



PPGECO

Programa de Pós-graduação em Ecologia

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

LUCAS GARCIA MARTINS

Cetáceos da Margem Equatorial Brasileira: distribuição, influência ambiental e áreas prioritárias para conservação

Belém

2025

LUCAS GARCIA MARTINS

Cetáceos da Margem Equatorial Brasileira: Distribuição, influência ambiental e áreas prioritárias para conservação

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia teórica e aplicada

Orientador(a): Prof. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima

Coorientador(a): Prof. Dra. Manuela Bassoi

Coorientador(a): Prof. Dr. Renan Peixoto Rosário

Belém

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G216c Garcia Martins, Lucas.
 Cetáceos da Margem Equatorial Brasileira: Distribuição,
 influência ambiental e áreas prioritárias para conservação / Lucas
 Garcia Martins. — 2025.
 43 f.

 Orientador(a): Prof^ª. Dra. Marcela Guimarães Moreira Lima
 Coorientação: Prof^ª. Dra. Manuela Bassoi
 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
 Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
 Ecologia, Belém, 2025.

 1. Modelagem de nicho. 2. Cetáceos. 3. Foz do Amazonas.
 4. Margem Equatorial. 5. Mamíferos aquáticos. I. Título.

CDD 574.5222

LUCAS GARCIA MARTINS

Cetáceos da Margem Equatorial Brasileira: Distribuição, influência ambiental e áreas prioritárias para conservação

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof^a. Dr. Rodrigo Hipólito Tardin Oliveira

Universidade Federal do Rio de Janeiro (Membro Externo)

Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

Universidade Federal do Pará, Campus Belém (Membro titular)

Prof. Dr. Mauricio Humberto Vancine

Universidade Estadual de Campinas (Membro externo)

Prof^a. Dra. Neusa Renata Emin Lima

Universidade Federal do Pará, Campus Belém (Membro Externo)

Prof^a. Dra. Cristiane Cavalcante de Albuquerque Martins

Tryphon Océans (Membro externo)

Aprovada em: 09 de abril de 2025

Local da defesa: remoto/ parecer

AGRADECIMENTOS

Neste momento, o sentimento presente é apenas um: gratidão. Em primeiro agradeço a natureza por nos abençoar com os mais incríveis seres vivos e as mais exuberantes paisagens, especialmente as paisagens marinhas que são quase infames de tão belas aos meus olhos.

Houve algumas pessoas que estiveram ao meu lado durante todo o processo de desenvolvimento deste trabalho, gostaria de deixar minha especial gratidão a elas. Em primeiro para minha orientadora Prof^a Marcela, que foi mais que uma orientadora, foi também minha amiga, confidente e minha mãe nesse período. Jamais esquecerei todo cuidado com meus sentimentos, especialmente em momentos desafiadores. Para você meu mais sincero obrigado e digo mais, você está aqui no fundo do oceano do meu coração.

Para minha coorientadora Manuela Basso, se Marcela é como uma mãe, você passa a energia daquela tia divertida da família. Acho que não consigo contar o número de vezes que você me fez rir até a barriga doer. Para mais que isso, pude ir para campos várias vezes e aprender mais sobre baleias e golfinhos como nunca. Acho que posso dizer que você também foi a fada madrinha que fez vários dos meus sonhos marinhos se tornarem realidade.

Para meu amor, Arthur, pode ter começado como meu melhor amigo a anos e, agora, além de amigo posso te chamar de meu amor. Creio que não é exagero quando dizer que você é o ápice do apoio e suporte para mim. Você sempre esteve lá me apoiando incondicionalmente com sentimentos e até mesmo financeiramente, criando um ambiente sempre acolhedor e maravilhoso para fantasiarmos nossos sonhos que, brevemente, deixarão de ser fantasias. Para você deixo o meu obrigado e mais sincero eu te amo.

Neste parágrafo eu dedico meus especiais agradecimentos a Kauê Moraes, Carlito Evangelista, Bruno Ferreira e Larissa Hasnah, vocês sempre foram incondicionalmente calorosos e cuidadosos comigo, todos foram absolutamente essenciais para eu enxergar sempre a luz no fim do túnel nos momentos tenebrosos.

