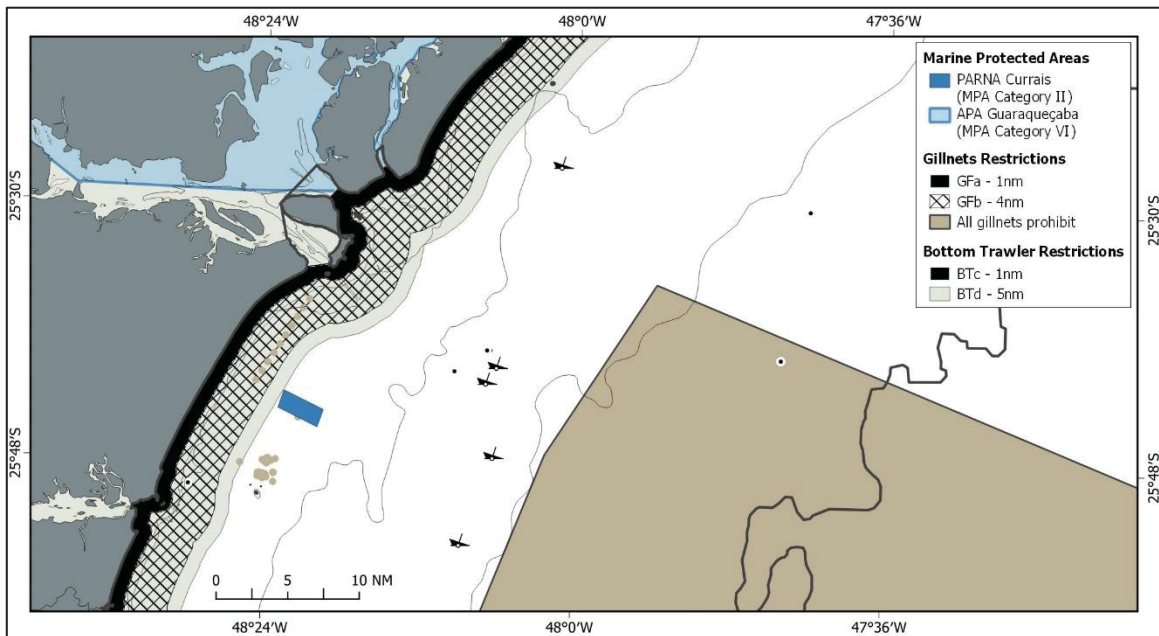
d)



1014

1015

1016 **Supplementary Figure S6.** Marine protected areas and fisheries restrictions on the inner  
 1017 continental shelf off Paraná coast (ICS-PR), according to the national and regional legal  
 1018 framework. Marine Protected Areas: Ilha dos Currais National Marine Park (MPA Category II)  
 1019 and Guaraqueçaba Environmental Protection Area (MPA Category VI). *Gillnets fisheries*  
 1020 *restrictions:* GFa - all gillnet fisheries with motorized vessels prohibit up to 1nm; GFb - all  
 1021 gillnet fisheries from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 4nm. *Bottom trawl fisheries*  
 1022 *restrictions:* BTc – all bottom trawlers prohibit up to 1nm; BTd – all bottom trawlers from  
 1023 industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 5nm.



1024

1025

1026



1027 **Supplementary Table S1.** Overlap of marine protected areas (MPAs) and fisheries restrictions (FRs) with ecologically important areas (EIA total)  
 1028 and priority areas (EIApa) to each taxonomic group (small cetaceans – *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia guianensis*, sea turtle – *Chelonia mydas*,  
 1029 sharks – *Sphyrna spp.* and *Carcharias taurus*, and grouper – *Epinephelus itajara*), and multispecies (all species combined).

| Taxonomic Groups       | Ecologically Important Areas - EIA | Marine Protected Areas <sup>†</sup> |                                       | Fisheries Restrictions*<br>Gillnets  |                                     | Fisheries Restrictions*<br>Bottom trawlers |                                     |
|------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|--|-------------------------------------|
|                        |                                    | <i>PARNA Currais (Category II)</i>  | <i>APA Guaraqueçaba (Category VI)</i> | <i>Small-scale fleet (GFa - 1nm)</i> | <i>Industrial fleet (GFb - 4nm)</i> | <i>Small-scale fleet (BTc - 1nm)</i>       | <i>Industrial fleet (BTd - 5nm)</i> |
|                        |                                    | Km <sup>2</sup> (%)                 | Km <sup>2</sup> (%)                   | Km <sup>2</sup> (%)                  | Km <sup>2</sup> (%)                 | Km <sup>2</sup> (%)                        | Km <sup>2</sup> (%)                 |
| <b>Small cetaceans</b> | <i>EIApa</i>                       | 0.0 (0.0)                           | 16.31 (11.7)                          | 54.29 (38.9)                         | 121.96 (87.3)                       | 71.98 (51.5)                               | 139.65 (100)                        |
|                        | <i>Total</i>                       | 10.31 (0.4)                         | 17.69 (0.7)                           | 204.77 (7.9)                         | 780.04 (30.2)                       | 251.74 (9.7)                               | 1,015.88 (39.3)                     |
| <b>Sea turtle</b>      | <i>EIApa</i>                       | 10.31 (3.5)                         | 1.58 (0.5)                            | 41.36 (13.9)                         | 72.87 (24.5)                        | 49.70 (16.7)                               | 122.59 (41.3)                       |
|                        | <i>Total</i>                       | 10.31 (0.5)                         | 15.91 (0.7)                           | 204.77 (9.4)                         | 780.04 (35.8)                       | 250.15 (11.5)                              | 1,014.29 (46.6)                     |
| <b>Sharks</b>          | <i>EIApa</i>                       | 10.31 (8.3)                         | 0.0 (0.0)                             | 13.15 (10.6)                         | 19.42 (15.6)                        | 9.54 (7.7)                                 | 26.47 (21.3)                        |
|                        | <i>Total</i>                       | 10.31 (0.1)                         | 17.69 (0.3)                           | 204.77 (2.9)                         | 780.0 (11.1)                        | 251.74 (3.6)                               | 1,015.88 (14.4)                     |
| <b>Grouper</b>         | <i>EIApa</i>                       | 10.31 (4.8)                         | 0.00 (0.0)                            | 0.00 (0.0)                           | 9.14 (4.3)                          | 0.00 (0.0)                                 | 25.86 (12.1)                        |
|                        | <i>Total</i>                       | 10.31 (0.3)                         | 16.13 (0.4)                           | 90.88 (2.4)                          | 489.17 (12.7)                       | 135.92 (3.5)                               | 694.30 (18.1)                       |
| <b>Multispecies</b>    | <i>EIApa</i>                       | 10.31 (2.2)                         | 14.53 (3.1)                           | 90.91 (19.5)                         | 274.78 (58.9)                       | 134.52 (28.9)                              | 349.43 (74.9)                       |
|                        | <i>Total</i>                       | 10.31 (0.1)                         | 17.69 (0.3)                           | 204.79 (2.9)                         | 780.00 (11.1)                       | 251.74 (3.6)                               | 1,015.88 (14.4)                     |
| <b>TOTAL***</b>        |                                    | 10.31 (0.1)                         | 17.69 (0.3)                           | 205.56 (2.9)                         | 780.84 (11.1)                       | 252.52 (3.6)                               | 1,016.66 (14.4)                     |

† Marine protected areas: only the percentage of marine protected areas that intersect with the study area were evaluated.

\* Fisheries restrictions - gillnets: GFa - all gillnet fisheries with motorized vessels prohibit up to 1nm; GFb - all gillnet fisheries from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 4nm.

\*\* Fisheries restrictions – bottom trawlers: BTc – all bottom trawlers prohibit up to 1nm; BTd – all bottom trawlers from industrial fleet (> 20 GT) prohibit up to 5nm.

\*\*\* Total area of marine protected areas (MPA) and fisheries restrictions (FRs) within the study area, concerning inner continental shelf of Paraná (ICS-PR).

1030

1031

1032

1033

1034

1035

## 1    **CAPÍTULO 3**

---

### 3    **Mapping cumulative impacts on ecologically important areas for threatened marine** 4    **megafauna in Southern Brazil\*\***

6    Mapeamento de impactos cumulativos sobre áreas ecologicamente importantes para a  
7    megafauna marinha ameaçada no sul do Brasil\*\*

9    Formatação conforme normas da revista pretendida Ocean and Coastal Management, ISSN  
10    0964-5691, fator de impacto (ano 2020) = 3.284; Qualis CAPES = Biodiversidade A1

12    Angela Zaccaron da Silva<sup>1</sup> | Tara Van Belleghem<sup>2</sup> | Tiago Borges Ribeiro Gandra<sup>3</sup> | Eduardo  
13    Vedor de Paula<sup>2</sup> | Camila Domit<sup>1,4\*</sup>

15    <sup>1</sup> Center of Marine Science, Federal University of Paraná, Po Box 61, Pontal do Paraná, Paraná  
16    83255-000, Brazil

17    <sup>2</sup> Department of Geography, Federal University of Paraná, Av. Cel. Francisco H dos Santos,  
18    100, Curitiba, Paraná 81530-000, Brazil

19    <sup>3</sup> Department of Geomatics, Federal Institute of Education, Science and Technology of Rio  
20    Grande do Sul (IFRS), Eng. Alfredo Huch St., 465, Rio Grande, RS, Brazil

21    <sup>4</sup> Associação MarBrasil, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

23    \* Corresponding author: Laboratório de Ecologia e Conservação, Center of Marine Science,  
24    Federal University of Paraná, Po Box 61, Pontal do Paraná, Paraná 83255-000, Brazil. e-mail  
25    cadomit@gmail.com

27    \*\* *O artigo a ser submetido para a revista científica ainda será finalizado incorporando dados*  
28    *obtidos para o interior do Complexo Estuarino de Paranaguá, além dos dados da plataforma*  
29    *continental interna do Paraná (presente tese).*

30  
31  
32  
33  
34

35 **ABSTRACT**

36 Marine megafauna species are essential components for the stability and functioning of healthy  
37 ecosystems. However, they are threatened by multiple human activities, compromising  
38 population viability and persistence, and also ecosystem services associated. Therefore, we  
39 applied a local approach to assessing the spatial distribution of anthropogenic threats and the  
40 potential cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine megafauna  
41 species in southern Brazil. We gathered spatial data on local anthropogenic threats from  
42 different data sources, and their impacts were assessed specifically for vulnerability on marine  
43 megafauna species. Higher values of cumulative impacts were observed along the coast near  
44 the mouths of the bays. In these regions, the cumulative impact showed higher values for coastal  
45 megafauna species due to spatial overlap with high priority areas for conservation. In addition,  
46 fishing activities represented the greatest contributions to the overall cumulative impact values,  
47 and with potential impact on all megafauna species evaluated. The spatial assessment of  
48 anthropogenic threats along the coast of Paraná generated extensive and previously unknown  
49 data, which is fundamental for cumulative impact mapping. Understanding the current scenario  
50 of cumulative impacts of multiple threats on marine biodiversity is crucial to support the  
51 implementation of ecosystem-based management and marine spatial planning at relevant  
52 decision-making scales. Spatially explicit impact assessment is decisive in developing a  
53 successful and sustainable balance between the demands for anthropogenic activities  
54 development and the need to protect marine biodiversity.

55

56 **Keywords:** *Marine megafauna. Cumulative impacts. Local anthropogenic threats. Priority*  
57 *areas. Paraná. Brazil*

58

## 59           1. Introduction

60           Healthy marine ecosystems are essential to support ecosystem services and provide  
61 benefits for human well-being and coastal communities that depend on natural resources  
62 (Costanza *et al.*, 1997; Worm *et al.*, 2006; Halpern *et al.*, 2012). However, a wide array of  
63 human activities co-occur along the coast, which causes multiple stressors that might impact  
64 marine ecosystems and biodiversity (Halpern *et al.*, 2008). Furthermore, the cumulative impacts  
65 of these anthropogenic stressors may represent additive and synergistic effects, exceeding the  
66 effect of individual stressors (Crain, Kroeker and Halpern, 2008; Côté, Darling and Brown,  
67 2016), with potential impacts ranging from direct mortality of organisms, to the development  
68 of pathologies, and behavioral, physiological and reproductive changes (Murray, Mach and  
69 Martone, 2014; Saaristo *et al.*, 2018). Therefore, understanding the current scenario of  
70 cumulative impacts of multiple stressors on marine biodiversity is crucial to mapping core areas  
71 and prioritize mitigation actions, supporting the implementation of ecosystem-based  
72 management and marine spatial planning, at relevant decision-making scales (Ehler and  
73 Douvère, 2009; Foley *et al.*, 2010; Fernandes *et al.*, 2017).

74           Globally, several studies have spatially assessed the cumulative impacts of anthropogenic  
75 stressors on a variety of ecosystems (e.g., Halpern *et al.*, 2009a; Selkoe *et al.*, 2009; Ban *et al.*,  
76 2010; Halpern *et al.*, 2015; Clark *et al.*, 2016; Magris *et al.*, 2018), species (e.g., Coll *et al.*,  
77 2012; Maxwell *et al.*, 2013; Marcotte *et al.*, 2015; Avila *et al.*, 2018; Trew *et al.*, 2019; Fuentes  
78 *et al.*, 2020), or both (e.g., Andersen *et al.*, 2013; Magris *et al.*, 2020); based on the approach  
79 of Halpern *et al.* (2008). These studies identified areas that are heavily impacted by human  
80 activities; where these impacts overlap with the presence of ecosystems and species hotspots;  
81 which stressors produce the greatest impacts on ecological components; and how these impacts  
82 and their potential consequences are evolving (Halpern *et al.*, 2008; Maxwell *et al.*, 2013;  
83 Halpern *et al.*, 2015; Korpinen & Andersen, 2016; Trew *et al.*, 2019; Halpern *et al.*, 2019).  
84 However, most of these assessments have been carried out in data-rich developed countries  
85 (Korpinen and Andersen, 2016), which highlights the significant knowledge gap in  
86 biodiversity-rich areas where limited capacity and resources hinder marine protection and  
87 management (Gerhardinger *et al.*, 2011; Klein *et al.*, 2015; Avila *et al.*, 2018; Trew *et al.*, 2019),  
88 and where spatially explicit biodiversity threat data are both scarce and highly needed.

89           The assessment of cumulative impacts on the marine environment along the Brazilian  
90 coast is still recent. However, some studies have systematically assessed the cumulative risks  
91 on vulnerable ecosystems and species (Magris, Grech and Pressey, 2018; Magris *et al.*, 2019;  
92 Fuentes *et al.*, 2020). Additionally, a comprehensive assessment of human impacts on habitats

93 and threatened marine biodiversity across the Brazilian Exclusive Economic Zone (EEZ) has  
94 been conducted (Magris *et al.*, 2020). These studies provide scientific support to guide decision-  
95 making, contributing to the spatial planning processes to mitigate threats and prioritize  
96 management strategies for biodiversity conservation. Despite these efforts, data on the spatial  
97 patterns of the anthropogenic threats to threatened species are still needed on a scale relevant  
98 to on-the-ground decision-making, which is a fundamental step for identifying critical risk areas  
99 for local biodiversity conservation.

100 The Paraná coast, in southern Brazil, is a priority area for marine biodiversity  
101 conservation (MMA, 2018), and encompasses critical coastal habitats for migratory and  
102 endangered megafauna species (Lana *et al.*, 2001; Rosas and Monteiro-Filho, 2002a, b; Félix-  
103 Hackradt and Hackradt, 2008; Filla and Monteiro-Filho, 2009; Domit, 2010; Bornatowski and  
104 Abilhoa, 2012; Gama *et al.*, 2016; Zappes *et al.*, 2016). Marine megafauna, such as marine  
105 mammals, sea turtles, sharks, and other large vertebrates, are key components for the stability  
106 and functioning of marine ecosystems (Myers *et al.*, 2007; Estes, Terborgh and Brashares,  
107 2011). Nevertheless, anthropogenic threats such as interactions with fishing gears, vessel  
108 collisions, marine debris and chemical pollution, as well as habitats degradation, jeopardize  
109 megafauna populations viability, making them highly vulnerable to extinction (Lewison *et al.*  
110 2004; Temple *et al.* 2017; Dulvy *et al.*, 2017; Avila *et al.*, 2018; IUCN, 2019). Furthermore,  
111 some megafauna species use coastal areas with specific environmental attributes during key  
112 lifecycle stages or during seasonal cycles (Kotas *et al.*, 2012; Bortolotto *et al.*, 2016; Carman  
113 *et al.*, 2016; Giglio *et al.*, 2016b), which requires specific conservation measures on a local  
114 scale.

115 Off Paraná coast, resident populations of small cetaceans, such as the franciscana  
116 (*Pontoporia blainvillei*) and the Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) depend on the coastal  
117 habitats for foraging and breeding (Rosas and Monteiro-Filho, 2002; Filla and Monteiro-Filho,  
118 2009; Santos, Oshima and Da Silva, 2009; Zappes *et al.*, 2016; Domit *et al.*, 2020; Moura *et*  
119 *al.*, 2021). Also, juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) inhabit shallow coastal areas for  
120 foraging (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama *et al.*, 2016). Other critically endangered species,  
121 such as the hammerhead sharks (*Sphyrna lewini* and *S. zygaena*), sand tiger shark (*Carcharias*  
122 *taurus*), and the Atlantic goliath grouper (*Epinephelus itajara*), depend on the coastal habitats  
123 for foraging and breeding (Bornatowski, Abilhoa and Charvet-Almeida, 2009a; Giglio *et al.*,  
124 2016b). All these species have been assessed by the IUCN criteria and listed as Critically  
125 Endangered (CR), Endangered (EN) or Vulnerable (VU), in national (ICMBio, 2018a) and/or  
126 global assessments (Seminoff, 2004; Zerbini *et al.*, 2017; Bertoncini *et al.*, 2018; Secchi, Santos

127 and Reeves, 2018; Rigby *et al.*, 2019a; Rigby *et al.*, 2019b; Rigby *et al.*, 2021). Although  
128 ecological and biological data exist on these species in the region, the lack of spatially-explicit  
129 knowledge and threat maps restricts governance tools and the establishment of effective  
130 conservation measures (Tulloch *et al.*, 2015).

131 To overcome this limitation, ecologically important areas for threatened marine  
132 megafauna species were identified along the coast of Paraná through a participative planning  
133 process with local researchers and experts (Silva *et al.*, *Chapter 2*). In this study, expert  
134 elicitation strategies were applied as an economical and effective tool for obtaining ecological  
135 data (Martin *et al.*, 2012). The association of ecological data with cumulative impact mapping  
136 support the establishment of a baseline for understanding the influence of potential  
137 anthropogenic effects and impacts on marine biodiversity (Maxwell *et al.*, 2013; Trew *et al.*,  
138 2019), providing crucial support to area-based conservation measures and marine spatial  
139 planning (Halpern *et al.*, 2008; Ehler and Douvère, 2009).

140 Considering the relevance of the coast of Paraná for threatened marine megafauna  
141 species, and the regional requirement of spatial assessment approaches to guide conservation  
142 measures, our goals are: *i*) map the spatial patterns of local anthropogenic threats with potential  
143 impact on marine megafauna species; *ii*) map cumulative impacts on ecologically important  
144 areas for threatened megafauna species, identified through expert elicitation (see Silva *et al.*,  
145 *Chapter 2*); *iii*) identify which anthropogenic threats are posing the greatest risk to threatened  
146 megafauna species; and *iv*) identify areas where mitigation efforts and spatial marine  
147 conservation strategies are most needed. This study applied different global methodological  
148 approaches at the local level to improve regional management actions, providing guidelines for  
149 prioritizing conservation actions.

150

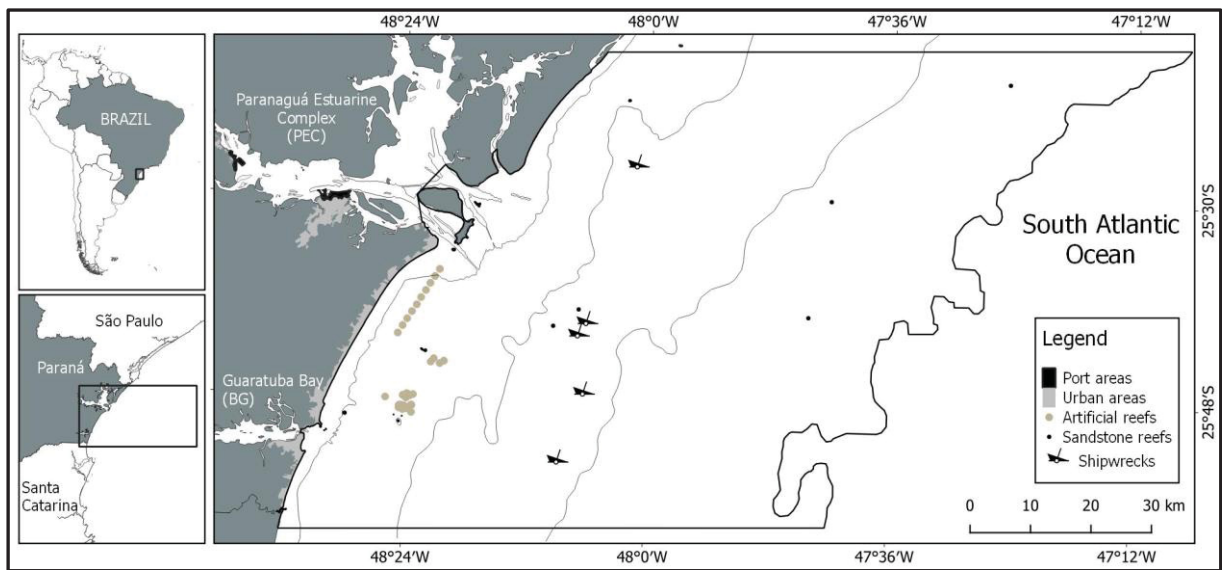
## 151 **2. Materials and methods**

### 152 *2.1 Study area*

153 The study focused on the inner continental shelf off Paraná state (ICS-PR), southern  
154 Brazil (25°18'S, 48°06'W - 25°58'S, 48°35'W), from the coastline to a depth of 50 meters  
155 (Angulo & Araújo, 1996) (Figure 1). The coastal region of the state of Paraná encompasses a  
156 large interconnected subtropical estuarine systems, which includes the Paranaguá Estuarine  
157 Complex (PEC) and the Guaratuba Bay (GB), which are important wetlands for biodiversity in  
158 southern Brazil (Lana *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2012). Recognized as a Biosphere Reserve and  
159 a Natural World Heritage site (UNESCO, 1999), especially for the integrity of its ecosystems,



160 the region is surrounded by one of the last remnants of the Atlantic Rainforest. However, the  
 161 area is also an important environmental system for the maintenance of a diverse economic  
 162 activities. About 68 small-scale fishing communities with more than 5,000 fishers carry out  
 163 their fisheries in estuarine and coastal areas, employing a wide array of fishing gears, mainly  
 164 gillnets and bottom trawlers (Andriguetto-Filho *et al.*, 2006; Mendonça *et al.*, 2017; Parana,  
 165 2019). In addition, industrial fishing operates along the entire southeast and southern Brazilian  
 166 coast, with the neighboring state of Santa Catarina being responsible for the greatest production  
 167 and intense industrial fishing activity in the region (Port *et al.*, 2016; Petrobrás, 2020).



168 **Figure 1.** Map of the study area on the inner continental shelf off the Paraná coast (ICS-PR),  
 169 southern Brazil. Indicating the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) and the Guaratuba Bay  
 170 (BG); and also representing port complexes (Paranaguá and Antonina) and urban areas.  
 171 Isobaths: -10, -20, -30 and -50 meters.  
 172

173  
 174 Furthermore, the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) embraces the largest bulk port in  
 175 Latin America and one of the largest port complexes in Brazil (Ministério dos Transportes,  
 176 2018). This port complex involves a wide range of associated activities, such as the intense  
 177 maritime traffic of commercial vessels, dredging of the access channel, port expansion works,  
 178 among others. Agricultural activities are concentrated in the upstream region of the bays (PEC  
 179 and Guaratuba Bay), where banana, irrigated rice, cassava, among other crops are produced  
 180 (Todeschini, 2004; Van Bresseem *et al.*, 2009; Paraná, 2016). Therefore, all these human  
 181 activities have the potential to cumulatively impact, directly and indirectly, the ecosystems and  
 182 marine fauna on ICS-PR.  
 183



## 184 2.2 Ecologically important areas for threatened coastal marine megafauna species

185 To identify key areas for the conservation of threatened marine megafauna species on the  
 186 inner continental shelf of Paraná, we gathered the expert knowledge of local researchers through  
 187 a series of planning workshops (detailed methodology in Silva *et al.*, Chapter 2). In this process,  
 188 we mapped ecologically important areas for six species of marine megafauna from four  
 189 taxonomic groups: small cetaceans (franciscana - *Pontoporia blainvillei* and Guiana dolphin -  
 190 *Sotalia guianensis*), green turtle (*Chelonia mydas*), sharks (hammerhead sharks - *Sphyrna spp.*  
 191 and sand tiger shark - *Carcharias taurus*), and the Atlantic goliath grouper (*Epinephelus*  
 192 *itajara*). The objective here was to use a multispecies approach to understand the potential  
 193 impacts of anthropogenic threats on threatened marine megafauna in a coastal area in southern  
 194 Brazil. Therefore, we focus on threatened species that use the coastal and estuarine regions of  
 195 the study area as important known breeding and/or feeding areas.

196 The ecologically important areas for threatened marine megafauna (*EIA*) were identified  
 197 considering scoring criteria for occurrence areas and critical areas for key lifecycle stages for  
 198 the species assessed and calculated according to the following formula (1):

$$199 \quad (1) \ EIA = \sum_j^i (OA_j + CA_j)$$

200 where:  $OA_j$  is the score of occurrence areas assigned to each species  $j$ ,  $CA_j$  is the score  
 201 of the presence of critical areas assigned for each species  $j$ , and  $i$  is the grid cell. All data were  
 202 standardized to values between 0 and 1 using a linear function to allow comparison between  
 203 variables.

## 204 2.3 Mapping anthropogenic threats to marine megafauna species

205 To assess the potential cumulative impact of anthropogenic threats on ecologically  
 206 important areas for threatened marine megafauna species, we gathered publicly available spatial  
 207 data on human activities with potential impact on these populations (Table 1). This compilation  
 208 resulted in seven local anthropogenic threat layers into three activities categories (fishing, port-  
 209 related and land-based activities), including *i*) small-scale fishing (bottom gillnet, pelagic  
 210 driftnets, purse seine and bottom trawl), *ii*) industrial fishing (bottom gillnet, bottom trawl,  
 211 pelagic longlines, pelagic driftnets, bottom handline, pelagic handline, and purse seines); *iii*)  
 212 commercial shipping traffic; *iv*) dredging activities; *v*) direct human impact; *vi*) organic  
 213 pollution; and *vii*) nutrient pollution. The anthropogenic threat layers were developed from data  
 214 compiled from institutional reports and monitoring programs of the Brazilian government. In  
 215

216 addition, data on industrial fishing was compiled on a national scale by Magris *et al.*, 2020, and  
217 made available for this study. For this assessment, we limited our analysis to local  
218 anthropogenic activities with potential impact on the evaluated marine megafauna species.  
219 Therefore, this analysis not included large-scale anthropogenic threats (i.e., stressors associated  
220 with climate change). The intensity of each anthropogenic threat was estimated at a resolution  
221 of 2.5 nm ( $\sim 21 \text{ km}^2$ ), and the data were scaled up or down depending on the resolution of the  
222 dataset for each layer, using the open software QGIS 3.16 (<https://qgis.org>).  
223

224 **Table 1.** Summary of anthropogenic threat layers used to assess potential cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine  
 225 megafauna on the inner continental shelf off the Paraná coast (ICS-PR), southern Brazil.

| <i>Activity category</i>       | <i>Anthropogenic threats</i>       | <i>Description of dataset</i>   | <i>Source of dataset</i>   | <i>Resolution and temporal scale</i> |
|--------------------------------|------------------------------------|---|--|--------------------------------------|
| <i>Fishing activities</i>      | <i>Small-scale fishing</i>         | Density of productive units (i.e., number of fishers or vessels) for all fisheries and associated fishing gear types from small-scale fleet (bottom gillnet, pelagic driftnets, purse seine, and bottom trawl)  | Small-scale fisheries monitoring data from the “ <i>Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira da Baía de Santos</i> ” (PMAP-BS)  | 5 nm<br>2017-2018                    |
|                                | <i>Industrial fishing</i>          | Density map of the spatial location of signals emitted from industrial active vessels in fishing operations for seven fisheries and associated gear types (bottom gillnet, bottom trawl, pelagic longlines, pelagic driftnets, bottom headline, pelagic headline, and purse seines) | Vessel monitoring systems (VMS) data from the “ <i>Programa nacional de rastreamento das embarcações pesqueiras por satélite</i> ” (PREPS); dataset made available by Magris et al. (2020) | 1 km<br>2015-2017                    |
| <i>Port-related activities</i> | <i>Dredging activities</i>         | Vector dataset of spatial locations of dredging activities and disposal sites   | Dredging sites from Administration of the Ports of Paranaguá and Antonina (APPA)   | 1 km<br>2019                         |
|                                | <i>Commercial shipping traffic</i> | Density map of the marine traffic for all monitored vessel types (cargo ships, container ships, tugs, and special vessels)  | Ship tracking dataset from Marine Traffic Research Team  | 5 nm<br>2016 – 2018                  |
| <i>Land-based activities</i>   | <i>Direct human impact</i>         | Coastal human population: vector dataset containing population size by census sector; weighted kernel density estimation based on the number of inhabitants.  | Human population census data from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE)   | 1 km<br>2010                         |
|                                | <i>Organic pollution</i>           | Pesticides: vector dataset containing the consumption of pesticides by cultivated area within coastal catchments.   | Cropland area dataset from “ <i>Instituto Água e Terra</i> ” (IAT); pesticides consumption from Pignati <i>et al.</i> , 2017   | 1 km<br>2017                         |
|                                | <i>Nutrient pollution</i>          | Fertilizers: vector dataset containing the consumption of fertilizers by cultivated area within coastal catchments.   | Cropland area dataset from “ <i>Instituto Água e Terra</i> ” (IAT); fertilizers consumption from IBGE, 2015  | 1 km<br>2014                         |

### 227 ***Small-scale fishing***

228 The intensity of small-scale fishing was obtained through available data from reports of  
229 the monitoring program (*Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira da Bacia de Santos*  
230 – PMAP-BS) (<http://pescapr.fundepag.br/>). The PMAP-BS conducts a census monitoring of the  
231 small-scale fishing activity through interviews with fishermen or vessel captains at landing sites  
232 along the coastal municipalities of southern and southeastern Brazil. This dataset provides  
233 spatial data on the small-scale fishing grounds and fishing effort in productive units – UP (i.e.,  
234 number of fishers or vessels) to all fisheries and associated fishing gear types (bottom gillnet,  
235 pelagic driftnets, purse seine, and bottom trawl) with 5 nautical miles resolution. The dataset of  
236 productive units by coastal municipality was georeferenced for two years (2017 and 2018), to  
237 incorporate the Paraná, Santa Catarina and São Paulo small-scale fleet that operates in the study  
238 area. This layer was used as a proxy for exposure to small-scale fishing threats.

239

### 240 ***Industrial fishing***

241 Industrial fishing information consisted of vessel monitoring systems (VMS) data from  
242 seven fisheries and associated gear types that were monitored within Brazilian waters by  
243 government agencies (*Programa nacional de rastreamento das embarcações pesqueiras por*  
244 *satélite* – PREPS). Magris *et al.* (2020) estimated the density of points (fishing operations) for  
245 each gear type separately over three years (2015-2017). For this analysis, they created a layer  
246 for each gear type by dividing the number of signals in each raster cell of 1 km<sup>2</sup> by the total  
247 number of signals emitted by all vessels operating that specific gear type. For this study, we  
248 used the sum of all industrial fishing gear, which was used as a proxy for exposure to industrial  
249 fishing threats.

250

### 251 ***Dredging activities***

252 Considering that the Paranaguá Estuarine Complex encompasses one of the largest port  
253 complexes in Brazil, we compiled spatial dataset on port-related activities with potential impact  
254 on marine megafauna, including associated dredging and disposal sites. The impacts of  
255 dredging and disposal sites were assessed by digitizing the areas where these activities occur,  
256 according to reports from the port administration (*Administração dos Portos de Paranaguá e*  
257 *Antonina* - APPA) (<http://www.portosdoparana.pr.gov.br/>). This layer was treated as binary  
258 data (presence - 1 or absence - 0) for each 2.5 nm grid cell since there are no data on the intensity  
259 of individual areas. Therefore, this layer was used as a proxy for exposure to dredging threats.

260

### 261 ***Commercial shipping traffic***

262 Marine traffic density maps are a simple and effective way to display vessel movement  
263 patterns, contributing to a better understanding of marine traffic in a given region (Ahlberg and  
264 Danielsson, 2016). Thus, the commercial shipping traffic layer was generated from ship density  
265 data for a period of three years (2016-2018) provided by the Marine Traffic Research Team  
266 (<https://www.marinetraffic.com/research/>). The ship density dataset considered the  
267 accumulated positions of ships equipped with AIS including all types of monitored ships (cargo  
268 ships, container ships, tugs, and special vessels). This layer was used as a proxy for exposure  
269 to maritime commercial shipping traffic threats.

270

### 271 ***Direct human impact***

272 To estimate the direct impact of human population on coastal environments, we use the  
273 dataset on coastal population size. Coastal human population size has been used as a proxy to  
274 assess the degree of anthropogenic influence on coastal areas and the potential associated  
275 impacts, such as waste water or solid waste input, including plastic debris, and impacts  
276 associated with coastal infrastructure development (Halpern *et al.*, 2008; Halpern *et al.*, 2009;  
277 Halpern, 2015; UNEP, 2016). We extract data from the Brazilian Institute of Geography and  
278 Statistics (*Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* – IBGE) (<http://www.ibge.gov.br/>),  
279 on the size of the coastal population by census sector, that is, the smallest territorial unit with  
280 available information. This dataset was aggregated for equidistant points along the coastline  
281 and used to estimate kernel density weighted by the number of inhabitants. Following previous  
282 analyzes (Halpern *et al.*, 2019), we consider a maximum distance of 5km as the coastal area of  
283 influence in which humans most interact and directly impact the coastal marine environment.

284

### 285 ***Organic pollution***

286 Following previous approaches (Halpern *et al.*, 2009, 2015) we use pesticides as a proxy  
287 measure for organic pollution. For this, we follow the methodology developed by Magris *et al.*  
288 (2020). We extracted data on the total area cultivated (ha) by coastal catchments (n=55) from  
289 the Paraná state environmental agency (*Instituto Água e Terra* – IAT) (<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-e-Informacoes-Geoespaciais-Tematicos>), and the  
290 average pesticide use per hectare (litres ha<sup>-1</sup>) estimated for the Paraná state from Pignati *et al.*  
291 (2017). This dataset was aggregated by coastal catchment and distributed to points for each  
292 coastal catchment mouth, considering the river layer database obtained from HydroRIVERS  
293 (<https://www.hydrosheds.org/page/hydrorivers>). We then estimate the spread of pesticides in  
294

295 coastal waters using a weighted kernel density estimator within a radius of 25 km and a decay  
296 function of 0.05 (i.e., assuming a fixed amount of the threat in the initial river mouth and then  
297 evenly distributed within the established area). We assume the 25km limit considering the area  
298 of influence of the estuarine plumes on the inner continental shelf adjacent (Noernberg, 2001).  
299 This layer was used as a proxy for exposure to organic pollution threats.

300

### 301 *Nutrient pollution*

302 Similarly, we use fertilizers as a proxy measure to estimate nutrient pollution, according  
303 to previous approaches (Halpern *et al.*, 2009, 2015), and following the methodology protocol  
304 proposed by Magris *et al.* (2020). Data for the usage of fertilizers in different cropping systems  
305 were extracted from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (*Instituto Brasileiro de*  
306 *Geografia e Estatística* – IBGE, 2015), which included the amount of fertilizers used per  
307 cultivated area (kg ha<sup>-1</sup>). Data on the total area cultivated (ha) by coastal catchments (n=55)  
308 was obtained from *Instituto Água e Terra* – IAT (<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-e->  
309 [Informacoes-Geoespaciais-Tematicos](http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-e-)). As previously mentioned, this dataset was aggregated  
310 by coastal catchment and distributed to points for each river mouth of the coastal catchment.  
311 We then estimate the spread of fertilizers in coastal waters using a weighted kernel density  
312 estimator within a radius of 25 km and a decay function of 0.05. This layer was used as a proxy  
313 for exposure to nutrient pollution threats.

314

### 315 *2.4 Vulnerability assessment of marine megafauna to anthropogenic threats*

316 Cumulative impact assessment requires a vulnerability weight to translates the intensity  
317 of each anthropogenic threat into its potential impact on marine megafauna species (Halpern *et*  
318 *al.*, 2008). Here the vulnerability assessment was based on previously proposed methodologies  
319 (e.g., Halpern *et al.*, 2007), however with a regional focus to improve the impact values  
320 considering the perception of local experts. Therefore, the vulnerability weights of each  
321 anthropogenic threat were determined through an online survey with sixteen regional marine  
322 megafauna experts to determine potential impacts for each of the six species assessed. We use  
323 the methodology proposed by Van Belleghem *et al.* (2019), adapted from Halpern *et al.* (2007)  
324 e Sanchez *et al.* (2013), were experts systematically evaluated four vulnerability attributes  
325 through a ranking system (Supplementary Table S1): i) geographic scale, ii) frequency, iii)  
326 functional impact, and iv) resilience. The spatial scale and resilience ratings were rescaled to 0  
327 and 4 so that all factors had the same range of values. All vulnerability attributes were ranked

328 and averaged to obtain a weight for each anthropogenic threat for each species (Supplementary  
 329 Table S2). Additionally, for each anthropogenic threat, experts assigned a certainty score  
 330 indicating their confidence level in evaluating that activity. Subsequently, the average  
 331 vulnerability score for each megafauna species (Supplementary Table S2) was used in the  
 332 cumulative impact calculation to incorporate the impacts of different categories of  
 333 anthropogenic threats into a single cumulative human impact estimate.

334

### 335 2.5 Cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine megafauna 336 species

337 After compiling spatial data to all anthropogenic threat layers, we calculated cumulative  
 338 impact exposure on ecologically important areas for threatened marine megafauna species,  
 339 based on additive models previously developed (e.g. Halpern *et al.* 2008; Maxwell *et al.* 2013).  
 340 All the anthropogenic threats layers were standardized to values between 0 (minimum threat  
 341 value) and 1 (maximum threat value), according to the equation (2):

$$(2) \quad Di = \frac{(\text{threat value} - \text{minimum value})}{(\text{maximum value} - \text{minimum value})}$$

342 This procedure made it possible to compare all threat layers. To assess the spatial  
 343 patterns of the anthropogenic threats, we summed all threat layers to obtain the total cumulative  
 344 impact score (*CI*). The cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine  
 345 megafauna (*CIMM*) was calculated for each grid cell, according to the equation (3):

$$(3) \quad CIMM = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m Di \times EIAj \times uij$$

346 where *Di* is the standardized value of intensity of an anthropogenic threat at grid cell *i*;  
 347 *EIAj* is the score of ecologically important areas for the species *j*, obtained in Silva *et al*  
 348 (*Chapter 2*); and *uij* is the vulnerability weight for each anthropogenic threat *i* for each species  
 349 *j*. The cumulative impact on ecologically important areas for threatened marine megafauna  
 350 (*CIMM*) was calculated to each taxonomic group: small cetaceans (*Sotalia guianensis* and  
 351 *Pontoporia blainvillei*), sea turtle (*Chelonia mydas*), grouper (*Epinephelus itajara*), sharks  
 352 (*Carcharias taurus* and *Sphyrna spp.* – grouping *S. lewini* and *S. zygaena*), and to all species  
 353 combined (multispecies).

354 To understand the spatial distribution of different cumulative impacts, according to their  
 355 similarity of mitigation strategies, the cumulative impact layers were also grouped in fishing



356 activities (small-scale and industrial fishing), port-related activities (commercial shipping  
357 traffic and dredging), and land-based activities (direct human impact, organic and nutrient  
358 pollution). This procedure intended to group the management responsibilities of specific  
359 institutions and/or related mitigation strategies (following Maxwell *et al.*, 2013).

360

### 361 **3. Results**

#### 362 *3.1 Vulnerability assessment*

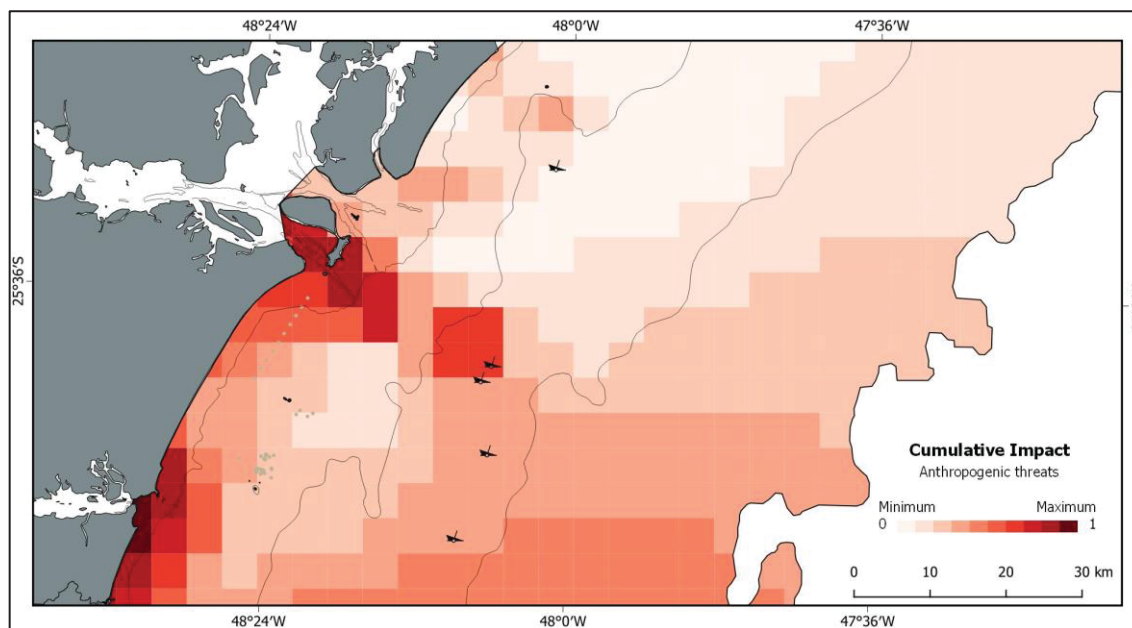
363 Regional marine megafauna experts systematically evaluated the vulnerability of each  
364 species to the impacts of anthropogenic threats (Supplementary Table S2). Industrial fishing  
365 (average score of 3.41 out of 4, coefficient of variation 17.4%) and small-scale fishing (3.35,  
366 CV 15.9%) were assigned the highest overall vulnerability scores, followed by dredging (3.10,  
367 CV 22.9%), organic and nutrient pollution (3.06, CV 23.3%), commercial shipping (2.81, CV  
368 27.5%) and direct human impact (2.77, CV 28.1%). Industrial and small-scale fishing had the  
369 highest vulnerability scores for all species assessed, except for the grouper, which the highest  
370 vulnerability score was associated to dredging activities (average score = 3.55).

371 Small-scale fishing was the activity with the highest level of certainty among specialists  
372 (certainty score = 3.0); conversely, organic and nutrient pollution showed the lowest certainty  
373 values (certainty score = 1.6). For the megafauna species, the franciscana, Guiana dolphins and  
374 green turtles had higher certainty scores (certainty score = 3.0, 3.0 and 2.5, respectively) in  
375 assessing the vulnerability of the species to anthropogenic threats. Grouper and the two shark  
376 species showed the lowest levels of certainty (certainty score = 1.3, 1.9 and 1.9, respectively),  
377 probably due to the lack of studies related to the impacts of anthropogenic threats on these  
378 species in the region.

379

#### 380 *3.2 Spatial distribution of anthropogenic threats*

381 By compiling and mapping local anthropogenic threats, it was possible to highlight that  
382 exposure to threats encompasses the entire inner continental shelf off Paraná coast (ICS-PR)  
383 (Figure 2). High levels of exposure are observed in some specific areas of the ICS-PR for all  
384 anthropogenic threats combined, with higher exposure values nearshore and around the  
385 southern mouth of the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) and the Guaratuba Bay (BG).



386

387 **Figure 2.** Distribution of the total cumulative impact (CI) (i.e., all anthropogenic threats  
 388 combined without the ecologically important areas layer) on the inner continental shelf of the  
 389 Paraná coast (ICS-PR). Values range from 0 (minimum exposure) to 1 (maximum exposure).

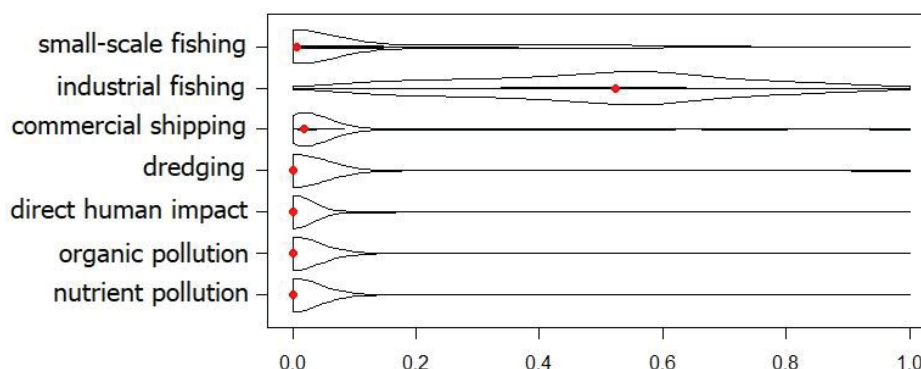
390

391 However, each anthropogenic threat presented different levels of exposure across the  
 392 ICS-PR (Supplementary Figure S1). Small-scale fishing operates along the entire coastal zone,  
 393 mainly from the shoreline up to 20 m in depth (Figure S1a). In contrast, industrial fishing exert  
 394 potential impacts throughout the ICS-PR, but with higher exposure levels from 30 meters  
 395 onwards (Figure S1b). Port-related activities, such as commercial shipping and dredging areas  
 396 with disposal sites, are concentrated along the port navigation channel at the southern mouth of  
 397 the PEC (Figure S1c-d). In addition, the spatial distribution to dredging exposure areas was  
 398 limited to only 3% of the total number of grid cells. Among land-based activities, direct human  
 399 impacts had higher exposure values in the southern coastal zone (Figure S1e), related to the  
 400 highest population density in the study area and, consequently, a great potential for impact on  
 401 the marine environment. Nevertheless, this layer was limited to only 9.8% of the total number  
 402 of grid cells. Finally, high levels of exposure to organic (pesticides) and nutrient (fertilizers)  
 403 pollution were observed near the mouth of Guaratuba Bay (Figure S1 f-g), mainly due to the  
 404 higher concentration of croplands within the coastal catchments that drain into this bay.

405

406 Among all anthropogenic threats, industrial fishing and small-scale fishing represented  
 407 the highest average exposure values, with means of 0.50 (median = 0.524) and 0.111 (median  
 = 0.008), respectively (Figure 3). Meanwhile, land-based activities had the lowest average

408 exposure values, with means of 0.018, 0.027, and 0.027, to direct human impact, organic and  
 409 nutrient pollution, respectively.



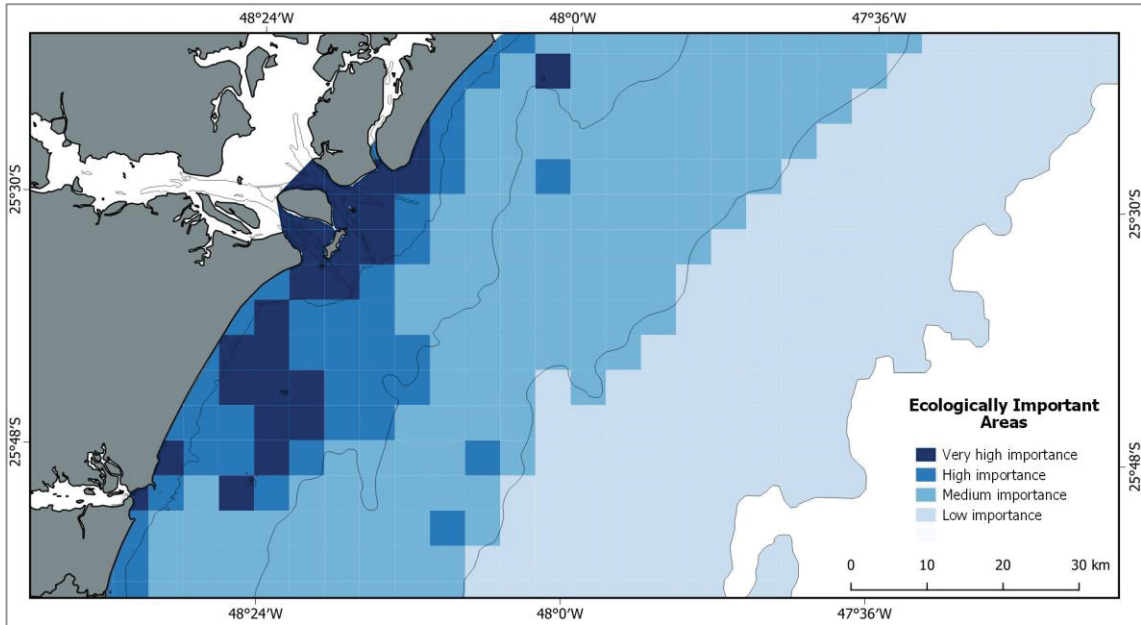
410  
 411 **Figure 3.** Violin plot of the anthropogenic threat layers (exposure values between 0 and 1), in  
 412 the inner continental shelf off Paraná (ICS-PR) for small-scale fishing, industrial fishing,  
 413 commercial shipping traffic, dredging activities, direct human impact, organic pollution, and  
 414 nutrient pollution. Red dots represent the median values of anthropogenic threats exposure.

415

416 *3.3 Cumulative impacts distribution on ecologically important areas for threatened megafauna*

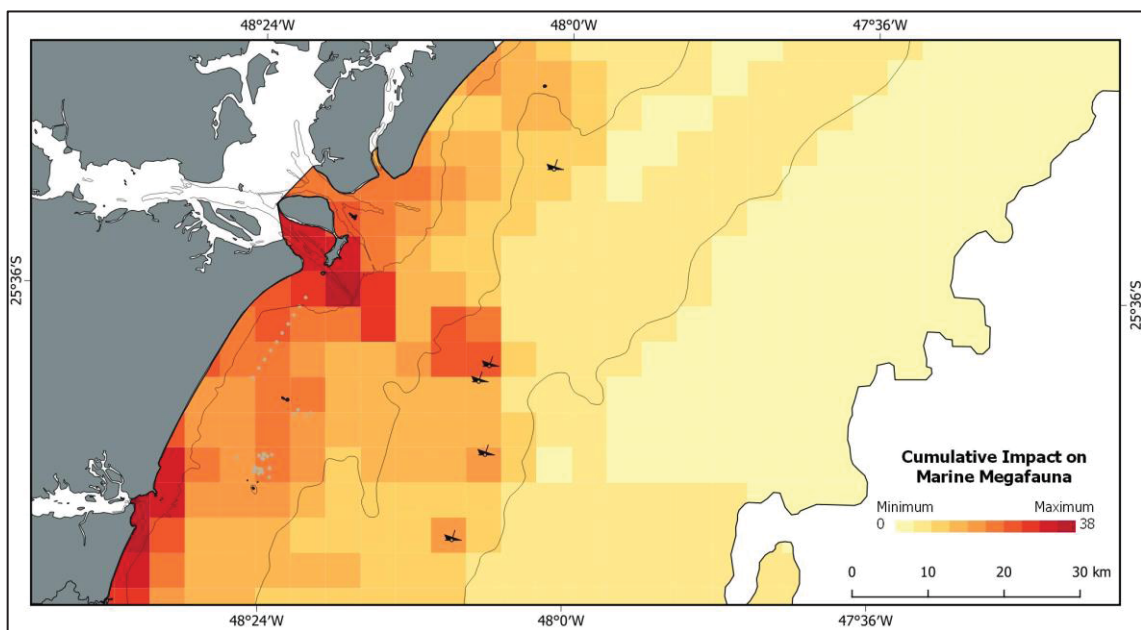
417 *species*

418 *Ecologically important areas* for threatened marine megafauna (**EIA**) identified  
 419 previously (Silva *et. al.*, Chapter 2) and classified into four conservation priority levels (very  
 420 high, high, medium, and low) are shown in Figure 4. The cumulative impacts on ecologically  
 421 important areas for threatened marine megafauna (**CIMM**) encompass the entire ICS-PR  
 422 (Figure 5) and vary considerably among species groups (Supplementary Figure S2). For  
 423 *ecologically important areas* to all species combined (multispecies), higher values of  
 424 cumulative impacts are found in coastal areas, especially around the mouths of the bays (Figure  
 425 5).



426

427 **Figure 4.** Ecologically important areas to all species combined (multispecies), classified into  
 428 four importance levels: very high, high, medium, and low, on the inner continental shelf off  
 429 Paraná coast (ICS-PR). From Silva *et al.* - Chapter 2.



430

431 **Figure 5.** Distribution of cumulative impact on ecologically important areas for all species  
 432 combined (multispecies) on the inner continental shelf of the Paraná coast (ICS-PR). Values  
 433 range from 0 (minimum exposure) to 38 (maximum exposure).

434

435 Among all megafauna species, the green turtle (*C. mydas*) ( $CIMM = 2.21$ ), franciscana  
 436 (*P. blainvillei*) ( $CIMM = 1.67$ ) and Guiana dolphin (*S. guianensis*) ( $CIMM = 1.58$ ), showed

437 higher mean cumulative impact values in the study area (Table 2; Supplementary Figure S2).  
 438 On the other hand, the goliath grouper (*E. itajara*) (CIMM = 1.02) and the sharks (hammerhead  
 439 shark – *Sphyrna spp.* CIMM = 0.96 and sand tiger shark – *C. taurus* CIMM = 0.94) showed  
 440 lower mean cumulative impact values at the evaluated region.

441

442 **Table 2.** Cumulative impact and anthropogenic threats values on ecologically important areas  
 443 to all species combined (multispecies) and to each marine megafauna species separately (mean  
 444 values, median and standard deviation, in parentheses). The highest values of cumulative  
 445 impacts and anthropogenic threats for each species are highlighted in bold.

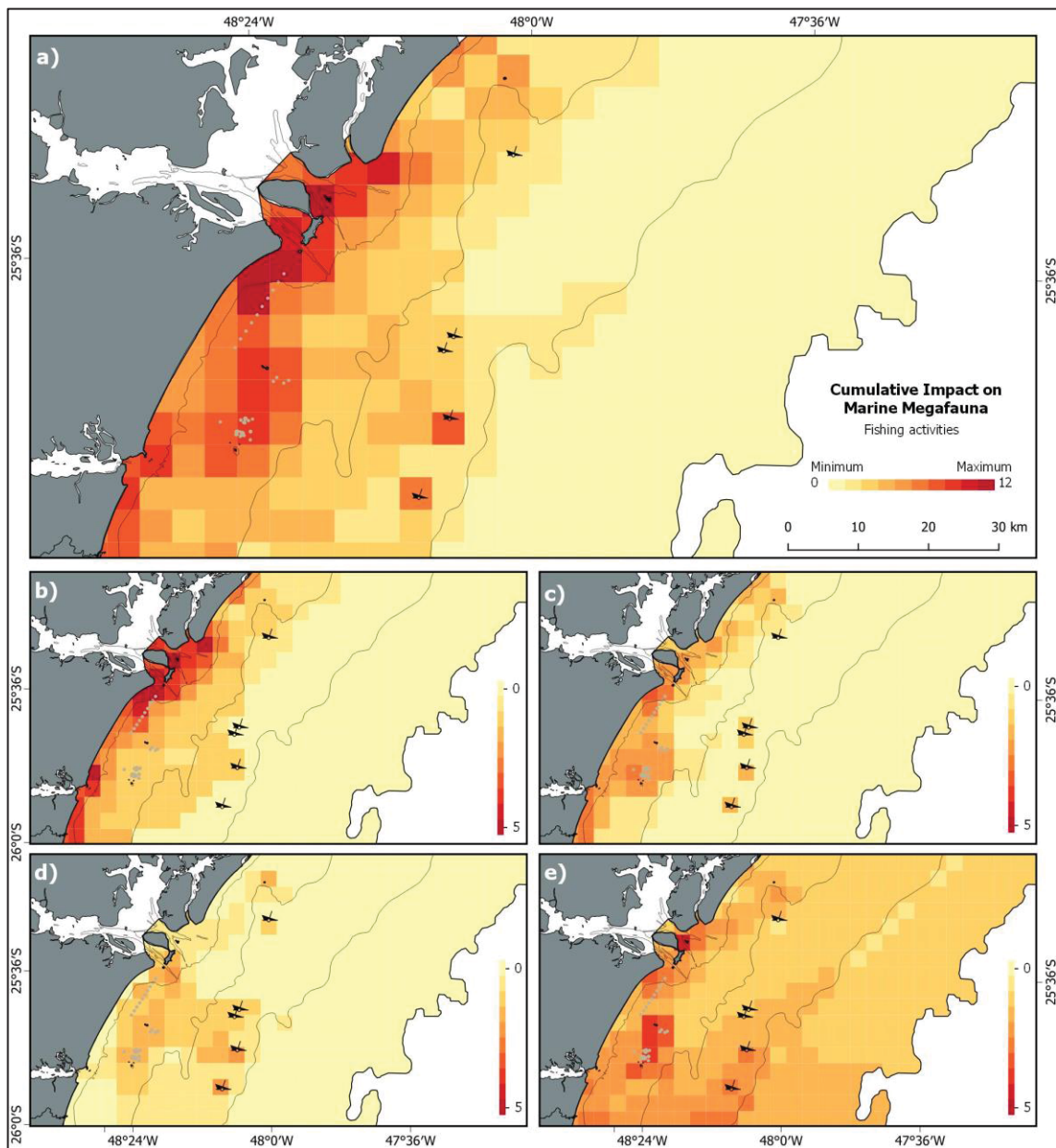
| <b>Cumulative Impact</b>           |                             |                             |                             |                             |                             |                             |                             |
|------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Mean values (median; s.d.)         |                             |                             |                             |                             |                             |                             |                             |
|                                    | <b>Multispecies</b>         | <b>Small cetaceans</b>      |                             | <b>Sea turtle</b>           | <b>Grouper</b>              | <b>Sharks</b>               |                             |
|                                    |                             | <i>S. guianensis</i>        | <i>P. blainvillei</i>       | <i>C. mydas</i>             | <i>E. itajara</i>           | <i>Sphyrna spp.</i>         | <i>C. taurus</i>            |
| Cumulative Impact                  | 4.35<br>(1.89; 5.71)        | 1.58<br>(0.80; 1.61)        | 1.67<br>(0.72; 2.12)        | <b>2.21</b><br>(1.58; 2.22) | 1.02<br>(0.61; 1.05)        | 0.96<br>(0.77; 0.60)        | 0.94<br>(0.77; 0.58)        |
| <b>Anthropogenic Threats</b>       |                             |                             |                             |                             |                             |                             |                             |
| Mean values (median; s.d.)         |                             |                             |                             |                             |                             |                             |                             |
|                                    | <b>Multispecies</b>         | <b>Small cetaceans</b>      |                             | <b>Sea turtle</b>           | <b>Grouper</b>              | <b>Sharks</b>               |                             |
|                                    |                             | <i>S. guianensis</i>        | <i>P. blainvillei</i>       | <i>C. mydas</i>             | <i>E. itajara</i>           | <i>Sphyrna spp.</i>         | <i>C. taurus</i>            |
| <i>Small-scale fishing</i>         | 1.12<br>(0.03; 2.13)        | <b>0.55</b><br>(0.33; 0.63) | <b>0.57</b><br>(0.29; 0.62) | <b>0.75</b><br>(0.65; 0.64) | 0.23<br>(0.06; 0.33)        | 0.18<br>(0.01; 0.31)        | 0.17<br>(0.01; 0.28)        |
| <i>Industrial fishing</i>          | <b>1.97</b><br>(1.60; 1.08) | 0.42<br>(0.41; 0.19)        | 0.41<br>(0.36; 0.22)        | 0.56<br>(0.41; 0.39)        | <b>0.50</b><br>(0.39; 0.37) | <b>0.62</b><br>(0.59; 0.26) | <b>0.61</b><br>(0.59; 0.25) |
| <i>Commercial shipping traffic</i> | 0.33<br>(0.04; 1.09)        | 0.18<br>(0.01; 0.44)        | 0.11<br>(0.01; 0.27)        | 0.14<br>(0.01; 0.34)        | 0.12<br>(0.03; 0.27)        | 0.06<br>(0.02; 0.13)        | 0.06<br>(0.02; 0.13)        |
| <i>Dredging activities</i>         | 0.28<br>(0.00; 1.62)        | 0.15<br>(0.00; 0.58)        | 0.09<br>(0.00; 0.33)        | 0.15<br>(0.00; 0.56)        | 0.12<br>(0.00; 0.52)        | 0.04<br>(0.00; 0.22)        | 0.04<br>(0.00; 0.22)        |
| <i>Direct human population</i>     | 0.16<br>(0.00; 0.89)        | 0.08<br>(0.00; 0.28)        | 0.11<br>(0.00; 0.41)        | 0.15<br>(0.00; 0.46)        | 0.01<br>(0.00; 0.07)        | 0.02<br>(0.00; 0.09)        | 0.02<br>(0.00; 0.09)        |
| <i>Organic pollution</i>           | 0.25<br>(0.00; 1.16)        | 0.10<br>(0.00; 0.23)        | 0.19<br>(0.00; 0.62)        | 0.23<br>(0.01; 0.61)        | 0.02<br>(0.00; 0.08)        | 0.03<br>(0.00; 0.13)        | 0.03<br>(0.00; 0.13)        |
| <i>Nutrient pollution</i>          | 0.25<br>(0.00; 1.16)        | 0.10<br>(0.00; 0.23)        | 0.19<br>(0.00; 0.62)        | 0.23<br>(0.01; 0.61)        | 0.02<br>(0.00; 0.08)        | 0.03<br>(0.00; 0.13)        | 0.03<br>(0.00; 0.13)        |

446

447 Fishing threats (small-scale and industrial fishing) have the greatest contributions to  
 448 the overall CIMM values (Table 2), probably potentialized by the widespread nature of these  
 449 threats. Small-scale fisheries have high impact values and spatial overlap with the *ecologically*  
 450 *important areas* for small cetaceans (CIMM = 0.55 and 0.57; 100% overlap) and sea turtle  
 451 (CIMM = 0.75; 100% overlap) (Table 2; Figure 6). Industrial fishing showed high impact values  
 452 and spatial overlap with the *ecologically important areas* for sharks (CIMM = 0.62 and 0.61;  
 453 99.7% overlap), probably due to the wide spatial occurrence of this group. In addition, industrial  
 454 fishing also showed high levels of impact on *ecologically important areas* for grouper (CIMM



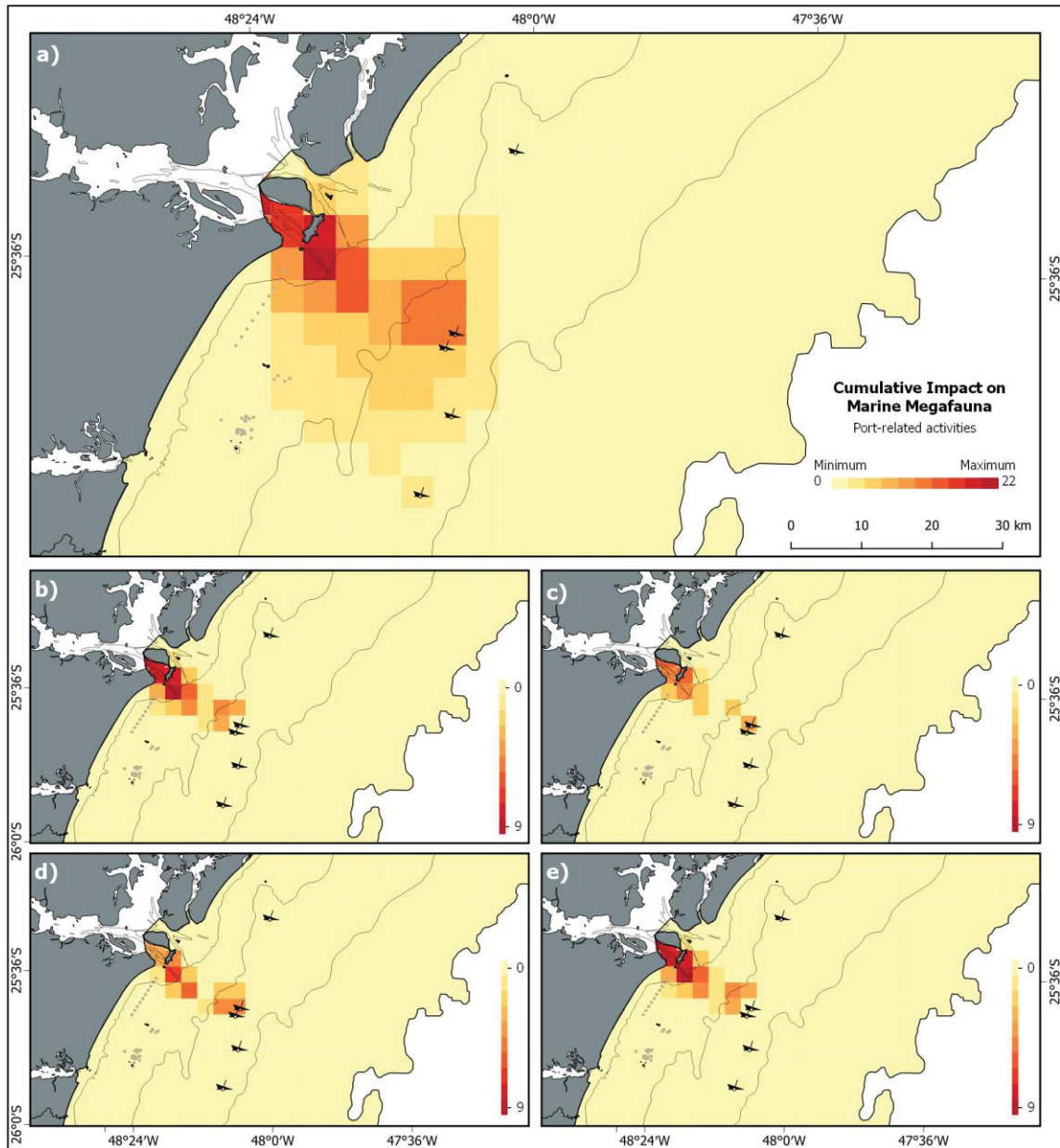
455 = 0.50), although the spatial overlap was high for both small-scale fishing and industrial fishing  
 456 (98.4% and 99.5% overlap, respectively).



457

458 **Figure 6.** Fishing cumulative impact (i.e., the sum of small-scale and industrial fishing threat  
 459 layers) for (a) all species combined, (b) small cetaceans, (c) sea turtle, (d) grouper, and (e)  
 460 sharks.

461 Port-related threats (commercial shipping traffic and dredging activities) influences the  
 462 overall cumulative impact levels similarly across species (Table 2). The area with the highest  
 463 CIMM values for all species combined occurs around PEC, where the port complexes are  
 464 located (Figure 7). Although dredging activities occur in a limited area within the ICS-PR, this  
 465 activity spatially overlaps with *ecologically important areas* of all megafauna species.



466

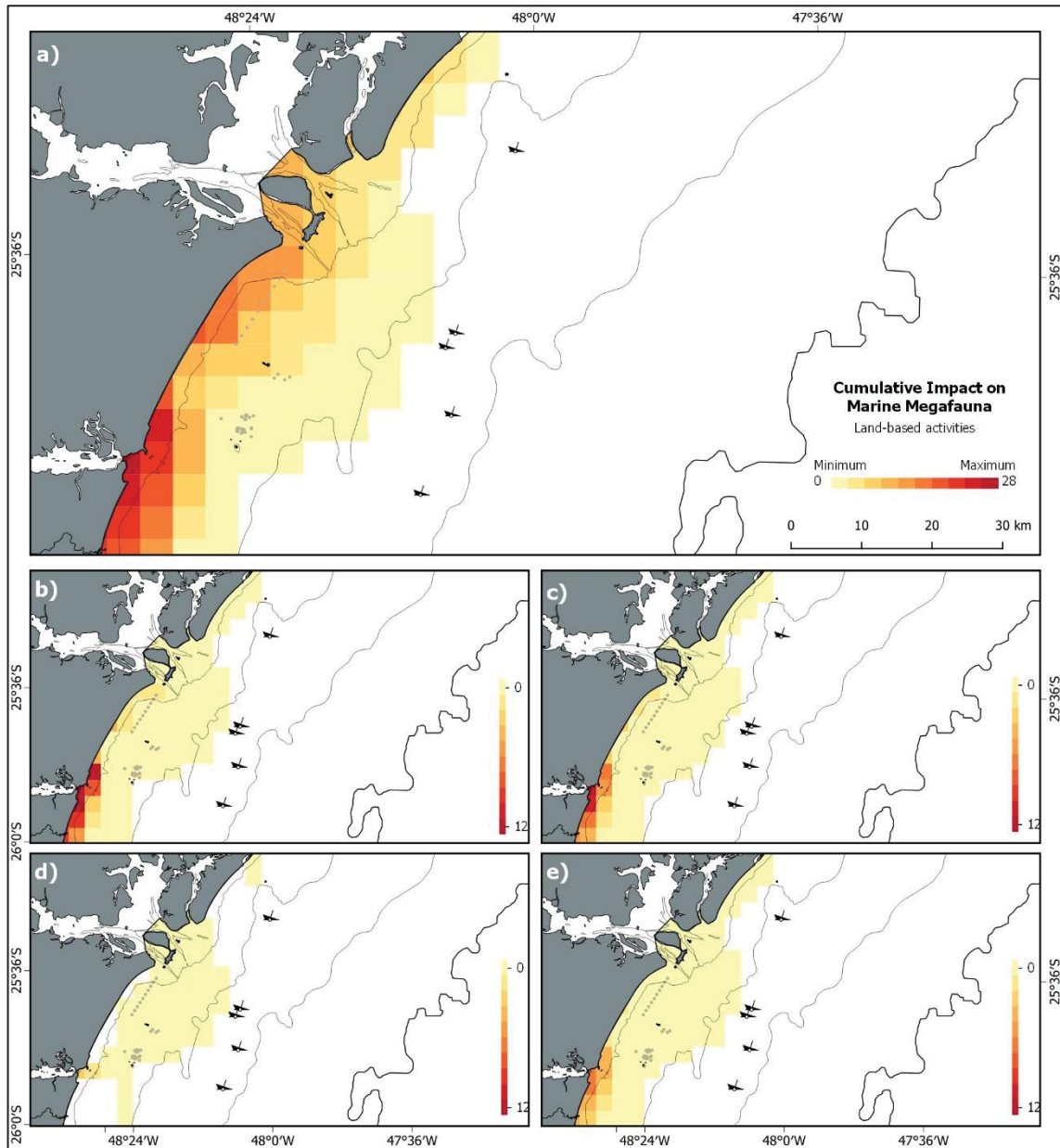
467 **Figure 7.** Port-related cumulative impact (i.e., marine traffic and dredging threat layers) for (a)  
 468 all species combined, (b) small cetaceans, (c) sea turtle, (d) grouper, and (e) sharks.

469

470 Cumulative impacts of land-based activities are strongest nearshore and around  
 471 Guaratuba Bay for all megafauna species (Figure 8), mainly because these threats primarily  
 472 occur in areas with human concentration which directly influence the coastal areas. In addition,  
 473 the organic and nutrient pollution layers influenced the highest mean CIMM values for small  
 474 cetaceans (CIMM = 0.10 and 0.19) and sea turtles (CIMM = 0.23), species that use coastal  
 475 environments are more subject to impacts of these threats.

476





477

478 **Figure 8.** Land-based cumulative impact (i.e., the sum of direct human population, organic and  
 479 nutrient pollution threat layers) for (a) all species combined, (b) small cetaceans, (c) sea turtle,  
 480 (d) grouper, and (e) sharks.

481

#### 482 4. Discussion

483 The compilation of spatially explicit datasets from several anthropogenic threats,  
 484 enabled the evaluation of the exposure-level of ecologically important areas for six threatened  
 485 coastal marine megafauna species to cumulative impacts along the inner continental shelf off  
 486 Paraná. The integration of expert elicitation methodologies with spatial cumulative impact  
 487 assessments has proven effective in identifying priority areas for establishing more effective

488 area-based conservation measures. These spatial approaches and scale are critical to supporting  
489 local marine spatial planning efforts, allowing an improved balance between socio-economic  
490 development demands and the need to protect marine ecosystems and biodiversity.

491         Although anthropogenic threats are distributed widely across the ICS-PR, they are  
492 mainly concentrated near the shore and around the Guaratuba and PEC bay's mouths. In these  
493 regions, the cumulative impact of anthropogenic threats showed higher values for coastal  
494 species of small cetaceans and green turtles, due to the spatial overlap with high priority areas  
495 for the conservation of these species (Silva *et al.*, Chapter 2). Even with the establishment of  
496 fishing restriction areas, the small-scale fisheries are a substantial threat for these taxonomic  
497 groups, reinforcing the need for management strategies directed to this activity, jointly with  
498 coastal fisheries communities. In addition, the exposure to industrial fishing activity influences  
499 the entire study area, potentially impacting all megafauna species, especially the ecologically  
500 important areas for groupers and sharks. Due to their broad geographic distribution,  
501 elasmobranchs are widely exposed to impacts from small-scale and industrial fisheries.  
502 Considering the local effort of industrial fleets operating in the region originates from the  
503 neighboring states of Santa Catarina and São Paulo, coordinated monitoring and enforcement  
504 actions are needed to improve regional conservation efforts for threatened species.

505         Globally, fishing activities are recognized as the main threat for marine megafauna  
506 species, causing intense population and ecosystem impacts (Peckham *et al.*, 2008; Wallace *et al.*  
507 *et al.*, 2013; Lewison *et al.*, 2014; Nelms *et al.*, 2021). While several endangered species of  
508 elasmobranchs are commercially exploited throughout the Brazilian coast (Dent and Clarke,  
509 2015; Barreto *et al.*, 2017), the bycatch of marine mammals and sea turtles is the main cause of  
510 mortality and population decline (Lewison *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2013; Komoroske and  
511 Lewison, 2015). Several studies have reported the bycatch of small cetaceans (mainly  
512 franciscana and Guiana dolphins) and green turtles in coastal bottom gillnets by small-scale  
513 fisheries along the Paraná coast (Rosas, Monteiro-Filho and Oliveira, 2002; Rosso-Londoño,  
514 2010; López-Barrera, Longo and Monteiro-Filho, 2012; Guebert, Barletta and da Costa, 2013;  
515 Domit *et al.*, 2020; Domit *et al.*, 2021). Regarding elasmobranchs, a significant portion of  
516 neonates and juveniles are captured in coastal gillnets fisheries (Costa and Chaves, 2006;  
517 Bornatowski *et al.*, 2011; Chaves, Almeida and Platner, 2019; Bernardo, Corr, *et al.*, 2020),  
518 and also with a high incidence of endangered species in fishing landings (Chaves, Almeida and  
519 Platner, 2019; Bernardo, Corr, *et al.*, 2020). The Atlantic goliath grouper is also threatened by  
520 fishing activities, mainly through illegal fishing with longlines and underwater fishing (Fuzetti,  
521 2007; Félix-Hackradt and Hackradt, 2008), even while a fishing moratorium protects this

522 species since 2002 throughout Brazil (Brazil, 2002). This raises concerns about the conservation  
523 and maintenance of populations that depend on the coastal regions for feeding and reproduction.

524 In addition, fishing activities can cause degradation of sensitive habitats and biodiversity  
525 loss, through boat collisions, underwater noise, chemical pollution, and ghost fishing (Uhlmann  
526 and Broadhurst, 2013; Duncan *et al.*, 2017; Steneck and Pauly, 2019; Senko *et al.*, 2020). For  
527 example, along the Paraná coast, a high incidence of stranded green turtles (Cantor *et al.*, 2020)  
528 and small cetaceans, mainly franciscana and Guiana dolphins (Barreto *et al.*, 2020; Domit *et*  
529 *al.*, 2021) has been observed with fishing gear interactions as the main cause of mortality and  
530 stranding of these animals (Domiciano *et al.*, 2016; Domit *et al.*, 2021). However, other  
531 negative human impacts such as vessel collision, marine debris ingestion and pre-existing  
532 underlying diseases, contribute to these mortality rates (Domiciano *et al.*, 2016, 2017; Marutani  
533 *et al.*, 2021).

534 The impacts of port-related activities were observed with greater intensity in the  
535 southern mouth of the PEC, a region with an intense marine traffic of commercial vessels and  
536 also dredging activities, essential to maintain the access channel to the port complex. These  
537 activities can impact the marine environment and resident fauna in different ways, including  
538 increasing underwater noise (Miksis-olds, Martin and Tyack, 2018; Duarte *et al.*, 2021), boat  
539 collision (Schoeman, Patterson-abrolat and Plön, 2020), pollution (Trozzi and Vaccaro, 2000;  
540 Ng and Song, 2010) and habitat degradation (Todd *et al.*, 2015). In general, underwater noise  
541 compromises hearing capacity through acoustic masking, and induces physiological and  
542 behavioral changes in marine animals (Tyson *et al.*, 2017; Erbe, Dunlop and Dolman, 2018;  
543 Duarte *et al.*, 2021). Coastal species are exposed to the synergistic and cumulative effects of  
544 noise pollution produced by a wide array of human activities (Domit *et al.*, 2009; Pais *et al.*,  
545 2018; Marcondes *et al.*, 2020), while the intense and constant commercial shipping traffic has  
546 contributed to an increase in low-frequency noise even in areas far from the ship routes  
547 (Malakoff, 2010). The anthropogenic noise affects mainly marine mammals, which uses vocal  
548 communication for biologically essential behaviors, including group cohesion, foraging,  
549 reproduction, and parental care (Tyack, 2000; Erbe, Dunlop and Dolman, 2018). In addition,  
550 other marine taxa, such as groupers, use sounds to gather in large aggregations and coordinate  
551 spawning activities (Mann *et al.*, 2009; Bertucci *et al.*, 2015). Consequently, anthropogenic  
552 underwater noise can detrimentally affect marine fauna at key lifecycle stages in the area and  
553 should be addressed in public policies for impact mitigation.

554 Moreover, the marine traffic of small boats has also been identified as an important  
555 source of underwater noise (Bittencourt *et al.*, 2017; Pais *et al.*, 2018), in addition to the high

556 risk of collision with small cetaceans and turtles in coastal areas (Schoeman, Patterson-abrolat  
557 and Plön, 2020). Unfortunately, despite the occurrence of this potentially highly impacting  
558 activity in this region (Domit *et al.*, 2009; Domiciano *et al.*, 2016), it was not possible to map  
559 the distribution patterns and intensity of use by small recreational vessels as they do not use  
560 specific routes, there is no monitoring of these vessels, and they are not required to carry an  
561 AIS transponder. Therefore, cumulative impacts assessments focused on small vessel traffic  
562 spatial patterns are recommended for future studies.

563         The Galheta channel, located at the southern mouth of the PEC, has been used as the  
564 access to the port complex since 1975, requiring regular maintenance dredging to remove  
565 sedimentary deposition (Lamour, Angulo and Soares, 2007). The dredging activities impact  
566 marine fauna directly and indirectly through collisions (Goldberg *et al.*, 2016), underwater  
567 noise (Todd *et al.*, 2015; Marcondes *et al.*, 2020) and habitat degradation (e.g., seagrass)  
568 (Ertfemeijer and Robin Lewis, 2006; Gama *et al.*, 2016). In addition, disturbances caused by  
569 dredging on the seabed contribute to the remobilization of heavy metals and other contaminants  
570 into the water column, with bioavailability for the food web and potential bioaccumulation and  
571 biomagnification (Todd *et al.*, 2015; Trevizani *et al.*, 2019). Gama *et al.* (2016) observed a  
572 decrease in seagrass availability in the PEC, probably due to increased sedimentation and  
573 contamination by dredging processes. This affected food availability and habitat use by  
574 juveniles of green turtles in the region, implying displacement of some individuals to rocky  
575 areas with greater food availability, but also increasing the potential overlap with small-scale  
576 fishing. Goldberg *et al.* (2016) found high turtles mortality due to collisions in dredging  
577 operations off the coast of Rio de Janeiro and recommends that in areas with a high occurrence  
578 of turtles (e.g., foraging grounds, such as here – see Cantor *et al.*, 2020 and Fuentes *et al.*, 2020),  
579 care should be taken to ensure minimal impact to these animals and other marine species.

580         Threats related to land activities influence the central-south coastal regions, mainly  
581 because these threats occur in areas with human concentration, in addition to agricultural  
582 activities which occurs in the upstream region of the bays of Guaratuba and PEC. These threats  
583 can impact the coastal zones through multiple environmental stressors, including the input of  
584 organic and inorganic contaminants from domestic, industrial, and agricultural wastewater  
585 (Halpern *et al.*, 2009; Álvarez-Romero *et al.*, 2011), and through direct human impact with  
586 habitat degradation, and marine debris input, among others (UNEP, 2016). Estuarine and  
587 coastal cetaceans are susceptible to the contaminants impacts as they are apex predators, with  
588 long life-span, high residency and site fidelity (Flores and Bazzalo, 2004; Moura *et al.*, 2021),  
589 and therefore, with greater contact and potential exposure to these substances. For local

590 populations of franciscana and Guiana dolphins, several effects were observed, including skin  
591 lesions and poor body condition (Van Bresseem, Santos and Oshima, 2009; Soares, 2020),  
592 immunosuppression (Domiciano *et al.*, 2016; Koch *et al.*, 2018), and bioaccumulation of  
593 chemical compounds (Kajiwara *et al.*, 2004; Kunito *et al.*, 2004; Lailson-Brito *et al.*, 2010;  
594 Alonso *et al.*, 2012; Vidal *et al.*, 2020; Trevizani *et al.*, 2021), which are primarily associated  
595 with the presence of various chemical contaminants and pathogens, low environmental quality  
596 and chronic stress caused by multiple anthropogenic impacts (Domiciano *et al.*, 2016; Koch *et al.*  
597 *et al.*, 2018; Domit *et al.*, 2020). The presence of pyrethroid and organochlorine compounds in  
598 these dolphins may reflect an important influence of agriculture in the region, with consequent  
599 bioaccumulation of these compounds in higher trophic levels (Lailson-Brito *et al.*, 2010; Vidal  
600 *et al.*, 2020). Furthermore, Trevizani *et al.* (2019) found high concentrations of heavy metals  
601 and biomagnification along the trophic web in PEC organisms, with a high concentration of  
602 mercury in Guiana dolphins (Trevizani *et al.*, 2021), which may come from multiple sources  
603 such as port-related activities, including dredging, agricultural contamination and untreated  
604 wastewater. Although few studies have been carried out with the other megafauna species in  
605 the study area, these results raise concern for long-term exposure to these contaminants and  
606 potential adverse effects on health and reproduction (Lyons and Adams, 2015; Malinowski *et al.*  
607 *et al.*, 2021), being a potential threat to the maintenance of megafauna populations. Regarding  
608 elasmobranchs, the bioaccumulation and biomagnification of organic pollutants and heavy  
609 metals, such as lead and mercury, in sharks is widely recognized (Rumbold *et al.*, 2014; Matulik  
610 *et al.*, 2017; Tiktak *et al.*, 2020). The sublethal effects of exposure to pollutants on the health  
611 of sharks remain unclear, however, several studies found high concentrations of pollutants  
612 (Tiktak *et al.*, 2020; Wosnick *et al.*, 2021), and this threat is growing conservation concerns,  
613 especially for coastal species.

614 Marine debris interactions with megafauna species are widely recognized as a major  
615 conservation concern for marine populations (Bergmann, Gutow and Klages, 2015; Gall and  
616 Thompson, 2015), and plastic debris as the major threat (Nelms *et al.*, 2015; UNEP, 2016).  
617 Marine debris interacts with marine fauna through ingestion and/or entanglement, resulting in  
618 sub-lethal effects or collateral mortality (Gall and Thompson, 2015; Nelms *et al.*, 2015) and the  
619 potential trophic transfer of microplastic to top predators (Nelms *et al.*, 2018). Some studies  
620 carried out in the region indicate a high composition of plastic material in anthropogenic debris  
621 (74 - 81%) from various probable sources, including beach users, domestic, fisheries, ship and  
622 harbors, and sewage-related items (Krelling *et al.*, 2017; Krelling and Turra, 2019).  
623 Additionally, a high intake of plastic debris has been observed in juvenile green turtles



624 (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama *et al.*, 2016), with a recent study showing a remarkable  
625 92% ingestion of plastic debris in stranded green turtles (Nunes, Broadhurst and Domit, 2021).  
626 The high incidence of plastic ingestion can lead to sublethal effects and immunosuppression,  
627 possibly resulting in an increased vulnerability to emergent diseases, such as  
628 fibropapillomatosis (Nelms *et al.*, 2015; Domiciano *et al.*, 2019), in addition to impair the  
629 ability to avoid other anthropogenic threats, such as boat collision and bycatch by small-scale  
630 fisheries. Some studies indicate that coastal cetaceans species with greater association to the  
631 bottom, such as franciscana dolphins (Denuncio *et al.*, 2011; Di Benedetto and Ramos, 2014)  
632 would be more likely to ingest marine debris. Therefore, the spatial overlap and likelihood of  
633 exposure of coastal species to the deleterious effects of marine debris should be investigated in  
634 future work.

635         According to Halpern and Fujita (2013), the mapping of cumulative impacts faces the  
636 challenge of scarce or imperfect data, as they require high-resolution spatial information on the  
637 occurrence and distribution of habitats and species. Most cumulative impact assessments use  
638 species distribution models (e.g., Andersen *et al.*, 2013; Trew *et al.*, 2019) and/or tracking data  
639 (e.g., Maxwell *et al.*, 2013; Fuentes *et al.*, 2020) to predict the distribution of species of  
640 conservation concern. To overcome the limitation of spatial empirical data, we use expert  
641 elicitation approaches to identify ecologically important areas for threatened species of marine  
642 megafauna (Silva *et al.*, Chapter 2), which has been widely used as an economical and effective  
643 tool for obtaining ecological and species distribution data (Martin *et al.*, 2012). In addition, the  
644 judgment of regional experts was used to estimate the potential impact of anthropogenic threats  
645 on marine megafauna species, providing greater reliability in the vulnerability assessment  
646 through the prior knowledge of these experts. Despite the small number of experts who  
647 participated in this assessment, our results reliably reflect local knowledge about the potential  
648 impacts on the species assessed, due to the low coefficient of variation of the responses  
649 obtained. However, we recommend that this type of assessment should be carried out with a  
650 larger number of experts to improve the level of confidence in the results.

651         Although we have considered species-specific characteristics, including important areas  
652 during different key lifecycle stages (e.g., spawning aggregation sites, breeding areas, and  
653 foraging grounds), the seasonal patterns of habitat use were not included in the analysis.  
654 Seasonal patterns are significant considering the greater vulnerability of species during seasonal  
655 cycles and key lifecycle stages that occur at specific times throughout the year. Thus, further  
656 studies incorporating seasonality in cumulative impact assessments are needed to guide more  
657 effective management strategies to reduce impacts and improve species conservation.



658           Spatially explicit impact assessment is decisive in developing a successful and  
659 sustainable balance between the demands for social and economic development including the  
660 protect marine biodiversity needs. Furthermore, the origin and effects of local anthropogenic  
661 threats can be identified readily at local to regional scales than those large-scale stressors, e.g.,  
662 disturbances generated by climate change (Ghedini, Russell and Connell, 2013; Brown *et al.*,  
663 2014). However, local stressors such as those analyzed here, can have important synergistic  
664 effects with large-scale anthropogenic threats (Crain, Kroeker and Halpern, 2008; Maxwell *et*  
665 *al.*, 2013; Brown *et al.*, 2014), which can influence or even aggravate the observed cumulative  
666 impacts on the species evaluated. Therefore, future studies of cumulative impacts that  
667 incorporate large-scale anthropogenic threats are needed to investigate potential additive,  
668 synergistic and/or antagonistic effects. In addition, we suggest incorporating other local  
669 anthropogenic threats that were not evaluated in this study (e.g., maritime traffic of recreational  
670 vessels), as well as more refined data, such as pollutant and debris dispersion models (e.g.,  
671 Krelling *et al.*, 2017).

672           The spatial assessment of anthropogenic threats along the coast of Paraná generated  
673 extensive and previously unknown data, which is fundamental for cumulative impact mapping.  
674 Combining this data with species-specific occurrence data allowed the identification of priority  
675 areas for future conservation actions and will provide crucial support for local environmental  
676 management interventions. Additionally, the results contribute to the analysis of existing  
677 conditions in the study area, providing subsidies for the implementation of marine spatial  
678 planning (or other type of territory planning) and spatially explicitly conservation strategies.  
679 Management strategies tend to be more effective in mitigating the impacts caused by local  
680 anthropogenic threats (Brown *et al.*, 2013; Ghedini, Russell and Connell, 2013). Therefore,  
681 global methodological approaches applied locally to improve on-the ground strategies as  
682 proposed here, can be readily applied to other species, as well as in multiple areas and marine  
683 ecosystems to improve the effectiveness of conservation actions.

684           Multiple anthropogenic threats have deleterious effects on biodiversity, ecological  
685 processes, and ecosystem services, impacting the ocean health and affecting various parameters  
686 of one health. These detrimental effects will potentially reverberate on socioeconomic systems,  
687 harming the economy, sustainability, and consequently the human well-being. Thus, a holistic  
688 and transdisciplinary strategy that incorporates participatory and collaborative management  
689 between government sectors and society is needed to support and strengthening of ocean  
690 governance. Our results may contribute to future discussions with society, serving as a basis for  
691 a participatory construction of more effective measures for the biodiversity conservation,

692 ensuring the sustainability and maintenance of healthy and resilient oceans, towards the  
693 strengthening of the Sustainable Development Goals (UNDP, 2021; Sachs *et al.*, 2021).