Para todos meus amigos do Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia que tornam os dias sempre mais leves e divertidos, além das fabulosas trocas de conhecimento com doses generosas de um bom humor ácido.

Para meu coorientador Professor Renan que embarcou na aventura desse trabalho conosco e podou especialmente as partes mais oceanográficas deste trabalho, que continuemos nossa duradoura parceria e muito obrigado por todo aprendizado sobre os mares do norte do Brasil.

À agência de fomento como a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) que disponibiliza a bolsa que foi essencial para que eu pudesse produzir este trabalho. Ao PPGECO e todo quadro de professores que tornam esse programa tão excelente.

Cetáceos da Margem Equatorial Brasileira: Distribuição, influência ambiental e áreas prioritárias para conservação

RESUMO

A distribuição de organismos marinhos é diretamente influenciada por variáveis ambientais e antrópicas. Os cetáceos são particularmente responsivos a mudanças nas variáveis ambientais, sobretudo por estas afetarem diretamente a sua disponibilidade alimentar. No entanto, o estudo de baleias e golfinhos apresenta dificuldades logísticas dada suas grandes áreas de distribuição biogeográfica e escalas espaciais menores carecem de estudos, sendo vitais sobretudo pela plasticidade comportamental e fenotípica que esse táxon apresenta. Na Margem Equatorial Brasileira que engloba os norte do Brasil e a Guiana, Suriname e Guiana Francesa, os efeitos oceanográficos são singulares em relação ao resto do bioma marinho: a formação de vórtices anticiclônicos, a extensa pluma fluvio-estuarina do amazonas que afeta diretamente a produtividade da região, o mosaico de ecossistemas submersos enfatizando os corais amazônicos e o maior cinturão de manguezais do mundo. Neste contexto de singularidades ecológicas, objetivamos investigar quais espécies de cetáceos ocorrem na área, como se distribuem e variáveis mais importantes e elaborar áreas prioritárias para conservação. Foi realizado um levantamento em campo e em bancos de dados para criar um check list de espécies que ocorrem na área. Posteriormente os dados foram submetidos a modelagem de distribuição e avaliadas as variáveis que melhor explicam os modelos. Os modelos foram utilizados para análise de priorização espacial em um cenário que evita áreas de pesca e outro sem restrições. Foram registradas 29 espécies de cetáceos, sendo o maior levantamento de espécies para a região. A pluma do amazonas atuou como uma barreira física para a maioria das espécies, enquanto para *S. guianensis* atuou como um ampliador da sua área de ocorrência. As variáveis mais importantes para explicar a distribuição dos animais foram a declividade, velocidade das correntes e a clorofila-a. As áreas prioritárias para a conservação foram identificadas sobre a plataforma continental, especialmente na porção externa e sobre o talude.

Palavras-chave: ameaças; áreas protegidas; distribuição potencial; modelos de distribuição de espécies.

Cetaceans of the Brazilian Equatorial Margin: Distribution, environmental influence and priority areas for conservation

ABSTRACT

The distribution of marine organisms is directly influenced by environmental and anthropogenic variables. Cetaceans are particularly responsive to changes in environmental variables, especially because these directly affect their food availability. However, the study of whales and dolphins presents logistical difficulties given their large areas of biogeographic distribution and smaller spatial scales that lack studies, which are vital above all due to the behavioral and phenotypic plasticity that this taxon presents. On the Brazilian Equatorial Margin, which encompasses northern Brazil and Guyana, Suriname and French Guiana, the oceanographic effects are unique in relation to the rest of the marine biome: the formation of anticyclonic eddies, the extensive fluvial-estuarine plume of the Amazon that directly affects the productivity of the region, the mosaic of submerged ecosystems emphasizing the Amazonian corals and the largest belt of mangroves in the world. In this context of ecological singularities, we aimed to investigate which cetacean species occur in the area, how they are distributed and the most important variables, and to develop priority areas for conservation. A field survey and database survey were conducted to create a checklist of species that occur in the area. The data were subsequently subjected to distribution modeling and the variables that best explain the models were evaluated. The models were used to analyze spatial prioritization in a scenario that avoids fishing areas and another without restrictions. A total of 29 cetacean species were recorded, making it the largest species survey for the region. The Amazon plume acted as a physical barrier for most species, while for *S. guinanensis* it acted as an enlarger of its area of occurrence. The most important variables to explain the distribution of the animals were slope, current speed and chlorophyll-a. The priority areas for conservation were identified on the continental shelf, especially in the outer portion and on the slope.