694 **5. References**

- 695 Ahlberg, E. and Danielsson, J. (2016) *Handling and Analyzing Marine Traffic Data*. Thesis of  
696 Department of Computer Science and Engineering Chalmers University of Technology.  
697 75p.
- 698 Alonso, M. B. et al. (2012) ‘Natural and anthropogenically-produced brominated compounds  
699 in endemic dolphins from Western South Atlantic: Another risk to a vulnerable species’,  
700 *Environmental Pollution*, 170(November 2017), pp. 152–160. doi:  
701 10.1016/j.envpol.2012.06.001.
- 702 Álvarez-Romero, J. G. et al. (2011) ‘Integrated land-sea conservation planning: The missing  
703 links’, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, pp. 381–409. doi:  
704 10.1146/annurev-ecolsys-102209-144702.
- 705 Andersen, J. H. et al. (2013) *Human Uses, Pressures and Impacts in the Eastern North Sea*,  
706 *Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 18*.  
707 Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/TR18.pdf>.
- 708 Andriguetto Filho, J. M. et al. (2006) ‘Diagnóstico da pesca no litoral do Estado do Paraná’, in  
709 *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias,*  
710 *aspectos socioeconômicos e institucionais*, Belém: Universidade Federal do Pará - UFPA,  
711 p. 117–140
- 712 Angulo, R. J. and Araújo, A.D. ‘Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica,  
713 como subsídio à ocupação da orla litorânea’, *Boletim Paranaense de Geociências*,  
714 Curitiba, v.44, p.7-17, 1996.
- 715 Avila, I. C., Kaschner, K. and Dormann, C. F. (2018) ‘Current global risks to marine mammals:  
716 Taking stock of the threats’, *Biological Conservation*, 221. Doi:  
717 10.1016/j.biocon.2018.02.021.
- 718 Baillie, J., Hilton-Taylor, C. And Stuart, S. N. (2004) *2004 IUCN red list of threatened species:*  
719 *a global species assessment, Earth*. Doi: 10.2305/IUCN.CH.2005.3.en.
- 720 Ban, N. C., Alidina, H. M. and Ardron, J. A. (2010) ‘Cumulative impact mapping: Advances,  
721 relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada’s  
722 Pacific waters as a case study’, *Marine Policy*, 34(5), pp. 876–886. Doi:  
723 10.1016/j.marpol.2010.01.010.
- 724 Barreto, R. R. et al. (2017) ‘Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil’, *Marine*  
725 *Policy*. Elsevier Ltd, 85(September), pp. 114–122. Doi: 10.1016/j.marpol.2017.08.016.
- 726 Barreto, A. S. et al. (2020) ‘High numbers of cetacean strandings observed during intensive  
727 beach monitoring along the SE/S Brazilian coast (2015-2019)’. In: *IWC Scientific*  
728 *Committee Meeting Papers*, 68b. P. Sc/68b/e/07 rev.
- 729 Di Benedetto, A. P. M. and Ramos, R. M. A. (2014) ‘Marine debris ingestion by coastal  
730 dolphins: What drives differences between sympatric species?’, *Marine Pollution*  
731 *Bulletin*. Elsevier Ltd, 83(1), pp. 298–301. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.03.057.
- 732 Bergmann, M., Gutow, L. and Klages, M. (2015) *Marine Anthropogenic Litter*, Springer Open.  
733 Doi: 10.1021/acs.est.9b01360.
- 734 Bernardo, C. et al. (2020) ‘The label "cação" is a shark or a ray and can be a threatened species!  
735 Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding’, *Marine Policy*,  
736 116(December 2019). Doi: 10.1016/j.marpol.2020.103920.
- 737 Bertoncini, Á. A. et al. (2018) *Epinephelus itajara, Atlantic Goliath Grouper*. The IUCN Red  
738 List of Threatened Species. Doi:10.2305/IUCN.UK.2018  
739 2.RLTS.T195409A145206345.en
- 740 Bertucci, F. et al. (2015) ‘Sound production by dusky grouper *Epinephelus marginatus* at  
741 spawning aggregation sites’, *Journal of Fish Biology*, 87(2), pp. 400–421. Doi:  
742 10.1111/jfb.12733.

- 743 Bittencourt, L. et al. (2017) 'Underwater noise in an impacted environment can affect Guiana  
744 dolphin communication', *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier B.V., 114(2), pp. 1130–  
745 1134. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.037.
- 746 Bornatowski, H. et al. (2011) 'Unconventional fishing for large sharks in the State of Paraná,  
747 southern Brazil: A note of concern', *Journal of Applied Ichthyology*, 27(4), pp. 1108–  
748 1111. Doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01600.x.
- 749 Bornatowski, H. and Abilhoa, V. (2012) *Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no*  
750 *Paraná: guia de identificação.*, Hori Cadernos Técnicos.
- 751 Bornatowski, H., Abilhoa, V. and Charvet-Almeida, P. (2009) 'Elasmobranchs of the Paraná  
752 Coast, southern Brazil, south-western Atlantic', *Marine Biodiversity Records*, 2, pp. 1–6.  
753 Doi: 10.1017/s1755267209990868.
- 754 Bortolotto, G. A. et al. (2016) 'Whale, whale, everywhere: Increasing abundance of western  
755 South Atlantic humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in their wintering grounds',  
756 *Plos ONE*, 11(10), pp. 1–17. Doi: 10.1371/journal.pone.0164596.
- 757 Van Bresseem, M. F., Santos, M. C. De O. and Oshima, J. E. De F. (2009) 'Skin diseases in  
758 Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible  
759 indicator of a compromised marine environment', *Marine Environmental Research*.  
760 Elsevier Ltd, 67(2), pp. 63–68. Doi: 10.1016/j.marenvres.2008.11.002.
- 761 Brown, C. J. et al. (2013) 'Managing for Interactions between Local and Global Stressors of  
762 Ecosystems', *Plos ONE*, 8(6). Doi: 10.1371/journal.pone.0065765.
- 763 Brown, C. J. et al. (2014) 'Interactions between global and local stressors of ecosystems  
764 determine management effectiveness in cumulative impact mapping', *Diversity and*  
765 *Distributions*, 20(5), pp. 538–546. Doi: 10.1111/ddi.12159.
- 766 Cantor, M. et al. (2020) 'High incidence of sea turtle stranding in the southwestern Atlantic  
767 Ocean', *ICES Journal of Marine Science*, pp. 1–15. Doi: 10.1093/icesjms/fsaa073.
- 768 Carman, V. G. et al. (2016) 'Distribution of megafaunal species in the Southwestern Atlantic:  
769 Key ecological areas and opportunities for marine conservation', *ICES Journal of Marine*  
770 *Science*, 73(6), pp. 1579–1588. Doi: 10.1093/icesjms/fsw019.
- 771 Chaves, P. T. C., Almeida, M. P. and Platner, M. (2019) 'Tubarões e raias como captura  
772 incidental na pesca artesanal do litoral do Paraná: condição reprodutiva e variações  
773 sazonais em composição e abundância', *Arquivos de Ciências do Mar*, 52(2), pp. 7–23.  
774 Doi: 10.32360/acmar.v52i2.39966.
- 775 Clark, D. et al. (2016) 'Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary',  
776 *Ocean and Coastal Management*. Elsevier Ltd, 120, pp. 88–98. Doi:  
777 10.1016/j.ocecoaman.2015.11.013.
- 778 Coll, M. et al. (2012) 'The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine  
779 biodiversity, cumulative threats and marine reserves', *Global Ecology and Biogeography*,  
780 21(4), pp. 465–480. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x.
- 781 Costa, L. and Chaves, P. T. C. (2006) 'Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na  
782 costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil', *Biota Neotropica*, 6(3), pp. 1–10.  
783 Doi: 10.1590/S1676-06032006000300007.
- 784 Costanza, R. et al. (1997) 'The value of the world's ecosystem services and natural capital',  
785 *Nature*, 387(6630), pp. 253–260. Doi: 10.1038/387253a0.
- 786 Côté, I. M., Darling, E. S. and Brown, C. J. (2016) 'Interactions among ecosystem stressors and  
787 their importance in conservation', *Proceedings of the Royal Society B: Biological*  
788 *Sciences*, 283(1824). Doi: 10.1098/rspb.2015.2592.
- 789 Crain, C. M., Kroeker, K. and Halpern, B. S. (2008) 'Interactive and cumulative effects of  
790 multiple human stressors in marine systems', *Ecology Letters*, 11(12), pp. 1304–1315.  
791 Doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x.

- 792 Dent, F. and Clarke, S. (2015) State of the global market for shark products, *FAO Fisheries and*  
793 *Aquaculture Technical paper No. 590*. Rome, FAO. 187 pp.
- 794 Denuncio, P. et al. (2011) ‘Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*  
795 (Gervais and d’Orbigny, 1844), from Argentina’, *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), pp.  
796 1836–1841. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.003.
- 797 Domiciano, I. G. et al. (2016) ‘Assessing Disease and Mortality among Small Cetaceans  
798 Stranded at a World Heritage Site in Southern Brazil’, *Plos ONE*, 11(2), pp. 1–17. Doi:  
799 10.1371/journal.pone.0149295.
- 800 Domiciano, I. G. et al. (2017) ‘The green turtle *Chelonia mydas* as a marine and coastal  
801 environmental sentinels: anthropogenic activities and diseases’, pp. 3417–3434. Doi:  
802 10.5433/1679-0359.2017v38n5p3417.
- 803 Domiciano, I. G. et al. (2019) ‘Chelonid Alphaherpesvirus 5 DNA in Fibropapillomatosis-  
804 Affected *Chelonia mydas*’, *ecohealth*. Springer US, 16(2), pp. 248–259. Doi:  
805 10.1007/s10393-019-01412-8.
- 806 Domit, C. et al. (2009) ‘Cetáceos no monitoramento ambiental de atividades portuárias:  
807 sentinelas do ambiente marinho’, *Gestão Ambiental Portuária. Subsídios para o*  
808 *licenciamento das dragagens*, pp. 308–322.
- 809 Domit, C. (2010) *Ecologia comportamental do boto-cinza, Sotalia guianensis (Van Bénédén,*  
810 *1864), no Complexo Estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná, Brasil*. Curitiba, Tese  
811 (Doutorado em Zoologia) – UFPR, 219p.
- 812 Domit, C., et al. (2020a) *Sotalia guianensis* pre-assessment workshop: main results and status  
813 of the current knowledge *Report to the Scientific Committee of the International Whaling*  
814 *Commission, SC/68B/SM/WP/02*.
- 815 Domit, C., et al. (2020b) Threats to franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in FMA II: a  
816 review and future recommendations. *Report to the Scientific Committee of the International*  
817 *Whaling Commission, SC/68B/SM*.
- 818 Domit, C. et al. (2021) *Progress report of the Sotalia guianensis Intersessional Group: Status*  
819 *of the Current Knowledge and Action Plan*.
- 820 Duarte, C. M. et al. (2021) ‘The soundscape of the Anthropocene ocean’, *Science*, 371(6529).  
821 Doi: 10.1126/science.aba4658.
- 822 Duncan, E. M. et al. (2017) ‘A global review of marine turtle entanglement in anthropogenic  
823 debris: A baseline for further action’, *Endangered Species Research*, 34, pp. 431–448.  
824 Doi: 10.3354/esr00865.
- 825 Ehler, C. and Douvère, F. (2009) ‘Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward  
826 ecosystem-based management’, *Intergovernmental Oceanographic Commission and*  
827 *Man and the Biosphere Programme*, IOC Manual(6), pp. 1–98. Doi: Intergovernmental  
828 Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme.
- 829 Erbe, C., Dunlop, R. and Dolman, S. (2018) ‘Effects of Noise on Marine Mammals’, in *Effect*  
830 *of Anthropogenic noise on animals*. Doi: 10.1007/978-1-4939-8574-6.
- 831 Erftemeijer, P. L. A. and Robin Lewis, R. R. (2006) ‘Environmental impacts of dredging on  
832 seagrasses: A review’, *Marine Pollution Bulletin*, 52(12), pp. 1553–1572. Doi:  
833 10.1016/j.marpolbul.2006.09.006.
- 834 Estes, J., Terborgh, J. and Brashares, J. (2011) ‘Trophic downgrading of planet Earth’, *Science*,  
835 333(6040), pp. 301–306. Doi: 10.1126/science.1205106.
- 836 Félix-Hackradt, F. C. and Hackradt, C. W. (2008) ‘Populational study and monitoring of the  
837 goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), in the coast of Paraná, Brasil’,  
838 *Natureza e Conservacao*, 6(2), pp. 141–156.
- 839 Fernandes, M. L. et al. (2017) ‘How does the cumulative impacts approach support Maritime  
840 Spatial Planning?’, *Ecological Indicators*. Elsevier Ltd, 73(2017), pp.189–202. Doi:  
841 10.1016/j.ecolind.2016.09.014.



- 842 Filla, G. D. F. and Monteiro-Filho, E. L. A. (2009) 'Group structure of *Sotalia guianensis* in  
843 the bays on the coast of Paraná State, south of Brazil', *Journal of the Marine Biological*  
844 *Association of the United Kingdom*. CAPES, 89(05), pp. 985–993. Doi:  
845 10.1017/S0025315409002926.
- 846 Flores, P. A. C. and Bazzalo, M. (2004) 'Home ranges and movement patterns of the marine  
847 tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, southern Brazil', *Latin American*  
848 *Journal of Aquatic Mammals*, 3(1), pp. 37–52. Doi: 10.5597/lajam00047.
- 849 Foley, M. M. et al. (2010) 'Guiding ecological principles for marine spatial planning', *Marine*  
850 *Policy*. Elsevier, 34(5), pp. 955–966. Doi: 10.1016/j.marpol.2010.02.001.
- 851 Fuentes, M. M. P. B. et al. (2020) 'Cumulative threats to juvenile green turtles in the coastal  
852 waters of southern and southeastern Brazil', *Biodiversity and Conservation*. Springer  
853 Netherlands, (0123456789). Doi: 10.1007/s10531-020-01964-0.
- 854 Fuzetti, L. (2007) 'A pesca na Ilha do Mel (Paraná-Brasil): pescadores, atividades e recursos  
855 pesqueiros', Curitiba, Dissertação (Mestrado em Zoologia) – UFPR, p. 128. Available at:  
856 <http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/handle/1884/10275>.
- 857 Gall, S. C. and Thompson, R. C. (2015) 'The impact of debris on marine life', *Marine Pollution*  
858 *Bulletin*. Elsevier Ltd, 92(1–2), pp. 170–179. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.12.041.
- 859 Gama, L. R. et al. (2016) 'Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25° S in the western  
860 Atlantic: Evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic  
861 variability', *Marine Ecology Progress Series*, 542(Iucn 2014), pp. 209–219. Doi:  
862 10.3354/meps11576.
- 863 Gerhardinger, L. C. et al. (2011) 'Marine protected dramas: The flaws of the Brazilian national  
864 system of marine protected areas', *Environmental Management*, 47(4), pp. 630–643. Doi:  
865 10.1007/s00267-010-9554-7.
- 866 Ghedini, G., Russell, B. D. and Connell, S. D. (2013) 'Managing local coastal stressors to  
867 reduce the ecological effects of ocean acidification and warming', *Water (Switzerland)*,  
868 5(4), pp. 1653–1661. Doi: 10.3390/w5041653.
- 869 Giglio, V. J. et al. (2016) 'Mapping goliath grouper aggregations in the southwestern Atlantic  
870 Vinicius', *Brazilian Journal of Oceanography*, 2015(4), pp. 417–420.
- 871 Goldberg, D. W. et al. (2016) 'Hopper Dredging: a Potential Threat To Sea Turtles on the  
872 Northern Coast of Rio De Janeiro', *36th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and*  
873 *Conservation*, (14122), p. 41815.
- 874 Guebert-Bartholo, F. M. et al. (2011) 'Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile  
875 green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil', *Endangered Species*  
876 *Research*, 13(2), pp. 131–143. Doi: 10.3354/esr00320.
- 877 Guebert, F. M., Barletta, M. and da Costa, M. F. (2013) 'Threats to sea turtle populations in the  
878 Western Atlantic: poaching and mortality in small-scale fishery gears', *Journal of Coastal*  
879 *Research*, 65(June 2015), pp. 42–47. Doi: 10.2112/SI65-008.1.
- 880 Halpern, B. et al. (2008) 'A global map of human impact on marine ecosystems', *Science*,  
881 319(February), pp. 948–952.
- 882 Halpern, B. S. et al. (2008) 'Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management  
883 through ocean zoning', *Ocean and Coastal Management*, 51(3), pp. 203–211. Doi:  
884 10.1016/j.ocecoaman.2007.08.002.



- 885 Halpern, B. S. et al. (2009) ‘Global priority areas for incorporating land-sea connections in  
886 marine conservation’, *Conservation Letters*, 2(4), pp. 189–196. Doi: 10.1111/j.1755-  
887 263x.2009.00060.x.
- 888 Halpern, B. S., et al. (2009) ‘Mapping cumulative human impacts to California Current marine  
889 ecosystems’, *Conservation Letters*, 2(3), pp. 138–148. Doi: 10.1111/j.1755-  
890 263X.2009.00058.x.
- 891 Halpern, B. S. et al. (2012) ‘An index to assess the health and benefits of the global ocean’,  
892 *Nature*. Nature Publishing Group, 488(7413), pp. 615–620. Doi: 10.1038/nature11397.
- 893 Halpern, B. S. et al. (2015) ‘Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on  
894 the world’s ocean.’, *Nature Communications*, 6(May). Doi: 10.1038/ncomms8615.
- 895 Halpern, B. S. et al. (2019) ‘Recent pace of change in human impact on the world’s ocean’,  
896 *Scientific Reports*, 9(1), pp. 1–8. Doi: 10.1038/s41598-019-47201-9.
- 897 Halpern, B. S. and Fujita, R. (2013) ‘Assumptions, challenges, and future directions in  
898 cumulative impact analysis’, *Ecosphere*, 4(10). Doi: 10.1890/ES13-00181.1.
- 899 Herbst, D. F. et al. (2020) ‘Integrated and deliberative multidimensional assessment of a  
900 subtropical’, *Ocean and Coastal Management*. Elsevier Ltd, 196(July 2019), p. 105279.  
901 Doi: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105279.
- 902 IBGE (2015). Anuário estatístico do setor de fertilizantes 2014, São Paulo: Associação  
903 Nacional para Difusão de Adubos, Produção agrícola municipal 2014 In: *IBGE. Sistema*  
904 *IBGE de Recuperação Automática - SIDRA*. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em:  
905 <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam>.
- 906 ICMBio (2018) *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da*  
907 *Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília, DF: ICMBio/MMA.
- 908 Kajiwara, N. et al. (2004) ‘Contamination by Persistent Organochlorines in Cetaceans  
909 Incidentally Caught Along Brazilian Coastal Waters’, *Archives of Environmental*  
910 *Contamination and Toxicology*, 46(1), pp. 124–134. Doi: 10.1007/s00244-003-2239-y.
- 911 Klein, C. J. et al. (2015) ‘Shortfalls in the global protected area network at representing marine  
912 biodiversity’, *Scientific Reports*. Nature Publishing Group, 5, pp. 1–7. Doi:  
913 10.1038/srep17539.
- 914 Koch, M. S. et al. (2018) ‘Environmental aspects and diseases related to immunosuppression  
915 in cetaceans: A concise review’, *Semina: Ciências Agrárias*, 39(6), pp. 2897–2918. Doi:  
916 10.5433/1679-0359.2018v39n6p2897.
- 917 Komoroske, L. M. and Lewison, R. L. (2015) ‘Addressing fisheries bycatch in a changing  
918 world’, *Frontiers in Marine Science*, 2(October), pp. 1–11. Doi:  
919 10.3389/fmars.2015.00083.
- 920 Korpinen, S. and Andersen, J. H. (2016) ‘A global review of cumulative pressure and impact  
921 assessments in marine environments’, *Frontiers in Marine Science*, 3(AUG), pp. 1–11.  
922 Doi: 10.3389/fmars.2016.00153.
- 923 Kotas, J. E. et al. (2012) ‘The horizontal migration of hammerhead sharks along the southern  
924 Brazilian coast, based on their exploitation pattern and considerations about the impact of  
925 anchored gillnets activities on these species.’, *Biodiversidade e Conservação Marinha*,  
926 3(1), pp. 45–68.
- 927 Krelling, A. P. et al. (2017) ‘Transboundary movement of marine litter in an estuarine gradient:  
928 Evaluating sources and sinks using hydrodynamic modelling and ground truthing  
929 estimates’, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 119(1), pp. 48–63. Doi:  
930 10.1016/j.marpolbul.2017.03.034.
- 931 Krelling, A. P. and Turra, A. (2019) ‘Influence of oceanographic and meteorological events on  
932 the quantity and quality of marine debris along an estuarine gradient’, *Marine Pollution*  
933 *Bulletin*. Elsevier, 139(January), pp. 282–298. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.12.049.

- 934 Kunito, T. et al. (2004) 'Concentration and subcellular distribution of trace elements in liver  
935 of small cetaceans incidentally caught along the Brazilian coast', *Marine Pollution*  
936 *Bulletin*, 49(7–8), pp. 574–587. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2004.03.009.
- 937 Lailson-Brito, J. et al. (2010) 'High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin,  
938 *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences  
939 among populations', *Environmental Pollution*. Elsevier Ltd, 158(5), pp. 1800–1808. Doi:  
940 10.1016/j.envpol.2009.11.002.
- 941 Lamour, M. R., Angulo, R. J. and Scares, C. R. (2007) 'Bathymetrical evolution of critical  
942 shoaling sectors on Galheta channel, navigable access to Paranaguá Bay, Brazil', *Journal*  
943 *of Coastal Research*, 23(1), pp. 49–58. Doi: 10.2112/03-0063.1.
- 944 Lana, P. C. et al. (2001) 'The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil',  
945 *Coastal Marine Ecosystem of Latin America*, 144(Ecological Studies), pp. 131–145. Doi:  
946 10.1007/978-3-662-04482-7\_11.
- 947 Lana, P. C. et al. (2001) 'The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil', in  
948 *Coastal Marine Ecosystem of Latin America*, pp. 131–146.
- 949 Lewison, R. L., et al. (2004) 'Understanding impacts of fisheries bycatch on marine  
950 megafauna', *Trends in Ecology and Evolution*, 19(11), pp. 598–604. Doi:  
951 10.1016/j.tree.2004.09.004.
- 952 Lewison, R. L. et al. (2014) 'Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch  
953 reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots', *Proceedings of the National*  
954 *Academy of Sciences*, 111(14), pp. 5271–5276. Doi: 10.1073/pnas.1318960111.
- 955 López-Barrera, E. A., Longo, G. O. and Monteiro-Filho, E. L. A. (2012) 'Incidental capture of  
956 green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay,  
957 Southern Brazil', *Ocean and Coastal Management*. Elsevier Ltd, 60, pp. 11–18. Doi:  
958 10.1016/j.ocecoaman.2011.12.023.
- 959 Lyons, K. and Adams, D. H. (2015) 'Maternal offloading of organochlorine contaminants in  
960 the yolk-sac placental scalloped hammerhead shark (*Sphyrna lewini*)', *Ecotoxicology*,  
961 24(3), pp. 553–562. Doi: 10.1007/s10646-014-1403-7.
- 962 Magris, R. A. et al. (2019) 'A modelling approach to assess the impact of land mining on  
963 marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events  
964 (SW Brazil)', *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V., 659(January), pp. 828–  
965 840. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.12.238.
- 966 Magris, R. A. et al. (2020) 'A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and  
967 supporting the achievement of global conservation goals', *Diversity and Distributions*,  
968 (November). Doi: 10.1111/ddi.13183.
- 969 Magris, R. A., Grech, A. and Pressey, R. L. (2018) 'Cumulative Human Impacts on Coral Reefs:  
970 Assessing Risk and Management Implications for Brazilian Coral Reefs Cumulative  
971 Human Impacts on Coral Reefs', *Diversity*, 10(26). Doi: 10.3390/d10020026.
- 972 Malakoff, D. (2010) 'A push for quieter ships', *Science*, 328(5985), pp. 1502–1503. Doi:  
973 10.1126/science.328.5985.1502.
- 974 Malinowski, C. R. et al. (2021) 'Mercury offloading in gametes and potential adverse effects  
975 of high mercury concentrations in blood and tissues of Atlantic Goliath Grouper  
976 *Epinephelus itajara* in the southeastern United States', *Science of the Total Environment*.  
977 Elsevier B.V., 779, p. 146437. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146437.
- 978 Mann, D. A. et al. (2009) 'Goliath grouper *Epinephelus itajara* sound production and  
979 movement patterns on aggregation sites', *Endangered Species Research*, 7(3), pp. 229–  
980 236. Doi: 10.3354/esr00109.

- 981 Marcondes, D. S. et al. (2020) ‘Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos  
982 em golfinhos costeiros: avaliação, monitoramento e medidas de mitigação’, *Boletim da*  
983 *Sociedade Brasileira de Mastologia*, pp. 135–145.
- 984 Marcotte, D., Hung, S. K. and Caquard, S. (2015) ‘Mapping cumulative impacts on Hong  
985 Kong’s pink dolphin population’, *Ocean and Coastal Management*, 109, pp. 51–63. Doi:  
986 10.1016/j.ocecoaman.2015.02.002.
- 987 Martin, T. G. et al. (2012) ‘Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science’,  
988 *Conservation Biology*, 26(1), pp. 29–38. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x.
- 989 Marutani, V. H. B. et al. (2021) ‘Systematic beach monitoring as a health assessment tool:  
990 Cetacean morbillivirus under non-epizootic circumstances in stranded dolphins’,  
991 *Transboundary and Emerging Diseases*, (May), pp. 1–8. Doi: 10.1111/tbed.14271.
- 992 Matulik, A. G. et al. (2017) ‘Bioaccumulation and biomagnification of mercury and  
993 methylmercury in four sympatric coastal sharks in a protected subtropical lagoon’,  
994 *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 116(1–2), pp. 357–364. Doi:  
995 10.1016/j.marpolbul.2017.01.033.
- 996 Maxwell, S. et al. (2013) ‘Cumulative human impacts on marine predators’, *Nature*. Nature  
997 Publishing Group, 4, pp. 1–9. Doi: 10.1038/ncomms3688.
- 998 Mendonça, J. T. et al. (2017) ‘Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil)  
999 no período de 2005 a 2015’, *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41, pp. 140–157. Doi:  
1000 10.5380/dma.v41i0.49194.
- 1001 Miksis-olds, J. L., Martin, B. and Tyack, P. (2018) ‘Exploring the Ocean through Sound’,  
1002 *Acoustics Today*, 14(1), pp. 26–34. Doi: 10.3233/JAD-2010-  
1003 100201\13655m88p45n0707 [pii].
- 1004 MTPA – Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil (2018) *Plano Mestre do Complexo*  
1005 *Portuário de Paranaguá e Antonina*. 774p.
- 1006 MMA – Ministério do Meio Ambiente (2018) *Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso*  
1007 *Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização Série*  
1008 *Biodiversidade e Florestas*. Disponível em [http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-  
1009 atualizacao-das-areas-prioritarias](http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias).
- 1010 Moura, S. P. G. et al. (2021) ‘Environmental and behavioral factors influencing individual  
1011 variation in spatial use by Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*)’, *Journal of Mammalogy*,  
1012 (X), pp. 1–11. Doi: 10.1093/jmammal/gyab056.
- 1013 Murray, C. C., Mach, M. E. and Martone, R. G. (2014) *Cumulative Effects in Marine*  
1014 *Ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions*.
- 1015 Myers, R. A. et al. (2007) ‘Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal  
1016 ocean’, *Science*, 315(5820), pp. 1846–1850. Doi: 10.1126/science.1138657.
- 1017 Nelms, S. et al. (2021) ‘Marine mammal conservation: over the horizon’, *Endangered Species*  
1018 *Research*, 44, pp. 291–325. Doi: 10.3354/esr01115.
- 1019 Nelms, S. E. et al. (2015) ‘Plastic and marine turtles: a review and call for research’, *ICES*  
1020 *Journal of Marine Science*. doi:10.1093/icesjms/fsv165
- 1021 Nelms, S. E. et al. (2018) ‘Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators’,  
1022 *Environmental Pollution*. Elsevier Ltd, 238, pp. 999–1007. Doi:  
1023 10.1016/j.envpol.2018.02.016.
- 1024 Ng, A. K. Y. And Song, S. (2010) ‘The environmental impacts of pollutants generated by  
1025 routine shipping operations on ports’, *Ocean and Coastal Management*. Elsevier Ltd,  
1026 53(5–6), pp. 301–311. Doi: 10.1016/j.ocecoaman.2010.03.002.
- 1027 Noernberg, M. A. (2001) *Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá-  
1028 Paraná, Brasil: um estudo a partir de dados in situ e Landsat-TM.*, Curitiba, Tese  
1029 (Doutorado em Geologia) – UFPR, 219p. Doi: 10.5380/geo.v51i0.4190.



- 1030 Nunes, T. Y., Broadhurst, M. K. and Domit, C. (2021) ‘Selectivity of marine-debris ingestion  
1031 by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed  
1032 area’, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 169(April), p. 112574. Doi:  
1033 10.1016/j.marpolbul.2021.112574.
- 1034 Pais, F. S. et al. (2018) ‘Anthropogenic noise and guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in  
1035 Brazil: ecological and conservation concerns’, in Rossi-Santos, M. R. And Finkl, C. W.  
1036 (eds) *Advances in Marine Vertebrate Research in Latin America*. 1o. Springer, pp. 321–  
1037 366. Doi: 10.1007/978-3-319-56985-7.
- 1038 Paraná, I. A. Do (2009) *Plano de Conservação par Tetrápodes Marinhos no Paraná*.  
1039 Parana (2019) ‘*Plano para o Desenvolvimento Sustentável do Litoral do Paraná*’, 703p.
- 1040 Passos, A. C. et al. (2012) ‘Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic’,  
1041 *Biota Neotropica*, 12(3), pp. 226–238. Doi: 10.1590/S1676-06032012000300022.
- 1042 Peckham, S. H. et al. (2008) ‘High mortality of loggerhead turtles due to bycatch, human  
1043 consumption and strandings at Baja California Sur, Mexico, 2003 to 2007’, *Endangered  
1044 Species Research*, 5(2–3), pp. 171–183. Doi: 10.3354/esr00123.
- 1045 Petrobrás (2020) *Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira da Bacia de Santos PMAP-  
1046 BS (JUL-DEZ 2019) - São Paulo*.
- 1047 Pignati, W. A. et al. (2017) ‘Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: Uma  
1048 ferramenta para a vigilância em saúde’, *Ciencia e Saude Coletiva*, 22(10), pp. 3281–3293.  
1049 Doi: 10.1590/1413-812320172210.17742017.
- 1050 Port, D., Alvarez Perez, J. A. and De Menezes, J. T. (2016) ‘The evolution of the industrial  
1051 trawl fishery footprint off southeastern and southern Brazil’, *Latin American Journal of  
1052 Aquatic Research*, 44(5), pp. 908–925. Doi: 10.3856/vol44-issue5-fulltext-4.
- 1053 Rigby, C. L., Dulvy, N. K., et al. (2019) *Scalloped Hammerhead (Sphyrna lewini)*, *The IUCN  
1054 Red List of Threatened Species 2019*. Available at:  
1055 <http://www.fishbase.se/summary/Sphyrna-lewini.html> (Accessed: 18 December 2020).
- 1056 Rigby, C. L., et al. (2019) *Smooth Hammerhead (Sphyrna zygaena)*, *The IUCN Red List of  
1057 Threatened Species 2019*. Available at: [http://www.fishbase.se/summary/Sphyrna-  
1058 lewini.html](http://www.fishbase.se/summary/Sphyrna-lewini.html) (Accessed: 18 December 2020).
- 1059 Rigby, C. L. et al. (2021) *Carcharias taurus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*.  
1060 Available at:  
1061 [https://www.fishbase.de/Summary/speciessummary.php?ID=747&AT=sand+tiger+shar  
1062 k](https://www.fishbase.de/Summary/speciessummary.php?ID=747&AT=sand+tiger+shark).
- 1063 Rosas, F. C. and Monteiro-Filho, E. L. A. (2002) ‘Reproduction of the estuarine dolphin  
1064 (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, Southern Brazil.’, *Journal of Mammalogy*,  
1065 83(2), pp. 507–515. Doi: 10.1644/1545-1542(2002)083<0507:roteds>2.0.co;2.
- 1066 Rosas, F. C. W. and Monteiro-filho, E. L. A. (2002) ‘Reproductive parameters of *Pontoporia  
1067 blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae), on the coast of São Paulo and Paraná States, Brazil.’,  
1068 *Mammalia*, 66(2), pp. 231–245. Doi: 10.1515/mamm.2002.66.2.231.
- 1069 Rosas, F. C. W., Monteiro-Filho, E. L. A. and Oliveira, M. R. (2002) ‘Incidental catches of  
1070 franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo State and the coast  
1071 of Paraná State, Brazil’, *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1), pp. 161–167.  
1072 Doi: 10.5597/lajam00020.
- 1073 Rosso-Londoño, M. C. (2010) *Caracterização da mortalidade de cetáceos no litoral do estado  
1074 do Paraná e sua relação com a pesca*. Pontal do Paraná, Dissertação (Mestrado em Sistemas  
1075 Costeiros e Oceânicos) - UFPR, 2010
- 1076 Rumbold, D. et al. (2014) ‘Mercury Accumulation in Sharks from the Coastal Waters of  
1077 Southwest Florida’, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(3), pp.  
1078 402–412. Doi: 10.1007/s00244-014-0050-6.

- 1079 Saaristo, M. et al. (2018) ‘Direct and indirect effects of chemical contaminants on the  
1080 behaviour, ecology and evolution of wildlife’, *Proceedings of the Royal Society B:  
1081 Biological Sciences*, 285(1885). Doi: 10.1098/rspb.2018.1297.
- 1082 Sachs et al. (2021) *The Decade of Action for the Sustainable Development Goals. Sustainable  
1083 Development Report 2021*. Cambridge: Cambridge University Press. Disponível em:  
1084 <https://dashboards.sdgindex.org/>
- 1085 Sánchez, L.E. (2013). *Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos*. 2. Ed. São Paulo:  
1086 Oficina de Textos.
- 1087 Santos, M., Oshima, M. and Da Silva, E. (2009) ‘Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia  
1088 blainvillei*): The discovery of a population in the paranagua estuarine complex, Southern  
1089 Brazil’, *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(1), pp. 57–63.
- 1090 Schoeman, R. P., Patterson-Abrolat, C. and Plön, S. (2020) ‘A Global Review of Vessel  
1091 Collisions With Marine Animals’, *Frontiers in Marine Science*, 7(May), pp. 1–25. Doi:  
1092 10.3389/fmars.2020.00292.
- 1093 Secchi, E., Santos, M. C. O. and Reeves, R. (2018) *Sotalia guianensis, Guiana Dolphin*.  
1094 Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20010A22247615.en>.
- 1095 Selkoe, K. A. et al. (2009) ‘A map of human impacts to a “pristine” coral reef ecosystem, the  
1096 Papahānaumokuākea Marine National Monument’, *Coral Reefs*, 28(2009), pp. 635–650.  
1097 Doi: 10.1007/s00338-009-0490-z.
- 1098 Sella, K. A. N., Sicius, L. and Fuentes, M. M. P. B. (2019) ‘Using expert elicitation to determine  
1099 the relative impact of coastal modifications on marine turtle nesting grounds’, *Coastal  
1100 Management*. Taylor & Francis, 47(5), pp. 492–506. Doi:  
1101 10.1080/08920753.2019.1642176.
- 1102 Seminoff, J. A. (2004) *Chelonia mydas, green turtle*. The IUCN Red List of Threatened  
1103 Species. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>
- 1104 Senko, J. et al. (2020) ‘Understanding individual and population-level effects of plastic  
1105 pollution on marine megafauna’, *Endangered Species Research*. Inter-Research Science  
1106 Center, 43, pp. 234–252. Doi: 10.3354/esr01064.
- 1107 Soares, E. D. (2020) *Lesões de pele em botos-cinza registrados em área portuária e de  
1108 conservação: respostas de curto prazo a distúrbios antropogênicos*, Pontal do Paraná,  
1109 Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) – UFPR, 200p.
- 1110 Steneck, R. S. and Pauly, D. (2019) ‘Fishing through the Anthropocene’, *Current Biology*.  
1111 Elsevier, 29(19), pp. R987–R992. Doi: 10.1016/j.cub.2019.07.081.
- 1112 Temple, A. J. et al. (2017) ‘Marine megafauna interactions with small-scale fisheries in the  
1113 southwestern Indian Ocean: a review of status and challenges for research and  
1114 management’, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, pp. 1–27. Doi: 10.1007/s11160-  
1115 017-9494-x.
- 1116 Tiktak, G. P. et al. (2020) ‘Are concentrations of pollutants in sharks, rays and skates (  
1117 Elasmobranchii ) a cause for concern? A systematic review’, *Marine Pollution Bulletin*.  
1118 Elsevier, 160(September), p. 111701. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111701.
- 1119 Todd, V. L. G. et al. (2015) ‘A review of impacts of marine dredging activities on marine  
1120 mammals’, *ICES Journal of Marine Science*, 72, pp. 328–340.
- 1121 Trevizani, T. H. et al. (2019) ‘Assessment of metal contamination in fish from estuaries of  
1122 southern and southeastern Brazil’, *Environmental Monitoring and Assessment*.  
1123 Environmental Monitoring and Assessment, 191(5). Doi: 10.1007/s10661-019-7477-1.
- 1124 Trevizani, T. H. et al. (2021) ‘Mercury in trophic webs of estuaries in the southwest Atlantic  
1125 Ocean’, *Marine Pollution Bulletin*, 167(April). Doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112370.
- 1126 Trew, B. T. et al. (2019) ‘Using Cumulative Impact Mapping to Prioritize Marine Conservation  
1127 Efforts in Equatorial Guinea’, *Frontiers in Marine Science*, 6(November). Doi:  
1128 10.3389/fmars.2019.00717.

- 1129 Trozzi, C. and Vaccaro, R. (2000) 'Environmental impact of port activities', *Maritime*  
1130 *Engeneering and Ports*.
- 1131 Tulloch, V. J. D. et al. (2015) 'Why do we map threats? Linking threat mapping with actions  
1132 to make better conservation decisions', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(2),  
1133 pp. 91–99. Doi: 10.1890/140022.
- 1134 Tyack, P. L. (2000) 'Functional aspects of cetacean communication', *Cetacean Societies. Field*  
1135 *studies of dolphins and whales*, pp. 270–307.
- 1136 Tyson, R. B. et al. (2017) 'Novel Bio-Logging Tool for Studying Fine-Scale Behaviors of  
1137 Marine Turtles in Response to Sound', *Frontiers in Marine Science*, 4(July), pp. 1–11.  
1138 Doi: 10.3389/fmars.2017.00219.
- 1139 Uhlmann, S. S. and Broadhurst, M. K. (2013) 'Mitigating unaccounted fishing mortality from  
1140 gillnets and traps', *Fish and Fisheries*, 16(2), pp. 183–229. Doi: 10.1111/faf.12049.
- 1141 UNDP – United Nations Development Program (2021) *Sustainable Development Goals*.  
1142 Disponível em <https://www.undp.org/sustainable-development-goals>
- 1143 UNEP – United Nations Environmental Program (2016) *Marine plastic debris and*  
1144 *microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change.*,  
1145 *United Nations Environment Programme, Nairobi*.
- 1146 Vidal, L. G. et al. (2020) 'Pyrethroid insecticides along the Southwestern Atlantic coast:  
1147 Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) as a bioindicator', *Science of the Total Environment*.  
1148 Elsevier B.V., 728(April), p. 138749. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138749.
- 1149 Wallace, B. P. et al. (2013) 'Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations  
1150 worldwide: toward conservation and research priorities', *Ecosphere*, 4(3), p. Art40. Doi:  
1151 10.1890/ES12-00388.1.
- 1152 Wilcox, C. et al. (2016) 'Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on  
1153 marine wildlife', *Marine Policy*. Elsevier, 65, pp. 107–114. Doi:  
1154 10.1016/j.marpol.2015.10.014.
- 1155 Williams, J. L. et al. (2019) 'Using expert opinion to identify and determine the relative impact  
1156 of threats to sea turtles in Mozambique', *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater*  
1157 *Ecosystems*, 29(11), pp. 1936–1948. Doi: 10.1002/aqc.3160.
- 1158 Worm, B. et al. (2006) 'Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services', *Science*,  
1159 314(November), pp. 787–790.
- 1160 Wosnick, N. et al. (2021) 'Negative metal bioaccumulation impacts on systemic shark health  
1161 and homeostatic balance', *Marine Pollution Bulletin*, 168(August 2020). Doi:  
1162 10.1016/j.marpolbul.2021.112398.
- 1163 Zappes, C. A. et al. (2016) 'Artisanal fishing and the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in  
1164 Southern Brazil: Ethnoecology from the fishing practice', *Journal of the Marine*  
1165 *Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), pp. 867–877. Doi:  
1166 10.1017/S0025315416001788.
- 1167 Zerbini, A. N. et al. (2017) *Pontoporia blainvillei, Franciscana*. Available at:  
1168 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20010A22247615.en>.  
1169

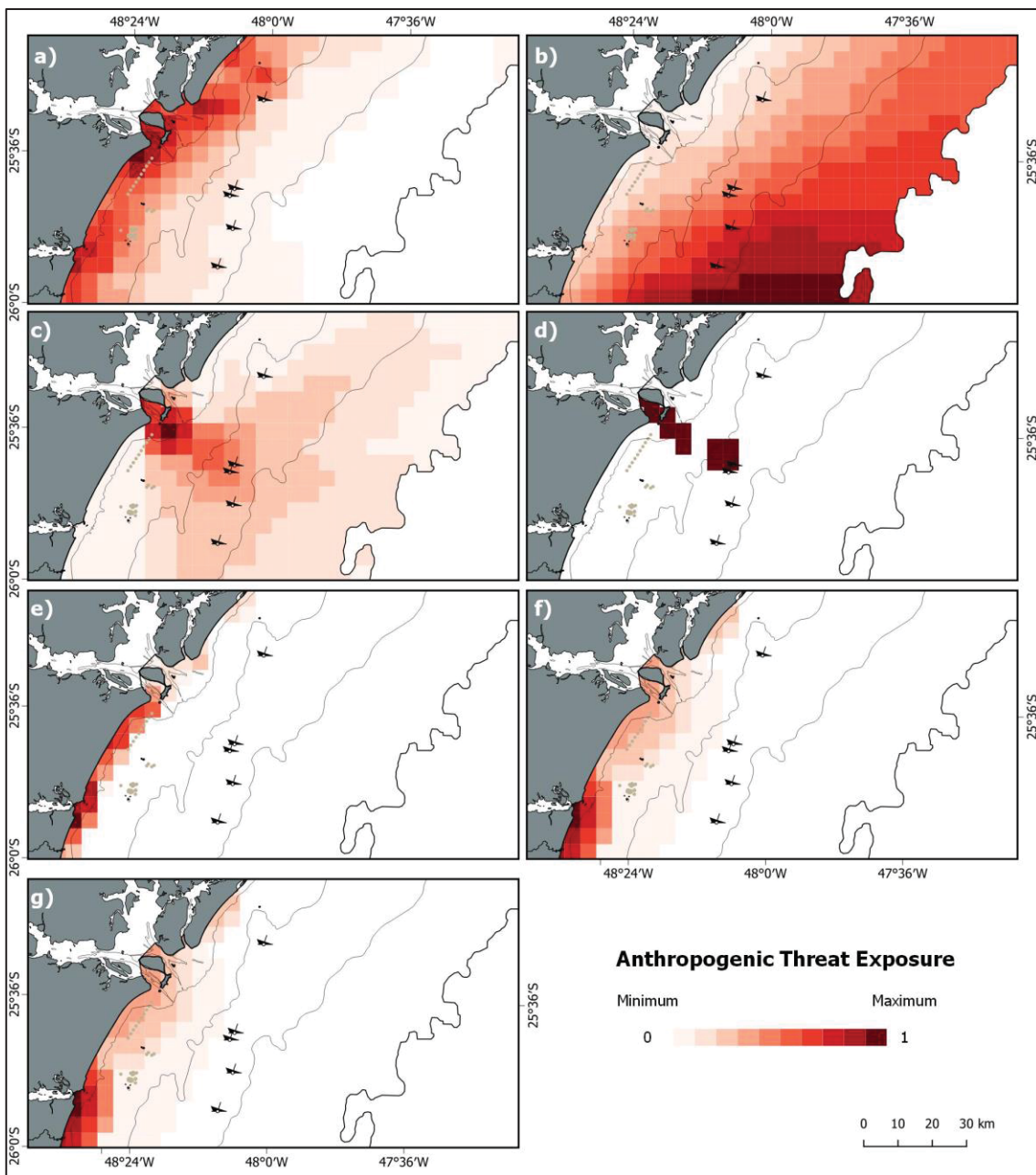


1170 **Supplementary Material**

1171

1172 **Supplementary Figure S-1.** Distribution of exposure to anthropogenic threats (intensity values  
 1173 between 0 and 1), in the inner continental shelf of Paraná (ICS-PR) for (a) small-scale fishing,  
 1174 (b) industrial fishing, (c) marine traffic, (d) dredging activities, (e) direct human impact,  
 1175 organic pollution, and (g) nutrient pollution.

1176



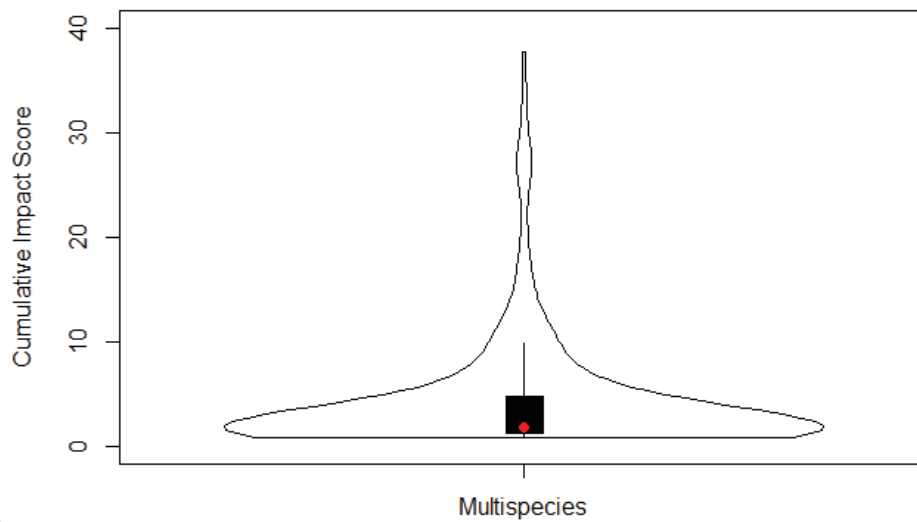
1177

1178

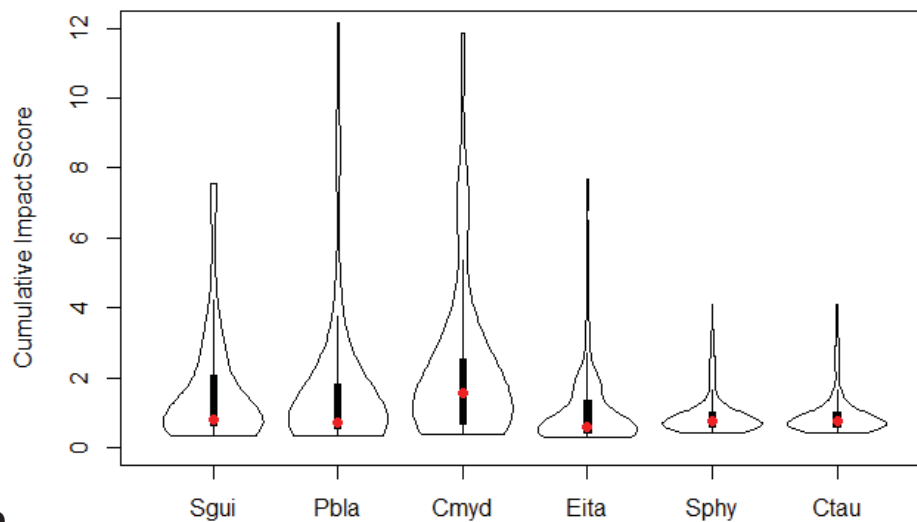
1179

1180

1181 **Supplementary Figure S-2.** Violin plot representing the cumulative impact on ecologically  
1182 important areas by (a) all species combined (multispecies) and (b) each megafauna species  
1183 (Sgui = *Sotalia guianensis*, Pbla = *Pontoporia blainvillei*, Cmyd = *Chelonia mydas*, Eita =  
1184 *Epinephelus itajara*, Sphy = *Sphyrna spp.*, Ctau = *Carcharias taurus*), in the inner continental  
1185 shelf of the Paraná coast (ICS-PR).