Key words: protected areas; potential distribution; species distribution models; threats.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	4
2.	Sessão I	6
	Introdução	7
	Material e métodos	8
	Área de estudo	8
	Espécies alvo.....	9
	Coleta de dados	9
	<i>Monitoramento visual em plataforma de oportunidade</i>	9
	<i>Bancos de dados de ocorrência</i>	10
	Modelagem de distribuição de espécies	11
	<i>Filtragem dos dados de ocorrência</i>	11
	<i>Dados ambientais</i>	11
	<i>Procedimentos de modelagem e avaliação dos modelos</i>	11
	Importância das variáveis nos modelos de distribuição	12
	Priorização espacial	13
	Resultados	15
	Espécies que ocorrem na área de estudo	15
	Modelagem de distribuição.....	16
	Influência das variáveis nos modelos de distribuição	20
	Priorização espacial	21
	Discussão	22
	Distribuição e importância das variáveis.....	23
	Priorização de áreas	25
	Conclusões	26
	Referências	27

1 INTRODUÇÃO GERAL

As baleias e golfinhos são animais cosmopolitas, presentes em diversos ambientes aquáticos ao redor do planeta, desde águas continentais, como lagos e rios, até estuários, zonas costeiras e oceânicas (Leduc 2009). Esses cetáceos exibem uma notável plasticidade adaptativa, especialmente as espécies marinhas, que exploram uma grande variedade de habitats, como bancos de gramíneas marinhas, manguezais, recifes, zonas de ressurgência e o ambiente pelagial profundo (Acevedo 2009). Apesar de sua ampla distribuição, ainda há lacunas significativas no entendimento da distribuição global dessas espécies (Redfern et al. 2006). Além disso, os cetáceos desempenham papéis ecológicos cruciais, como o transporte horizontal de nutrientes por meio da ciclagem de excretas, que contribuem para florações de fitoplâncton, e o transporte vertical de nutrientes através da deposição de carcaças no mar profundo (Roman et al. 2014; Sumida et al. 2016). Eles também participam de interações ecológicas complexas, como o controle de populações de presas e a regulação de ecossistemas marinhos (Lavery et al. 2014).

A Margem Equatorial Brasileira (MEB) se destaca por sua complexidade ecológica, influenciada por fatores como a descarga de água doce do rio Amazonas, que forma uma pluma rica em nutrientes e aumenta a produtividade biológica da região (d’Almeida et al. 2019; Jovane et al. 2024). Essa pluma pode se estender por até 200 km no oceano durante períodos de alta precipitação, atraindo atividades pesqueiras e sustentando uma biodiversidade única (Silva et al. 2005; Araujo et al. 2021). Além disso, a retroflexão da Corrente Norte do Brasil e a formação de vórtices anticiclônicos de mesoescala contribuem para a dispersão dos nutrientes, ampliando sua influência (Da Silveira et al. 2000). A região também é afetada sazonalmente pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que define os períodos de seca (julho a novembro) e chuva (dezembro a maio), influenciando a extensão da pluma e a dinâmica ecológica local (Gouveia et al. 2019). Esse mosaico de ecossistemas, que inclui manguezais, recifes e bancos de areia, torna a Costa Norte um ambiente único para a ocorrência de cetáceos (Araujo et al. 2021).

A distribuição dos cetáceos é influenciada por uma combinação de fatores ambientais, como temperatura, salinidade, profundidade e disponibilidade de presas, além de barreiras físicas e interações ecológicas (Redfern et al. 2006; Cubero-Pardo 2007). No entanto, os mecanismos que regulam essa distribuição ainda não são completamente compreendidos, devido à complexidade de integrar variáveis como história de vida, capacidade de dispersão e interações intra e interespecíficas (Takola e Schielzeth 2022). Estudos frequentemente utilizam variáveis de topografia, como declividade e tipo de fundo, associadas a parâmetros físico-químicos, como temperatura da superfície do mar e clorofila-a, para modelar a distribuição desses animais (Redfern et al. 2006; Acevedo et al. 2008). A escolha das variáveis mais relevantes depende da espécie e da área estudada, uma vez que

o comportamento e o nicho ecológico podem variar significativamente, mesmo dentro de uma mesma espécie (Martínez-Minaya et al. 2018). Por exemplo, o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) apresenta dois ecótipos distintos, costeiro e oceânico, com áreas de sobreposição e distribuição influenciadas pela distância da costa e profundidade (Perrin et al. 2011; Antichi et al. 2022).