1186

**a**

1187

**b**

1188

1189

1190

1191

1192

1193

1194

1195 **Supplementary Table S-1.** Description of vulnerability attributes and their classification  
 1196 system provided to experts to assess the potential impact of anthropogenic threats on marine  
 1197 megafauna species.

|                                 |  |
|---------------------------------|--|
| <b><i>Scale</i></b>             | <p>Average scale at which an anthropogenic activity affects marine megafauna species. Scale includes both direct and indirect impacts and is expressed in square kilometers.</p> <p>0 No impact<br/>           1 &lt; 1 km<sup>2</sup><br/>           2 1-10 km<sup>2</sup><br/>           3 10-100 km<sup>2</sup><br/>           4 100-1000 km<sup>2</sup><br/>           5 1000 – 10 000 km<sup>2</sup><br/>           6 &gt;10 000 km<sup>2</sup></p>   |
| <b><i>Frequency</i></b>         | <p>Frequency describes how often activities occur in this area. For activities that occur as discrete events, frequency represents the periodicity at which new events occur, not the duration of a single event.</p> <p>0 Never occurs<br/>           1 Rare: Insufficient frequency to affect the long-term dynamics of a given population or region<br/>           2 Occasional: Frequent but irregular in nature<br/>           3 Annual or regular: Frequent and often seasonal or periodic in nature<br/>           4 Persistent: Constant year-round, lasting through multiple years or decades</p>   |
| <b><i>Functional impact</i></b> | <p>Functional impact defines the intensity of the impact's influence in terms of trophic levels connected to megafauna. Some activities may only affect some species within that area, while other activities affect the entire ecosystem.</p> <p>0 No impact<br/>           1 Species-level: One or more species in a single of different trophic levels<br/>           2 Single trophic level: multiple species affected; complete changes in trophic level<br/>           3 Multiple trophic levels: multiple species affected; multiple trophic levels change<br/>           4 Entire community: cascading effect that alter the entire ecosystem</p>  |
| <b><i>Resilience</i></b>        | <p>Resilience describes the average tendency of a species, trophic level, or community to resist changing its natural state in response to an anthropogenic activity. The ranking scheme refers to the resistance, reversibility, and recovery time of the functional level (identified in the previous step).</p> <p><i>Resistance</i> is the ability of the functional level affected to remain unchanged<br/> <i>Reversibility</i> is the ability of the functional level affected to recover their ecological functions<br/> <i>Recovery time</i> is the average time required for the functional level affected to recover their ecological functions. For persistent threats, we consider the recovery time following removal of the threat</p> <p>0 No impact<br/>           1 Very high: high resistance, reversible in less than a few weeks, fast recovery less than a few weeks</p> |

- 2 High: high resistance, reversible in less than a few months, recovery less than a few months
- 3 Medium: medium resistance, reversible in less than a year, slow recovery in less than a year
- 4 Low: low resistance, reversible in more than a year, slow recovery in more than a year
- 5 Very low: low resistance, irreversible and no possibility of recovery

---

|                  |   |
|------------------|---|
| <b>Certainty</b> | A qualitative individual measure that indicates experience associated with knowledge used to determine vulnerability. |
| 0                | Not applicable  |
| 1                | Low certainty: Very little or no empirical work exists and/or the expert has limited personal experience              |
| 2                | Moderate certainty: Some empirical work exists and/or expert has some personal experience                             |
| 3                | High certainty: Body of empirical work exists and/or the expert has direct personal experience                        |
| 4                | Very certain: Extensive empirical work exists and/or the expert has extensive personal experience                     |

---

1198

1199

1200

1201 **Supplementary Table S-2.** Average vulnerability scores for each anthropogenic threat  
 1202 assigned by regional experts during the online survey to assess the impacts on each megafauna  
 1203 species, based on the ranking system described in Table S1. Shading is based on the average  
 1204 score (higher than 3, red; between 2.5 and 3, orange; between 2 and 2.5, yellow; lower than 2,  
 1205 green). Anthropogenic threats with high score levels are in bold.

|                               | <i>Industrial fishing</i> | <i>Small-scale fishing</i> | <i>Commercial shipping</i> | <i>Dredging activities</i> | <i>Direct human impact</i> | <i>Organic pollution</i> | <i>Nutrient pollution</i> | Certainty  |
|-------------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|--------------------------|---------------------------|------------|
| <i>Pontoporia blainvillei</i> | <b>3.46</b>               | 3.45                       | 2.95                       | 2.77                       | 2.86                       | 3.29                     | 3.29                      | <b>3.0</b> |
| <i>Sotalia guianensis</i>     | <b>3.46</b>               | 3.45                       | 2.95                       | 2.77                       | 2.86                       | 3.29                     | 3.29                      | <b>3.0</b> |
| <i>Chelonia mydas</i>         | <b>3.73</b>               | 3.32                       | 2.65                       | 3.01                       | 3.10                       | 3.35                     | 3.35                      | 2.5        |
| <i>Epinephelus itajara</i>    | 3.03                      | 3.30                       | 2.82                       | <b>3.55</b>                | 2.94                       | 3.28                     | 3.28                      | 1.3        |
| <i>Sphyrna spp.</i>           | <b>3.42</b>               | 3.34                       | 2.80                       | 3.07                       | 2.17                       | 2.33                     | 2.33                      | 1.9        |
| <i>Carcharias taurus</i>      | <b>3.42</b>               | 3.34                       | 2.80                       | 3.07                       | 2.17                       | 2.33                     | 2.33                      | 1.9        |
| <b>Average</b>                | <b>3.41</b>               | <b>3.35</b>                | <b>2.81</b>                | <b>3.10</b>                | <b>2.77</b>                | <b>3.06</b>              | <b>3.06</b>               |            |
| Certainty                     | 2.4                       | <b>3.0</b>                 | 1.8                        | 2.3                        | 2.0                        | 1.6                      | 1.6                       |            |

1206

1 **CAPÍTULO 4**

2

3 **A atividade pesqueira artesanal e suas interações com a megafauna marinha: implicações**  
4 **para a conservação de espécies ameaçadas**

5

6 *Small-scale fisheries and their interactions with marine megafauna: implications for the*  
7 *conservation of threatened species.*

8

9 **Angela Zaccaron da Silva<sup>1,2</sup> | Hugo Bornatowski<sup>3</sup> | Camila Domit<sup>1,3</sup>**

10

11 <sup>1</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do  
12 Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

13 <sup>2</sup> Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar,  
14 Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

15 <sup>3</sup> Associação MarBrasil, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

16

17 \* Corresponding author: Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar,  
18 Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 61, 83255-976, Pontal do Paraná, Paraná (PR),  
19 Brazil. e-mail cadomit@gmail.com

20

21 Formatação conforme normas da revista Desenvolvimento e Meio Ambiente, ISSN 1518-952X,  
22 fator de impacto (2017) = 2.810, Qualis CAPES A2.

23

24 Status do artigo: aceito para publicação (primeira página do artigo submetido à revista  
25 Desenvolvimento e Meio Ambiente no Material Suplementar).

26

27



## 28 RESUMO

29 A megafauna marinha fornece serviços ecossistêmicos essenciais para a saúde e  
30 resiliência dos oceanos por meio de funções ecológicas na estrutura e dinâmica das  
31 comunidades marinhas. Áreas costeiras rasas são utilizadas por espécies da megafauna que tem  
32 potencial sobreposição com as principais áreas utilizadas pelas pescarias costeiras, aumentando  
33 o risco de interações. A captura acidental por pescarias costeiras tem sido identificada como a  
34 principal ameaça global para espécies da megafauna, comprometendo a persistência de  
35 populações ameaçadas de extinção e, portanto, devem ser avaliadas, monitoradas e seus  
36 impactos mitigados. O presente estudo utiliza o modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* como uma  
37 ferramenta para compreensão das interações entre espécies costeiras da megafauna marinha  
38 ameaçadas de extinção e a atividade pesqueira artesanal, com enfoque nas atividades realizadas  
39 na plataforma interna ao longo do estado do Paraná, sul do Brasil. A partir dos resultados foi  
40 possível identificar estratégias de pesquisa e gestão que promovam ou potencializam as ações  
41 para redução dos impactos da captura incidental, assim como lacunas de conhecimento e  
42 desafios encontrados, fornecendo subsídios para a abordagem ecossistêmica e gestão integrada  
43 da zona costeira paranaense.

44 **Palavras-chave:** megafauna marinha, captura incidental, pesca costeira artesanal,  
45 *DAPSI(W)R(M)*

46

47 *Small-scale fisheries and their interactions with marine megafauna: implications for the*  
48 *conservation of threatened species.*

## 49 ABSTRACT

50 The marine megafauna has intrinsic importance to ecosystems, but also provide  
51 essential services for ocean health and resilience through ecological roles in the structure and  
52 dynamics of marine communities. However, the bycatch by coastal fisheries has been identified  
53 as a global threat to megafauna species, compromising the persistence of threatened populations  
54 and, therefore, must be evaluated, monitored and its impacts mitigated. This study uses the  
55 *DAPSI(W)R(M)* approach as a tool to understand the interactions between coastal species of  
56 threatened marine megafauna and small-scale fisheries, focusing on the inner shelf throughout  
57 the Paraná state, southern Brazil. From the results, it was possible to identify research and  
58 management strategies that promote or enable actions to reduce the bycatch impacts, as well as  
59 knowledge gaps and challenges, providing support for the ecosystem approach and integrated  
60 management of the Paraná coastal zone.

61 **Keywords:** marine megafauna, bycatch, coastal fisheries, *DAPSI(W)R(M)*

## 1. INTRODUÇÃO

O declínio populacional de algumas espécies da megafauna marinha tem sido documentado por diversos autores nos últimos anos (Lewison *et al.* 2004, 2014; Soykan *et al.* 2008). A megafauna marinha, grupo composto por grandes vertebrados marinhos como os mamíferos marinhos, tartarugas marinhas e peixes de grande porte, apresentam características em comum como maturidade sexual tardia, crescimento lento e baixo potencial reprodutivo, resultando em baixa capacidade de aumento populacional e alta vulnerabilidade às diversas ameaças antrópicas (Lewison *et al.*, 2004; Peckham *et al.*, 2007; Tavares *et al.*, 2019). As espécies da megafauna contribuem com a resiliência e saúde dos ecossistemas marinhos e ainda provêm serviços essenciais através da regulação da estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas, tanto em escala global como à nível regional (Myers *et al.*, 2007; Heithaus *et al.*, 2008; Estes *et al.*, 2011). Componentes importantes desta dinâmica são as espécies predadoras de topo de cadeia trófica (Heithaus *et al.*, 2008; Estes *et al.*, 2011) e as forrageadoras, que regulam a ciclagem de nutrientes (Tavares *et al.*, 2019).

No entanto, impactos como as interações com petrechos de pesca, a colisão com embarcações, a ingestão de detritos e a contaminação por poluentes, além da degradação e a perda de habitats em todo o mundo, ameaçam a megafauna e contribuem para a suscetibilidade das espécies à extinção (Dulvy *et al.*, 2003; Lewison *et al.*, 2004; Schipper *et al.*, 2008; IUCN, 2020). Muitas espécies são particularmente vulneráveis à captura incidental pelas pescarias costeiras e oceânicas, atividade considerada a principal ameaça global e importante fator de declínio populacional (Lewison *et al.*, 2004;2011; Soykan *et al.*, 2008; Crespo *et al.*, 2010; Wallace *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2021). De maneira geral, a captura incidental ou *bycatch* é definida como a captura não intencional de organismos marinhos que não são espécies-alvo durante as operações de pesca (Hall *et al.*, 2000).

A captura incidental de espécies da megafauna pela pesca industrial tem sido amplamente registrada em todo mundo (Lewison *et al.*, 2014; Wallace *et al.*, 2013; Worm *et al.*, 2013). Entretanto, apesar de diversos trabalhos mostrarem uma elevada ocorrência deste tipo de captura em pescarias artesanais (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011; Peckham *et al.*, 2007), inclusive com taxas de captura incidental superiores às encontradas pelas frotas industriais em algumas pescarias (Peckham *et al.*, 2007; 2008), os impactos causados à megafauna marinha são raramente abordados (Castro *et al.*, 2021). Além disso, o uso de áreas costeiras rasas para reprodução, alimentação, busca de abrigo e proteção por estas espécies, tem potencial sobreposição com as principais áreas utilizadas pelas pescarias artesanais costeiras, aumentando o risco de interações (Wallace *et al.*, 2013; Komoroske & Lewison, 2015). Neste cenário, os

96 efeitos relacionados à captura incidental pelas pescarias artesanais costeiras podem  
97 comprometer a persistência de populações vulneráveis ou ameaçadas e, portanto, devem ser  
98 avaliadas, monitoradas e seus impactos mitigados (Soykan *et al.*, 2008; Castro *et al.*, 2021).

99 Em todo o mundo, estima-se que a pesca artesanal empregue cerca de 90% das pessoas  
100 diretamente dependentes da atividade pesqueira, proporcionando segurança alimentar e  
101 nutricional, emprego e renda para as economias locais, ao mesmo tempo que sustenta a  
102 subsistência de comunidades pesqueiras ribeirinhas (Berkes *et al.*, 2001; FAO, 2005). No  
103 Brasil, a pesca artesanal é uma das atividades mais tradicionais para as comunidades costeiras  
104 e estuarinas, e constitui em muitos casos, a sua principal fonte proteica de alimentação (Isaac  
105 *et al.*, 2006; Andriguetto-Filho *et al.*, 2014; Zamboni *et al.*, 2020). Apesar da enorme  
106 importância social e econômica desta atividade, que representa cerca de 53% da produção  
107 pesqueira nacional e a grande maioria das embarcações pesqueiras, o monitoramento dos  
108 desembarques é disperso, limitado ou inexistente, comprometendo a eficácia da gestão  
109 pesqueira no país ((Isaac *et al.*, 2006; Vasconcellos *et al.*, 2007; Zamboni *et al.*, 2020). Além  
110 disso, as características intrínsecas da pesca artesanal, como o grande número de embarcações  
111 que desembarcam em pontos dispersos ao longo da costa; a versatilidade dos pescadores que  
112 mudam os métodos, os petrechos e as áreas de pesca de forma rápida e frequente para maximizar  
113 suas capturas; o espaço limitado para a presença de observadores de bordo nas embarcações; e  
114 a desconfiança por parte dos pescadores em fornecer informações sobre capturas incidentais,  
115 dificulta as avaliações destes impactos sobre os animais da megafauna marinha em regiões  
116 costeiras (Peckham *et al.*, 2007; Vasconcellos *et al.*, 2007; Castro *et al.*, 2021).

117 Diversos estudos têm discutido e avaliado propostas de manejo para a mitigação das  
118 capturas incidentais da megafauna marinha nas pescarias costeiras (Lewison *et al.*, 2004; 2011;  
119 Castro *et al.*, 2021). Contudo, para superar desafios globais como a manutenção da  
120 biodiversidade marinha e seus processos ecológicos, garantindo o desenvolvimento sustentável  
121 das atividades humanas e a segurança alimentar para comunidades costeiras, é necessário adotar  
122 uma abordagem que reconheça a complexidade dos sistemas marinhos-costeiros e a integração  
123 dos componentes sociais, econômicos e ecológicos (Lewison *et al.*, 2016; Elliott *et al.*, 2017).  
124 Neste sentido, o modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* (proposto por Elliott *et al.*, 2017) tem como  
125 objetivo desenvolver uma melhor compreensão dos impactos das atividades antrópicas sobre o  
126 meio ambiente ao longo da cadeia causal: condutores (*Drivers*), atividades (*Activities*), pressão  
127 (*Pressure*), estado (*State*), impacto no bem-estar (*Impact on Welfare*) e respostas como medidas  
128 (*Response as Measures*). Este modelo vem sendo utilizado como uma abordagem para  
129 estruturação e análise de problemas ambientais em sistemas marinhos como forma de orientar

130 políticas públicas voltadas para o manejo das atividades humanas (Lewison *et al.*, 2016; Patrício  
131 *et al.*, 2016).

132 Assim, este estudo utiliza o modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* como uma ferramenta  
133 para compreensão das interações entre espécies costeiras da megafauna marinha ameaçadas de  
134 extinção e a atividade pesqueira artesanal, com enfoque nas atividades realizadas na plataforma  
135 interna ao longo do estado do Paraná, sul do Brasil. Esta abordagem auxilia na identificação de  
136 iniciativas regionais que promovam ou potencializam a redução dos impactos destas interações,  
137 bem como lacunas de conhecimento ou desafios encontrados, servindo como guia à gestão  
138 costeira regional, mas também como modelo para o manejo de territórios mais amplos.

139

## 140 2. METODOLOGIA

### 141 2.1 Área de Estudo

142 O litoral do Paraná abriga uma população estimada em cerca de 302 mil habitantes  
143 (IBGE, 2022) distribuídas em sete municípios costeiros, que desenvolvem diversas atividades  
144 econômicas, tais como a pesca e aquicultura, atividades relacionadas à agricultura, indústria e  
145 portos, além do turismo de veraneio (Pierri *et al.*, 2006 Paraná, 2019). Aproximadamente 68  
146 comunidades pesqueiras dependem dos recursos naturais e dos serviços fornecidos pelos  
147 ecossistemas marinhos da região para sua subsistência e renda (Andriguetto Filho *et al.*, 2006;  
148 Paraná, 2019).

149 Com uma extensão de aproximadamente 100 quilômetros de linha de costa, o litoral  
150 paranaense possui amplas praias arenosas e uma plataforma continental interna extensa e rasa  
151 (Lana *et al.*, 2001; Angulo *et al.*, 2006). A planície costeira é recortada ao norte pelo Complexo  
152 Estuarino de Paranaguá (CEP) (~612km<sup>2</sup> de área superficial), e ao sul pela Baía de Guaratuba  
153 (~50 km<sup>2</sup> de área superficial). Esta região faz parte de um grande sistema estuarino subtropical  
154 interconectado, considerada um patrimônio natural e uma importante área úmida na costa sul  
155 brasileira (UNESCO, 1999; MMA, 2017), a qual abriga grande diversidade de habitats naturais  
156 e fauna associada (Lana *et al.*, 2001). Nesta região, diversas espécies da megafauna marinha  
157 utilizam a área como abrigo e proteção para o desenvolvimento de atividades vitais (Costa &  
158 Chaves, 2006; Félix-Hackradt & Hackradt, 2008; Zappes *et al.*, 2016; Domit *et al.*, 2021).

159 As espécies ameaçadas da megafauna marinha avaliadas neste estudo incluem pequenos  
160 cetáceos costeiros, tartarugas-marinhas, algumas espécies de tubarões e o mero. O termo  
161 'espécie ameaçada' é entendido aqui como espécies e populações que foram avaliadas pelos  
162 critérios estabelecidos pela IUCN e listadas como Criticamente Ameaçada (CR), Ameaçada

163 (EN) ou Vulnerável (VU), nas avaliações nacionais (ICMBio, 2018a) e/ou globais (IUNC,  
164 2020). Neste estudo, algumas espécies costeiras da megafauna marinha que estão expostas aos  
165 impactos da atividade pesqueira foram avaliadas, servindo como modelo para outras espécies  
166 ameaçadas da megafauna que também ocorrem na região.

167 Entre os pequenos cetáceos costeiros, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (VU – ICMBio,  
168 2018b) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*) (CR – ICMBio, 2018b) são espécies que utilizam  
169 frequentemente as regiões costeiras e estuarinas para descanso, alimentação, reprodução e  
170 cuidado parental (Rosas *et al.*, 2002; Filla & Monteiro, 2009; Santos *et al.*, 2009; Zappes *et al.*,  
171 2016; Domit *et al.*, 2020a, 2021). O Complexo Estuarino de Paranaguá abriga uma das  
172 populações mais abundantes de boto-cinza estimada em cerca de 1.800 indivíduos (Miranda,  
173 2017), os quais são avistados ao longo de todo ano em pequenos grupos formados por adultos  
174 e constante presença de filhotes, o que indica a importância desta região para a espécie (Filla &  
175 Monteiro, 2009; Miranda, 2017; Moura *et al.*, 2021). A toninha é endêmica do Atlântico Sul  
176 Ocidental e habita regiões costeiras rasas até 30 metros de profundidade (Secchi *et al.*, 2021).  
177 Devido à alta vulnerabilidade às capturas incidentais e a perda de habitats importantes para a  
178 espécie, a toninha é considerada atualmente o cetáceo mais ameaçado do Atlântico Sul  
179 Ocidental (Danilewicz *et al.*, 2010; Domit *et al.*, 2020a; Secchi *et al.*, 2021). No Paraná, a  
180 ocorrência de indivíduos juvenis e adultos de toninhas tem sido observado em águas costeiras  
181 e estuarinas (Santos *et al.*, 2009; Zappes *et al.*, 2016; Sucunza *et al.*, 2020).

182 Com relação às tartarugas-marinhas, o litoral do Paraná destaca-se como uma  
183 importante região de recrutamento, desenvolvimento e alimentação de juvenis de tartarugas-  
184 verde (*Chelonia mydas*) VU - ICMBio, 2018c) (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Gama *et al.*,  
185 2016; 2021; Cantor *et al.*, 2020), assim como uma área de deslocamento e conexão entre regiões  
186 do Atlântico Sul Ocidental (Gonzalez-Carman *et al.*, 2012; Fuentes *et al.*, 2020). A tartaruga-  
187 verde distribui-se ao longo de toda a costa brasileira, principalmente em regiões costeiras e  
188 estuarinas, e assim com maior risco de interações com pescarias artesanais (Gallo *et al.*, 2006;  
189 Marcovaldi *et al.*, 2006; Fiedler *et al.*, 2020; Fuentes *et al.*, 2020).

190 Ainda, a região sul do Brasil é um *hotspot* e área de prioridade global para diversas  
191 espécies de elasmobrânquios (Davidson & Dulvy, 2017; Derrick *et al.*, 2020), e o litoral  
192 paranaense abriga em torno de 61% das espécies de tubarões e raias que ocorrem no país  
193 (Bornatowski *et al.*, 2009; Bornatowski & Abilhoa, 2012). Algumas espécies de tubarões  
194 realizam migrações ontogenéticas ao longo da sua distribuição, utilizando as regiões costeiras  
195 mais rasas como áreas para o parto, berçário e desenvolvimento de juvenis (Costa & Chaves,  
196 2006; Bornatowski, 2008; Kotas *et al.*, 2012). Entre as espécies ameaçadas de tubarões,

197 destacam-se a ocorrência dos tubarões-martelo (*Sphyrna lewini* e *S. zygaena*) (CR – ICMBio,  
198 2018d) e do mangona (*Carcharias taurus*) (CR – ICMBio, 2018d) (Costa & Chaves, 2006;  
199 Bornatowski *et al.*, 2011; Bornatowski & Abilhoa, 2012; Afonso & Chaves, 2021).

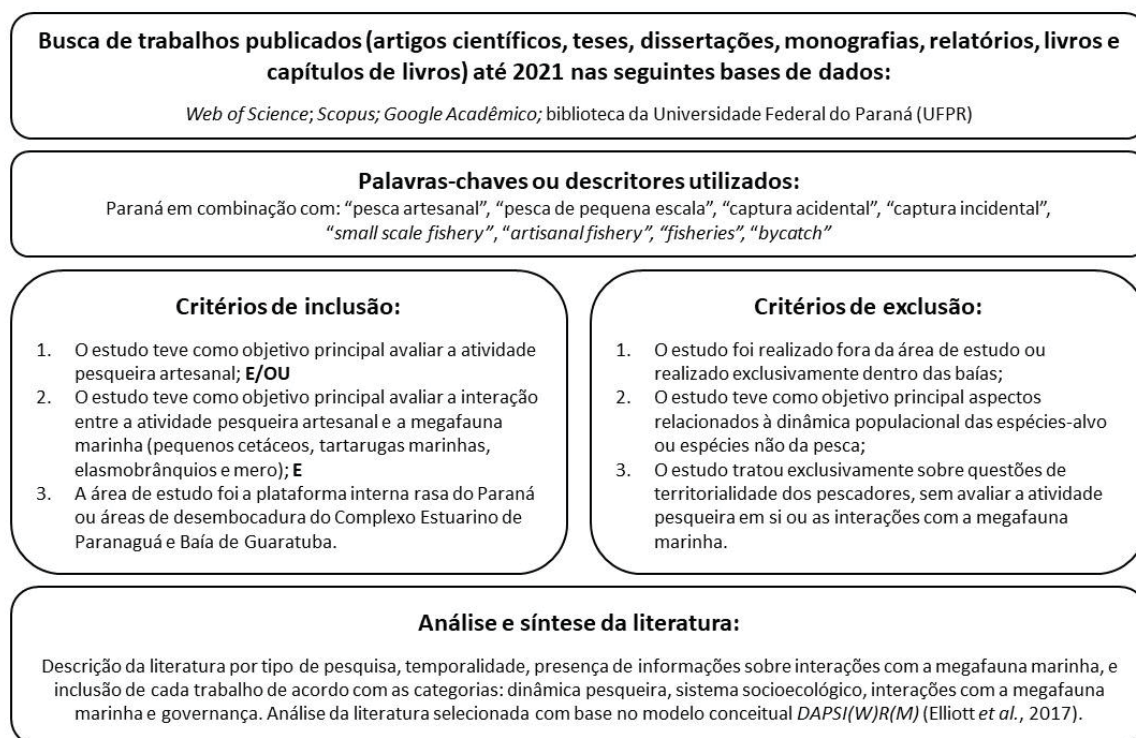
200 Entre os peixes ósseos ameaçados de extinção com ocorrência no Paraná está o mero  
201 (*Epinephelus itajara*) (CR – ICMBio, 2018d), espécie a qual indivíduos adultos são registrados  
202 ao longo de todo ano em ambientes de fundo consolidado como o Arquipélago das Ilhas dos  
203 Currais, as Ilhas da Figueira e Itacolomis, e em substratos artificiais (Félix-Hackradt &  
204 Hackradt, 2008; Hackradt & Félix-Hackradt, 2009; Bueno *et al.*, 2016). Este é maior peixe da  
205 família Serranidae e possui crescimento lento, alta longevidade, comportamento agregador e  
206 natureza sedentária com certo grau de territorialismo, sendo a espécie especialmente vulnerável  
207 à pressão pesqueira (Giglio *et al.*, 2014; Bertoncini *et al.*, 2018). Estudos realizados na região  
208 têm demonstrado que o litoral paranaense é uma importante área de concentração populacional  
209 e agregação reprodutiva de meros, com uma população bem estruturada de indivíduos adultos  
210 (Félix-Hackradt & Hackradt, 2008; Bueno *et al.*, 2016).

211

## 212 2.2 Revisão da literatura

213 Para a coleta de informações e análises no âmbito deste estudo, foi conduzida uma  
214 ampla revisão da literatura, considerando tanto publicações em periódicos científicos como a  
215 literatura cinza (relatórios técnicos e documentos acadêmicos), seguindo um processo  
216 metodológico formado por quatro etapas (Petticrew & Roberts, 2008; Pittman & Armitage,  
217 2016) (Figura 1): i) determinar os objetivos e perguntas de pesquisas que irão nortear a revisão;  
218 ii) desenvolver um protocolo de pesquisa para explorar o banco de dados de literaturas (banco  
219 de dados utilizados e descritores de pesquisa); iii) rastrear os resultados da pesquisa com base  
220 em um conjunto de critérios pré-determinados; e iv) conduzir uma análise síntese da literatura,  
221 considerando o modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* (*c.f.* Elliott *et al.*, 2017).





222

223 **Figura 1** – Fluxograma das etapas realizadas durante a revisão da literatura.

224 FONTE: Elaborado pelos autores.

225

226 Foi definido como base de dados da literatura os buscadores *Web of Science*, *Scopus*,  
 227 *Scielo* e *Google Acadêmico*, pois englobam uma variedade de revistas acadêmicas relacionados  
 228 aos temas abordados. Além disso, escolhemos o acervo online da biblioteca da Universidade  
 229 Federal do Paraná (<http://www.portal.ufpr.br/>) como outra fonte importante de documentos e  
 230 trabalhos acadêmicos realizados na região. Para a análise foram considerados todos os tipos de  
 231 produção científica publicados até 2021, entre artigos científicos, teses, dissertações,  
 232 monografia, relatórios, livros e capítulos de livros. As palavras-chaves utilizadas foram: “pesca  
 233 artesanal”, “pesca de pequena escala”, “captura acidental”, “captura incidental<sup>11</sup>”, “small scale  
 234 fishery”, “artisanal fishery”, “fisheries”, “bycatch”, todos em combinação com “Paraná”.  
 235 Outros estudos foram identificados a partir das referências citadas nos documentos previamente  
 236 selecionados, o que ampliou a busca tornando a revisão mais completa. Publicações  
 237 relacionadas a um mesmo estudo foram agrupadas e contabilizadas uma única vez (p.ex.,

<sup>11</sup> Neste trabalho, as espécies capturadas incidentalmente são entendidas como o “conjunto de espécies não passíveis de comercialização, capturadas incidentalmente durante a pesca da(s) espécie(s)-alvo, as quais coexistem na mesma área de ocorrência, substrato ou profundidade da atividade pesqueira, cuja captura deve ser evitada por estarem protegidas por legislações específicas ou acordos internacionais”, conforme Instrução Normativa MPA/MMA nº 10/2011.

238 trabalhos acadêmicos e respectivas publicações científicas). Após checagem das publicações  
 239 encontradas, excluindo documentos duplicados, foram retirados da análise: i) estudos  
 240 realizados fora da área de estudo ou realizados exclusivamente dentro das baías; ii) estudos que  
 241 tiveram como foco principal aspectos relacionados à dinâmica populacional de espécies (alvo  
 242 ou não da pesca); e iii) estudos que trataram exclusivamente sobre as dimensões socioculturais  
 243 ou sociopolíticas da territorialidade dos pescadores, sem adentrar na dimensão técnica das  
 244 práticas e/ou petrechos de pesca, ou das interações com a megafauna marinha.

245 Os trabalhos foram analisados descritivamente e classificados quanto ao: i) tipo de  
 246 pesquisa (artigo científico, tese, dissertação, monografia, relatório, livro ou capítulo de livro);  
 247 ii) ano de publicação da pesquisa; e iii) presença de informações sobre pesca e interações com  
 248 a megafauna marinha. Considerando o tema principal de cada documento, os trabalhos foram  
 249 classificados dentro de uma das seguintes categorias (Tabela 1): dinâmica pesqueira, sistema  
 250 socioecológico, interações com a megafauna marinha e governança. Para a categoria  
 251 “*Interações com megafauna marinha*”, foram criadas as seguintes subcategorias: pequenos  
 252 cetáceos, tartarugas-marinhas, elasmobrânquios e mero, para uma melhor avaliação e  
 253 compreensão dos grupos taxonômicos analisados na presente revisão.

254 **Tabela 1** – Descrição dos assuntos incluídos nas diferentes categorias.

| <b>Categoria</b>                        | <b>Descrição</b>   |
|---|--|
| <i>Dinâmica pesqueira</i>               | Estudos que descreveram as principais características da atividade pesqueira na região, incluindo caracterização das comunidades, petrechos de pesca, embarcações, espécies-alvo, produção desembarcada, e alternativas tecnológicas   |
| <i>Sistema socioecológico</i>           | Estudos que trouxeram uma abordagem integrada entre aspectos sociais, econômicos e ecológicos da atividade pesqueira na região. Também foram incluídos estudos que avaliaram exclusivamente aspectos econômicos das comunidades pesqueiras   |
| <i>Interações com megafauna marinha</i> | Estudos que avaliaram as interações da megafauna marinha nas pescarias artesanais, bem como estudos que avaliaram medidas para redução e mitigação destas interações. Os trabalhos foram inseridos nas subcategorias: pequenos cetáceos, tartarugas-marinhas, elasmobrânquios e mero |
| <i>Governança</i>                       | Estudos que avaliaram aspectos da governança, estratégias de gestão e a sustentabilidade das pescarias artesanais  |

255 FONTE: Elaborado pelos autores.

256

### 257 2.3 Análise dos dados considerando o modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)*

258 O modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* é uma abordagem orientada para políticas  
 259 públicas e fornece um meio para a categorização e diagnóstico de problemas ambientais (Elliott  
 260 *et al.*, 2017). Esta abordagem evoluiu de versões anteriores, como o DPSIR (European

261 Commission, 1999), que procurava avaliar as causas, consequências e respostas às mudanças  
262 ambientais relacionadas às atividades humanas, ao longo de uma cadeia de causa-efeito  
263 (Patrício *et al.*, 2016). No modelo *DAPSI(W)R(M)*, os condutores sociais (*Drivers*) estão  
264 relacionados às necessidades humanas básicas, que podem ser atendidas por meio de atividades  
265 socioeconômicas (*Activities*) (p. ex., pesca, portos, construção de infraestrutura urbana). Os  
266 efeitos destas atividades produzem pressões (*Pressures*) no ambiente marinho, como a  
267 sobreexploração de recursos marinhos, a captura incidental de espécies ameaçadas, a entrada  
268 de nutrientes, entre outros. Cada uma dessas pressões, por sua vez, leva à várias alterações no  
269 estado do ambiente (*State*), alterando o sistema natural, que por sua vez poderá ter um impacto  
270 no bem-estar social (*Impact on welfare*). Consequentemente, essas pressões, alterações do  
271 estado ambiental e os impactos gerados exigem uma resposta da sociedade usando medidas  
272 reguladoras (*Response as measures*), que se forem bem-sucedidas, evitarão que os condutores  
273 e as pressões causem mudanças no estado natural ou reduzirão seus impactos negativos (Elliott  
274 *et al.*, 2017).

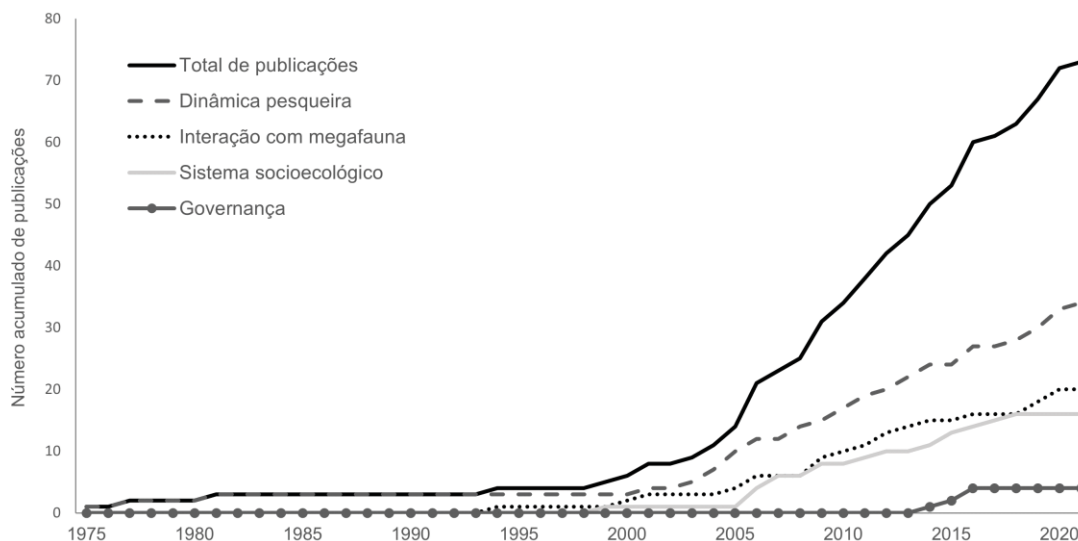
275 Este modelo conceitual foi utilizado como base para a compreensão das interações entre  
276 a atividade pesqueira artesanal e a megafauna marinha ameaçada. Assim, a partir da revisão da  
277 literatura, foram extraídas informações sobre estas interações e analisadas em cada seção de  
278 resultados de forma integrada, com dados quantitativos e/ou qualitativos, conforme  
279 disponibilidade das informações.

280

### 281 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

282 3.1 Revisão da literatura sobre a atividade pesqueira artesanal que opera na plataforma  
283 interna do Paraná

284 Aplicando os critérios de seleção descritos na metodologia, foram selecionados 73  
285 estudos (Material Suplementar A1), entre artigos científicos (n=32), teses (n=9), dissertações  
286 (n=17), monografias (n=6), relatórios técnicos (n=4), livros e capítulos de livros (n=5). Este  
287 levantamento evidenciou um aumento no número das publicações com o tema a partir de 2000  
288 (93%; n=68) (Figura 2), principalmente no formato de artigo científico, porém foi evidente que  
289 parte da informação ainda está retida como “literatura cinza” (teses, dissertações, monografias  
290 e relatórios técnicos), sendo estes de difícil acesso em bases públicas acessadas.



291

292 **Figura 2** – Número acumulado de publicações selecionadas no presente estudo, ao longo do  
 293 tempo, considerando o número total de publicações e as diferentes categorias.

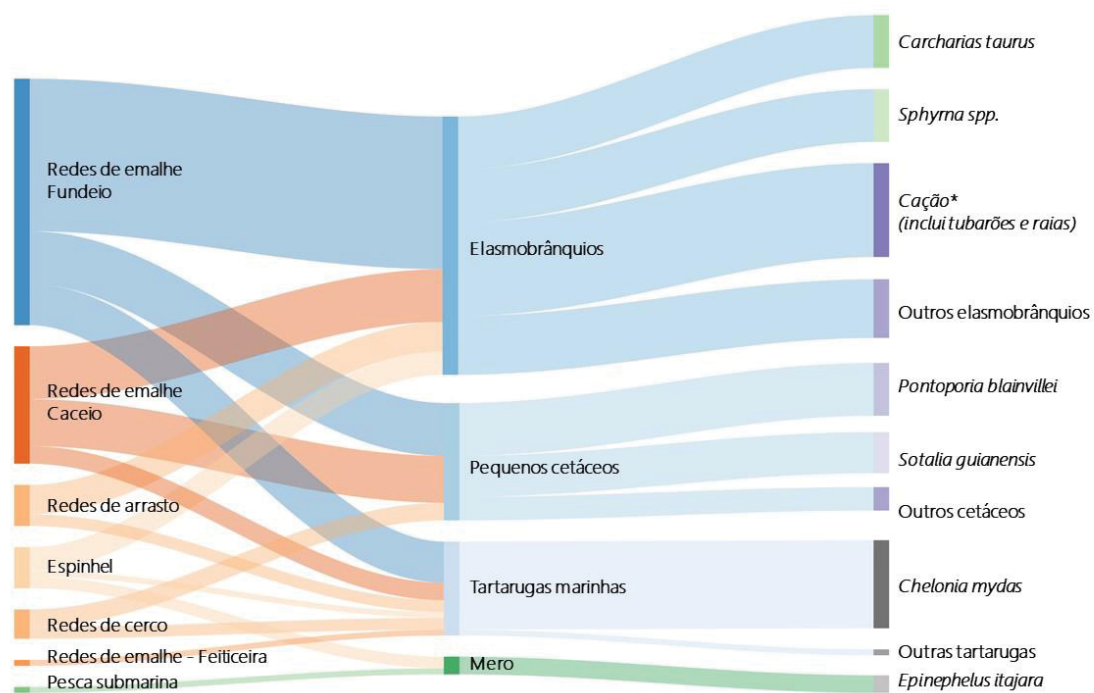
294 FONTE: Elaborado pelos autores

295

296 As publicações selecionadas foram classificadas em quatro grandes categorias:  
 297 dinâmica pesqueira, sistema socioecológico, interações com a megafauna marinha e  
 298 governança. A maior parte das publicações (46,6%; n=34) foram classificadas no tema  
 299 dinâmica pesqueira (Figura 2), as quais descreveram as características das comunidades e das  
 300 pescarias realizadas na região, como petrechos, embarcações, espécies-alvo, produção  
 301 pesqueira, e experimentos voltados para a redução da ictiofauna acompanhante nas pescarias  
 302 com arrasto de fundo. Trabalhos integrados que analisaram os componentes sociais,  
 303 econômicos e ecológicos dentro da abordagem socioecológica (21,9%; n=16) vem sendo  
 304 desenvolvidos na região desde 1999, mas com um aumento do número de publicações a partir  
 305 de 2005. Além disso, apenas quatro estudos abordaram a temática de governança (5,5%) em  
 306 período recente. Estudos que avaliaram as interações entre a atividade pesqueira e a megafauna  
 307 marinha (26%; n=19), tiveram como enfoque os pequenos cetáceos (n=8), as tartarugas  
 308 marinhas (n=6) e as diversas espécies de elasmobrânquios (n=7). Apenas dois trabalhos tiveram  
 309 uma abordagem multi-taxa, os quais avaliaram as interações da pesca com cetáceos e tartarugas.  
 310 Apesar da ocorrência de capturas do mero com o uso de espinhel e pesca submarina na região,  
 311 nenhum estudo na literatura analisada teve como foco principal a avaliação destas interações.

312 Independentemente da classificação em categorias dos trabalhos avaliados, trinta e seis  
 313 estudos registraram regionalmente interações da atividade pesqueira com a megafauna marinha,  
 314 principalmente em relação aos elasmobrânquios (n=23), pequenos cetáceos (n=8), tartarugas  
 315 marinhas (n=9) e mero (n=4). A maior parte destes trabalhos indicou as redes de emalhe

316 (77,8%; n=28), incluindo as modalidades fundeio, caceio e feiticeira, como principal petrecho  
 317 que captura incidentalmente as espécies da megafauna marinha avaliadas. Além disso, também  
 318 foram registradas na literatura avaliada interações da megafauna com redes de arrasto (n=7),  
 319 redes de cerco (n=2), espinhel (n=4) e a pesca submarina (n=1) (Figura 3).



320

321 **Figura 3** – Diagrama de Sankey representando o número de publicações com relação à: i)  
 322 modalidade de pesca utilizada, ii) grupo da megafauna marinha com registro de interação com  
 323 a pesca, e iii) espécies da megafauna registradas na literatura, foco do presente estudo. A largura  
 324 dos nós é proporcional ao número de publicações onde a interação é citada.

325 FONTE: Elaborado pelos autores, produzido com a plataforma SankeyMATIC,  
 326 (<http://sankeymatic.com/>)

327

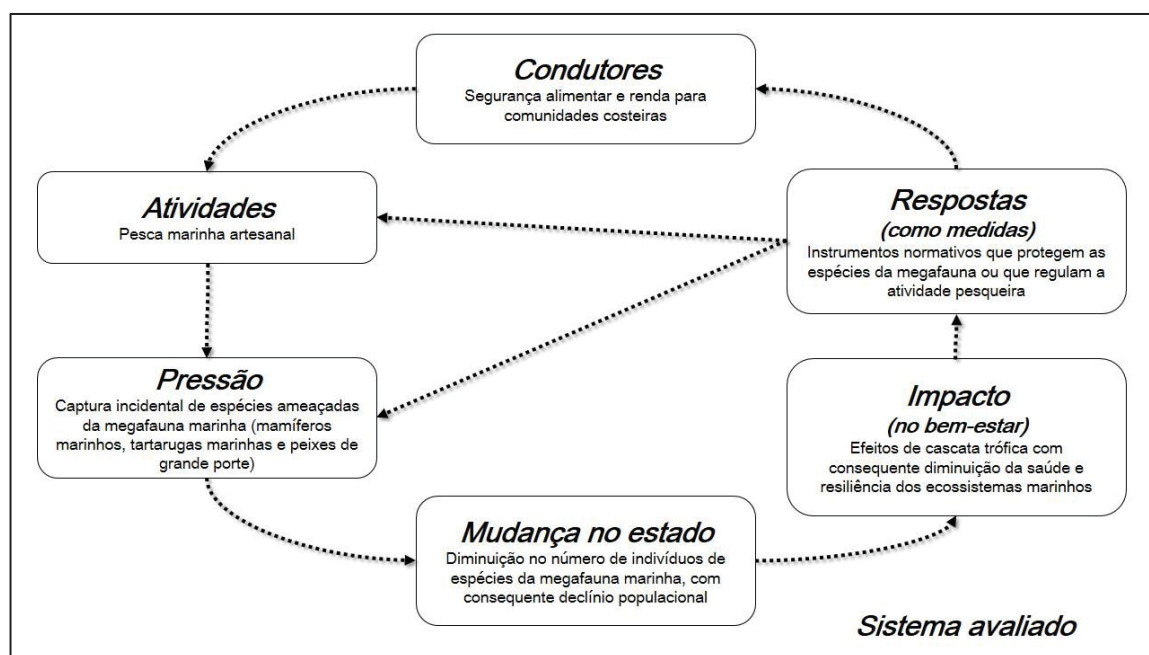
328 Considerando toda a literatura avaliada, somente 15 estudos (20,5%) trouxeram algum  
 329 tipo de informação específica sobre capturas incidentais da megafauna marinha, sendo que  
 330 destas, sete apresentaram dados quantitativos sobre as capturas e três trouxeram dados espaciais  
 331 sobre as áreas de sobreposição entre a ocorrência das espécies e as atividades pesqueiras. A  
 332 maioria destes estudos (78%) utilizaram metodologias que acessaram o conhecimento  
 333 ecológico local dos pescadores, seja por meio de conversas informais ou por entrevistas  
 334 direcionadas.

335



336 3.2 Avaliação da interação entre a atividade pesqueira artesanal e a megafauna marinha  
 337 considerando o modelo conceitual DAPSI(W)R(M)

338 A descrição das etapas segundo o modelo *DAPSI(W)R(M)* em relação ao contexto da  
 339 interação entre a atividade pesqueira artesanal e espécies costeiras da megafauna marinha  
 340 (Figura 4), são detalhadas abaixo.



341  
 342 **Figura 4.** Etapas do modelo conceitual DAPSI(W)R(M) no contexto da interação da atividade  
 343 pesqueira artesanal com espécies da megafauna marinha.

344 FONTE: Elaborado pelos autores, com base em Elliott *et al.* (2017).

345

346 3.2.1 Condutores sociais que levam à atividade pesqueira artesanal e suas características

347 De acordo com o modelo conceitual proposto por Elliott *et al.* (2017), os condutores  
 348 sociais estão relacionados às necessidades humanas básicas (p. ex., alimentação, energia,  
 349 segurança, estabilidade ou recreação), as quais podem ser alcançadas por meio das atividades  
 350 humanas. Assim, no contexto avaliado, podemos incluir como principais condutores sociais a  
 351 necessidade de alimentos, renda, ambiente saudável e estabilidade econômica-social para as  
 352 comunidades costeiras do litoral paranaense (FAO, 2005; Borges *et al.*, 2006; Pierri *et al.*,  
 353 2006). Entendemos que os condutores sociais que levam ao desenvolvimento da atividade  
 354 pesqueira artesanal englobam também outros aspectos, incluindo as dimensões sociais,  
 355 culturais e políticas, as quais foram historicamente constituídas e que fazem parte do modo de  
 356 vida das comunidades pesqueiras na região. Entretanto, estas dimensões transcendem a  
 357 proposta do presente estudo, e, portanto, não foram aqui avaliadas.



358 A atividade pesqueira artesanal no litoral paranaense envolve cerca de 6 mil pescadores  
359 que vivem em 68 comunidades pesqueiras, distribuídas ao longo da orla oceânica ou no interior  
360 das baías (Mendonça *et al.*, 2017; Paraná, 2019). Tanto no contexto local como regional, a pesca  
361 artesanal tem grande importância social e econômica, pois mais de 70% dos pescadores  
362 artesanais tem na atividade a sua principal ocupação e fonte de renda (Borges *et al.*, 2006;  
363 Mendonça *et al.*, 2017). Borges *et al.* (2006) observaram que os pescadores em condição mais  
364 vulnerável geralmente estão relacionados aos sistemas mais tradicionais da pesca e que vivem  
365 nas comunidades pesqueiras mais remotas localizadas nas áreas internas das baías.

366 Considerando a complexidade natural do litoral paranaense, Andriguetto-Filho (2002;  
367 2003) identificou seis sistemas de produção pesqueiros. De maneira geral, estes sistemas  
368 pesqueiros se apresentam como um gradiente contínuo de um extremo propriamente artesanal  
369 ou até mesmo de subsistência, caracterizado por uma maior diversidade de práticas pesqueiras  
370 realizadas principalmente no interior das baías; passando por comunidades que exploram tanto  
371 regiões estuarinas como as de plataforma, com práticas pesqueiras mais homogêneas; até um  
372 sistema pesqueiro semi-industrial, mais tecnológico e empresarial, representado principalmente  
373 pela frota de arrasto de fundo sediada no município de Guaratuba (Andriguetto-Filho, 2002;  
374 2003).

375 Apesar da dificuldade em definir o tamanho da frota paranaense, de acordo com  
376 Andriguetto-Filho *et al.* (2006) estimativas sugerem que cerca de 1.600 embarcações operem  
377 na região. Entretanto, o projeto de caracterização socioeconômica da atividade pesqueira  
378 realizado mais recentemente (Petrobras, 2015) indica a presença de 463 embarcações da pesca  
379 artesanal em operação. De maneira geral, a maior parte da frota é formada por canoas não  
380 motorizadas e/ou embarcações de pequeno porte (6-14m), com autonomia de pesca limitada  
381 (11-36HP) e pouca capacidade de armazenamento de pescado, fazendo com que as pescarias  
382 sejam diárias e realizadas em áreas próximas à costa (~10mn) (Andriguetto-Filho *et al.*, 2006;  
383 Petrobras, 2015). No entanto, algumas embarcações direcionadas para o arrasto de fundo  
384 possuem maior autonomia e, conseqüentemente, maior capacidade de atuação, realizando  
385 pescarias ao longo de toda a costa paranaense e alcançando estados vizinhos (Petrobras, 2020).

386 A produção pesqueira é bastante diversificada, correspondendo à aproximadamente 2  
387 mil toneladas de pescados desembarcados anualmente (Petrobras, 2020). Existe uma grande  
388 diversidade de modalidades de pesca praticadas na região (~65 modalidades), que capturam em  
389 torno de 72 espécies de interesse pesqueiro (Andriguetto *et al.*, 2006; Robert *et al.*, 2012).  
390 Entretanto, os petrechos mais utilizados são as redes de emalhe que empregam diferentes  
391 técnicas pesqueiras para a captura de peixes e camarões, e as redes de arrasto de fundo voltadas

392 para a captura de camarões (Andriguetto-Filho *et al.*, 2006; Robert & Chaves, 2006; Afonso &  
393 Chaves, 2021).

394 As redes de emalhe são amplamente difundidas e se apresentam em uma variedade de  
395 modalidades, incluindo as redes de fundeio (emalhe fixo – demersal), caceio (emalhe à deriva  
396 - superfície ou fundo), cerco (disposta em círculo cobrindo toda a coluna d'água) e o arrastão  
397 de praia (lanços a partir da praia) (Andriguetto-Filho *et al.*, 2006; Afonso & Chaves, 2021).  
398 Estas pescarias ocorrem ao longo de toda a plataforma interna rasa e os pescadores utilizam  
399 estratégias oportunistas de troca de petrechos e tamanhos de malha conforme a variação sazonal  
400 na disponibilidade dos recursos pesqueiros (Andriguetto Filho *et al.*, 2006; Robert & Chaves,  
401 2006). Os tamanhos de malha variam de acordo com a espécie-alvo, geralmente entre 5 e 22  
402 cm entre nós opostos, podendo chegar à 40 - 60 cm para a captura de grandes tubarões  
403 (Bornatowski *et al.*, 2011; Afonso & Chaves, 2021). As principais espécies-alvos são as  
404 pescadas (todo o ano); as tainhas, cavalas e o linguado (outono e inverno); e corvinas, salteiras  
405 e o robalo-flexa (primavera e verão) (Andriguetto Filho *et al.*, 2006).

406 Cabe destacar que as frotas artesanais e industriais dos estados vizinhos de Santa  
407 Catarina e São Paulo também realizam operações de pesca na região (Petrobrás, 2020), o que  
408 pode contribuir para um maior esforço pesqueiro e impactos sobre a megafauna avaliada.  
409 Afonso & Chaves (2021) alertam para o fato de que as estratégias de conservação dos estoques  
410 pesqueiros, assim como da captura incidental, não dependem apenas das comunidades usuárias  
411 no Paraná, mas demandam um esforço regional e a avaliação territorial da pesca (*conforme*  
412 também evidenciado por Castro *et al.*, 2021).

413

### 414 3.2.2. Pressões da atividade pesqueira artesanal com relação à megafauna marinha

415 De acordo com Elliott *et al.* (2017), as pressões resultantes das atividades humanas são  
416 os mecanismos de mudança que podem resultar em alterações no sistema natural (meio  
417 ambiente) e, posteriormente, no sistema social (bem-estar humano). A atividade pesqueira  
418 exerce diferentes pressões sobre os ecossistemas marinhos (FAO, 2021), e a interação com a  
419 megafauna marinha é um fator crescente de preocupação, pois estas são as primeiras espécies  
420 a passar por intenso declínio populacional (Dulvy *et al.*, 2003; Lewison *et al.*, 2004; Peckham  
421 *et al.*, 2007; Soykan *et al.*, 2008; Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011). Considerando o contexto da  
422 avaliação atual, a atividade pesqueira artesanal exerce pressão sobre diferentes espécies  
423 ameaçadas da megafauna marinha capturadas incidentalmente, conforme a Instrução  
424 Normativa MPA/MMA nº 10/ 2011. As capturas relacionadas à pesca fantasma e outras  
425 pressões potenciais da atividade pesqueira artesanal são também relevantes em termos de

426 conservação, mas não serão analisadas no presente estudo (complementações em Chaves &  
427 Robert, 2009).

428 Alguns autores registraram relatos para o Paraná de interação positiva entre botos e  
429 pescadores, em que botos conduzem os cardumes de peixes em direção às margens dos rios,  
430 enquanto pescadores aguardavam para lançar suas tarrafas e capturar os cardumes (Przbylski &  
431 Monteiro-Filho, 2001). No entanto, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e a toninha (*Pontoporia*  
432 *blainvillei*) são as espécies de cetáceos mais capturadas de maneira incidental nas pescarias  
433 artesanais costeiras em todo Brasil (Crespo *et al.*, 2010; Domit *et al.*, 2020a; 2021), incluindo  
434 o Paraná (Domit *et al.*, 2020b). Neste estado, diversos trabalhos vêm relatando a captura  
435 incidental destas espécies pela atividade pesqueira artesanal, com maior frequência de captura  
436 em redes de emalhe de fundo, principalmente durante o inverno (Przbylski & Monteiro-Filho,  
437 2001; Rosas *et al.*, 2002; Ott *et al.*, 2002; Rosso-Londoño, 2010; Robert *et al.*, 2012; Domit *et*  
438 *al.*, 2020a; 2021). Para as toninhas, Rosas *et al.* (2002) estimaram uma mortalidade média de 10  
439 indivíduos/ano nas pescarias artesanais do Paraná, e sugerem que as características desta pesca  
440 atuando próximas à costa resultaram em uma elevada mortalidade de indivíduos imaturos (cerca  
441 de 75%). Além disso, elevadas taxas de encalhe de cetáceos tem sido registrada em todo o litoral  
442 paranaense, com maior incidência de botos-cinza (54,7% entre todos os cetáceos encalhados) e  
443 toninhas (17%) (Domit *et al.*, 2020b). As áreas com elevado número de encalhes de boto-cinza  
444 estão próximas às áreas estuarinas, provavelmente refletindo uma maior chance de interação  
445 com atividades antropogênicas. De fato, Domiciano *et al.* (2016), estudando pequenos cetáceos  
446 encalhados no litoral paranaense, identificou que cerca de 61% destes animais apresentaram  
447 como causa da morte a captura incidental em petrechos de pesca, principalmente por redes de  
448 emalhe.

449 A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) é a espécie de tartaruga marinha com maior  
450 ocorrência na região paranaense e, conseqüentemente, a com maior frequência de interação com  
451 a atividade pesqueira artesanal, principalmente nas pescarias com redes de emalhe (López-  
452 Barrera *et al.*, 2012; Guebert *et al.*, 2013; Petrucci, 2019), e em menor frequência em outras  
453 modalidades de pesca (Pina & Chaves, 2005; Robert *et al.*, 2012; Domit *et al.*, 2020b; Cantor  
454 *et al.*, 2020). Lopez-Barrera *et al.* (2012) registraram uma taxa de captura incidental de  
455 tartarugas-verdes juvenis de aproximadamente 13%, porém com uma elevada taxa de  
456 mortalidade (cerca de 63%) nas pescarias com redes de fundeio, principalmente nos períodos  
457 mais frios do ano, o que coincide com os meses de maior utilização deste petrecho na região.  
458 Alguns autores relacionam o aumento das taxas de captura neste período com um maior  
459 deslocamento dos indivíduos à procura de alimentos, e conseqüentemente maior probabilidade

460 de interação com petrechos de pesca (Guebert -Bartholo *et al.*, 2011; Lopez-Barrera *et al.*,  
461 2012). Neste sentido, Fuentes *et al.* (2020) registraram que uma elevada proporção das áreas de  
462 forrageamento utilizadas pelas tartarugas-verdes estava exposta à impactos cumulativos de  
463 atividades humanas, incluindo as atividades pesqueiras. Além disso, diversos outros fatores  
464 podem contribuir para a ocorrência das capturas incidentais, como o tipo de substrato onde as  
465 redes são colocadas, o período do ano e o tempo de imersão das redes, que tem sido apontado  
466 como um fator determinante nas taxas de sobrevivência das tartarugas-marinhas emalhadas  
467 (Guebert-Bartholo *et al.*, 2011; Lopez-Barrera *et al.*, 2012). Adicionalmente, Cantor *et al.*,  
468 (2020) observaram uma elevada incidência de mortalidade e encalhe de tartarugas-verdes  
469 juvenis na região de estudo, enfatizando a necessidade da identificação dos habitats-chave para  
470 esta espécie e a avaliação da exposição às múltiplas ameaças, com foco principal nas atividades  
471 pesqueiras costeiras.

472 Com relação aos elasmobrânquios, as pescarias com redes de emalhe na modalidade  
473 fundeio dirigidas à estas espécies são bastante difundidas na região (Loyola e Silva &  
474 Nakamura, 1975; Costa & Chaves, 2006; Robert & Chaves, 2006; Fuzetti, 2007; Bornatowski  
475 *et al.*, 2011; Bornatowski & Abilhoa, 2012; Chaves *et al.*, 2019; Afonso & Chaves, 2021).  
476 Dados do monitoramento da atividade pesqueira (Petrobras, 2020) registraram cerca de 19  
477 toneladas de elasmobrânquios desembarcados pela frota paranaense em 2019. Uma parcela  
478 significativa destas capturas são formadas por indivíduos neonatos e juvenis, além da  
479 ocorrência de fêmeas grávidas (Costa & Chaves, 2006; Bornatowski *et al.*, 2009; Bornatowski  
480 *et al.*, 2011; Bornatowski & Abilhoa, 2012; Chaves *et al.*, 2019; Afonso & Chaves, 2021). Este  
481 fato associado à elevada incidência de espécies ameaçadas de extinção nos desembarques  
482 (Costa & Chaves, 2006; Bornatowski *et al.*, 2011; Bornatowski & Abilhoa, 2012; Chaves *et al.*,  
483 2019; Bernardo *et al.*, 2020), tem levantado a preocupação com relação à conservação e  
484 manutenção de populações que utilizam ou dependem das regiões costeiras para alimentação e  
485 reprodução.

486 Chaves *et al.* (2019), em um ano de monitoramento pesqueiro em Matinhos, registraram  
487 o desembarque de 4.941 elasmobrânquios (~6 ton), composto por 14 espécies de tubarões e 12  
488 espécies de raias (50,7% e 49,3% do total desembarcado, respectivamente), dos quais 11  
489 espécies estavam classificadas como ameaçadas de extinção. Foram registradas capturas de  
490 elasmobrânquios com redes de emalhe (malhas entre 4 e 40cm) ao longo de todo ano, porém  
491 com maior frequência durante a primavera e verão. Estes resultados são corroborados por  
492 trabalhos anteriores (Costa & Chaves, 2006; Bornatowski *et al.*, 2011; Bornatowski & Abilhoa,  
493 2012; Bornatowski, 2014; Afonso, 2016; Bernardo *et al.*, 2020), que também registraram

494 desembarques de diferentes espécies ameaçadas de elasmobrânquios, destacando a forte  
495 pressão que a atividade pesqueira na região exerce sobre a viabilidade destas populações.  
496 Bernardo *et al* (2020) destacam que entre as espécies de tubarões listadas como ameaçadas de  
497 extinção, os tubarões-martelo (*S. lewini* e *S. zygaena*) estão entre as espécies mais capturadas e  
498 comercializadas na região. De maneira geral, as pescarias realizadas em áreas mais rasas  
499 capturam indivíduos de pequeno porte, neonatos e imaturos, e as realizadas ao redor das ilhas  
500 e em áreas mais profundas (> 20mn) capturam animais de maior porte e adultos/subadultos.  
501 Entre as espécies capturadas estão o mangona (*Carcharias taurus*), tintureira (*Galeocerdo*  
502 *cuvier*), tubarão-galha-preta (*Carcharhinus limbatus*), tubarão-cabeça-chata (*Carcharhinus*  
503 *obscurus*) e tubarões-martelo (*Sphyrna lewini* e *S. zygaena*) (Bornatowski *et al.*, 2011; Chaves  
504 *et al.*, 2019; Afonso & Chaves, 2021), além de diversas espécies de raias, também relevantes  
505 em termos de conservação marinha.

506 Com relação ao mero, apesar de protegido por uma moratória de pesca que proíbe a sua  
507 captura em todo o Brasil desde 2002 (Portaria IBAMA nº 121/2002), a captura ilegal com  
508 espinhel ou pesca submarina (Fuzetti, 2007; Félix-Hackradt & Hackradt, 2008) ainda ocorre no  
509 estado. O efeito combinado da sobrepesca com a perda de habitats essenciais para o  
510 desenvolvimento desta espécie, como os manguezais e estruturas recifais, provavelmente  
511 acelerou o declínio populacional dos meros em todo o Brasil (Giglio, Bertoncini, *et al.*, 2014;  
512 Bertoncini *et al.*, 2018).

513 É importante ressaltar que as espécies de cetáceos, tartarugas marinhas e  
514 elasmobrânquios (tubarões e raias) destacados aqui são prioridades de conservação nacionais,  
515 e estão incluídos nos *Planos de Ação Nacionais para a Conservação das Espécies Ameaçadas*  
516 *de Extinção -PANs* (ICMBio, 2022), políticas públicas brasileiras implementadas e que  
517 destacam as ameaças das capturas incidentais a todos os grupos taxonômicos citados.

518

### 519 3.2.3. Mudanças no sistema natural e impactos no bem-estar humano

520 Os efeitos de uma ou múltiplas pressões das atividades antropogênicas levam à  
521 mudanças no estado do ambiente natural, como por exemplo alterações nos componentes e  
522 processos ecossistêmicos, os quais podem impactar os potenciais benefícios gerados para a  
523 sociedade (Elliott *et al.*, 2017). Assim, as pressões exercidas pela atividade pesqueira, incluindo  
524 as artesanais, sobre componentes da megafauna marinha podem levar a alterações do sistema  
525 natural, como o declínio populacional e perda da diversidade funcional, com consequente  
526 alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, e potencial impacto sobre o bem-  
527 estar humano.

528 Mudanças no sistema natural tem sido percebido por pescadores que vem relatando  
529 diminuição na abundância de recursos pesqueiros, bem como de algumas espécies de tubarões  
530 (Costa & Chaves, 2006; Fuzetti, 2007; Caldeira, 2009). O mangona (*Carcharias taurus*) era um  
531 componente importante entre as principais espécies de pescados explorados pela atividade  
532 pesqueira artesanal na região (Sadovsky, 1967; Loyola e Silva & Nakamura, 1975). Entretanto,  
533 já na década de 60, Sadovsky (1967) apontava indícios de sobreexploração da espécie  
534 sugerindo que a pescaria provavelmente entraria em colapso, principalmente devido às suas  
535 características biológicas como baixa fertilidade e a grande quantidade de fêmeas grávidas  
536 capturadas, associado ao seu elevado valor comercial. Atualmente, as populações do tubarão  
537 mangona no sudeste/sul do Brasil foram praticamente dizimadas (ICMBio, 2018d),  
538 principalmente como consequência do acúmulo de capturas pelas pescarias costeiras artesanais  
539 (Vooren & Klippel, 2005; Bornatowski *et al.*, 2011; Chaves *et al.*, 2019) e industriais (Occhiali  
540 *et al.*, 2012).

541 Além do mangona, a atividade pesqueira pressiona diferentes estratos do ciclo de vida  
542 dos tubarões-martelo, tanto pela frota artesanal que atua nos berçários costeiros, como pela frota  
543 industrial que captura indivíduos adultos (Vooren & Klippel, 2005; Kotas *et al.*, 2012). Nas  
544 avaliações nacionais de risco de extinção, estimativas de declínios do tamanho populacional de  
545 em torno de 80% tem sido registrado para estas espécies (ICMBio, 2018d). A função ecológica  
546 dos grandes tubarões no controle da estrutura trófica foi demonstrado por Bornatowski *et al.*  
547 (2014a; 2017), que observou efeitos diretos (controlando níveis mais baixos da cadeia alimentar  
548 por meio de predação) e indiretos (cascatas tróficas e aparente competição), assim como outros  
549 processos ecológicos descritos na literatura global (Myers *et al.*, 2007; Heithaus *et al.*, 2008).  
550 Segundo Bornatowski *et al.* (2011) mensurar se a atividade pesqueira artesanal contribuiu  
551 significativamente para o declínio registrado dos tubarões costeiros e semi-costeiros na região  
552 ainda é um desafio metodológico e que demanda dados históricos de avaliação pesqueira.  
553 Entretanto, a captura de elevado número de indivíduos neonatos e juvenis, bem como a captura  
554 de fêmeas grávidas e indivíduos adultos grandes, com maior potencial reprodutivo e  
555 fecundidade, sugerem um potencial impacto nas taxas de recrutamento e renovação das  
556 populações (Costa & Chaves, 2006; Bornatowski *et al.*, 2011; Bornatowski *et al.*, 2014b).

557 Além dos elasmobrânquios, a percepção na redução das populações por meio da redução  
558 nas capturas incidentais de toninhas (Rosso-Londoño, 2010; Robert *et al.*, 2012) e tartarugas  
559 marinhas (Robert *et al.*, 2012; Petrucci, 2019) tem sido relatada na região por pescadores  
560 artesanais. Pescadores entrevistados especificamente sobre a captura histórica de toninhas  
561 acreditam que o tamanho da população está diminuindo, porém a maioria relaciona esta redução



562 populacional à diminuição dos recursos pesqueiros que são potencial alimento à espécie (Robert  
563 *et al.*, 2012). De acordo com entrevistas realizadas por Robert *et al.* (2012), a maioria dos  
564 pescadores relatou que houve uma redução na captura de tartarugas-marinhas (47,3%), seguido  
565 da ausência de mudanças (39,2%) e de um aumento nas capturas (13,5%). Dois pescadores  
566 comentaram que, de fato, a quantidade de tartarugas é menor atualmente que décadas atrás. No  
567 entanto, mesmo que não se possa determinar declínios populacionais para estes animais, a  
568 mortalidade é intensa e crescente, conforme avaliação dos encalhes ao longo da região sudeste  
569 e sul do Brasil (Cantor *et al.*, 2020).

570 Além disso, muitas espécies da megafauna marinha realizam migrações sazonais  
571 (Lucifora *et al.*, 2002; Kotas *et al.*, 2012; Gonzalez-Carman *et al.*, 2012), deslocando-se entre  
572 áreas geográficas distintas para alimentação, reprodução ou outros estágios do ciclo de vida das  
573 espécies. À medida que os mesmos indivíduos se movimentam entre estas áreas, estas espécies  
574 estão expostas à diversas ameaças antropogênicas com potenciais efeitos cumulativos. Assim,  
575 os impactos locais e regionais sobre estas populações têm efeitos de meso-escala, o que torna a  
576 conservação da megafauna um desafio de múltiplas escalas, sendo necessários esforços e ações  
577 coordenadas globalmente, mas de atuação nas esferas regionais e envolvendo as comunidades  
578 pesqueiras artesanais locais (Lascelles *et al.*, 2014; Castro *et al.*, 2021).

579

#### 580 3.2.4. Respostas de manejo como medidas regulamentadoras

581 As respostas às mudanças resultantes dos condutores, atividades e pressões incluem  
582 estratégias de prevenção e mitigação, as quais requerem um suporte científico para formular  
583 regulamentações apropriadas, bem como mecanismos econômicos e tecnológicos para  
584 implementar uma gestão ambiental mais adequada e participativa (Elliott *et al.*, 2017). Neste  
585 contexto, foram analisados os instrumentos normativos de proteção à fauna marinha ameaçada  
586 e de gestão pesqueira regional, que contribuem para a proteção da megafauna marinha  
587 ameaçada (Material Suplementar A2).

588 Diversos acordos, recomendações e ações internacionais trazem como foco a  
589 conservação da biodiversidade e a proteção e recuperação das espécies ameaçadas da  
590 megafauna. Estas diretrizes estão descritas nos documentos gerados por instituições ou acordos  
591 internacionais dos quais o Brasil é signatário, por exemplo a Convenção sobre Diversidade  
592 Biológica (CDB), Convenção para a Conservação das Espécies Migratórias de Animais  
593 Selvagens (CMS), Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies de Fauna e Flora  
594 Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES), Comissão Baleeira Internacional (IWC),  
595 Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO). Em geral, estes

596 documentos consideram a problemática da interação negativa com atividades pesqueiras como  
597 a principal ameaça à conservação da megafauna marinha (FAO, 2011; 2021).

598 No âmbito federal, um conjunto de políticas públicas tem sido adotado, sendo que um  
599 dos principais instrumentos utilizados são as *Listas Nacionais de Espécies da Fauna Ameaçada*  
600 *de Extinção* (Portarias MMA nº 444 e 445/2014), pois estabelecem uma proteção legal imediata  
601 para qualquer espécie listada, funcionando como um marco legal guarda-chuva (Peres *et al.*,  
602 2011). A partir da identificação da categoria de ameaça e risco de extinção das espécies, as  
603 quais estão listadas no *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção* (ICMBio,  
604 2018a), são organizados os *Planos de Ação Nacionais para a Conservação das Espécies*  
605 *Ameaçadas-PAN* (ICMBio, 2022) que identificam e orientam ações prioritárias para mitigação  
606 das ameaças e riscos às populações. Atualmente, nas águas jurisdicionais brasileiras estão em  
607 vigor os planos de ação para a toninha, cetáceos marinhos, tartarugas marinhas, tubarões e raias  
608 (ICMBio, 2022). Os PANs seguem uma abordagem de priorização estabelecida por múltiplos  
609 atores, envolvendo governo, pesquisa e representantes das entidades sociais.

610 Seguindo diretrizes nacionais, no âmbito regional foram elaboradas as listas de espécies  
611 ameaçadas de extinção, o *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná*, (Mikich  
612 & Bérnils, 2004), e o *Plano de Conservação para Tetrápodes Marinhos no Paraná* (IAP, 2009).  
613 Estes documentos reúnem informações sobre as espécies avaliadas neste estudo e diretrizes para  
614 a recuperação das populações ameaçadas no estado considerando uma abordagem regional, no  
615 entanto, ainda em esfera governamental e da pesquisa, sem uma ampla participação social.

616 O estabelecimento de áreas marinhas protegidas tem sido uma estratégia de gestão com  
617 base ecossistêmica globalmente adotada (Hooker & Gerber, 2004; Maxwell *et al.*, 2020). No  
618 Brasil, o estabelecimento de um sistema representativo de áreas marinhas protegidas vem sendo  
619 realizado através da identificação de *Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade*  
620 *Brasileira* (MMA, 2020). Neste instrumento de gestão são identificadas espacialmente as áreas  
621 de maior importância para a manutenção da biodiversidade marinha, incluindo áreas que  
622 assegurem a proteção de espécies ameaçadas e migratórias. No estado, a região de estudo foi  
623 identificada como área prioritária e de importância biológica extremamente alta (MMA, 2020),  
624 sendo que algumas unidades de conservação inseridas no bioma marinho-costeiro já foram  
625 estabelecidas (p. ex., PARNA do Superagui, PARNAMAR das Ilhas dos Currais, APA e ESEC  
626 de Guaraqueçaba, e ESEC Estadual Ilha do Mel).

627 Ainda, um conjunto de normativas federais e estaduais de ordenamento pesqueiro  
628 estabelecem regras para o uso sustentável dos recursos pesqueiros, conferindo certa proteção  
629 às espécies da megafauna. Estas normativas incluem o controle do esforço de pesca (restrições

630 de petrechos e tamanhos de malha) e de proteção aos ecossistemas (áreas de restrição  
631 pesqueira). Entretanto, para que as estratégias de mitigação das capturas incidentais sejam  
632 efetivas, elas devem considerar um conjunto de informações, como: i) modalidade da pesca e  
633 características dos petrechos; ii) ciclo de vida e dinâmica ecológica das espécies; iii)  
634 sobreposição espacial e temporal das atividades pesqueiras com habitats críticos da megafauna  
635 (Uhlmann & Broadhurst, 2013). Além disso, estas estratégias devem considerar as  
636 peculiaridades socioeconômicas da atividade pesqueira, assim como sistemas participativos e  
637 espaços de diálogo para formulação de estratégias de conservação (Castro *et al.*, 2021),  
638 garantindo engajamento, efetividade e resultados positivos para a conservação da natureza  
639 alinhado à sustentabilidade pesqueira.

640

#### 641 **4. OPORTUNIDADES E DESAFIOS PARA MITIGAÇÃO DAS CAPTURAS** 642 **INCIDENTAIS DA MEGAFUNA AMEAÇADA**

643

644 Com base na avaliação realizada através do modelo *DAPSI(W)R(M)* foi possível  
645 identificar as lacunas de conhecimento e estratégias/ações mais efetivas de gestão no intuito de  
646 minimizar as pressões da atividade pesqueira sobre a megafauna. Assim, estão listadas na  
647 Tabela 2, oportunidades identificadas que promovam ou potencializam as estratégias regionais  
648 de pesquisa e gestão para a redução dos impactos, assim como lacunas de conhecimento e  
649 desafios encontrados para a região.

**Tabela 2 – Oportunidades e desafios identificados que promovem ou limitam as estratégias regionais para a redução da captura incidental da megafauna marinha ameaçada, conforme as informações e conhecimentos compilados da literatura de referência.**

| <i>Estratégias de pesquisa e gestão</i>  | <i>Oportunidades</i>   | <i>Desafios</i>   |
|--|--|---|
| <b><i>Engajamento das comunidades pesqueiras em ações de conservação</i></b>                           | <p>Pesquisas participativas que envolvam comunidades locais, principalmente com uso da abordagem etnoecológica, devem ser mais difundidas pois auxiliam na promoção do diálogo entre os atores sociais, integração entre o conhecimento científico e o tradicional, e incorporação deste conhecimento na construção de estratégias mais efetivas para a redução das capturas incidentais.</p> <p>Estratégias contínuas de comunicação (educação ambiental, palestras, material de divulgação) favorecem a valorização e disseminação de informações sobre a importância da megafauna para a saúde dos ecossistemas, valorizando práticas sustentáveis de exploração de recursos marinhos e contribuindo para um maior engajamento da sociedade em ações de conservação e sustentabilidade.</p> <p>A geração de renda para comunidades costeiras através de atividades relacionadas ao ecoturismo de observação de fauna e práticas tradicionais, se realizada de maneira ordenada, pode auxiliar na valorização e proteção da fauna marinha, assim como fortalecimento das comunidades locais.</p> | <p>A desconfiança por parte de pescadores e comunidades pesqueiras quanto aos trabalhos desenvolvidos por pesquisadores, dificulta a cooperação entre a comunidade tradicional e científica, bem como a tomada de decisões e implementação de estratégias efetivas de conservação. Desta forma, é necessária a criação de diálogo contínuo e a construção de confiança mútua de longo prazo.</p> <p>A falta de estratégias para a participação continuada e a representatividade dos pescadores em todo o processo de planejamento, pesquisa e tomada de decisão, torna as condições desfavoráveis para processos participativos.</p> <p>A desvalorização da cultura pesqueira e das práticas tradicionais reduz a participação e motivação dos pescadores para ativamente participarem de ações de pesquisa e processos de gestão.</p> |
| <b><i>Coleta de dados e avaliações quantitativas das capturas incidentais da megafauna marinha</i></b> | <p>O monitoramento contínuo da atividade pesqueira e capturas incidentais é crucial para dar suporte às avaliações do estado de conservação das espécies e estabelecer políticas públicas adequadas no espaço/tempo/realidades sociais para redução das capturas incidentais associada à manutenção das atividades econômicas. Isto pode ser alcançado através do acompanhamento sistemático dos desembarques pesqueiros, presença de observadores de bordo, uso de tecnologias de acompanhamento por imagem, e outras formas de monitoramento participativo. Neste sentido, o <i>Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira*</i> colabora com os levantamentos de dados básicos da atividade pesqueira artesanal.</p> <p>Dados de encaixes de animais marinhos podem fornecer diversas informações importantes, como taxas de mortalidade por interações com</p>   | <p>A falta de monitoramento sistemático e estatística pesqueira oficial no âmbito nacional, que forneça dados sobre o esforço pesqueiro, espécies capturadas incidentalmente, sazonalidade e áreas de atuação da frota pesqueira, dificulta as avaliações dos impactos da pesca sobre a megafauna marinha.</p> <p>A coleta de dados básicos da pesca artesanal na região vem sendo realizada pelo <i>Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira*</i>. Apesar do avanço na construção desta base de dados, as capturas incidentais da megafauna não são registradas sistematicamente à nível de espécie, o que dificulta o monitoramento e avaliações da captura de espécies ameaçadas (p. ex., o agrupamento de diversas espécies de elasmobrânquios na categoria geral “cações”).</p>   |

a pesca, dados espaciais e temporais de ocorrência das espécies, além de diversos parâmetros ecológicos. Na região, eventos de enalhes são sistematicamente monitorados pelo *Projeto de Monitoramento de Praias da Baía de Santos\**.

### ***Modificações e desenvolvimento de tecnologias para redução da captura incidental***

As modificações no uso dos petrechos (p. ex. profundidade dos petrechos de pesca, tipo de anzol, tamanho da rede e da malha) e o manejo e soltura da fauna capturada incidentalmente, são medidas que podem ser eficazes na redução das capturas incidentais da megafauna, mas devem ser incentivadas para avaliação e adequações regionais para as pescarias do Paraná.

O desenvolvimento de modificações tecnológicas nos petrechos de pesca (p. ex. o uso de LED e alarmes acústicos - *pingers* - em redes de emalhe, dispositivos para redução do *bycatch* - BRDs), devem ser testados na região para avaliar a viabilidade e a efetividade na ação de minimizar as capturas incidentais.

### ***Medidas efetivas de gestão para redução das capturas incidentais***

O conjunto de normas para a proteção das espécies ameaçadas da megafauna apresentam diretrizes gerais, planos de ação para a recuperação das espécies, além de medidas de gestão para a redução das capturas incidentais. Novas medidas e adequações das normativas em vigor devem ser propostas e avaliadas de maneira participativa envolvendo diversos atores, através de um olhar sistêmico para a proteção de múltiplas espécies. Além disso, deve-se considerar os componentes socioeconômicos e culturais da atividade pesqueira, além das especificidades das espécies ameaçadas.

Estratégias de gestão espacial, como as unidades de conservação e áreas de restrição pesqueira, são estratégias efetivas de conservação com base ecossistêmica. Dados sobre os padrões espaciais e temporais de enalhes e capturas incidentais da megafauna são essenciais para identificar *hotspots* de captura incidental, auxiliando na avaliação da efetividade das estratégias espaciais em vigor e indicando novas áreas prioritárias para manutenção das espécies marinhas ameaçadas.

Para incentivar a adesão ao uso de modificações e novas tecnologias por parte dos pescadores, o desenvolvimento destas estratégias deve ser um processo contínuo e participativo de elaboração, experimentação, análises e implementação, seguida de monitoramento e avaliação contínua das medidas propostas e indicadores de sucesso.

De maneira geral, o quadro normativo pesqueiro e ambiental é complexo, com grande número de regulamentações e normas de difícil interpretação. Desta forma, é necessário o estabelecimento de normas claras, objetivas e integradas, facilmente conhecidas e viáveis para ações de fiscalização, além da ampla divulgação junto aos atores envolvidos.

Práticas pesqueiras ilegais potencialmente impactantes são observadas e descritas para a região. Desta forma, é necessário a implementação regular e sistemática das normas existentes, através da efetiva fiscalização e aplicação das normas, assim como a abertura de espaços de discussão e busca de práticas alternativas pesqueiras de menor impacto.

Para a efetividade das medidas de gestão, é necessário entender o universo de pescadores e embarcações envolvidas na atividade pesqueira artesanal e sua dinâmica produtiva e comercial. Esta medida pode ser realizada através da constante manutenção e atualização cadastral de embarcações e pescadores nas colônias de pesca, fortalecimentos dos movimentos associativistas e mapeamento das cadeias produtivas do estado.

\* Atividades parte da condicionante ambiental do IBAMA à Petrobras para autorização das atividades de exploração de petróleo e gás na região do Pré-sal na Baía de Santos. (Disponível em <https://comunicabaciadesantos.petrobras.com.br/>).

FONTE: Elaborado pelos autores.

## 650 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

651 O modelo conceitual *DAPSI(W)R(M)* evidenciou as interações entre as espécies  
652 costeiras ameaçadas da megafauna marinha, a atividade pesqueira artesanal e as estratégias  
653 de manejo envolvidas nesta relação, para a plataforma interna do Paraná. A utilização do  
654 modelo pode auxiliar na organização e compreensão dos componentes socioecológicos do  
655 sistema avaliado, ajudando na identificação de oportunidades e desafios para a efetividade  
656 do manejo e ações de conservação da biodiversidade marinha na região estudada, assim  
657 como fortalece recomendações e diagnósticos globais que envolvem direcionamentos para  
658 a efetividade destas ações (FAO, 2021; Castro *et al.*, 2021). É importante destacar que,  
659 apesar de realizado apenas no Paraná, o cenário de interação entre pesca artesanal e  
660 espécies da megafauna ameaçada é global, e o modelo aqui aplicado pode ser reproduzido  
661 para outras regiões, como forma de comparação e busca de soluções considerando uma  
662 avaliação mais ampla (por exemplo, considerando o sudeste e sul do Brasil).

663 Apesar da evidente importância econômica, social e cultural da atividade pesqueira  
664 artesanal para as comunidades costeiras, esta atividade exerce pressão sobre os  
665 ecossistemas marinhos e afeta a manutenção da fauna associada. Através da revisão da  
666 literatura, foi observada maior predominância das capturas incidentais da megafauna  
667 marinha em redes de emalhe de fundo, principalmente nas áreas costeiras do litoral  
668 paranaense, seguindo um padrão de relatos internacionais para pescarias costeiras (Castro  
669 *et al.*, 2021). Um fator que pode intensificar esta interação é a potencial sobreposição  
670 espacial entre as principais áreas de pesca utilizadas pelas comunidades pesqueiras com as  
671 áreas de ocorrência e utilização pela megafauna marinha. Desta forma, os padrões de uso  
672 das áreas de pesca e a sazonalidade das pescarias artesanais podem refletir os níveis das  
673 capturas incidentais. Assim, é importante identificar as áreas de maior concentração de  
674 ocorrência da megafauna e habitats críticos para as espécies, assim como as principais áreas  
675 de uso pelas comunidades pesqueiras, visando estabelecer estratégias inclusivas e  
676 eficientes para a mitigação de impactos às espécies ameaçadas. Estes resultados destacam  
677 a relevância de avaliações territoriais regionais e a importância da elaboração de planos de  
678 conservação com base em avaliações participativa e integradas para viabilizar ações  
679 assertivas e mais efetivas.

680 A atividade pesqueira artesanal é um sistema socioecológico complexo e altamente  
681 dinâmico e, portanto, estratégias de gestão para mitigação das capturas incidentais devem  
682 incorporar uma abordagem interdisciplinar mais ampla de governança, integrando os  
683 componentes ambientais, sociais, econômicos e culturais. Estes componentes devem ser



684 mapeados, diagnosticados e compreendidos pelos múltiplos atores envolvidos na  
685 construção de alternativas e soluções eficientes de longo prazo, através de abordagens  
686 participativas e de engajamento com comunidades costeiras. Além disso, abordagens como  
687 a gestão adaptativa auxilia a tomada de decisão como parte de um processo constante de  
688 aprendizagem, através da implementação de ações de conservação, monitoramento  
689 sistemático e avaliação das estratégias adotadas, ao mesmo tempo em que se aprende quais  
690 ações são mais efetivas (“aprender fazendo”) (Berkes *et al.*, 2001; Armitage *et al.*, 2009).  
691 Desta forma, as oportunidades e desafios identificados através da compilação e revisão da  
692 literatura atual, devem ser incorporadas nas estratégias de pesquisa e medidas de gestão  
693 para a conservação da biodiversidade na região. Especial atenção deve ser dada para o  
694 fortalecimento de mecanismos de monitoramento sistemático das interações pesqueiras  
695 com as espécies ameaçadas (*ex. conforme* orientações em FAO, 2021), além da avaliação  
696 da efetividade das medidas de gestão atualmente adotadas.

697 Apesar do presente estudo ter como foco a atividade pesqueira artesanal, diversas  
698 outras atividades antrópicas, cada uma com os seus condutores, pressões e impactos atuam  
699 no mesmo sistema, ampliando as dinâmicas de interação e impactos sobre a megafauna  
700 marinha (Pirotta *et al.*, 2022). Elliott *et al.* (2017) enfatiza a necessidade de compreender  
701 as relações entre os diferentes usos do ambiente marinho, representados pelas atividades e  
702 suas pressões associadas dentro de cada ciclo *DAPSI(W)R(M)*, integrando os componentes  
703 sociais, econômicos e ecológicos. Desta forma, uma avaliação futura da abordagem  
704 *DAPSI(W)R(M)* em rede e interligada espacialmente pode proporcionar uma melhor  
705 compreensão da complexidade do sistema marinho, incluindo componentes ambientais,  
706 sociais, econômicos e culturais, fornecendo subsídios para a abordagem ecossistêmica e  
707 gestão integrada da zona costeira.

708

### 709 *Agradecimentos*

710 Os autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível  
711 Superior (CAPES) e Fundação Araucária pelo apoio financeiro (Processo  
712 88882.168574/2018-01), e ao Centro de Assessoria de Publicação Acadêmica (Centro de  
713 Assessoria de Publicação Acadêmica, CAPA – [www.capa.ufpr.br](http://www.capa.ufpr.br)) da Universidade  
714 Federal do Paraná (UFPR) pela assistência com tradução para o idioma inglês.

715

716 **6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

717

718 Afonso, M. G. *Dinâmicas da pesca de emalhe em Matinhos/PR: implicações para a conservação dos*  
719 *recursos pesqueiros*. Curitiba, Dissertação (Mestrado em Zoologia) – UFPR, 2016.

720 Afonso, M. G. & Chaves, P. T.C. A pesca de emalhe costeiro de pequena escala no litoral do Paraná: um  
721 estudo de caso para a conservação. *Biodiversidade e Conservação Marinha*, 10, 2021. doi:  
722 10.37002/revistacepsul.vol10.1754e2021001

723 Alfaro-Shigueto, J.; Mangel, J. C.; Bernedo, F. *et al.* Small-scale fisheries of Peru: a major sink for marine  
724 turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1432–1440, 2011. doi: 10.1111/j.1365-  
725 2664.2011.02040.x.

726 Andriquetto-Filho, J. M. Sistemas técnicos de pesca no litoral do Paraná: caracterização e tipificação. *In:*  
727 Raynaut, C.; Zanoni, M.; Lana, P.C. *et al.* (Orgs.). *Desenvolvimento e Meio Ambiente – em busca da*  
728 *interdisciplinaridade*. Curitiba: Editora UFPR, p. 213–233, 2002.

729 Andriquetto-Filho, J. M. A mudança técnica e o processo de diferenciação dos sistemas de produção  
730 pesqueira do Litoral do Paraná, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 8, 43–58, 2003. doi:  
731 10.5380/dma.v8i0.22050

732 Andriquetto Filho, J. M.; Chaves, P. T.; Santos, C.; Liberati, S. A. Diagnóstico da pesca no litoral do estado  
733 do Paraná. *In:* Isaac, V. J.; Martins, A. S.; Haimovici, M.; Andriquetto Filho, J. M. (Orgs.). *A pesca marinha*  
734 *e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e*  
735 *institucionais*. Belém: Editora Universitária UFPA, p. 117–140, 2006.

736 Andriquetto-Filho, J. M.; Krul, R.; Feitosa, S. Contradições históricas entre gestão e fomento e a evolução  
737 da pesca de arrasto de camarão na plataforma interna do paraná. *In:* Haimovini, M.; Andriquetto-Filho, J. M.;  
738 Sunye, P. S. (Orgs.) *A pesca marinha e estuarina no Brasil: estudos de caso multidisciplinares*. Rio Grande:  
739 Editora FURG, p. 87-99, 2014.

740 Angulo, R. J.; Soares, C. R.; Marone, E. *et al.* Paraná. *In:* Muehe, D.C.E.H. *et al.* *Erosão e progradação do*  
741 *litoral brasileiro*. Brasília: MMA, p. 347-400, 2006.

742 Armitage, D.R.; Plummer, R.; Berkes, F. *et al.* Adaptive co-management for social-ecological complexity.  
743 *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 2008. doi:10.1890/070089

744 Berkes, F.; Mahon, R.; McConney, P. *et al.* *Managing small-scale fisheries: alternative directions and*  
745 *methods*. Canadá: International Development Research Centre, 2001.

746 Bernardo, C.; Adachi, A. M.C.; Cruz, P. *et al.* The label “Caçãõ” is a shark or a ray and can be a threatened  
747 species! Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding. *Marine Policy*, 116, 2020. doi:  
748 10.1016/j.marpol.2020.103920.

749 Bertoncini, A.A.; Aguilar-Perera, A.; Barreiros, J. *et al.* *Epinephelus itajara* (errata version published in  
750 2019). The IUCN Red List of Threatened Species, 2018. doi: 10.2305/IUCN.UK.2018-  
751 2.RLTS.T195409A145206345.en

752 Borges, L. M. M.; Maulin, G. C.; Andriquetto, J. M. Analysis of income sources of fishers' families on the  
753 coast of the state of Parana, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 39, p. 1267–1271, 2006.

754 Bornatowski, H. A parturition and nursery area for *Carcharhinus limbatus* (Elasmobranchii, Carcharhinidae)  
755 off the coast of Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(4), p. 317-319, 2008. doi:  
756 10.1590/S1679-87592008000400008

757 Bornatowski, H.; Abilhoa, V.; Charvet-Almeida, P. Elasmobranchs of the Paraná Coast, southern Brazil,  
758 south-western Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 2, p.1-6, 2009 doi: 10.1017/S1755267209990868.

- 759 Bornatowski, H.; Vitule, J.R.S.; Abilhoa, V.; Corrêa, M. F. M. Unconventional fishing for large sharks in the  
760 State of Paraná, southern Brazil: a note of concern. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(4), p. 1108–1111,  
761 2011. doi: 10.1111/j.1439-0426.2010.01600.x.
- 762 Bornatowski, H. & Abilhoa, V. *Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de*  
763 *identificação*. Curitiba: Hori Consultoria Ambiental, 2012.
- 764 Bornatowski, H.; Navia, A.F.; Braga, R.R. *et al.* Ecological importance of sharks and rays in a structural  
765 foodweb analysis in southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 71(7), p. 1586–1592, 2014a. doi:  
766 10.1093/icesjms/fsu025.
- 767 Bornatowski, H.; Braga, R. R.; Vitule, J. R. S. Threats to sharks in a developing country: the need for effective  
768 and simple conservation measures. *Natureza & Conservação*, 12(1), p. 11–18, 2014b doi:  
769 10.4322/natcon.2014.003.
- 770 Bornatowski, H.; Angelini, R.; Coll, M. *et al.* Ecological role and historical trends of large pelagic predators  
771 in a subtropical marine ecosystem of the South Atlantic. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28(1), p.  
772 241–259, 2017. doi: 10.1007/s11160-017-9492-z
- 773 Bueno, L. S.; Bertoni, A.A.; Koenig, C.C. *et al.* Evidence for spawning aggregations of the endangered  
774 Atlantic goliath grouper *Epinephelus itajara* in southern Brazil. *Journal of fish biology*, 89(1), p. 876–889,  
775 2016. doi: 10.1111/jfb.13028.
- 776 Caldeira, G. A. *Diagnóstico socioecológico da pesca no município de Pontal do Paraná (PR): subsídios para*  
777 *a gestão compartilhada*. Pontal do Paraná, Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) -  
778 UFPR, 2009.
- 779 Cantor, M.; Barreto, A.S.; Taufer, R.M. *et al.* High incidence of sea turtle stranding in the southwestern  
780 Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, p. 1–15, 2020. doi: 10.1093/icesjms/fsaa073.
- 781 Castro, R.M.; Broadhurst, M. K.; Domit, C. Towards mitigating marine-mammal and sea-turtle mortalities  
782 in small-scale fisheries. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 2021. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101999
- 783 Chaves, P. T. C. & Robert, M. C. Extravio de petrechos e condições para ocorrência de pesca-fantasma no  
784 litoral norte de Santa Catarina e sul do Paraná. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35(3), 513-519, 2009.  
785 Disponível em: <[https://www.pesca.agricultura.sp.gov.br/35\\_3\\_513-519.pdf](https://www.pesca.agricultura.sp.gov.br/35_3_513-519.pdf)>
- 786 Chaves, P. T. C.; Almeida, M. P.; Platner, M. Tubarões e raias como captura incidental na pesca artesanal do  
787 litoral do Paraná: condição reprodutiva e variações sazonais em composição e abundância. *Arquivos de*  
788 *Ciências do Mar*, 52(2), p. 7–23, 2019. doi: 10.32360/acmar.v52i2.39966.
- 789 Costa, L. & Chaves, P. T. C. Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte  
790 de Santa Catarina, Brasil. *Biota Neotropica*, 6(3), p. 1–10, 2006. doi: 10.1590/S1676-06032006000300007.
- 791 Crespo, E. A.; Alacorn, D.; Alonso, M. *et al.* Report of the working group on major threats and conservation.  
792 *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 8(1–2), pp. 47–56, 2010. doi: 10.5597/lajam00153.
- 793 Danilewicz, D.; Moreno, I.; Ott, P. *et al.* Abundance estimates for a threatened population of franciscana  
794 dolphins in southern coastal Brazil: uncertainties and management implications. *Journal of the Marine*  
795 *Biological Association of the United Kingdom*, 90(8), p. 1649–1657, 2010. doi:  
796 10.1017/S0025315409991482.
- 797 Davidson, L. N. K. & Dulvy, N. K. Global marine protected areas to prevent extinctions. *Nature Ecology &*  
798 *Evolution*, 1(2), 2017. doi: 10.1038/s41559-016-0040.
- 799 Derrick, D. H.; Cheok, J.; Dulvy, N. K. Spatially congruent sites of importance for global shark and ray  
800 biodiversity. *PLoS ONE*, 15(7), p. 1–19, 2020. doi: 10.1371/journal.pone.0235559.

- 801 Domiciano, I. G., Domit, C., Broadhurst, M. K. *et al.* Assessing disease and mortality among small cetaceans  
802 stranded at a world heritage site in Southern Brazil. *PLoS ONE*, 11(2), 1–17, 2016.  
803 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149295>
- 804 Domit, C., Barreto, A.S., Bertozzi, C.P. *et al.* Threats to franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in  
805 FMA II: a review and future recommendations. *Report to the Scientific Committee of the International*  
806 *Whaling Commission*, SC/68B/SM, 2020a. Disponível em:  
807 <[https://archive.iwc.int/pages/search.php?search=!collection29958&bc\\_from=themes#](https://archive.iwc.int/pages/search.php?search=!collection29958&bc_from=themes#)>. Acesso em: dez.,  
808 2021
- 809 Domit, C.; Rosa, L.; Possatto, F. *et al.* Strandings of marine mammals, sea turtles and seabirds along the  
810 Paraná coast, Brazil, from 2015 to 2018. *Dryad Dataset*, 2020b. doi:  
811 <https://doi.org/10.5061/dryad.k0p2ngf48>
- 812 Domit, C., Caballero, S., Miranda, A. *et al.* Report of the *Sotalia guianensis* pre-assessment workshop: main  
813 results and status of the current knowledge. *Journal of Cetacean Research and Management*, 22, p. 333-378,  
814 2021. Disponível em: <<https://archive.iwc.int/pages/view.php?ref=17766&k=>>> Acesso em: dez., 2021.
- 815 Dulvy, N. K.; Sadovy, Y.; Reynolds, J. D. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*,  
816 4(1), p. 25–64, 2003. doi: 10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x.
- 817 Elliott, M.; Burdon, D.; Atkins, J.P. *et al.* "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" A unifying framework for  
818 marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1–2), p. 27–40, 2017. doi:  
819 10.1016/j.marpolbul.2017.03.049.
- 820 Estes, J.; Terborgh, J.; Brashares, J. *et al.* Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333, p. 301–306,  
821 2011. doi: 10.1126/science.1205106.
- 822 European Commission, Eurostat. *Towards environmental pressure indicators for the EU*. Luxembourg:  
823 Publications Office, 1999. Disponível em: <<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/80ce03d9-fc51-4bb6-a6fc-c3997efa3525>>.
- 825 FAO - Food and Agriculture Organization of the United States. *Increasing the contribution of small-scale*  
826 *fisheries to poverty alleviation and food security*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, n°  
827 10. Roma: FAO, 2005.
- 828 FAO - Food and Agriculture Organization of the United States, *International guidelines on bycatch*  
829 *management and reduction of discards*. Roma: FAO, 2011.
- 830 FAO - Food and Agriculture Organization of the United States. *Fisheries operations: Guidelines to prevent*  
831 *and reduce bycatch of marine mammals in capture fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible  
832 Fisheries, n° 1, Suppl. 4 Roma: FAO, 2021
- 833 Félix-Hackradt, F. C. & Hackradt, C. W. Populational study and monitoring of the goliath grouper,  
834 *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), in the coast of Paraná, Brasil, *Natureza e Conservacao*, 6(2), p.  
835 141–156, 2008.
- 836 Fiedler, F. N.; Pazeto, D. M.; Valle de Lacerda, L. L. High mortality rates of *Chelonia mydas* in a small-scale  
837 bottom gillnet fishery in the south-west Atlantic Ocean, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater*  
838 *Ecosystems*, 30(10), p. 1902–1909, 2020. doi: 10.1002/aqc.3370.
- 839 Filla, G. D. F. & Monteiro-Filho, E. L. A. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays on the coast of  
840 Paraná State, south of Brazil', *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5),  
841 pp. 985–993, 2009. doi: 701 10.1017/S0025315409002926.
- 842 Fuentes, M. M. P. B.; Wildermann, N.; Gandra, T. B.; Domit, C. Cumulative threats to juvenile green turtles  
843 in the coastal waters of southern and southeastern Brazil, *Biodiversity and Conservation*, 2020. doi:  
844 10.1007/s10531-020-01964-0.

- 845 Fuzetti, L. *A pesca na Ilha do Mel (Paraná-Brasil): pescadores, atividades e recursos pesqueiros*. Curitiba,  
846 Dissertação (Mestrado em Zoologia) - UFPR, 2007.
- 847 Gallo, B. M. G.; Macedo, S.; Giffoni, B.B *et al.* Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a  
848 feeding area with incidental capture in coastal fisheries, *Chelonian Conservation and Biology*, 5(1), p. 93–  
849 101, 2006. doi: 10.2744/1071-8443(2006)5[93:STCIUS]2.0.CO;2.
- 850 Gama, L. R.; Domit, C.; Braodhurst, M.K. *et al.* Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25°S in  
851 the western Atlantic: evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic variability, *Marine*  
852 *Ecology Progress Series*, 542, p. 209–219, 2016. doi: 10.3354/meps11576.
- 853 Gama, L.R.; Fuentes, M.M.P.B.; Trevisani, T.H. *et al.* Trophic ecology of juvenile green turtles in the  
854 Southwestern Atlantic Ocean: insights from stable isotope analysis and niche modelling, *Marine Ecology*  
855 *Progress Series*, v. 678, p. 139-152, 2021. doi: 10.3354/meps13868.
- 856 Giglio, V. J.; Bertoncini, A.A; Ferreira, B.P. *et al.* Landings of goliath grouper, *Epinephelus itajara*, in Brazil:  
857 Despite prohibited over ten years, fishing continues, *Natureza e Conservacao*, 12(2), p. 118–123, 2014. doi:  
858 10.1016/j.ncon.2014.09.004.
- 859 Gonzalez-Carman, V. G.; Falabella, V.; Maxwell, S. *et al.* Revisiting the ontogenetic shift paradigm: the case  
860 of juvenile green turtles in the SW Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 429, 64–  
861 72, 2012. doi: 10.1016/j.jembe.2012.06.007.
- 862 Guebert-Bartholo, F. M., Barletta, M., Costa, M. F., Monteiro-Filho, E. L. A. Using gut contents to assess  
863 foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. *Endangered*  
864 *Species Research*, 13(2), 131–143, 2011. <https://doi.org/10.3354/esr00320>
- 865 Guebert, F. M.; Barletta, M.; Costa, M. F. Threats to sea turtle populations in the Western Atlantic: poaching  
866 and mortality in small-scale fishery gears. *Journal of Coastal Research*, 65, 42-27, 2013. doi: 10.2112/SI65-  
867 008.1
- 868 Hackradt, C. W. & Félix-Hackradt, F. C. Assembléia de peixes associados a ambientes consolidados no litoral  
869 do Paraná, Brasil: uma análise qualitativa com notas sobre sua bioecologia, *Papéis Avulsos de Zoologia*,  
870 49(31), p. 389–403, 2009. doi: 10.1590/s0031-10492009003100001.
- 871 Hall, M. A.; Alverson, D. L.; Metzals, K. I. By-catch: problems and solutions, *Marine Pollution Bulletin*,  
872 41(1–6), p. 204–219, 2000. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00111-.
- 873 Heithaus, M. R.; Frid, A.; Wirsing, A.J.; Worm, B. Predicting ecological consequences of marine top predator  
874 declines, *Trends in Ecology and Evolution*. 23(4), 202-210, 2008. doi: 10.1016/j.tree.2008.01.003.
- 875 Hooker, S.K. & Gerber, L.R. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential  
876 importance of megafauna, *BioScience*, 54(1), p. 27-39, 2004. doi: 10.1641/0006-  
877 3568(2004)054[0027:MRAATF]2.0.CO;2
- 878 IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. População estimada em 2021, segundo os municípios,  
879 Paraná, Brasil. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br>> Acesso em: 11 jan. 2022.
- 880 ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira*  
881 *Ameaçada de Extinção, Volume I*. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018a.
- 882 ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira*  
883 *Ameaçada de Extinção, Volume II: Mamíferos*. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018b.
- 884 ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira*  
885 *Ameaçada de Extinção, Volume IV: Répteis*. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018c.
- 886 ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira*  
887 *Ameaçada de Extinção, Volume VI: Peixes*. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018d.



- 888 ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. *Planos de Ação Nacional*. Disponível  
889 em: < [www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/planos-de-acao-nacional](http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/planos-de-acao-nacional)> Acesso em: jan, 2022.
- 890 IAP – Instituto Ambiental do Paraná. *Plano de Conservação para Tetrápodes Marinhos no Paraná*. Projeto  
891 Paraná Biodiversidade, 2009. Disponível em: [http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/Pagina/Conservacao-](http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/Pagina/Conservacao-da-Natureza)  
892 [da-Natureza](http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/Pagina/Conservacao-da-Natureza).
- 893 Isaac, V. J.; Martins, A.S.; Haimovici, M; Andriguetto-Filho, J.M. *A pesca marinha e estuarina do Brasil no*  
894 *início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais*. Belém: UFPA, 2006
- 895 IUCN – International Union for Conservation of Nature. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version  
896 2021-1. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: nov., 2020.
- 897 Lascelles, B.; Di-Sciara, G.N.; Agardy, T. *et al.*, Migratory marine species: their status, threats and  
898 conservation management needs, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(2), p. 111–  
899 127, 2014. doi: 10.1002/aqc.2512
- 900 Komoroske, L. M. & Lewison, R. L. Addressing fisheries bycatch in a changing world, *Frontiers in Marine*  
901 *Science*, 2, pp. 1–11, 2015. doi: 10.3389/fmars.2015.00083.
- 902 Kotas, J. E., Petrere, M., Santos, R. A. *et al.*, The horizontal migration of hammerhead sharks along the  
903 southern Brazilian coast, based on their exploitation pattern and considerations about the impact of anchored  
904 gillnets activities on these species. *Revista CEPSUL Biodiversidade e Conservação Marinha*, 3(1), pp. 45–  
905 68, 2012. doi: 10.37002/revistacepsul.v%25v.32245-68
- 906 Lana, P. C.; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay,  
907 Brazil. In: Seeliger, U. & Kferve, B. (Orgs.) *Coastal Marine Ecosystem of Latin America* (Ecological Studies,  
908 V. 144). Springer, p. 131–145, 2001. doi: 10.1007/978-3-662-04482-7\_11.
- 909 Lewison, R. L., Crowder, L. B.; Read, A.J.; Freeman, S.A. Understanding impacts of fisheries bycatch on  
910 marine megafauna, *Trends in Ecology and Evolution*, 19(11), p. 598–604, 2004. doi:  
911 10.1016/j.tree.2004.09.004.
- 912 Lewison, R. L., Soykan, C. U.; Cox, T. *et al.* Ingredients for addressing the challenges of fisheries bycatch,  
913 *Bulletin of Marine Science*, 87(2), p. 235–250, 2011. doi: 10.5343/bms.2010.1062
- 914 Lewison, R. L.; Crowder, L.B.; Wallace, B.P. *et al.* Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle  
915 bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots, *Proceedings of the National Academy of*  
916 *Sciences*, 111(14), p. 5271–5276, 2014. doi: 10.1073/pnas.1318960111.
- 917 Lewison, R. L.; Rudd, M. A.; Al-Hayek, W. *et al.* How the DPSIR framework can be used for structuring  
918 problems and facilitating empirical research in coastal systems, *Environmental Science and Policy*, 56, p.  
919 110–119, 2016. doi: 10.1016/j.envsci.2015.11.001.
- 920 López-Barrera, E. A., Longo, G. O.; Monteiro-Filho, E. L. A. Incidental capture of green turtle (*Chelonia*  
921 *mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil, *Ocean and Coastal*  
922 *Management*, 60, p. 11–18, 2012. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2011.12.023.
- 923 Loyola e Silva, J. & Nakamura, I. T. Produção do pescado no litoral do Paraná, *Acta Biológica Paranaense*,  
924 4(3,4), p. 75–119, 1975.
- 925 Lucifora, L. O.; Menni, R. C.; Escalante, A. H. Reproductive ecology and abundance of the sand tiger shark,  
926 *Carcharias taurus*, from the southwestern Atlantic, *ICES Journal of Marine Science*, 59(3), pp. 553–561,  
927 2002. doi: 10.1006/jmsc.2002.1183.
- 928 MMA - Ministério do Meio Ambiente. *Sítios Ramsar*. Disponível em: < [http://antigo.mma.gov.br/processo-](http://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564)  
929 [eletronico/item/8564](http://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564)> Acesso em: dez., 2021.
- 930 MMA - Ministério do Meio Ambiente. *Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade Brasileira*.  
931 Disponível em: < <http://areasprioritarias.mma.gov.br/> > Acesso em: nov., 2020.



- 932 Marcovaldi, M. A.; Sales, G.; Thomé, J.C.A. *et al.* Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying  
933 and mitigating potential conflicts, *Marine Turtle Newsletter*, 112, pp. 4–8, 2006.
- 934 Maxwell, S; Cazalis, V.; Dudley, N. *et al* Area-based conservation in the twenty-first century. *Nature*, 586,  
935 p. 217-227, 2020. doi: 10.1038/s41586-020-2773-z
- 936 Mendonça, J. T.; Lucena, A.C.M.; Muehlmann, L.D.; Medeiros, R.P Socioeconomia da pesca no litoral do  
937 estado do Paraná (Brasil) no período de 2005 a 2015, *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41, p. 140–157,  
938 2017. doi: 10.5380/dma.v41i0.49194.
- 939 Mikich, S. B. & Bérnils, R. S. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. Curitiba: Instituto*  
940 *Ambiental do Paraná*, 2004. CD-ROM. Disponível em:  
941 <[http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/Pagina/Livro-Vermelho-da-Fauna-Ameacada-no-Estado-do-](http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/Pagina/Livro-Vermelho-da-Fauna-Ameacada-no-Estado-do-Parana-0)  
942 [Parana-0](http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/Pagina/Livro-Vermelho-da-Fauna-Ameacada-no-Estado-do-Parana-0)> Acesso em: jan. 2022.
- 943 Miranda, A. V. *Estimativa de densidade e tamanho populacional de botos-cinza, Sotalia guianensis, no*  
944 *Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná*. Pontal do Paraná, Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros  
945 e Oceânicos) – UFPR, 2017.
- 946 Moura, S. P. G.; Cantor, M.; Broadhurst, M. K.; Domit, C. Environmental and behavioral factors influencing  
947 individual variation in spatial use by Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*), *Journal of Mammalogy*, 102(4),  
948 pp. 1009–1019, 2021. doi: 10.1093/jmammal/gyab056
- 949 Myers, R. A.; Baum, J.K.; Shepherd, T.D. *et al.* Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from  
950 a coastal ocean, *Science*, 315(5820), p. 1846–1850, 2007. doi: 10.1126/science.1138657.
- 951 Occhiali, D.S.; Rodrigues, A.M.; Kotas, J. E.. Caracterização e análise comparativa da pesca industrial de  
952 emalhe-de-fundo costeiro, considerando a evolução física da frota a partir de 1995 e a produção pesqueira  
953 entre 2001 e 2010. *Revista Cepsul: Biodiversidade e Conservação Marinha*, 3(1), p. 133–138, 2012. doi:  
954 10.37002/revistacepsul.v%25v.3171-21
- 955 Ott, P. H.; Secchi, E. R.; Moreno, I. B. *et al.* Report of the working group on fishery interactions. *Latin*  
956 *American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1), p. 55-64, 2002. doi: :10.5597/lajam00008
- 957 Patrício, J.; Elliot, M.; Mazik, K. *et al.* DPSIR-Two decades of trying to develop a unifying framework for  
958 marine environmental management? *Frontiers in Marine Science*, 3, p. 1–14, 2016. doi:  
959 10.3389/fmars.2016.00177.
- 960 Paraná, *PDS Litoral 2035. Plano para o Desenvolvimento Sustentável do Litoral do Paraná*, 2019.  
961 Disponível em: [www.planejamento.pr.gov.br/Pagina/Plano-de-Desenvolvimento-Sustentavel-do-Litoral-do-](http://www.planejamento.pr.gov.br/Pagina/Plano-de-Desenvolvimento-Sustentavel-do-Litoral-do-Parana-PDSLitoral)  
962 [Parana-PDSLitoral](http://www.planejamento.pr.gov.br/Pagina/Plano-de-Desenvolvimento-Sustentavel-do-Litoral-do-Parana-PDSLitoral). Acesso em: jan. 2022.
- 963 Peckham, S. H.; Maldonado-Dias, D.; Walli, A. *et al.* Small-scale fisheries bycatch jeopardizes endangered  
964 pacific loggerhead turtles, *PLoS ONE*, 2(10), pp. 1–6, 2007. doi: 10.1371/journal.pone.0001041.
- 965 Peckham, S. H.; Maldonado-Dias, D.; Koch, V. *et al.* High mortality of loggerhead turtles due to bycatch,  
966 human consumption and strandings at Baja California Sur, Mexico, 2003 to 2007, *Endangered Species*  
967 *Research*, 5, p. 171–183, 2008. doi: 10.1007/978-1-4020-6078-6\_8.
- 968 Peres, M. B., Vercillo, U. E.; Dias, B. F. de S. Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a  
969 lista de espécies ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer? *Biodiversidade Brasileira*, 1,  
970 p. 45–48, 2011.
- 971 Petrobras, *Projeto de Caracterização Socioeconômica da Atividade de Pesca e Aquicultura na Bacia de*  
972 *Santos PCSPA-BS*, 2015.
- 973 Petrobras, Relatório Técnico Semestral, *Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira da Bacia de*  
974 *Santos PMAP-BS (jul-dez 2019)*, 2020.

- 975 Petrucci, I. N. *A pesca artesanal e as tartarugas marinhas na Ilha do Mel, Paraná: aspectos etnobiológicos*  
976 *visando à conservação*. Pontal do Paraná, Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) –  
977 UFPR, 2019.
- 978 Petticrew, M. & Roberts, H. *Systematic reviews in the social sciences: a practical guide*. Blackwell  
979 Publishing, 2008. doi: 10.1002/9780470754887.
- 980 Pierri, N.; Angulo, R. J.; Souza, M.C.; Kim, M.K. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense:  
981 condicionantes, conflitos e tendências, *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 13, p. 137–167, 2006. doi:  
982 <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v13i0>.
- 983 Pina, J. V. & Chaves, P. T. A pesca de tainha e parati na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Acta Biológica*  
984 *Paranaense*, 34(1), 103-113, 2005.
- 985 Pirotta, E.; Thomas, L.; Costa, D.P.; *et al.* Understanding the combined effects of multiple stressors: A new  
986 perspective on a longstanding challenge. *Science of the Total Environment*, 821, 2022. doi:  
987 [10.1016/j.scitotenv.2022.153322](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153322).
- 988 Pittman, J. & Armitage, D. Governance across the land-sea interface: a systematic review. *Environmental*  
989 *Science & Policy*, 64, 9-17, 2016. doi:[10.1016/j.envsci.2016.05.022](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.05.022)
- 990 Przbylski, C. B. & Monteiro-Filho, E. L. A. Interação entre pescadores e mamíferos marinhos no litoral do  
991 Estado do Paraná – Brasil. *Biotemas*, 14(2), p. 141-156, 2001.
- 992 Robert, M. D. C. & Chaves, P. D. C. Dinâmica da atividade pesqueira artesanal em duas comunidades da  
993 região litorânea limítrofe Santa Catarina-Paraná, Brasil, *Boletim do Instituto de Pesca*, 32(1), p. 15–23, 2006.
- 994 Robert, M. C.; Domit, C.; Rosa, L. *Relatório Técnico do Projeto INTERMAR*. Associação MarBrasil e Centro  
995 de Estudos do Mar/UFPR, 312p, 2012.
- 996 Rosas, F. C. W.; Monteiro-Filho, E. L.; Oliveira, M. R. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia*  
997 *blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil, *Lajam*, 1(1), p. 161–  
998 167, 2002. doi: [10.5597/lajam00020](https://doi.org/10.5597/lajam00020).
- 999 Rosso-Londoño, M. C. *Caracterização da mortalidade de cetáceos no litoral do estado do Paraná e sua*  
1000 *relação com a pesca*. Pontal do Paraná, Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - UFPR,  
1001 2010
- 1002 Sadowsky, V. Selachier aus dem Litoral von Sao Paulo, Brasilien, *Beitrage zur Neotropischen Fauna*, 5(2),  
1003 pp. 71–88, 1967. doi: [10.1080/01650526709360398](https://doi.org/10.1080/01650526709360398)
- 1004 Santos, M. C. O.; Oshima, J. E. F.; Silva, E. Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): the  
1005 discovery of a population in the Paranaguá estuarine complex, southern Brazil, *Brazilian Journal of*  
1006 *Oceanography*, 57(1), p. 57–63, 2009. doi: [10.1590/S1679-87592009000100006](https://doi.org/10.1590/S1679-87592009000100006).
- 1007 Schipper, J.; Chanson, J.S.; Chiozza, F. *et al.* The status of the world's land and marine mammals: diversity,  
1008 threat, and knowledge, *Science*, 322, p. 225–230, 2008. doi: [10.1126/science.1165115](https://doi.org/10.1126/science.1165115).
- 1009 Secchi, E. R.; Cremer, M. J.; Danilewicz, D.; Lailson-Brito, J. A synthesis of ecology, human-related threats,  
1010 and conservation perspectives for the endangered franciscana dolphin. *Frontiers in Marine Science*, 8, 2021.  
1011 doi: [10.3389/fmars.2021.617956](https://doi.org/10.3389/fmars.2021.617956)
- 1012 Soykan, C.U.; Moore, J.E.; Zydalis, R. *et al.* Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on  
1013 fisheries bycatch, *Endangered Species Research*, 5, p. 91–102, 2008. doi: [10.3354/esr00175](https://doi.org/10.3354/esr00175).
- 1014 Sucunza, F.; Danilewicz, D.; Andriolo, A. *et al.* Distribution, habitat use, and abundance of the endangered  
1015 franciscana in southeastern and southern Brazil, *Marine Mammal Science*, 36(2), p. 421–435, 2020. doi:  
1016 [10.1111/mms.12650](https://doi.org/10.1111/mms.12650).

- 1017 Tavares, D. C.; Moura, J.F.; Acevedo-Trejos; Merico, A. Traits shared by marine megafauna and their  
1018 relationships with ecosystem functions and services, *Frontiers in Marine Science*, 6, p. 1–12, 2019. doi:  
1019 10.3389/fmars.2019.00262.
- 1020 Uhlmann, S. S. & Broadhurst, M. K. Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps, *Fish*  
1021 *and Fisheries*, 16(2), pp. 183–229, 2013. doi: 10.1111/faf.12049.
- 1022 UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. *Convention concerning the*  
1023 *protection of the world cultural and natural heritage: Atlantic Forest South/East Brazil*. World Heritage  
1024 Centre, 1999.
- 1025 Vasconcellos, M.; Diegues, A. C.; Salles, R. Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira.  
1026 In: Lobo, A. (Org.). *Nas redes da pesca artesanal costeira*. Brasília: Edições IBAMA, Brasília, 2007.
- 1027 Vooren, C. M. & Klippel, S. *Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*. Porto Alegre:  
1028 Igaré, 2005.
- 1029 Wallace, B. P.; Kot, C. Y.; DiMatteo *et al.* Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations  
1030 worldwide: toward conservation and research priorities, *Ecosphere*, 4(3), p. 1-49, 2013. doi: 10.1890/ES12-  
1031 00388.1.
- 1032 Worm, B.; Davis, B.; Kettner, L. *et al.* Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks,  
1033 *Marine Policy*, 40(1), p. 194–204, 2013. doi: 10.1016/j.marpol.2012.12.034.
- 1034 Zamboni, Ademilson; Dias, Martin; Iwanicki, Lara. *Auditoria da pesca Brasil 2020: uma avaliação*  
1035 *integrada da governança, da situação dos estoques e das pescarias*. Brasília, Oceana Brasil, 1. ed., 2020.
- 1036 Zappes, C. A.; Gama, R.M.; Domit, C. *et al.* Artisanal fishing and the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in  
1037 Southern Brazil: ethnoecology from the fishing practice, *Journal of the Marine Biological Association of the*  
1038 *United Kingdom*, 98(4), pp. 867–877, 2016. doi: 10.1017/S0025315416001788.
- 1039
- 1040
- 1041
- 1042

1043 MATERIAL SUPLEMENTAR

1044 Material Suplementar - Primeira página do artigo aceito para publicação na revista

1045 Desenvolvimento e Meio Ambiente

Capa > Usuário > Autor > Submissões > #80221 > Edição

**DEMA**  
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO  
ISSN 1518-952X e-ISSN 2176-9109

#80221 EDIÇÃO

RESUMO | AVALIAÇÃO | **EDIÇÃO**

**SUBMISSÃO**

Autores: Angela Zaccaron da Silva, Hugo Romatowski, Camila Doriti  
 Título: A atividade pesqueira artesanal e suas interações com a megafauna marinha: implicações para a conservação de espécies ameaçadas.  
 Seção: Artigos  
 Editor: Natália de Azevedo

**EDIÇÃO DE TEXTO**

DIRETRIZES PARA EDIÇÃO DE TEXTO

| AVALIAR METADADOS  | SOLICITAÇÃO | ENCAMINHADO | CONCLUÍDA |
|--|-------------|-------------|-----------|
| 1. Edição de Texto Inicial<br>Documento: Nenhum(a)   | —           | —           | —         |
| 2. Edição de Texto do autor<br>Documento: Nenhum(a)<br>Escolher arquivo   Nenhum arquivo selecionado<br>Transferir | —           | —           | ☐         |
| 3. Edição de Texto final<br>Documento: Nenhum(a)   | —           | —           | —         |

Comentários da Edição de Texto | Sem comentários

Você está em:  
 Biblioteca Digital de Periódicos (BDP)  
 OPEN JOURNAL SYSTEMS  
 Ajuda do sistema

**IDIOMA**  
 Selecione o idioma  
 Português (Brasil) | Submeter

**NOTIFICAÇÕES**  
 Visualizar (5 nova(s))  
 Gerenciar

**AUTOR**  
 Submissões  
 Ativo (1)  
 Arquivo (0)  
 Nova submissão

1046

**LAYOUT**

Formato para publicação: DOCUMENTO  
Nenhum(a)

Documentos suplementares: DOCUMENTO

1. Fichamento das referências bibliográficas analisadas no presente estudo. 80221-319456-1-SP.DOCX 12-04-2021

Comentários do Layout | Sem comentários

**LEITURA DE PROVA**

| AVALIAR METADADOS   | SOLICITAÇÃO | ENCAMINHADO | CONCLUÍDA |
|---------------------|-------------|-------------|-----------|
| 1. Autor            | —           | —           | ☐         |
| 2. Lector de Prova  | —           | —           | —         |
| 3. Editor de Layout | —           | —           | —         |

Correções na Leitura de Prova | Sem comentários DIRETRIZES PARA LEITURA DE PROVA

Desenvolvimento e Meio Ambiente - ISSN: 1518-952X, e-ISSN: 2176-9109

Visitas desde agosto de 2017

|         |       |       |     |     |     |
|---------|-------|-------|-----|-----|-----|
| 452.815 | 9.210 | 1.451 | 940 | 508 | 300 |
| 19.164  | 2.516 | 1.378 | 936 | 491 | 281 |
| 7.806   | 2.044 | 1.135 | 641 | 437 | 254 |
| 6.053   | 1.840 | 1.000 | 554 | 408 | 242 |
| 3.931   | 1.699 | 982   | 541 | 363 | 242 |

Pageviews: 11.672.871  
 Page Collected: 162

**PALAVRAS-CHAVE**  
 Amazônia Brasil  
 agricultura familiar  
 agroecologia ambiente  
 conflitos socioambientais  
 desenvolvimento  
 desenvolvimento sustentável  
 educação ambiental  
 environment  
 interdisciplinaridade  
 licenciamento ambiental meio ambiente  
 mudanças climáticas  
 pesca artesanal política ambiental  
 políticas públicas serviços ecossistêmicos  
 sustentabilidade território  
 áreas protegidas

Desenvolvimento e Meio Ambiente de https://revistas.ufpr.br/dema está licenciada com uma Licença Creative Commons - Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.  
 Podem estar disponíveis autorizações adicionais às concedidas no âmbito desta licença em https://revistas.ufpr.br/dema/about.

UFPR  
 AGTIC  
 SiBi  
 Biblioteca Central  
 Rua General Carneiro, n° 370/380.  
 Centro - Curitiba/PR  
 CEP: 80.060-150

1047

1048

1049

1050

1051

1052

1053

1054

**Material Suplementar - A1.** Fichamento das referências bibliográficas analisadas no presente estudo, considerando o ano de publicação, autores, título do trabalho, tipo de publicação (TS=Tese; DS=Dissertação; TCC=Monografia; AC=Artigo Científico; REL=Relatório; CP=Capítulo de Livro; LV=Livro), categoria e sub-categoria incluída.

| ID | Ano  | Autores                     | Referência   | Tipo | Categoria              | Sub-categoria |
|----|------|-----------------------------|--|------|------------------------|---------------|
| 1  | 1975 | Loyola e Silva & Nakamura   | Produção do pescado no litoral paranaense  | AC   | Dinâmica pesqueira     |               |
| 2  | 1977 | Loyola e Silva <i>et al</i> | A pesca artesanal no litoral paranaense  | AC   | Dinâmica pesqueira     |               |
| 3  | 1981 | IPARDES                     | Comercialização do pescado do litoral paranaense   | REL  | Dinâmica pesqueira     |               |
| 4  | 1994 | Siciliano                   | Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil   | REL  | Interação megafauna    | Cetáceos      |
| 5  | 1999 | Andriguetto-Filho           | Sistemas técnicos de pesca e suas dinâmicas de transformação no litoral do Paraná, Brasil  | TS   | Sistema socioecológico |               |
|    | 2002 | Andriguetto-Filho           | Sistemas técnicos de pesca no litoral do Paraná: caracterização e tipificação.   | CP   | Sistema socioecológico |               |
|    | 2003 | Andriguetto-Filho           | A mudança técnica e o processo de diferenciação dos sistemas de produção pesqueira do litoral do Paraná, Brasil  | AC   | Sistema socioecológico |               |
| 6  | 2000 | Rosas                       | Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de <i>Sotalia guianensis</i> e <i>Pontoporia blainvillei</i> (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, Brasil | TS   | Interação megafauna    | Cetáceos      |
|    | 2002 | Rosas <i>et al</i>          | Incidental catches of Franciscana ( <i>Pontoporia blainvillei</i> ) on the Southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil   | AC   | Interação megafauna    | Cetáceos      |
| 7  | 2001 | Robert                      | Caracterização dos petrechos e embarcações usados na pesca artesanal em parte do litoral sul do Paraná, entre Guaratuba e Barra do Sai   | TCC  | Dinâmica pesqueira     |               |
| 8  | 2001 | Przbylski & Monteiro-Filho  | Interação entre pescadores e mamíferos marinhos no litoral do Paraná   | AC   | Interação megafauna    | Cetáceos      |
| 9  | 2003 | Chaves & Robert             | Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do Paraná, Brasil   | AC   | Dinâmica pesqueira     |               |
| 10 | 2004 | Robert                      | Análise da pesca artesanal de fundo realizada pelas comunidades de Brejatuba, litoral sul do Paraná, e de Barra do Sai, litoral norte de Santa Catarina, Brasil.   | DS   | Dinâmica pesqueira     |               |
|    | 2006 | Robert & Chaves             | Dinâmica da atividade pesqueira artesanal em duas comunidades da região litorânea limítrofe Santa Catarina e Paraná  | AC   | Dinâmica pesqueira     |               |
| 11 | 2004 | Gomes                       | A estrutura da ictiofauna demersal na plataforma interna rasa do sul do Paraná, e dieta das espécies mais abundantes   | TS   | Dinâmica pesqueira     |               |
|    | 2006 | Gomes & Chaves              | Ictiofauna integrante da pesca de arrasto camaroeiro no litoral sul do estado do Paraná, Brasil  | AC   | Dinâmica pesqueira     |               |

|    |      |                                 |  |     |   |
|----|------|---------------------------------|--|-----|---|
| 12 | 2005 | Aluizio                         | Análise do acompanhamento da comercialização dos recursos pesqueiros no litoral do Estado do Paraná de 1969 a 1998   | TCC | Dinâmica pesqueira                              |
| 13 | 2005 | Pina & Chaves                   | A pesca de tainha e parati na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil  | AC  | Dinâmica pesqueira                              |
| 14 | 2005 | Robert                          | A fauna de camarões decápodes do rejeito da pesca dirigida ao camarão sete-barbas no litoral do Paraná   | TCC | Dinâmica pesqueira                              |
|    | 2007 | Robert <i>et al.</i>            | Os camarões da fauna acompanhante na pesca dirigida ao camarão sete-barbas no litoral do Paraná  | AC  | Dinâmica pesqueira                              |
| 15 | 2006 | Altvater                        | A relação entre o conhecimento tradicional da comunidade pesqueira de Pontal do Sul e o conhecimento científico referentes à biologia e ecologia dos golfinhos | TCC | Interação megafauna<br>Cetáceos                 |
| 16 | 2006 | Borges <i>et al.</i>            | Analysis of income sources of fisher's families on the coast of the state of Paraná, Brazil  | AC  | Sistema socioecológico                          |
| 17 | 2006 | Andriguetto-Filho <i>et al.</i> | Diagnóstico da pesca no litoral do Paraná  | CP  | Sistema socioecológico                          |
| 18 | 2006 | Costa & Chaves                  | Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil   | AC  | Interação megafauna<br>Elasmobrânquios          |
| 19 | 2006 | Malheiros                       | Diagnóstico e Planejamento Participativo Local: construção de diretrizes para a organização comunitária  | REL | Sistema socioecológico                          |
| 20 | 2006 | Nogueira                        | Relações entre a fisiografia local, rotina de pesca e espécies capturadas pela pesca artesanal no litoral Sul do Paraná e Norte de Santa Catarina              | TCC | Dinâmica pesqueira                              |
|    | 2011 | Nogueira <i>et al.</i>          | Participação da fisiografia local na composição dos atributos e estratégias de pesca no sul do Brasil  | AC  | Dinâmica pesqueira                              |
| 21 | 2006 | Natividade <i>et al.</i>        | Small-scale fishing landings on the coast of the state of Paraná, Brazil, from 1975 to 2000, with emphasis on shrimp data                                      | AC  | Dinâmica pesqueira                              |
| 22 | 2007 | Fuzetti                         | A pesca na ilha do mel: pescadores, atividades e recursos pesqueiros   | DS  | Sistema socioecológico                          |
|    | 2009 | Fuzetti & Correa                | Perfil e renda dos pescadores artesanais e das vilas da Ilha do Mel-Paraná, Brasil   | AC  | Sistema socioecológico                          |
| 23 | 2007 | Andreoli                        | Natureza e Pesca: Um estudo sobre os pescadores artesanais de Matinhos - PR  | DS  | Sistema socioecológico                          |
| 24 | 2008 | Malheiros                       | Avaliação da pesca de arrasto do camarão-sete-barbas em comunidades do entorno do Parque Nacional de Superagui - Paraná  | DS  | Dinâmica pesqueira                              |
| 25 | 2008 | Robert                          | Variações nos procedimentos de pesca associadas à flutuações sazonais na disponibilidade do recurso ictiofaunístico costeiro: Barra do Saí (Itapoá/SC)         | TS  | Dinâmica pesqueira                              |
| 26 | 2009 | Angeli                          | Interação entre cetáceos e tartarugas marinhas com a pesca artesanal em comunidades do município de Pontal do Paraná   | TCC | Interação megafauna<br>Cetáceos e<br>Tartarugas |



|    |      |                                 |   |    |                        |                 |
|----|------|---------------------------------|---|----|------------------------|-----------------|
| 27 | 2009 | Caldeira                        | Diagnostico socioecológico da pesca no município de Pontal do Paraná (PR): subsídios para gestão compartilhada  | DS | Sistema socioecológico |                 |
| 28 | 2009 | Lopez-Barrera                   | Análise da captura acidental de tartarugas marinhas em artes de pesca artesanal na desembocadura sul da Baía de Paranaguá                             | DS | Interação megafauna    | Tartarugas      |
|    | 2012 | López-Barrera <i>et al.</i>     | Incidental capture of green turtle ( <i>Chelonia mydas</i> ) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil               | AC | Interação megafauna    | Tartarugas      |
| 29 | 2009 | Andriguetto-Filho <i>et al.</i> | Analysis of natural and social dynamics of fishery production systems in Paraná, Brazil: Implications for management and sustainability               | AC | Sistema socioecológico |                 |
| 30 | 2009 | Schwars Junior                  | Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná | TS | Dinâmica pesqueira     |                 |
| 31 | 2009 | Sisti Junior <i>et al.</i>      | Avaliação biométrica de cações vendidos no mercado de peixes do litoral paranaense  | AC | Interação megafauna    | Elasmobrânquios |
| 32 | 2010 | Pinheiro <i>et al.</i>          | Pesca de pequena escala e gestão patrimonial: o caso da tainha no litoral paranaense  | AC | Dinâmica pesqueira     |                 |
| 33 | 2010 | Rosso-Londoño                   | Caracterização da mortalidade de cetáceos no litoral do Paraná e sua relação com a pesca  | DS | Interação megafauna    | Cetáceos        |
| 34 | 2010 | Cattani                         | Avaliação de dispositivos de redução de captura incidental na pesca de arrasto do município de Pontal do Paraná-PR                                    | DS | Dinâmica pesqueira     |                 |
|    | 2011 | Cattani <i>et al.</i>           | Avaliação da ictiofauna acompanhante da pesca do camarão sete-barbas em Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil                                   | AC | Dinâmica pesqueira     |                 |
|    | 2012 | Cattani <i>et al.</i>           | Avaliação de dispositivos para redução da ictiofauna acompanhante na pesca de arrasto dirigida ao camarão sete-barbas                                 | AC | Dinâmica pesqueira     |                 |
| 35 | 2011 | Bernardo <i>et al.</i>          | A captura incidental de cienideos em arrasto experimental com redes de portas utilizada na pesca do camarão sete-barbas, no estado do Paraná          | AC | Dinâmica pesqueira     |                 |
| 36 | 2011 | Bornatowski <i>et al.</i>       | Unconventional fishing for large sharks in the state of Paraná, southern Brazil: a note of concern  | AC | Interação megafauna    | Elasmobrânquios |
| 37 | 2011 | Silva                           | Eficiência de redutores de captura incidental na pesca artesanal do camarão sete-barbas no Paraná, Brasil   | DS | Dinâmica pesqueira     |                 |
| 38 | 2011 | Andriguetto-Filho <i>et al.</i> | Sustentabilidade e manejo dos sistemas de produção pesqueira no litoral do paraná: uma análise interdisciplinar                                       | CP | Sistema socioecológico |                 |

|    |      |                                 |  |     |                        |                       |
|----|------|---------------------------------|--|-----|------------------------|-----------------------|
| 39 | 2012 | Bornatowski & Abilhoa           | Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de identificação  | LV  | Interação megafauna    | Elasmobrânquios       |
| 40 | 2012 | Mafra                           | Estratégias técnicas e econômicas dos sistemas de produção pesqueiros da região de Guaraqueçaba, litoral do Paraná                         | DS  | Sistema socioecológico |                       |
| 41 | 2012 | Robert <i>et al.</i>            | Projeto InterMar: integração entre a pesca artesanal e a conservação de cetáceos e tartarugas marinhas                                     | REL | Interação megafauna    | Cetáceos e Tartarugas |
| 42 | 2012 | Silva <i>et al.</i>             | Relative efficiency of square-mesh codends in an artisanal fishery in southern Brazil  | AC  | Dinâmica pesqueira     |                       |
| 43 | 2013 | Guebert <i>et al.</i>           | Threats to sea turtle populations in the Western Atlantic: poaching and mortality in small-scale fishery gears                             | AC  | Interação megafauna    | Tartarugas            |
| 44 | 2013 | Medeiros <i>et al.</i>          | Estratégias para redução da fauna acompanhante na frota artesanal de arrasto do camarão sete-barbas: perspectivas para a gestão pesqueira  | AC  | Dinâmica pesqueira     |                       |
| 45 | 2013 | Silva <i>et al.</i>             | Resolving environmental issues in the southern Brazilian artisanal penaeid-trawl fishery through adaptive co-management                    | AC  | Dinâmica pesqueira     |                       |
| 46 | 2014 | Andrighetto-Filho <i>et al.</i> | Contradições históricas entre gestão e fomento e a evolução da pesca de arrasto de camarão na plataforma interna do Paraná                 | CP  | Governança             |                       |
| 47 | 2014 | Bornatowski                     | Importância ecológica dos tubarões e raias em uma rede trófica na costa sul do Brasil  | TS  | Interação megafauna    | Elasmobrânquios       |
| 48 | 2014 | Caldeira & Pierri               | As relações econômicas e a gestão compartilhada de recursos comuns: o caso da pesca marinha em Pontal do Paraná, Sul do Brasil             | AC  | Sistema socioecológico |                       |
| 49 | 2014 | Guanais <i>et al.</i>           | Uso de dispositivos tecnológicos para a redução da captura de braquiúros pela pesca artesanal de arrasto                                   | AC  | Dinâmica pesqueira     |                       |
| 50 | 2014 | Natividade                      | Respostas populacionais do camarão sete-barbas ao esforço pesqueiro e a meteorologia no litoral do Paraná, entre 1977 e 2005               | TS  | Dinâmica pesqueira     |                       |
| 51 | 2015 | Nascimento                      | Malhas da reciprocidade: a pesca coletiva da tainha na Ilha do Mel   | DS  | Sistema socioecológico |                       |
| 52 | 2015 | Albuquerque <i>et al.</i>       | Estudo preliminar da cadeia de valor dos produtos da sociobiodiversidade dos pescadores de Barrancos, Pontal do Paraná (PR)                | AC  | Sistema socioecológico |                       |
| 53 | 2015 | Medeiros <i>et al.</i>          | Fishers and their knowledge in Brazil: from extractive uses to collaborative exchanges   | CP  | Governança             |                       |
| 54 | 2016 | Caldeira <i>et al.</i>          | Limites e possibilidades para a gestão participativa no litoral do Paraná, sul do Brasil: experiências do Projeto "Nas malhas da inclusão" | AC  | Governança             |                       |
| 55 | 2016 | Zappes <i>et al.</i>            | Artisanal fishing and the franciscana ( <i>Pontoporia blainvilliei</i> ) in Southern Brazil: Ethnocoology from the fishing practice        | AC  | Interação megafauna    | Cetáceos              |

|    |      |                        |  |    |                        |
|----|------|------------------------|--|----|------------------------|
| 56 | 2016 | Leis                   | Implementation of Marine protected area as a governability challenge in southern Brazil  | DS | Governança             |
|    | 2019 | Leis <i>et al.</i>     | Where Small-Scale Fisheries Meet Conservation Boundaries: MPA Governance Challenges in Southern Brazil   | CP | Governança             |
|    | 2019 | Leis <i>et al.</i>     | Mapping fishers' perceptions of marine conservation in Brazil: An exploratory approach   | AC | Governança             |
| 57 | 2016 | Loose                  | Avaliação espaço temporal da ictiofauna acompanhante de pescarias artesanais dirigidas ao camarão branco na plataforma rasa do litoral do Paraná       | DS | Dinâmica pesqueira     |
| 58 | 2016 | Afonso                 | Dinâmicas da pesca de emalhe em Matinhos: implicações para conservação dos recursos pesqueiros   | DS | Dinâmica pesqueira     |
|    | 2021 | Afonso & Chaves        | A pesca de emalhe costeiro de pequena escala no litoral do Paraná: um estudo de caso para a conservação  | AC | Dinâmica pesqueira     |
| 59 | 2016 | Santos <i>et al.</i>   | Ictiofauna acompanhante da pesca de arrasto para embarcações acima de 45 HP no litoral do Paraná, Brasil   | AC | Dinâmica pesqueira     |
| 60 | 2016 | Moura                  | A corozinha da Ilha do Mel: territorialidade de uma comunidade tradicional de pescadores(as) artesanais na Ponta Oeste, Paranaguá-PR                   | DS | Sistema socioecológico |
| 61 | 2017 | Mendonça <i>et al.</i> | Socioeconomia da pesca no litoral do Paraná no período de 2005 a 2015  | AC | Sistema socioecológico |
| 62 | 2018 | Freitas <i>et al.</i>  | O conhecimento ictiológico tradicional e prevenção à saúde dos pescadores do município de Paranaguá - Paraná   | AC | Dinâmica pesqueira     |
| 63 | 2018 | Silva <i>et al.</i>    | Desenvolvimento Territorial Sustentável pela Perspectiva da Pesca Artesanal: a realidade da Ponta Oeste da Ilha do Mel, Paraná, Brasil                 | AC | Sistema socioecológico |
| 64 | 2019 | Anacleto <i>et al.</i> | The traditional fishing in Parana Coast- Brazil: Implications, potentialities and socioeconomic aspects  | AC | Dinâmica pesqueira     |
| 65 | 2019 | Chaves & Silva         | Recursos-alvo que são também bycatch, e recomendação para a gestão da pesca de emalhe no litoral do Paraná, Brasil                                     | AC | Dinâmica pesqueira     |
| 66 | 2019 | Chaves <i>et al.</i>   | Tubarões e raias como captura incidental na pesca artesanal do litoral do Paraná: condição reprodutiva e variações sazonais em composição e abundância | AC | Interação megafauna    |
| 67 | 2019 | Petrucci               | A pesca artesanal e as tartarugas marinhas na Ilha do Mel, Paraná: aspectos etnobiológicos visando à conservação                                       | DS | Interação megafauna    |
| 68 | 2020 | Fuentes <i>et al.</i>  | Cumulative threats to juvenile green turtles in the coastal waters of southern and southeastern Brazil   | AC | Interação megafauna    |
| 69 | 2020 | Bernardo               | Identificação das espécies de tubarões comercializadas no sul do Brasil através de DNA barcoding   | DS | Interação megafauna    |
|    |      |                        |  |    | Elasmobrânquios        |
|    |      |                        |  |    | Tartarugas             |
|    |      |                        |  |    | Tartarugas             |
|    |      |                        |  |    | Elasmobrânquios        |

| 2020 | Bernardo <i>et al.</i>     | The label “Cação” is a shark or a ray and can be a threatened species: Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding                        | AC | Interação megafauna | Elasmobrânquios |  |
|------|----------------------------|---|----|---------------------|-----------------|--|
| 70   | 2020 Viana                 | Efeitos subletais, mortalidade e sustentabilidade da captura incidental de peixes na pesca de camarão no litoral do Paraná                                    | TS | Dinâmica pesqueira  |                 |  |
|      | 2021 Viana <i>et al.</i>   | The effect of bottom trawling time on mortality, physical damage and oxidative stress in two Sciaenidae species   | AC | Dinâmica pesqueira  |                 |  |
| 71   | 2020 Chaves & Bimfeld      | The Serra Spanish mackerel fishery ( <i>Scomberomorus brasiliensis</i> – Teleostei) in Southern Brazil: the growing landings of a high trophic level resource | AC | Dinâmica pesqueira  |                 |  |
| 72   | 2020 Nunes                 | O conhecimento ecológico de pescadores sobre a reprodução e migração dos recursos pesqueiros em um ecossistema costeiro subtropical do Atlântico Sul          | TS | Dinâmica pesqueira  |                 |  |
|      | 2021 Nunes <i>et al.</i>   | Participatory mapping and fishers’ knowledge about fish and shrimp migration in a subtropical coastal ecosystem   | AC | Dinâmica pesqueira  |                 |  |
| 73   | 2021 Wosnick <i>et al.</i> | Current status and potential contributions of fisheries statistics from artisanal fisheries for managing juvenile istiophorid billfishes in Southern Brazil   | AC | Dinâmica pesqueira  |                 |  |

**Material Suplementar - A2.** Instrumentos normativos federais e estaduais de proteção à fauna marinha e gestão pesqueira, incluindo a descrição da medida de ordenamento adotada e grupo da megafauna marinha beneficiado (direta ou indiretamente) pelo instrumento legal.

| <b>Instrumento Normativo</b>   | <b>Medida de ordenamento</b>  | <b>Megafauna marinha</b>                     |
|--|---|--|
| <b>1. Medidas relativas à proteção da fauna marinha</b>                                |   |  |
| Lei nº 5.197/1967  | Dispõe sobre a proteção à fauna silvestre   | Todas as espécies                            |
| Lei nº 7.643/1987  | Proíbe a caça ou qualquer forma de molestamento intencional de cetáceos nas águas jurisdicionais brasileiras  | Cetáceos                                     |
| Portaria IBAMA nº 121-N/1998   | Proíbe a rejeição ao mar das careças de tubarões após remoção das barbatanas ( <i>finning</i> )   | Elasmobrânquios                              |
| Decreto nº 3.842/2001  | Promulga a Convenção Interamericana para a Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas   | Tartarugas marinhas                          |
| Portaria IBAMA nº 121/2002<br>Portaria IBAMA nº 42/2007<br>Portaria MPA/MMA nº 13/2015 | Proíbe a captura do mero por um período de cinco anos (2002/2007); prorrogação por 5 anos (2007/2012); prorrogação por 8 anos (2015/2023)   | Mero   |
| Instrução Normativa MMA nº 31/2004   | Torna obrigatório o uso do dispositivo de escape para tartarugas TED ( <i>Turtle Excluder Devices</i> ) incorporado nas redes de arrasto para captura de camarões, nas embarcações maiores que onze metros de comprimento | Tartarugas marinhas                          |
| Instrução Normativa MPA/MMA nº 12/2012   | Proíbe o desembarque de elasmobrânquios que constem nas listas de espécies ameaçadas de extinção, capturados com redes de emalhe  | Elasmobrânquios                              |
| Instrução Normativa MPA/MMA nº 14/2012   | Dispõe sobre normas e procedimentos para o desembarque de tubarões e raia; proíbe a prática do <i>finning</i>   | Elasmobrânquios                              |
| Instrução Normativa IBAMA nº 16/2015   | Regulamenta o art 4º da IN MPA/MMA nº 14/2012: controle da produção de tubarões e barbatanas oriundas da pesca artesanal, será de responsabilidade do primeiro comprador  | Elasmobrânquios                              |
| Portaria MMA nº 444/2014   | Lista nacional de espécies da fauna ameaçada de extinção (mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres)  | Cetáceos e tartarugas                        |
| Portaria MMA nº 445/2014   | Lista nacional de espécies da fauna ameaçada de extinção (peixes e invertebrados aquáticos)   | Elasmobrânquios e mero                       |
| Lei Estadual nº 11.067/1995  | Dispõe sobre a proteção à fauna ameaçada de extinção  | Cetáceos, tartarugas, elasmobrânquios e mero |
| Decreto nº 3.148/2004  | Estabelece a Política Estadual de Proteção à Fauna Nativa   | Cetáceos, tartarugas, elasmobrânquios e mero |
|  | Lista Vermelha da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná  | Cetáceos, tartarugas, elasmobrânquios e mero |
| <b>2. Medidas de controle do esforço de pesca</b>                                      |   |  |

|                                       |  |                   |
|---------------------------------------|--|-------------------|
| Portaria IBAMA nº 121-N/1998          | Proíbe o uso de redes de emalhar, de superfície e fundo, com comprimento superior à 2,5km.   | Todas as espécies |
| Portaria IBAMA nº 12/2003             | Estabelece normas de ordenamento dos petrechos de pesca, nas áreas estuarinas e lagunares, e plataforma continental do Paraná  | Tartarugas        |
| Instrução Normativa MMA nº 31/2004    | Estabelece a obrigatoriedade do uso de dispositivos de escape de tartarugas (TED – <i>Turtle Excluder Device</i> ) às redes de arrasto de camarões                               | Elasmobrânquios   |
| Instrução Normativa MPA/MA nº 11/2012 | Proíbe redes de emalhe de superfície oceânico de deriva, conhecido como malhão   | Todas as espécies |
| Instrução Normativa MPA/MA nº 12/2012 | Dispõe sobre critérios para o ordenamento da pesca com redes de emalhe (para embarcação <10AB; comprimento máx. 3mil metros, altura máx. de 4 metros, tamanho de malha 7 a 14cm) |                   |
| Portaria MDIC/MMA/MAPA nº 23/2017     | Estabelece normas para captura da tainha, com temporada anual de 15 de maio a 15 de outubro para emalhe de superfície costeiro   |                   |

### 3. Medidas de proteção aos ecossistemas (unidades de conservação e áreas de restrição pesqueira)

|                                       |  |                   |
|---------------------------------------|--|-------------------|
| Decreto nº 87.222/1982                | Cria a Estação Ecológica de Guaraqueçaba   |                   |
| Decreto nº 90.883/1985                | Cria a Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba  |                   |
| Decreto nº 97.688/1989                | Cria o Parque Nacional de Superagui  |                   |
| Portaria IBAMA/SUPES/PR nº 01/1990    | Proíbe a pesca com qualquer tipo de rede na Baía de Guaratuba  |                   |
| Portaria IBAMA nº 102/1992            | Proíbe a pesca com redes, na região entre Moeirão e rio Itinga, na Baía de Paranaguá   |                   |
| Portaria IBAMA nº 12/2003             | Restringe petrechos de pesca nas áreas estuarinas e lagunares do Paraná; proíbe a pesca subaquática no Complexo Estuarino de Paranaguá   |                   |
| Instrução Normativa MMA nº 29/2004    | Proíbe a pesca de arrasto com portas, a menos de 1mm da costa; proíbe pesca de arrasto com portas (embarcações > 10AB) a menos de 1,5mm da costa; proíbe pesca de arrasto de parelhas e de cerco a menos de 5mm da costa | Todas as espécies |
| Instrução Normativa MMA nº 02/2009    | Proíbe a pesca de anchova com emalhe de superfície costeiro e cerco (embarcações > 20AB), a menos de 5mm da costa;   |                   |
| Instrução Normativa MPA/MA nº 12/2012 | Proíbe a pesca com redes de emalhe para embarcações motorizadas até 1mm da costa; embarcações >20AB até 4mm; para a Área 3 (ao largo da costa do Paraná)   |                   |
| Lei nº 12.829/2013                    | Cria o Parque Nacional Marinho das ilhas dos Currais   |                   |
| Portaria MPA/MMA nº 04/2015           | Proíbe a pesca da tainha nas desembocaduras estuarino-lagunar do SE/S (15/mar a 15/set); proíbe cerco (1º/jun a 31/jul) até 5mm da costa; proíbe pesca com emalhe de superfície até 1 mm da costa                        |                   |

### Estadual

Decreto Estadual nº 5.454/1982

Cria a Estação Ecológica da Ilha do Mel



## CAPÍTULO 5

---

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diversos instrumentos para a avaliação do estado de conservação de espécies, para a priorização de áreas ecologicamente importantes para a fauna marinha, além de estratégias de manejo e governança oceânica, ressaltam a importância do refinamento de informações regionais e integração da base de dados local, para que as ações de redução de impactos e ordenamento do território sejam efetivas, participativas e valorizadas pelos atores locais que exercem grande influência na manutenção da qualidade do espaço marinho. Considerando esta perspectiva, os resultados apresentados são o produto da aplicação local de múltiplas abordagens metodológicas nacionais e internacionais, associando a disponibilidade do conhecimento e dados locais para o refinamento da identificação de áreas ecologicamente importantes para espécies marinhas ameaçadas e áreas de maior exposição e risco, evidenciando caminhos para a priorização de ações de manejo e conservação da biodiversidade marinha.

O litoral do Paraná é uma área de extrema importância biológica para a conservação de espécies migratórias e ameaçadas de extinção da megafauna marinha, o que exige a implementação de estratégias de gestão local para a conservação dessas espécies contribuindo com as metas globais para redução da perda da biodiversidade marinha. Através da integração do conhecimento científico de especialistas em uma abordagem multiespécies, foi possível destacar áreas ecologicamente importantes para espécies chaves da megafauna, indicando áreas específicas onde ações efetivas de manejo devem ser prioritárias. A sobreposição de áreas de importância evidenciou que as áreas costeiras rasas (até a isóbata de 20m) próximas às desembocaduras do Complexo Estuarino de Paranaguá e da Baía de Guaratuba são consideradas áreas críticas e de alta ocorrência para todas as espécies avaliadas, inclusive como conexão para áreas estuarinas mais internas das quais algumas espécies são dependentes. Além disso, as ilhas costeiras e os recifes artificiais (incluindo os naufrágios) são áreas extremamente importantes para algumas espécies da megafauna, reforçando a necessidade do estabelecimento de medidas de proteção nestas regiões. Entretanto, áreas insuficientemente conhecidas também foram identificadas considerando a lacuna de conhecimento e o potencial de ocorrência das espécies na região, o que indica a necessidade de ampliação dos esforços de pesquisa e monitoramento da megafauna, principalmente para as espécies de tubarões avaliadas.

As estratégias espaciais de conservação da biodiversidade atualmente em vigor se sobrepõem com as áreas ecologicamente importantes de maneira diferenciada de acordo com os grupos taxonômicos avaliados. De maneira geral, foi observado um baixo percentual de

cobertura pelas áreas marinhas protegidas (PARNA Currais e APA Guaraqueçaba), o que pressupõe um potencial de proteção insuficiente para as espécies da megafauna por este instrumento de gestão. Por outro lado, as restrições espaciais às atividades pesqueiras proporcionam um maior percentual de sobreposição com áreas prioritárias para todas as espécies avaliadas, mas principalmente para as espécies que utilizam áreas estuarinas e costeiras com maior frequência, como os pequenos cetáceos e a tartaruga-verde. Entretanto, embora haja uma importante restrição da atuação da atividade pesqueira industrial em áreas costeiras rasas (profundidades menores que 4 milhas náuticas para a pesca de emalhe), o que auxilia na redução do esforço pesqueiro e captura incidental de espécies da megafauna, a atividade pesqueira artesanal continua a operar em áreas com alto valor de conservação, o que merece atenção direcionada para construção de estratégias eficazes e específicas a gestão pesqueira destas frotas e área territorial.

A avaliação espacial das ameaças antropogênicas no litoral paranaense gerou dados inéditos, os quais foram fundamentais para o mapeamento de impactos cumulativos. Compreender o cenário atual dos potenciais impactos de múltiplas ameaças antropogênicas sobre a biodiversidade marinha, em escalas relevantes para a tomada de decisão, é fundamental para apoiar a implementação de estratégias de gestão baseada em ecossistemas como o planejamento espacial marinho. Ao compilar e mapear as ameaças antropogênicas locais, foi possível observar que a exposição às ameaças abrange toda a plataforma continental interna da costa paranaense. Entretanto, valores mais elevados de impactos cumulativos são observados próximo à costa na região da Baía de Guaratuba e na desembocadura sul do Complexo Estuarino de Paranaguá. Nessas regiões, o impacto cumulativo das ameaças antropogênicas apresentou valores mais elevados para as espécies costeiras de pequenos cetáceos e tartaruga-verde, devido à sobreposição espacial com áreas de alta prioridade para a conservação dessas espécies e maior intensidade das atividades humanas de impacto potencial.

Além disso, as atividades pesqueiras apresentaram as maiores contribuições para os valores de impacto cumulativo com potencial impacto sobre todas as espécies avaliadas, provavelmente devido à natureza generalizada dessas ameaças. A atividade pesqueira artesanal ocorre nas regiões mais costeiras principalmente até a isóbata de 20m, e apresentou maiores valores de impacto e sobreposição espacial com as áreas ecologicamente importantes para pequenos cetáceos e a tartaruga-verde. A atividade pesqueira industrial ocorre em toda a plataforma continental interna do Paraná, apresentando valores elevados de impacto e sobreposição espacial com as áreas ecologicamente importantes para os tubarões e o mero. As ameaças relacionadas às atividades portuárias concentram-se na desembocadura sul do CEP,

enquanto as atividades terrestres influenciam as regiões costeiras do litoral centro-sul paranaense. No entanto, todas as ameaças relacionadas à estas atividades apresentaram menores contribuições para os valores de impacto cumulativo quando comparado às atividades pesqueiras, mas apresentaram potencial impacto de maneira diferenciada de acordo com as espécies avaliadas.

A integração do conhecimento empírico de especialistas em uma avaliação espacial mostrou ser uma ferramenta econômica e eficaz para identificar áreas importantes para espécies ameaçadas, além de ser uma abordagem participativa valiosa para a tomada de decisão. Apresentamos uma abordagem inovadora no que se refere à avaliação de impactos cumulativos, com a utilização de dados de ocorrência das espécies e de vulnerabilidade aos impactos, de maneira mais específica para a região, os quais foram obtidos através da elicitação de especialistas. Assim, a combinação de dados de ocorrência espécie-específica com a avaliação de impactos cumulativos, permitiu a identificação de áreas prioritárias para futuras ações de conservação e fornecerá um suporte crucial para a gestão ambiental local e regional. A avaliação de impacto espacialmente explícita é decisiva para desenvolver um equilíbrio bem-sucedido e sustentável entre as demandas para o desenvolvimento de atividades antropogênicas e a necessidade de proteção da biodiversidade marinha.

Além disso, apresentamos um avanço no mapeamento das pescarias artesanais e incorporação desta informação na avaliação de impacto cumulativo. A pesca artesanal atua em áreas próximas à costa com elevado potencial de sobreposição e impacto sobre espécies costeiras ameaçadas, como as aqui analisadas. Entretanto, diversos autores apontam para a grande dificuldade para o mapeamento e avaliação espacial desta ameaça, devido às características intrínsecas das pescarias artesanais que envolvem uma ampla diversidade de petrechos e muitas embarcações que desembarcam em pontos dispersos ao longo da costa, o que dificulta o monitoramento e a coleta de dados. Aqui, através do georreferenciamento de dados publicamente disponíveis do *Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira* (PMAP-BS), foi possível fazer uma avaliação espacial com maior precisão sobre os potenciais impactos desta atividade e integrá-los na avaliação do território.

Entretanto, a mitigação dos impactos das pescarias artesanais ainda é um desafio. A captura incidental por pescarias costeiras tem sido identificada como a principal ameaça global para espécies costeiras da megafauna, comprometendo a persistência de populações ameaçadas de extinção e, portanto, devem ser avaliadas, monitoradas e seus impactos mitigados. Aqui utilizamos o modelo conceitual DAPSI(W)R(M) como uma ferramenta para compreensão das interações entre as espécies costeiras da megafauna marinha ameaçadas de extinção e a

atividade pesqueira artesanal. A partir dos resultados foi possível identificar estratégias de pesquisa e gestão que promovam ou potencializam as ações para redução dos impactos da captura incidental, assim como lacunas de conhecimento e desafios encontrados, fornecendo subsídios para a abordagem ecossistêmica e de gestão integrada no litoral paranaense.

Entretanto, o presente trabalho também enfrentou algumas limitações, principalmente no que se refere à disponibilidade de dados espaciais. Embora tenhamos realizado uma ampla compilação das informações disponíveis na literatura sobre cada espécie da megafauna avaliada, ainda existe uma lacuna de conhecimento que não permite entender com precisão os padrões espaciais de uso de habitat pelas diferentes espécies para toda a área de estudo. Esta lacuna de conhecimento é limitada temporalmente e espacialmente pelo reduzido número de pesquisas de longo prazo realizadas na região e a falta de monitoramento contínuo, uniforme e sistematizado para toda a área de estudo, o que refletiu na delimitação das áreas insuficientemente conhecidas para todas as espécies da megafauna indicada pelos especialistas. Além disso, uma melhor integração das redes de pesquisa existentes quanto aos dados e conhecimento sobre as espécies da megafauna poderia proporcionar uma base de informações espaciais ampla e mais bem consolidada, o que é essencial para uma avaliação integrada de áreas prioritárias, especialmente para espécies migratórias que se deslocam ao longo do Atlântico Sul. Esta análise é particularmente importante pois permite considerar a conectividade de áreas cruciais para o desenvolvimento das espécies e o aprimoramento dos esforços de conservação nestas e entre estas áreas.

Destacamos também a dificuldade de acesso à dados espaciais públicos, como por exemplo, os dados das atividades pesqueiras tanto da frota artesanal quanto da industrial (por exemplo, os obtidos via Projeto de Monitoramento da Atividades Pesqueira – PMAP/BS e Programa Nacional de Rastreamento das Embarcações Pesqueiras por Satélite – PREPS). Apesar do avanço na coleta das informações pesqueiras por diferentes instituições e a importância fundamental da manutenção dos programas de monitoramento para viabilizar a gestão pesqueira e ambiental, as informações geradas possuem diversas restrições para a disponibilidade dos dados georreferenciados no formato adequado para pesquisas que consideram a informação para além da avaliação de esforço pesqueiro. A integração entre programas de monitoramento custeados com recurso público que abordam biodiversidade e atividades usuárias de recursos naturais ou potencialmente impactantes à esta permitiria a comparação e a integração de camadas geoespaciais, como as utilizadas no presente estudo. Além disso, existe uma dificuldade analítica para garantir a precisão espacial de diversos dados gerados em escala global e sua adequação para escalas regionais/locais, de forma a garantir a

precisão da informação e uma avaliação adequada de impactos cumulativos. Para sanar este desafio, estudos de abordagem regional/local são necessários e devem ser estimulados em ações futuras de governança e planejamento para a conservação.

Por fim, é importante ressaltar que os ecossistemas marinhos são sistemas complexos inerentemente dinâmicos, e que, portanto, a gestão destes ambientes incluindo problemas relacionados à conservação da biodiversidade, são considerados “problemas perversos” (*wicked problems*) (para uma breve revisão, ver Defries & Nagendra, 2017). Um problema é perverso, no sentido de complexo ou complicado, pois não são resolvidos de uma vez por todas, não existe uma solução geral que se aplica a todos os casos, e representam um desafio constante, em parte porque não se sabe ao certo quando ou se eles realmente serão resolvidos. Desta forma, reconhecer a complexidade dos problemas ambientais e as suas razões subjacentes, auxilia na identificação de ações e estratégias de gestão, assim como prioridades para redução dos impactos. Portanto, a incorporação dos componentes ecológicos, socioeconômicos e culturais através de abordagens participativas, multisetoriais e adaptativas, são fundamentais para o sucesso de estratégias de gestão e conservação da biodiversidade. Neste sentido, as abordagens metodológicas do planejamento para conservação e do planejamento espacial marinho buscam incorporar e fortalecer as estratégias regionais de governança, ampliando sua efetividade, aceitação e engajamento social.

Considerando todo o contexto abordado nesta tese, e com base nos resultados alcançados, listamos abaixo algumas recomendações no sentido de aprimoramento da gestão do espaço marinho em relação às temáticas aqui tratadas:

1. Recomendações para o planejamento espacial do território:
  - a. Nas áreas identificadas como prioritárias para a conservação da megafauna, as medidas de conservação devem ser reforçadas e/ou ampliadas através da implementação ou efetivação de áreas marinhas protegidas ou outras medidas eficazes de conservação baseadas em área (OECMs<sup>12</sup>), considerando as áreas ecologicamente importantes para cada espécie avaliada;

---

<sup>12</sup> As OECMs (*Other Effective Area-based Conservation Measures*) foram definidos pela Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD), como locais que não estão estabelecidas como áreas protegidas, mas que oferecem conservação eficaz da biodiversidade. O Quadro Global da Biodiversidade Pós-2020 (*Zero Draft*) recomendou que os países usem áreas protegidas e outras medidas efetivas de conservação baseadas em área para proteger pelo menos 30% das áreas terrestres e marinha até 2030 (CBD, 2020). Assim, ambas as áreas marinhas protegidas (MPAs) e as OECMs são reconhecidas na CDB e na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (Maxwell *et al.*, 2020).

- b. Futuras estratégias para a conservação marinha devem considerar as áreas ecologicamente importantes aqui identificadas, e devem ser discutidas em um processo participativo, seguindo as abordagens metodológicas do planejamento para a conservação a fim de identificar as melhores estratégias e ações a serem implementadas na região, em escala temporal de prioridades conforme acolhimento dos atores locais e capacidade de gestão/fiscalização;
- c. No âmbito do planejamento espacial marinho (PEM), as áreas ecologicamente importantes identificadas como prioritárias para a conservação devem ser consideradas durante as etapas de levantamento prévio, tanto no âmbito nacional quanto no regional;
- d. No âmbito do PEM o mapeamento das atividades antrópicas e dos impactos cumulativos também devem ser considerados durante as avaliações, com o intuito de identificar os conflitos e as potencialidades espaciais entre usos do território e recursos naturais e as estratégias de conservação da biodiversidade;
- e. Recomendamos ainda, o zoneamento das atividades marítimas identificadas com potencial impacto sobre a biodiversidade (por exemplo, atividades náuticas), delimitando zonas de “não uso” ou de “uso restrito” em zonas de importância ecológica para espécies da megafauna marinha ameaçadas.

## 2. Recomendações para a gestão pesqueira:

- a. Fortalecer o envolvimento e engajamento das comunidades pesqueiras em ações de conservação, através da incorporação do conhecimento tradicional e construção conjunta de estratégias mais efetivas para a conservação das espécies, com a participação contínua destes atores desde o início do processo de planejamento, pesquisa e tomada de decisão;
- b. Promover a sensibilização e a educação coletiva quanto a importância das espécies da megafauna para a saúde dos ecossistemas marinhos, manutenção dos serviços ecossistêmicos e parâmetros de bem-estar humano (no conceito de “saúde única”<sup>13</sup>), por meio da valorização de práticas sustentáveis de exploração de recursos marinhos;

---

<sup>13</sup> Saúde única (One Health): <https://onehealthinitiative.com/>



- c. Promover a valorização e a proteção da fauna marinha, assim como geração de renda e fortalecimento das comunidades locais (por exemplo, através do desenvolvendo ordenado de atividades relacionadas ao ecoturismo de observação de fauna);
- d. Estabelecer o monitoramento contínuo das capturas incidentais das espécies da megafauna avaliadas, por meio de múltiplas estratégias, tais como o acompanhamento sistemático dos desembarques pesqueiros, presença de observadores de bordo, e/ou outras formas de monitoramento participativo, para fornecimento de dados sobre capturas por espécie e modalidade pesqueira;
- e. A partir das ações integradas aos pescadores, identificar formas alternativas pesqueiras e tecnológicas para garantir a sustentabilidade das atividades da pesca e a conservação da fauna ameaçada. Pesquisas aplicadas para o desenvolvimento e teste de eficiência de tecnologias a serem associadas aos petrechos de pesca, como por exemplo o uso de LED e alarmes acústicos (*pingers*) em redes de emalhe, devem ser realizados em parceria com as comunidades pesqueiras, para avaliar a viabilidade e efetividade na ação de minimizar as capturas incidentais;
- f. A manutenção da coleta de dados sistemáticos da atividade pesqueira artesanal gerados pelo *Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira*, e de animais encalhados pelo *Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos*, ambos condicionantes ambientais do IBAMA à Petrobras. Estes projetos – programas ambientais - são ações essenciais para as avaliações dos impactos às espécies, e para o estabelecimento de políticas públicas adequadas para a redução das capturas incidentais e de outras ameaças a conservação das espécies locais;
- g. Disponibilização para o público em geral dos dados completos e geoespaciais gerados pelo *Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira na Bacia de Santos*, em modelo semelhante ao SIMBA (<https://simba.petrobras.com.br/simba/web/>);

### 3. Recomendações para políticas públicas:

- a. As avaliações nacionais dos planos de ação para a conservação das espécies ameaçadas devem incorporar dados geoespaciais mais refinados de impactos

cumulativos no âmbito local e/ou regional, com base nas melhores informações científicas disponíveis, para informar estratégias e ações locais mais efetivas para a mitigação de impactos;

- b. Incluir as áreas consideradas prioritárias para a conservação das espécies avaliadas, durante os estudos e avaliações de impacto ambiental para o desenvolvimento de obras/empreendimentos na região costeira e marítima;
- c. Incluir avaliações de impactos cumulativos sobre espécies ameaçadas, durante os estudos e avaliações de impacto ambiental para o desenvolvimento de obras/empreendimentos costeira e marítima.

4. Recomendações para a pesquisa:

- a. Aprimorar o conhecimento científico sobre os padrões de movimento e uso de habitats críticos para as espécies da megafauna marinha, com base em metodologias emergentes, como por exemplo a utilização de drones, telemetria satelital e acústica, monitoramento acústico passivo e modelagens preditivas;
- b. Fortalecer a colaboração e o engajamento das comunidades pesqueiras em projetos de pesquisa como estratégia essencial para que as ações de conservação de espécies ameaçadas sejam bem-sucedidas. Além disso, o conhecimento ecológico local dos pescadores artesanais deve ser integrado como uma fonte importante de dados para análises espaciais e no âmbito da gestão costeira;
- c. Identificar *hotspots* de capturas incidentais, através da análise dos padrões espaciais e temporais de encalhes e de capturas incidentais da megafauna;
- d. Avaliar a efetividade das estratégias espaciais atualmente em vigor (áreas marinhas protegidas e de restrição pesqueira) na redução da captura incidental de espécies ameaçadas, além de avaliar o cumprimento por parte dos pescadores das medidas regulatórias;
- e. Monitoramento das atividades antropogênicas com potencial impacto sobre as espécies avaliadas, como forma de compreender e prever possíveis alterações no ambiente marinho;
- f. Inclusão de outras atividades antropogênicas (como por exemplo, o tráfego marítimo de embarcações de lazer) em futuras avaliações de impactos cumulativos na região, assim como a incorporação da sazonalidade como um componente importante para orientar estratégias mais pontuais de gestão;

- g. No futuro próximo, incorporar nos estudos de impactos cumulativos na região também as ameaças antropogênicas de larga escala, como as mudanças climáticas, a fim de investigar potenciais efeitos aditivos, sinérgicos e/ou antagônicos com as ameaças antropogênicas locais analisadas no presente estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, M. G. *Dinâmicas da pesca de emalhe em Matinhos/PR: implicações para a conservação dos recursos pesqueiros*. Curitiba, Dissertação (Mestrado em Zoologia) – UFPR, 2016.
- Alfaro-Shigueto, J.; Mangel, J. C.; Bernedo, F.; et al. Small-scale fisheries of Peru: A major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 6, p. 1432–1440, 2011.
- Álvarez-Romero, J. G.; Cheok, J.; Mills, M.; et al. Research advances and gaps in marine planning: towards a global database in systematic conservation planning. *Biological Conservation*, v. 227, n. September, p. 369–382, 2018.
- Amaral, K. B.; Danilewicz, D.; Zerbini, A.; et al. Reassessment of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844) distribution and niche characteristics in Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 508, n. August, p. 1–12, 2018. Elsevier.
- Andersen, J. H., Stock, A., Heinänen, S., Mannerla, M., & Vinther, M. (2013) *Human uses, pressures and impacts in the eastern North Sea*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 136 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 18.
- Andrade, M. F. *et al.* (2016) ‘Appropriate morphometrics for the first assessment of juvenile green turtle (*Chelonia mydas*) age and growth in the south-western Atlantic’, *Marine Biology*. Springer Berlin Heidelberg, 163(12), pp. 1–15. doi: 10.1007/s00227-016-3031-7.
- Andriguetto-Filho, J. M. (2002). Sistemas técnicos de pesca no litoral do Paraná: caracterização e tipificação. In: Raynaut, C. *et al* (Orgs.). *Desenvolvimento e Meio Ambiente – em busca da interdisciplinaridade*. Curitiba: Editora da UFPR, p. 213–233.
- Andriguetto-Filho, J. M. (2003). A mudança técnica e o processo de diferenciação dos sistemas de produção pesqueira do Litoral do Paraná, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 8, 43–58. doi: 10.5380/dma.v8i0.22050
- Andriguetto-Filho, J.M.; Chaves, P.T.; Santos, C.; Liberati, S.A. (2006). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. In: *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais*. V. J. Isaac, A. S. Martins, M. Haimovici, J. M. Andriguetto-Filho (EDS). Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil, p. 117–140.
- Andriguetto-Filho, J. M.; Krul, R.; Feitosa, S. (2014). Contradições históricas entre gestão e fomento e a evolução da pesca de arrasto de camarão na plataforma interna do paraná. In: Haimovini *et al.* (Orgs.) *A pesca marinha e estuarina no Brasil: estudos de caso multidisciplinares*. Rio Grande: Editora da FURG, p. 87-99.
- Angulo, R. J. & Araújo, A.D. (1996). Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências*. Curitiba, 44:7-17.
- Angulo, R. J., Soares, C., Marone, E., Souza, M. C. de, Odreski, L. L. R., & Noernberg, M. A. (2004). Paraná. In Muehe, D. (Org.) *Erosão e progradação do litoral brasileiro*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 347-400.
- Arten, A. R. (2012). *Processo de implantação de recifes artificiais no litoral do Paraná: significado para a gestão dos recursos pesqueiros e costeiros* (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR. Disponível em <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/29352/>

- Avila, I. C., Kaschner, K., & Dormann, C. F. (2018). Current global risks to marine mammals: Taking stock of the threats. *Biological Conservation*, 221. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.021>
- Ban, N. C., Alidina, H. M., & Ardron, J. A. (2010). Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Marine Policy*, 34(5), 876–886. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.01.010>
- Ban, N. C.; Mills, M.; Tam, J.; et al. (2013). A social-ecological approach to conservation planning: Embedding social considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(4), 194-202. <https://doi.org/10.1890/110205>
- Barreto, A.S.; Barbosa, C.B.; Carrion, M. *et al.* (2020). High numbers of cetacean strandings observed during intensive beach monitoring along the SE/S Brazilian coast (2015-2019). 10pp. *Report to the Scientific Committee of the International Whaling Commission*, SC/68B/SM.
- Berkes, F.; Mahon, R.; McConney, P. *et al.* (2001). *Managing Small-scale Fisheries*. International Development Research Centre.
- Bernardo, C., Adachi, A. M. C. de L., Paes, V., Foresti, F., Loose, R. H., & Bornatowski, H. (2020). The label "Caçã" is a shark or a ray and can be a threatened species! Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding. *Marine Policy*, 116(December 2019). <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103920>
- Bertoncini, A.A.; Aguilar-Perera, A.; Barreiros, J. *et al.* (2018). *Epinephelus itajara* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species.
- Bjorndal, K. A. (1997) 'Foraging ecology and nutrition of sea turtles', in Lutz, P. L. and J.A., M. (eds) *The Biology of Sea Turtles, Volume I*. Boca Raton: CRC Press, pp. 199–231. doi: 10.1201/9780203737088.
- Bonin, C. A. *et al.* (2017) 'Habitat preference and behaviour of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) in a well-preserved estuary off Southern Brazil', *Pakistan Journal of Zoology*, 49(6), pp. 2235–2242. doi: 10.17582/journal.pjz/2017.49.6.2235.2242.
- Borges, L.M.M.; Maulin, G.C.; Andriquetto, J.M. (2006) Analysis of income sources of fishers families on the coast of the state of Paraná, Brasil. *Journal of Coastal Research*, 39, 1267–1271.
- Bornatowski, H. (2008). A parturition and nursery area for *Carcharhinus Limbatus* (Elasmobranchii, Carcharhinidae) off the coast of Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56(4), p. 317-319. doi: 10.1590/S1679-87592008000400008
- Bornatowski, H., Abilhoa, V., & Charvet-Almeida, P. (2009). Elasmobranchs of the Paraná Coast, southern Brazil, south-western Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 2, e158. <https://doi.org/10.1017/S1755267209990868>
- Bornatowski, H., Simões Vitule, J. R., Abilhoa, V., & Maia Corrêa, M. F. (2011). Unconventional fishing for large sharks in the State of Paraná, southern Brazil: A note of concern. *Journal of Applied Ichthyology*, 27(4), 1108–1111. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01600.x>
- Bornatowski, H., & Abilhoa, V. (2012). Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de identificação. In *Hori Cadernos Técnicos* (Issue 4), Curitiba, PR.
- Bornatowski, H., Braga, R. R. and Vitule, J. R. S. (2013) 'Sharks mislabeling threatens biodiversity', *Science*, 340(May), p. 923.
- Bornatowski, H., Braga, R. R., & Vitule, J. R. S. (2014). Threats to sharks in a developing country: The need for effective and simple conservation measures. *Natureza a Conservacao*, 12(1), 11–18. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.003>

- Bornatowski, H., Navia, A. F., Braga, R. R., Abilhoa, V., & Corrêa, M. F. M. (2014). Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 71(7), 1586–1592. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu025>
- Bornatowski, H. *et al.* (2015) “Buying a pig in a poke”: The problem of elasmobranch meat consumption in southern Brazil’, *Ethnobiology Letters*, 6(1), pp. 196–202. doi: 10.14237/ebl.6.1.2015.451.
- Brandini, F. (2014). Marine biodiversity and sustainability of fishing resources in Brazil: a case study of the coast of Paraná state. *Regional Environmental Change*, 14(6), 2127–2137. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0458-y>
- Brasil (2018). Ministério do Meio Ambiente. Comitê Gestor do Fundo Nacional para a Repartição de Benefícios. Áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira ou áreas prioritárias para a biodiversidade - Portaria MMA nº463, de 18 de dezembro de 2018. Brasília: MMA. Disponível em <[https://www.in.gov.br/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-18-de-dezembro-de-2018-55880954](https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-18-de-dezembro-de-2018-55880954)>
- Bueno, L.S; Bertoncini, A.A.; Koenig, C.C; Coleman, F.C.; Freitas, M.O.; Leite, J.R.; De Souza, T.F.; Hostim-Silva, M. (2016). Evidence for spawning aggregations of the endangered Atlantic goliath grouper *Epinephelus itajara* in southern Brazil. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 876–889. <https://doi.org/10.1111/jfb.13028>
- Bullock, L. H. *et al.* (1992) ‘Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of Mexico’, *Fishery Bulletin*, 90(2), pp. 243–249.
- Caldeira, G. A. (2009). *Diagnóstico socioecológico da pesca no município de Pontal do Paraná(PR): subsídios para a gestão compartilhada*. Pontal do Paraná, Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - UFPR.
- Caldeira, G. A. & Pierri, N. (2014). As relações econômicas e a gestão compartilhada de recursos comuns: o caso da pesca marinha em Pontal do Paraná, Sul do Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 32, pp. 119–137. doi: 10.5380/dma.v32i0.35927.
- Carman, V. G.; Mandiola, A.; Alemany, D.; et al. Distribution of megafaunal species in the Southwestern Atlantic: Key ecological areas and opportunities for marine conservation. *ICES Journal of Marine Science*, v. 73, n. 6, p. 1579–1588, 2016.
- Cantor, M., Barreto, S., Taufer, R. M., Giffoni, B., Castilho, P. V, Maranhão, A., Beatriz, C., Kolesnikovas, C., Godoy, D., Roge, D. W., Dick, J. L., Groch, K. R., Rosa, L., Cattani, E., Valle, R. R., Domit, C., & Cremer, M. J. (2020). High incidence of sea turtle stranding in the southwestern Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, 1–15. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa073>
- Castello, J. P., & Krug, L. C. (Orgs) (2017). *Introdução às Ciências do Mar*. Editora Textos, Pelotas/RS.
- CDB - Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2014). *Global Biodiversity Outlook 4*. Montréal, 155 p.
- CBD - Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2020). *Zero Draft for the Post-2020 Global Biodiversity Framework*. Peabody, MA: CBD, 12p.
- Chaves, P. de T. da C., Almeida, M. P. de, & Platner, M. (2019). Tubarões e raias como captura incidental na pesca artesanal do litoral do Paraná: condição reprodutiva e variações sazonais em composição e abundância. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 52(2), 7–23. <https://doi.org/10.32360/acmar.v52i2.39966>
- Christensen, L. B. *Marine mammal populations: Reconstructing historical abundances at the global scale*. 2006.



- Clark, D., Goodwin, E., Sinner, J., Ellis, J., & Singh, G. (2016). Validation and limitations of a cumulative impact model for an estuary. *Ocean and Coastal Management*, 120, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.013>
- Coleman, H.; Foley, M. M.; Prahl, E.; Armsby, M. H.; George Shillinger. Decision Guide: Selecting Decision Support Tools for Marine Spatial Planning. 2011.
- Coll, M., Piroddi, C., Albouy, C., Ben Rais Lasram, F., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Karpouzi, V. S., Guilhaumon, F., Mouillot, D., Paleczny, M., Palomares, M. L., Steenbeek, J., Trujillo, P., Watson, R., & Pauly, D. (2012). The Mediterranean Sea under siege: Spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 465–480. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x>
- Costa, L., & Chaves, P. D. T. D. C. (2006). Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina, Brasil. *Biota Neotropica*, 6(3), 1–10. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000300007>
- Costanza, R., D’Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Corrigan, C. M. *et al.* (2014) ‘Developing important marine mammal area criteria: Learning from ecologically or biologically significant areas and key biodiversity areas’, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(S2), pp. 166–183. doi: 10.1002/aqc.2513.
- Crain, C. M., Kroeker, K., & Halpern, B. S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, 11(12), 1304–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01253.x>
- Cremer, M. J., Pinheiro, P. C. and Simões-Lopes, P. C. (2012) ‘Presas consumidas pelo boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) e pela toninha *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) em ambiente estuarino no sul do Brasil’, *Iheringia - Serie Zoologia*, 102(2), pp. 131–137. doi: 10.1590/S0073-47212012000200003.
- Crespo, E. A.; Alacorn, D.; Alonso, M. *et al.* (2010). Report of the working group on major threats and conservation. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 8(1–2), pp. 47–56. doi: 10.5597/lajam00153.
- Cuevas-Gómez, G. *et al.* (2020) ‘Identification of a nursery area for the critically endangered hammerhead shark (*Sphyrna lewini*) amid intense fisheries in the southern Gulf of Mexico’, *Journal of F.* doi: <https://doi.org/10.1111/jfb.14471>.
- Cunha, H. A., Medeiros, B. V., Barbosa, L. A., Cremer, M. J., Marigo, J., Lailson-Brito, J., Azevedo, A. F., Solé-Cava (2014). Population structure of the endangered Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*): Reassessing management units. *PlosOne*, 9(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085633>
- Danilewicz, D., Moreno, I. B., Ott, P. H., Tavares, M., Azevedo, A. F., Secchi, E. R., & Andriolo, A. (2010). Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern coastal Brazil: Uncertainties and management implications. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90(8), 1649–1657. <https://doi.org/10.1017/S0025315409991482>
- Davidson, A. D., Boyer, A. G., Kim, H., Pompa-Mansilla, S., Hamilton, M. J., Costa, D. P., Ceballos, G., & Brown, J. H. (2012). Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(9), 3395–3400. <https://doi.org/10.1073/pnas.1121469109>

- Davidson, L. N. K., & Dulvy, N. K. (2017). Global marine protected areas for avoiding extinctions. *Nature Ecology and Evolution*, 1(January), 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41559-016-0040>
- Day, J. C. (2017). Effective Public Participation is Fundamental for Marine Conservation—Lessons from a Large-Scale MPA. *Coastal Management*, v. 45, n. 6, p. 470–486. Taylor & Francis. <http://dx.doi.org/10.1080/08920753.2017.1373452>
- Defries, R & Nagendra, H (2017). Ecosystem management as a wicked problem. *Science*, 356 (6335). <https://doi.org/10.1126/science.aal1950>
- Derrick, D. H., Cheok, J. and Dulvy, N. K. (2020) ‘Spatially congruent sites of importance for global shark and ray biodiversity’, *PLoS ONE*, 15(7 July), pp. 1–19. doi: 10.1371/journal.pone.0235559.
- Di Benedetto, A. P. M. and Ramos, R. M. A. (2001) ‘Biology and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil’, *Journal of Cetacean Research and Management*, 3(2), pp. 185–192.
- Domiciano, I. G., Domit, C., Broadhurst, M. K., Koch, M. S., & Bracarense, A. P. F. R. L. (2016). Assessing disease and mortality among small cetaceans stranded at a world heritage site in Southern Brazil. *PLoS ONE*, 11(2), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149295>
- Domit, C. (2010). *Ecologia comportamental do boto-cinza, Sotalia guianensis (van Bénédén, 1864), no Complexo Estuarino de Paranaguá, Estado do Paraná, Brasil*. (Tese de Doutorado) – Departamento de Ciências Biológicas, UFPR, Curitiba. <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/48375>
- Domit, C., Van Belleghem, T., Silva, A.Z., Moura, S.P.G. (2019). Biodiversidade marinha. In: Associação MarBrasil. *Olhares sobre a biodiversidade marinha e espécies ameaçadas*. Pontal do Paraná, p. 16 – 33.
- Domit, C., Barreto, A. S., Bertozzi, C. P., Vidal, L. G., Cremer, M. J., & Zerbini, A. N. (2020a). *Threats to franciscana dolphins (Pontoporia blainvillei) in FMA II: a review and future recommendations. Report to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, SC/68B/SM*.
- Domit, Camila, Caballero, S., Miranda, A., Fruet, P., Torres-Florez, J. P., Cunha, H., Farro, A. P., Azevedo, A., Bisi, T., Briceño, Y., Cremer, M. J., Tardin, R., Barreto, A. S., Bertozzi, C. P., Lailson-Brito, J., Barrios-Garrido, H., Belleghem, T. Van, May-Collado, L., Di Tullio, J. C., ... Andriolo, A. (2020b). *Sotalia guianensis pre-assessment workshop: main results and status of the current knowledge*. Report to the Scientific Committee of the International Whaling Commission, SC/68B/SM/WP/02.
- Domit, C.; Rosa, L.; Possatto, F. *et al.* (2020c). Strandings of marine mammals, sea turtles and seabirds along the Paraná coast, Brazil, from 2015 to 2018. *Dryad Dataset*. doi: <https://doi.org/10.5061/dryad.k0p2ngf48>
- Domit, C. *et al.* (2021) *Progress report of the Sotalia guianensis Intersessional Group: Status of the Current Knowledge and Action Plan Report authors*.
- Drescher, M. *et al.* (2013) ‘Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research’, *Ecosphere*, 4(7), pp. 1–26. doi: 10.1890/ES12-00415.1.
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y., & Reynolds, J. D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4(1), 25–64. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2003.00105.x>
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N., Fordham, S. V, Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A., Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. J., Ebert, D. A.,

- Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., ... White, W. T. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *ELife*, 3, 1–34. <https://doi.org/10.7554/elife.00590>
- Dulvy, N. K., Simpfendorfer, C. A., Davidson, L. N. K., Fordham, S. V., Bräutigam, A., Sant, G., & Welch, D. J. (2017). Challenges and priorities in shark and ray conservation. *Current Biology*, 27(11), R565–R572. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.04.038>
- Dunn, D. C., Ardron, J., Ban, N., Bax, N., Bernal, P., Bograd, S., Corrigan, C., Dunstan, P., Game, E., Gjerde, K., Grantham, H., Halpin, P. N., Harrison, A. L., Hazen, E., Lagabriele, E., Lascelles, B., Maxwell, S., McKenna, S., Nicol, S., ... Würtz, M. (2011). *Ecologically or Biologically Significant Areas in the Pelagic Realm: Examples & Guidelines*. IUCN Workshop Report, 44p.
- Dunstan, P. K., Bax, N. J., Dambacher, J. M., Hayes, K. R., Hedge, P. T., Smith, D. C., & Smith, A. D. M. (2016). Using ecologically or biologically significant marine areas (EBSAs) to implement marine spatial planning. *Ocean and Coastal Management*, 121, 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.021>
- Edgar, G. J.; Stuart-Smith, R. D.; Willis, T. J.; et al. (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, v. 506, n. 7487, p. 216–220.
- Ehler, C., & Douvère, F. (2009). Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management. *Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme, IOC Manual(6)*, 1–98. [https://doi.org/Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme](https://doi.org/Intergovernmental%20Oceanographic%20Commission%20and%20Man%20and%20the%20Biosphere%20Programme)
- Estades, N. P. (2003). O Litoral do Paraná: entre a riqueza natural e a pobreza social. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 8. <https://doi.org/10.5380/dma.v8i0.22047>
- Estes, J., Terborgh, J., & Brashares, J. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301–306. <https://doi.org/10.1126/science.1205106>
- European Commission. *Towards environmental pressure indicators for the EU*. Luxembourg: Communities, Office for Official Publications of the European, 1999.
- Evans, P. G. H. (2018) 'Marine Protected Areas and marine spatial planning for the benefit of marine mammals', *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(5), pp. 973–976. doi: 10.1017/S0025315418000334.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United States (2005). *Increasing the contribution of small-scale fisheries to poverty alleviation and food security*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, n° 10. Roma: FAO.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United States (2011) *International guidelines on bycatch management and reduction of discards*. Rome, FAO, 73p.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United States (2021). *Fisheries operations: Guidelines to prevent and reduce bycatch of marine mammals in capture fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, n° 1, Suppl. 4 Roma: FAO
- Feist, B. E., & Levin, P. S. (2016). Novel indicators of anthropogenic influence on marine and coastal ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 3(JUN), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00113>
- Félix-Hackradt, F. C., & Hackradt, C. W. (2008). Populational study and monitoring of the goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), in the coast of Paraná, Brazil. *Natureza e Conservacao*, 6(2), 141–156.
- Ferguson, M. C., Curtice, C., Harrison, J., & Van Parijs, S. M. (2015). Biologically important areas for cetaceans within U.S. waters - Overview and rationale. *Aquatic Mammals*, 41(1), 2–16. <https://doi.org/10.1578/AM.41.1.2015.2>

- Ferreira, B. P. & Maida, M. (1995). Projeto Mero: apresentação e resultados preliminares, *Boletim Técnico-Científico do CEPENE*, 3(1), pp. 201–210.
- Ferreira, B.P; Hostim-Silva, M.; Bertoncini, A.A.; Coleman, F.C.; Koenig, C.C (2011) Atlantic goliath grouper – *Epinephelus itajara*. In: de Mitcheson, Yvonne Sadovy, and Patrick L. Colin, eds. *Reef fish spawning aggregations: biology, research and management*, 35. Springer Science & Business Media.
- Fiedler, F. N.; Pazeto, D. M.; Valle de Lacerda, L. L. (2020). High mortality rates of *Chelonia mydas* in a small-scale bottom gillnet fishery in the south-west Atlantic Ocean, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(10), p. 1902–1909. doi: 10.1002/aqc.3370
- Filla, G. D. F., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2009). Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays on the coast of Paraná State, south of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(05), 985–993. <https://doi.org/10.1017/S0025315409002926>
- Fisher, J. et al. (2015) *Fishers' knowledge and the ecosystem approach to fisheries. Applications, experiences and lessons in Latin America*, FAO technical paper. Available at: <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab825f/AB825F00.htm#TOC>.
- Foley, M. M., Halpern, B. S., Micheli, F., Armsby, M. H., Caldwell, M. R., Crain, C. M., Prahler, E., Rohr, N., Sivas, D., Beck, M. W., Carr, M. H., Crowder, L. B., Emmett Duffy, J., Hacker, S. D., McLeod, K. L., Palumbi, S. R., Peterson, C. H., Regan, H. M., Ruckelshaus, M. H., ... Steneck, R. S. (2010). Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy*, 34(5), 955–966. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.02.001>
- Fuentes, M. M. P. B., Wildermann, N., Gandra, T. B. R., & Domit, C. (2020). Cumulative threats to juvenile green turtles in the coastal waters of southern and southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 0123456789. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01964-0>
- Fuzetti, L. (2007). *A pesca na Ilha do Mel (Paraná-Brasil): pescadores, atividades e recursos pesqueiros*. (Dissertação de Mestrado) – Departamento de Ciências Biológicas, UFPR, Curitiba, <http://dspace.c3sl.ufpr.br/dspace/handle/1884/10275>
- Gadig, O. B. F. (2001) *Tubarões da costa brasileira*. Tese, Universidade Estadual Paulista.
- Gallo, B. M. G.; Macedo, S.; Giffoni, B.B et al. (2006). Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries, *Chelonian Conservation and Biology*, 5(1), p. 93–101. doi: 10.2744/1071- 8443(2006)5
- Gama, L. R., Domit, C., Broadhurst, M. K., Fuentes, M. M. P. B., & Millar, R. B. (2016). Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25° S in the western Atlantic: Evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic variability. *Marine Ecology Progress Series*, 542, 209–219. <https://doi.org/10.3354/meps11576>
- Gama, L.R. (2015). *Ecologia trófica e áreas de alimentação de Chelonia mydas (LINNAEUS, 1758 ), no litoral do Paraná, Brasil*. (Dissertação de Mestrado) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- Garcia, M.R., Martins, C.C. (2021). A systematic evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in South Atlantic subtropical mangrove wetlands under a coastal zone development scenario. *Journal of Environmental Management*, 1(277). doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111421.
- Giglio, V. J., Adelir-Alves, J., Gerhardinger, L. C., Grecco, F. C., Daros, F. A., & Bertoncini, Á. A. (2014). Habitat use and abundance of goliath grouper *Epinephelus itajara* in Brazil: a participative survey. *Neotropical Ichthyology*, 12(4), 803–810.



- <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130166>
- Giglio, V. J. *et al.* (2016a) 'Mapping goliath grouper aggregations in the southwestern Atlantic', *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(4), pp. 417–420. doi: 10.1590/S1679-87592016122906404.
- Gilliland, P. M.; Laffoley, D. (2008). Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. *Marine Policy*, v. 32, n. 5, p. 787–796.
- Gormley, A. M.; Slooten, E.; Dawson, S.; *et al.* (2012). First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. *Journal of Applied Ecology*, v. 49, n. 2, p. 474–480.
- Gownaris, N. J., Santora, C. M., Davis, J. B., & Pikitch, E. K. (2019). Gaps in Protection of Important Ocean Areas: A Spatial Meta-Analysis of Ten Global Mapping Initiatives. *Frontiers in Marine Science*, 6, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00650>
- Greene, R., Devillers, R., Luther, J. E., & Eddy, B. G. (2011). GIS-Based Multiple-Criteria Decision Analysis. *Geography Compass*, 5(6), 412–432. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2011.00431.x>
- Groves, C. R.; Jensen, D. B.; Valutis, L. L.; *et al.* (2002). Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. *BioScience*, v. 52, n. 6, p. 499–512.
- Groves, C. R. & Game, E.T. (2016) *Conservation Planning: informed decisions for a healthier planet*. Roberts and Company Publishers, Colorado.
- Guebert-Bartholo, F. M., Barletta, M., Costa, M. F., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2011). Using gut contents to assess foraging patterns of juvenile green turtles *Chelonia mydas* in the Paranaguá Estuary, Brazil. *Endangered Species Research*, 13(2), 131–143. <https://doi.org/10.3354/esr00320>
- Hackradt, C. W. and Félix-Hackradt, F. C. (2009) 'Assembléia de peixes associados a ambientes consolidados no litoral do Paraná, Brasil: uma análise qualitativa com notas sobre sua bioecologia', *Papéis Avulsos de Zoologia*, 49(31), pp. 389–403. doi: 10.1590/s0031-10492009003100001.
- Hackradt, C. W., Félix-Hackradt, F. C. and García-Charton, J. A. (2011) 'Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil', *Marine Environmental Research*, 72(5), pp. 235–247. doi: 10.1016/j.marenvres.2011.09.006.
- Hall, M. A.; Alverson, D. L.; Metuzals, K. I. By-catch: problems and solutions, *Marine Pollution Bulletin*, 41(1–6), p. 204–219, 2000. doi: 10.1016/S0025-326X(00)00111-.
- Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301–1315. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>
- Halpern, B., Wallbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J. F., Casey, K. S., Ebert, C., Fox, H. E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H. S., Madin, E. M., & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(February), 948–952.
- Halpern, B. S., Kappel, C. V., Selkoe, K. A., Micheli, F., Ebert, C. M., Kontgis, C., Crain, C. M., Martone, R. G., Shearer, C., & Teck, S. J. (2009a). Mapping cumulative human impacts to California Current marine ecosystems. *Conservation Letters*, 2(3), 138–148. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00058.x>
- Halpern, B. S., Ebert, C. M., Kappel, C. V., Madin, E. M. P., Micheli, F., Perry, M., Selkoe, K. A., & Walbridge, S. (2009b). Global priority areas for incorporating land-sea connections in marine conservation. *Conservation Letters*, 2(4), 189–196. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2009.00060.x>
- Halpern, B. S., & Fujita, R. (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, 4(10). <https://doi.org/10.1890/ES13-00181.1>

- Halpern, B. S. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean \_Supplementary figures. *Nature Communications*, 6(May).
- Halpern, B. S., Frazier, M., Afflerbach, J., Lowndes, J. S., Micheli, F., O'Hara, C., Scarborough, C., & Selkoe, K. A. (2019). Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific Reports*, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9>
- Hattab, T., Ben Rais Lasram, F., Albouy, C., Sammari, C., Romdhane, M. S., Cury, P., Leprieur, F., & Le Loc'h, F. (2013). The use of a predictive habitat model and a fuzzy logic approach for marine management and planning. *PLoS ONE*, 8(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076430>
- Heithaus, M. R., Frid, A., Wirsing, A. J., & Worm, B. (2008). Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.003>
- Herbst, D. F., Cavaleri, L., Vila-nova, D. A., Grecco, F., Carvalho, D., & Hanazaki, N. (2020). Integrated and deliberative multidimensional assessment of a subtropical. *Ocean and Coastal Management*, 196(July 2019), 105279. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105279>
- Heupel, M. R., Carlson, J. K. and Simpfendorfer, C. A. (2007) 'Shark nursery areas: Concepts, definition, characterization and assumptions', *Marine Ecology Progress Series*, 337(Nmfs 2006), pp. 287–297. doi: 10.3354/meps337287
- Hodgson, E. E., & Halpern, B. S. (2019). Investigating cumulative effects across ecological scales. *Conservation Biology*, 33(1), 22–32. <https://doi.org/10.1111/cobi.13125>
- Hooker, S. K., & Gerber, L. R. (2004). *Marine Reserves as a Tool for Ecosystem-Based Management : The Potential Importance of Megafauna*. 54(1), 27–39.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2011). *Boletim estatístico da pesca e aquicultura - 2011*. Brasília, DF: IBAMA/MMA.
- IBGE. (2020) Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 04 dez 2020.
- ICMBio. (2018a). *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília: ICMBio
- ICMBio. (2018b). *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos*. Brasília: ICMBio
- ICMBio. (2018c). *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes*. Brasília: ICMBio
- ICMBio. (2018d). *Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume IV - Répteis*. Brasília: ICMBio
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2020). *Planos de Ação Nacional*. Disponível em: < [www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/planos-de-acao-nacional](http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/planos-de-acao-nacional)> Acesso em nov, 2020.
- ICMBio (2021) PARNA Marinho das Ilhas dos Currais. Available: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/parna-marinho-das-ilhas-dos-currais>. Access: 15/07/2021.
- ICMBio (2021b) APA de Guaraqueçaba. Available: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-de-guaraquecaba>. Access: 15/07/2021.
- ICMBio (2021c) Áreas de exclusão à pesca. Available: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/areas-protetidas/area-de-exclusao-a-pesca.html>. Access: 15/07/2021.



- IPARDES (2001) *Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba*. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- Isaac, V. J.; Martins, A.S.; Haimovici, M; Andriguetto-Filho, J.M. (2006). *A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais*. Belém: UFPA.
- IUCN. (2016). *A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas A Global Standard for the Identification of Key Biodiversity Areas*. Gland, Switzerland: IUCN
- IUCN. (2018). SSC Species Conservation Planning Sub-Committee. *Guidelines for Species Conservation Planning*. Gland, Switzerland: IUCN
- IUCN Marine Mammal Protected Areas Task Force. (2018). *Guidance on the use of selection criteria for the identification of Important Marine Mammal Areas (IMMAs)* (Issue: March), 82pp.
- IUCN (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*. <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 10 nov 2020
- IWC (2016) *A Conservation Management Plan for Franciscana (Pontoporia blainvillei)*. Available at: [www.pontoporia.org](http://www.pontoporia.org).
- Johnson, D. E., Barrio Froján, C., Turner, P. J., Weaver, P., Gunn, V., Dunn, D. C., Halpin, P., Bax, N. J., & Dunstan, P. K. (2018). Reviewing the EBSA process: Improving on success. *Marine Policy*, 88(November 2017), 75–85. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.11.014>
- Katsanevakis, S., Weber, A., Pipitone, C., Leopold, M., Cronin, M., Scheidat, M., Doyle, T. K., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., D’Anna, G., de Boois, I., Dalpadado, P., Damalas, D., Fiorentino, F., Garofalo, G., Giacalone, V. M., Hawley, K. L., Issaris, Y., Jansen, J., ... Vöge, S. (2012). Monitoring marine populations and communities: Methods dealing with imperfect detectability. *Aquatic Biology*, 16(1), 31–52. <https://doi.org/10.3354/ab00426>
- Kelleher, G. (Ed). (1999). *Guidelines for Marine Protected Areas*. IUCN, Best Practice Protected Area Guidelines Series (Issue 3). IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.1999.PAG.3.en>
- Koenig, C. C. *et al.* (2007) ‘Mangroves as essential nursery habitat for goliath grouper (*Epinephelus itajara*)’, *Bulletin of Marine Science*, 80(3), pp. 567–586.
- Komoroske, L. M. & Lewison, R. L. (2015). Addressing fisheries bycatch in a changing world, *Frontiers in Marine Science*, 2, pp. 1–11. doi: 10.3389/fmars.2015.00083.
- Korpinen, S., & Andersen, J. H. (2016). A global review of cumulative pressure and impact assessments in marine environments. *Frontiers in Marine Science*, 3(AUG), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00153>
- Kotas, J. E.; Petreire-Jr. M.; Fiedler, F. *et al.* (2008). A pesca de emalhe-de-superfície de Santa Catarina direcionada à captura dos tubarões-martelo, *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith 1834) e *Sphyrna zygaena* (Linnaeus 1758), *Atlântica*, 30(2), p. 113-128.
- Kotas, J. E., Júnior, M. P., *et al.* (2012) ‘The horizontal migration of hammerhead sharks along the southern Brazilian coast, based on their exploitation pattern and considerations about the impact of anchored gillnets activities on these species’, *Biodiversidade e Conservação Marinha*, 3(1), pp. 45–68.
- Knoppers B. A., Brandini F. P. and Thamm C. A. 1987. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica*, 2(1), p. 1-36.
- Kroodsma, D. A., Mayorga, J., Hochberg, T., Miller, N. A., Boerder, K., Ferretti, F., Wilson, A., Bergman, B., White, T. D., Block, B. A., Woods, P., Sullivan, B., Costello, C., & Worm, B. (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science (New York, N.Y.)*, 908(February), 904–908. <https://doi.org/10.1126/science.aao5646>

- LaBrecque, E., Curtice, C., Harrison, J., Van Parijs, S. M., & Halpin, P. N. (2015). Biologically important areas for cetaceans within U.S. waters - East Coast region. *Aquatic Mammals*, 41(1), 17–29. <https://doi.org/10.1578/AM.41.1.2015.17>
- Lamour, M.R., Soares, C. R., & Carrilho, J. C. (2004). Mapas dos parâmetros texturais de sedimentos de fundo do Complexo Estuarino de Paranaguá - PR. *Boletim Paranaense de Geociencias*, 55, 77–82. <https://doi.org/10.5380/geo.v55i0.4286>
- Lamour, M.R. (2007). Morfodinâmica sedimentar da desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR (Tese de Doutorado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Lana, P. C., Marone, E., Lopes, R. M., & Machado, E. C. (2001). The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Coastal Marine Ecosystem of Latin America*, 144(Ecological Studies), 131–145. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_11)
- Lascelles, B.; Di-Sciara, G.N.; Agardy, T. *et al.*, (2014). Migratory marine species: their status, threats and conservation management needs, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(2), p. 111–127. doi: 10.1002/aqc.2512
- Lewison, Rebecca L., Crowder, L. B., Read, A. J., & Freeman, S. A. (2004). Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(11), 598–604. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
- Lewison, R. L., Soykan, C. U., Cox, T., Peckham, H., Pilcher, N., Leboeuf, N., McDonald, S., Moore, J., Safina, C., & Crowder, L. B. (2011). Ingredients for addressing the challenges of fisheries bycatch. *Bulletin of Marine Science*, 87(2), 235–250. <https://doi.org/10.5343/bms.2010.1062>
- Lewison, R.L., Crowder, L. B., Wallace, B. P., Moore, J. E., Cox, T., Zydelis, R., McDonald, S., Dimatteo, A., Dunn, D. C., Kot, C. Y., Bjorkland, R., & Kelez, S. (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), 5271–5276. <https://doi.org/10.1073/pnas.1318960111>
- Lewison, R. *et al.* (2015) ‘Dynamic Ocean management: Identifying the critical ingredients of dynamic approaches to ocean resource management’, *BioScience*, 65(5), pp. 486–498. doi: 10.1093/biosci/biv018.
- Lewison, R. L.; Rudd, M. A.; Al-Hayek, W. *et al.* (2016). How the DPSIR framework can be used for structuring problems and facilitating empirical research in coastal systems, *Environmental Science and Policy*, 56, p. 110–119. doi: 10.1016/j.envsci.2015.11.001
- Lewison, R. L., Johnson, A. F., & Verutes, G. M. (2018). Embracing complexity and complexity-awareness in marine megafauna conservation and research. *Frontiers in Marine Science*, 5(June), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00207>
- López-Barrera, E. A., Longo, G. O.; Monteiro-Filho, E. L. A.(2012). Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil, *Ocean and Coastal Management*, 60, p. 11–18. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2011.12.023.
- Loyola e Silva, J. & Nakamura, I. T. (1975). Produção do pescado no litoral do Paraná, *Acta Biológica Paranaense*, 4(3,4), p. 75–119.
- Lucifora, L. O., Menni, R. C., & Escalante, A. H. (2002). Reproductive ecology and abundance of the sand tiger shark, *Carcharias taurus*, from the southwestern Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 59(3), 553–561. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1183>
- Magris, R. A.; Pressey, R. L.; Mills, M.; Vila-Nova, D. A.; Floeter, S. (2017). Integrated conservation planning for coral reefs: Designing conservation zones for multiple conservation objectives in spatial prioritization. *Global Ecology and Conservation*, v. 11,

- p. 53–68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2017.05.002>.
- Magris, R. A., Grech, A., & Pressey, R. L. (2018). Cumulative human impacts on coral reefs: Assessing risk and management implications for Brazilian coral reefs. *Diversity*, *10*(2), 1–9. <https://doi.org/10.3390/d10020026>
- 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. (2020). A blueprint for securing Brazil's marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. *Diversity and Distributions*, November. <https://doi.org/10.1111/ddi.13183>
- Malczewski, J. (2000) 'On the use of weighted linear combination method in GIS: Common and best practice approaches', *Transactions in GIS*, *4*(1), pp. 5–22. doi: 10.1111/1467-9671.00035.
- Malczewski, J. (2006). GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, *20*(7), 703–726. <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>
- Marcondes, D. S., Nunes, T. Y., Fonseca, G. F., Moura, S. P. G. De, Belleghem, T. Van, & Domit, C. (2020). Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos em golfinhos costeiros: avaliação, monitoramento e medidas de mitigação. *Boletim Da Sociedade Brasileira de Mastologia*, 135–145.
- Marcovaldi, M. A.; Sales, G.; Thomé, J.C.A. *et al.* (2006). Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts, *Marine Turtle Newsletter*, *112*, pp. 4–8.
- Marcotte, D., Hung, S. K., & Caquard, S. (2015). Mapping cumulative impacts on Hong Kong's pink dolphin population. *Ocean and Coastal Management*, *109*, 51–63. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.02.002>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, *405*(May), 243–253.
- Margules, C. R., Pressey, R. L., & Williams, P. H. (2002). Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences*, *27*(4 Suppl 2), 309–326. <https://doi.org/10.1007/BF02704962>
- Marone, E., Noernberg, M., Dos Santos, I., Lautert, L., Andreoli, O., Buba, H., & Fill, H. (2006). Hydrodynamic of Guaratuba Bay, PR, Brazil. *Journal of Coastal Research*, *2004*(39), 1879–1883.
- Martin, T. G., Burgman, M. A., Fidler, F., Kuhnert, P. M., Low-Choy, S., McBride, M., & Mengersen, K. (2012). Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology*, *26*(1), 29–38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x>
- Maxwell, S., Hazen, E., Bograd, S., & Halpern, B. (2013). Cumulative human impacts on marine predators. *Nature*, *4*, 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms3688>
- Maxwell, S. L., Cazalis, V., Dudley, N., Hoffmann, M., Ana, S. L., Stolton, S., Visconti, P., Woodley, S., Maron, M., Strassburg, B. B. N., Wenger, A., Jonas, H. D., Venter, O., & Watson, J. E. M. (2020). Area-based conservation in the 21st century. *Nature*, *586*, 217–227. <https://doi.org/10.20944/preprints202001.0104.v1>
- Mendonça, J. T., Lucena, A. C. M., Muehlmann, L. D., & Medeiros, R. P. (2017). Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil) no período de 2005 a 2015. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, *41*, 140–157. <https://doi.org/10.5380/dma.v41i0.49194>
- Mills, M., Magris, R. A., Fuentes, M. M. P. B., Bonaldo, R., Herbst, D. F., Lima, M. C. S., Kerber, I. K. G., Gerhardinger, L. C., Moura, R. L., Domit, C., Teixeira, J. B., Pinheiro,

- H. T., Vianna, G., & Freitas, R. R. (2020). Opportunities to close the gap between science and practice for Marine Protected Areas in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, July. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.05.002>
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2020). *Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade Brasileira*. Disponível em: < <http://areasprioritarias.mma.gov.br/> > Acesso em nov, 2020.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente (2017). Sítios Ramsar. [tps://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564.html](https://antigo.mma.gov.br/processo-eletronico/item/8564.html)
- MTPA - Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil. (2018). *Plano mestre Complexo Portuário de Paranaguá e Antonina*.
- Miranda, A. V. de. (2017). *Estimativa de densidade e tamanho populacional de botos-cinza, Sotalia guianensis, no Complexo Estuarino de Paranaguá, Paraná*. (Dissertação de Mestrado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, <https://doi.org/10.1038/132817a0>
- Moleón, M., Sánchez-Zapata, J. A., Donázar, J. A., Revilla, E., Martín-López, B., Gutiérrez-Cánovas, C., Getz, W. M., Morales-Reyes, Z., Campos-Arceiz, A., Crowder, L. B., Galetti, M., González-Suárez, M., He, F., Jordano, P., Lewison, R., Naidoo, R., Owen-Smith, N., Selva, N., Svenning, J. C., ... Tockner, K. (2020). Rethinking megafauna. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1922). <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2643>
- Moura, S.P.G, Rosa, L., Gama, L.R., Nunes, T.Y., Domit, C. (2019). Tartarugas marinhas. In: Associação MarBrasil. *Olhares sobre a biodiversidade marinha e espécies ameaçadas*. Pontal do Paraná, p. 78 – 95.
- Moura, S. P. G. De *et al.* (2021) ‘Environmental and behavioral factors influencing individual variation in spatial use by Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*)’, *Journal of Mammalogy*, (X), pp. 1–11. doi: 10.1093/jmammal/gyab056.
- Morrison, J.; Loucks, C.; Long, B.; Wikramanayake, E. (2009). Landscape-scale spatial planning at WWF: A variety of approaches. *Oryx*, v. 43, n. 4, p. 499–507.
- Murray, C. C., Mach, M. E., & Martone, R. G. (2014). *Cumulative Effects in Marine Ecosystems: scientific perspectives on its challenges and solutions*. WWF-Canada and Center For Ocean Solutions.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Myers, R. A., Baum, J. K., Shepherd, T. D., Powers, S. P., & Peterson, C. H. (2007). Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 315(5820), 1846–1850. <https://doi.org/10.1126/science.1138657>
- Naeem, S., Duffy, J. E., & Zavaleta, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336(6087), 1401–1406. <https://doi.org/10.1126/science.1215855>
- National Academies of Sciences, E. and M. (2017). *Approaches to understanding the cumulative effects of stressors on marine mammals*. National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/23479>
- Noernberg, M. A. (2001). Processos morfodinâmicos no Complexo Estuarino de Paranaguá-Paraná, Brasil: um estudo a partir de dados in situ e Landsat-TM. (Tese de Doutorado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. <https://doi.org/10.5380/geo.v51i0.4190>



- Nowacek, D. P. *et al.* (2016) ‘Studying cetacean behaviour: new technological approaches and conservation applications’, *Animal Behaviour*. Elsevier Ltd, 120, pp. 235–244. doi: 10.1016/j.anbehav.2016.07.019.
- Nunes, T. Y., Broadhurst, M. K. and Domit, C. (2021) ‘Selectivity of marine-debris ingestion by juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) at a South American World Heritage Listed area’, *Marine Pollution Bulletin*. Elsevier Ltd, 169(April), p. 112574. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112574.
- Occhiali, D.S.; Rodrigues, A.M.; Kotas, J. E. (2012) ‘Caracterização e análise comparativa da pesca industrial de emalhe-de-fundo costeiro, considerando a evolução física da frota a partir de 1995 e a produção pesqueira entre 2001 e 2010’, *Cepsul: Biodiversidade e Conservação Marinha*, 3, pp. 133–138.
- O’Hagan, A.; Buck, C. E.; Daneshkhan, A.; *et al.* (2006). *Uncertain Judgements: Eliciting Experts’ Probabilities*. John Wiley & Sons.
- Ott, P. H., Secchi, E. R., Moreno, I. B., Danilewicz, D., Crespo, E. A., Bordino, P., Ramos, R., Di Benedetto, A. P., Bertozzi, C., Bastida, R., Zanelatto, R., Perez, J. E., & Kinan, P. G. (2002). Report of the Working Group on Fishery Interactions. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1), 55–64. <https://doi.org/10.5597/lajam00008>
- Patrício, J.; Elliot, M.; Mazik, K. *et al.* (2016). DPSIR-Two decades of trying to develop a unifying framework for marine environmental management? *Frontiers in Marine Science*, 3, p. 1–14. doi: 10.3389/fmars.2016.00177.
- Paraná, Instituto Ambiental do (2009). *Plano de Conservação para Tetrápodes Marinhos no Paraná*. IAP/Projeto Paraná Biodiversidade.
- Paraná, Instituto de Terras, Cartografia e Geociências (2016). *Zoneamento Ecológico-Econômico do estado do Paraná – Litoral*. Camila Cunico (Org.). Curitiba: ITCG.
- Passos, A. C. dos, Contente, R. F., Araujo, C. C. V. de, Daros, F. A. L. de M., Spach, H. L., Abilhoa, V., & Fávaro, L. F. (2012). Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic. *Biota Neotropica*, 12(3), 226–238. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000300022>
- Paula, E. V. de. (2010). *Análise da produção de sedimentos na área de drenagem da Baía de Antonina/PR: uma abordagem geopedológica*. (Tese de Doutorado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Peckham, S. H., Maldonado Diaz, D., Walli, A., Ruiz, G., Crowder, L. B., & Nichols, W. J. (2007). Small-scale fisheries bycatch jeopardize endangered Pacific loggerhead turtles. *PLoS ONE*, 2(10), 1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001041>
- Peckham, S. H.; Maldonado-Dias, D.; Koch, V. *et al.* (2008). High mortality of loggerhead turtles due to bycatch, human consumption and strandings at Baja California Sur, Mexico, 2003 to 2007, *Endangered Species Research*, 5, p. 171–183. doi: 10.1007/978-1-4020-6078-6\_8.
- Perera, A. H., Johnson, C. J. and Drew, C. A. (2014) *Expert knowledge and its application in landscape ecology*, *Expert Knowledge and its Application in Landscape Ecology*. doi: 10.1007/978-1-4614-1034-8.
- Peres, M. B., Vercillo, U. E.; Dias, B. F. de S. (2011). Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: o que significa, qual sua importância, como fazer? *Biodiversidade Brasileira*, 1, p. 45–48.
- Petrobras, Relatório Técnico Semestral, *Projeto de Monitoramento da Atividade Pesqueira da Bacia de Santos PMAP-BS (jul-dez 2019)*, 2020.

- Petrucci, I. N. (2019) *A pesca artesanal e as tartarugas marinhas na Ilha do Mel, Paraná: aspectos etnobiológicos visando à conservação*. Dissertação, Universidade Federal do Paraná
- Petticrew, M. & Roberts, H. (2008). *Systematic reviews in the social sciences: a practical guide*. Blackwell Publishing. doi: 10.1002/9780470754887.
- Pierri, N.; Angulo, R. J.; Souza, M.C.; Kim, M.K. (2006). A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências, *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 13, p. 137–167. doi: <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v13i0>.
- Pinarbaşı, K.; Galparsoro, I.; Borja, Á.; et al. (2017). Decision support tools in marine spatial planning: Present applications, gaps and future perspectives. *Marine Policy*, v. 83, n. May, p. 83–91.
- Pittman, S. J.; Poti, M.; Jeffrey, C. F. G.; Kracker, L. M.; Mabrouk, A. (2017). Decision support framework for the prioritization of coral reefs in the U.S. Virgin Islands. *Ecological Informatics*, , n. March
- Possatto, F. E. et al. (2017) ‘Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a subtropical estuary bordering World Heritage-listed and marine protected areas: Implications for resource management’, *Marine and Freshwater Research*, 68(4), pp. 703–717. doi: 10.1071/MF15345.
- Prado, J. H. et al. (2021) ‘Definition of no-fishing zones and fishing effort limits to reduce franciscana bycatch to sustainable levels in southern Brazil’, *Animal Conservation*, pp. 1–13. doi: 10.1111/acv.12679.
- Pressey, R. L.; Bottrill, M. C. (2009). Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges. *Oryx*, v. 43, n. 04, p. 464, 2009. [http://www.journals.cambridge.org/abstract\\_S0030605309990500](http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0030605309990500)
- Redford, K. H.; Coppolillo, P.; Sanderson, E. W.; et al. (2003). Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology*, v. 17, n. 1, p. 116–131.
- Ribeiro-Campos, A. et al. (2021) ‘Habitat use by the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil’, *Regional Studies in Marine Science*. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101778>
- Robert, M. D. C. & Chaves, P. D. C. (2006). Dinâmica da atividade pesqueira artesanal em duas comunidades da região litorânea limítrofe Santa Catarina-Paraná, Brasil, *Boletim do Instituto de Pesca*, 32(1), p. 15–23.
- Robert, M. C.; Domit, C & Rosa, L. (2012). Relatório Técnico do Projeto INTERMAR. Associação MarBrasil e Centro de Estudos do Mar/UFPR, 312p.
- Rosas, F. C., & Monteiro-Filho, E. L. A. (2002). Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, Southern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 83(2), 507–515. [https://doi.org/10.1644/1545-1542\(2002\)083<0507:roteds>2.0.co;2](https://doi.org/10.1644/1545-1542(2002)083<0507:roteds>2.0.co;2)
- Rosas, F. C. W., Monteiro-Filho, E. L. A., & Oliveira, M. R. (2002). Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo State and the coast of Paraná State, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1), 161–167. <https://doi.org/10.5597/lajam00020>
- Rosas, F. C.W., & Monteiro-filho, E. L. A. (2002). Reproductive parameters of *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae), on the coast of São Paulo and Paraná States, Brazil. *Mammalia*, 66(2), 231–245. <https://doi.org/10.1515/mamm.2002.66.2.231>
- Rosso-Londoño, M. C. (2010). *Caracterização da mortalidade de cetáceos no litoral do estado do Paraná e sua relação com a pesca*. (Dissertação de Mestrado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná.
- Saaristo, M., Brodin, T., Balshine, S., Bertram, M. G., Brooks, B. W., Ehlman, S. M.,



- McCallum, E. S., Sih, A., Sundin, J., Wong, B. B. M., & Arnold, K. E. (2018). Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1297>
- Sachs et al. (2021) *The Decade of Action for the Sustainable Development Goals. Sustainable Development Report 2021*. Cambridge: Cambridge University Press. Disponível em: <https://dashboards.sdindex.org/>
- Sadowsky, V. (1967). Selachier aus dem Litoral von Sao Paulo, Brasilien, *Beitrage zur Neotropischen Fauna*, 5(2), pp. 71–88. doi: 10.1080/01650526709360398
- Santos, M.C.O.; Oshima, J.E.F. & Silva, E. (2009). Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): the discovery of a population in the paranaguá estuarine complex, southern Brazil. *Brazilian Journal Of Oceanography*, 57(1):57-63.
- Santos, M. C. O. et al. (2010) ‘Group size and composition of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Van Bénèden, 1864) in the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil.’, *Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia*, 70(1), pp. 111–120. doi: 10.1590/S1519-69842010000100015.
- Scheffer, M., Carpenter, S., & De Young, B. (2005). Cascading effects of overfishing marine systems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(11), 579–581. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.08.018>
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffmann, M., Katariya, V., Lamoreux, J., Rodrigues, A. S. L., Stuart, S. N., Temple, H. J., Baillie, J., Boitani, L., Lacher, T. E., Mittermeier, R. A., Smith, A. T., Absolon, D., Aguiar, J. M., Amori, G., Bakkour, N., ... Young, B. E. (2008). The status of the world’s land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322(5899), 225–230. <https://doi.org/10.1126/science.1165115>
- Schwartz, M. W.; Deiner, K.; Forrester, T.; et al. (2012). Perspectives on the Open Standards for the Practice of Conservation. *Biological Conservation*, v. 155, p. 169–177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.014>
- Secchi, E. R.; Zerbini, A.N.; Bassoi, M. et al. (1997). Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnets in southern Brazil: 1994-1995. *Report of the International Whaling Commission*, 47:653-658.
- Secchi, E. R., Ott, P. H., & Danilewicz, D. (2002). Report of the Fourth Workshop for the Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Western South Atlantic. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1). <https://doi.org/10.5597/lajam00003>
- Secchi, E. R., & Wang, J. Y. (2002). Assessment of the conservation status of a franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stock in the Franciscana Management Area III following the IUCN Red List Process. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 1(1). <https://doi.org/10.5597/lajam00023>
- Secchi, E.R, Danilewicz, D., & Ott, P. H. (2003). Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research and Management*, 5(1), 61–68.
- Selig, E. R., Turner, W. R., Troëng, S., Wallace, B. P., Halpern, B. S., Kaschner, K., Lascelles, B. G., Carpenter, K. E., & Mittermeier, R. A. (2014). Global Priorities for Marine Biodiversity Conservation. *PLoS ONE*, 9(1), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082898>
- Selkoe, K. A., Halpern, B. S., Ebert, C. M., Franklin, E. C., Selig, E. R., Casey, K. S., Bruno, J. F., & Toonen, R. J. (2009). A map of human impacts to a “pristine” coral reef ecosystem, the Papahānaumokuākea Marine National Monument. *Coral Reefs*, 28(2009), 635–650.

- <https://doi.org/10.1007/s00338-009-0490-z>
- Sella, K. A. N., Sicius, L., & Fuentes, M. M. P. B. (2019). Using expert elicitation to determine the relative impact of coastal modifications on marine turtle nesting grounds. *Coastal Management*, 47(5), 492–506. <https://doi.org/10.1080/08920753.2019.1642176>
- Sequeira, A. M. M.; Hays, G. C.; Sims, D. W.; et al. (2019). Overhauling Ocean Spatial Planning to Improve Marine Megafauna Conservation. *Frontiers in Marine Science*, v. 6, n. November, p. 1–12.
- Seminoff, J.A. *et al.* (2015) ‘Status Review of the Green Turtle (*Chelonia mydas*) Under the U.S. Endangered Species Act.’ NOAA Technical Memorandum, NOAA/NMFS-SWFSC-539
- Siciliano, S. (1994). Review of small cetaceans and Fishery Interactions in Coastal Waters of Brazil. *Rep. Int. Whal. Commn (Special Issue 15), January 1994*, 241–250.
- Siciliano, S., Di Benedetto Ana Paula, M. and Ramos, R. M. A. (2002) ‘A Toninha, *Pontoporia blainvillei*, nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: Caracterización de los habitats y factores de aislamiento de las poblaciones’, *Boletim Do Museu Nacional*, (January).
- Silva, D. F., Barbosa, R. A., Conversani, V. R. M., Botta, S., Hohn, A. A., & Santos, M. C. D. O. (2020). Reproductive parameters of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) of Southeastern Brazil. *Marine Mammal Science*, June 2020, 1–18. <https://doi.org/10.1111/mms.12720>
- Smale, M. J., Dicken, M. L. and Booth, A. J. (2015) ‘Seasonality, behaviour and philopatry of spotted ragged-tooth sharks *Carcharias taurus* in Eastern Cape nursery areas, South Africa’, *African Journal of Marine Science*, 37(2), pp. 219–231. doi: 10.2989/1814232X.2015.1043342.
- Smith, J. A. *et al.* (2021) ‘Comparing dynamic and static time-area closures for bycatch mitigation: a management strategy evaluation of a swordfish fishery’, *Frontiers in Marine Science*, 8(March), pp. 1–19. doi: 10.3389/fmars.2021.630607.
- Smith, M. J. de, Goodchild, M. F. and Longley, P. A. (2018) *Geospatial Analysis: A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*, *Annals of the Association of American Geographers*. doi: 10.1080/00045600802708705.
- Slottje, P., Sluijs, J. P. Van Der, & Knol, A. B. (2008). Expert Elicitation: methodological suggestions for its use in environmental health impact assessments. In *National Institute for Public Health and the environment*.
- Soeth, M., Metri, R., Simioni, B. I., Loose, R., Coqueiro, G. S., Spach, H. L., Daros, F. A., & Adelar-Alves, J. (2020). Vulnerable sandstone reefs: Biodiversity and habitat at risk. *Marine Pollution Bulletin*, 150(July 2019), 110680. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110680>
- Soykan, C. U., Moore, J. E., Zydels, R., Crowder, L. B., Safina, C., & Lewison, R. L. (2008). Why study bycatch? An introduction to the Theme Section on fisheries bycatch. *Endangered Species Research*, 5(2–3), 91–102. <https://doi.org/10.3354/esr00175>
- Sucunza, F. *et al.* (2020) ‘Distribution, habitat use, and abundance of the endangered franciscana in southeastern and southern Brazil’, *Marine Mammal Science*, 36(2), pp. 421–435. doi: 10.1111/mms.12650.
- Tavares, D. C., Moura, J. F., Acevedo-Trejos, E., & Merico, A. (2019). Traits Shared by Marine Megafauna and Their Relationships With Ecosystem Functions and Services. *Frontiers in Marine Science*, 6(May), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00262>
- Temple, A. J., Kiszka, J. J., Stead, S. M., Wambiji, N., Brito, A., Poonian, C. N. S., Amir, O. A., Jiddawi, N., Fennessy, S. T., Pérez-Jorge, S., & Berggren, P. (2017). Marine

- megafauna interactions with small-scale fisheries in the southwestern Indian Ocean: a review of status and challenges for research and management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1–27. <https://doi.org/10.1007/s11160-017-9494-x>
- Todeschini, M. de L. (2004). *Dinamica espacial e temporal das características físicas e químicas do Rio Cubatão e distribuição espacial da bacia hidrográfica – Litoral do Paraná*. (Dissertação de Mestrado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Trevizani, T. H. et al. (2019) ‘Assessment of metal contamination in fish from estuaries of southern and southeastern Brazil’, *Environmental Monitoring and Assessment*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(5). Doi: 10.1007/s10661-019-7477-1.
- Trevizani, T. H. et al. (2021) ‘Mercury in trophic webs of estuaries in the southwest Atlantic Ocean’, *Marine Pollution Bulletin*, 167(April). doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.112370.
- Trew, B. T., Grantham, H. S., Barrientos, C., Collins, T., Doherty, P. D., Formia, A., Godley, B. J., Maxwell, S. M., Parnell, R. J., Pikesley, S. K., Tilley, D., Witt, M. J., & Metcalfe, K. (2019). Using Cumulative Impact Mapping to Prioritize Marine Conservation Efforts in Equatorial Guinea. *Frontiers in Marine Science*, 6(November). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00717>
- Tyson, R. B. et al. (2017) ‘Novel Bio-Logging Tool for Studying Fine-Scale Behaviors of Marine Turtles in Response to Sound’, *Frontiers in Marine Science*, 4(July), pp. 1–11. doi: 10.3389/fmars.2017.00219.
- Uhlmann, S. S., & Broadhurst, M. K. (2013). Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. *Fish and Fisheries*, 16(2), 183–229. <https://doi.org/10.1111/faf.12049>
- UNDP – United Nations Development Program (2021) *Sustainable Development Goals*. Disponível em <https://www.undp.org/sustainable-development-goals>
- UNEP – United Nations Environmental Program (2016) *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change.*, *United Nations Environment Programme, Nairobi*.
- UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural (1999). *Convention concerning the protection of the world cultural and natural heritage: Atlantic Forest South/East Brazil*. World Heritage Centre.
- Van Belleghem, T. (2019). *Which port activities pose the highest threats to coastal dolphins? Priorization based on expert elicitation*. Departamento de Geografia, UFPR, Curitiba.
- Van Bresseem, M. F., Santos, M.C.O., Oshima, J.E.F. (2009). Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: a possible indicator of a compromised marine environment. *Marine Environmental Research* 67:63–68. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.11.002>
- Vasconcellos, M.; Diegues, A. C.; Salles, R. (2007). Limites e possibilidades na gestão da pesca artesanal costeira. In: Lobo, A. (Org.). *Nas redes da pesca artesanal costeira*. Brasília: Edições IBAMA, Brasília.
- Veiga, F. A. (2005). *Processos morfodinâmicos e sedimentológicos na plataforma continental rasa paranaense*. (Tese de Doutorado) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Vilar, C. C.; Joyeux, J. C.; Loyola, R.; Spach, H. L. (2015). Setting priorities for the conservation of marine vertebrates in Brazilian waters. *Ocean and Coastal Management*, v. 107, p. 28–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.01.018>
- Vooren, C. M., Klippel, S., & Galina, A. B. (2005). Biologia e status de conservação dos tubarões-martelo sphyrna Lewini e *S. zygaena*. *Ações Para a Conservação de Tubarões e Raias No Sul Do Brasil*, 98–112.

- Wallace, B. P., Lewison, R. L., McDonald, S. L., McDonald, R. K., Kot, C. Y., Kelez, S., Bjorkland, R. K., Finkbeiner, E. M., Helmbrecht, S., & Crowder, L. B. (2010). Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters*, 3(3), 131–142. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00105.x>
- Wallace, B. P.; Kot, C. Y.; DiMatteo *et al.* (2013). Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities, *Ecosphere*, 4(3), p. 1-49. doi: 10.1890/ES12-00388.1.
- Wilcox, C., Mallos, N. J., Leonard, G. H., Rodriguez, A., & Hardesty, B. D. (2016). Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. *Marine Policy*, 65, 107–114. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.014>
- Williams, J. L., Pierce, S. J., Hamann, M., & Fuentes, M. M. P. B. (2019). Using expert opinion to identify and determine the relative impact of threats to sea turtles in Mozambique. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(11), 1936–1948. <https://doi.org/10.1002/aqc.3160>
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., R., P. S., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., & Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(November), 787–790.
- Worm, B.; Davis, B.; Kettner, L.; et al. (2013). Global catches, exploitation rates, and rebuilding options for sharks. *Marine Policy*, v. 40, n. 1, p. 194–204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.034>
- Zappes, C. A., Gama, R. M., Domit, C., Gatts, C. E. N., & Di Benedetto, A. P. M. (2016). Artisanal fishing and the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Southern Brazil: Ethnoecology from the fishing practice. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(4), 867–877. <https://doi.org/10.1017/S0025315416001788>
- Zerbini, A. N. *et al.* (2017) *Pontoporia blainvillei*, *Franciscana*. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20010A22247615.en>.