Os principais impactos que ameaçam os cetáceos na MEB incluem poluição sonora, química, pesca incidental, colisões com embarcações e redução de habitats (Middel e Verones 2017; Carlucci et al. 2021). A exploração de petróleo e o tráfego de embarcações também representam riscos significativos, especialmente se não forem realizados com um plano de manejo adequado (Gordon 2018; Anderson et al. 2020). Portanto, entender a distribuição dos cetáceos e suas interações com o ambiente é essencial para a conservação desses animais e a manutenção dos ecossistemas marinhos. A modelagem de nicho ecológico, que integra variáveis ambientais e proxies de presas, é uma ferramenta valiosa para prever a distribuição das espécies e identificar áreas prioritárias para conservação (Redfern et al. 2006). Neste contexto, torna-se crucial investigar como os cetáceos utilizam os habitats da MEB e quais variáveis oceanográficas e ambientais podem influenciar sua ocorrência e distribuição, visando a elaboração de planos de manejo apropriados e a identificação de áreas prioritárias para conservação. Neste trabalho buscamos responder às seguintes perguntas: (1) Quais espécies ocorrem ao longo da MEB? (2) Qual a importância das variáveis ambientais na distribuição dessas espécies? (3) Quais as áreas prioritárias para conservação de cetáceos na MEB?

2. Sessão I

Cetaceans of the Brazilian Equatorial Margin: Distribution, environmental influence and priority areas for conservation

A primeira sessão desta dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica Ecology and Evolution, disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/20457758/homepage/forauthors.html>

Lucas Garcia Martins¹; Manuela Bassoi²; Renan Peixoto Rosário³; Marcela Guimarães Moreira Lima¹

1 Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia

2 Instituto da Biodiversidade da Amazônia Azul (INCT-BAA/CNPq).

3 Doutor em Geofísica. Universidade Federal do Pará (UFPA).

Introdução

Os cetáceos desempenham papéis ecológicos fundamentais na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas marinhos, contribuindo desde processos de ciclagem de nutrientes a dinâmicas tróficas (Quaggiotto et al. 2022). Por exemplo, eles contribuem no transporte horizontal de nutrientes, especialmente por meio da liberação de excretas, que favorece a produtividade primária através das florações de fitoplâncton (Roman et al. 2014). Além disso, facilitam o transporte vertical de matéria orgânica, seja pela deposição de carcaças em águas profundas ou pela ressuspensão de substratos por alimentadores bentônicos (Sumida et al. 2016; Agbayani et al. 2020). Adicionalmente, desempenham papel essencial nas interações ecológicas com predadores, presas e parasitas, influenciando no controle de populações de peixes e invertebrados (Lavery et al. 2014; Roman et al. 2014; Estes et al. 2016).

Muitas espécies de cetáceos apresentam ampla distribuição geográfica e plasticidade adaptativa e exploram uma ampla variedade de habitats, como bancos de gramíneas marinhas, manguezais, zonas de ressurgência, recifes biológicos, bancos de areia, substratos de lama e o ambiente pelágico profundo (Acevedo et al. 2008; Acevedo 2009). Essa ampla plasticidade reflete estratégias de ocupação que variam entre espécies, ecótipos e até populações, tornando o estudo de sua distribuição uma tarefa complexa, gerando lacunas significativas no entendimento de sua distribuição espacial e dos fatores ambientais que as determinam (Redfern et al. 2006).

Embora a influência de fatores como temperatura, salinidade e profundidade seja reconhecida como determinante na distribuição de cetáceos, compreender esses mecanismos em escalas regionais e globais ainda é desafiador (Redfern et al. 2006; Becker et al. 2019). Essa dificuldade decorre da complexidade inerente à interação entre variáveis ambientais e aspectos da história de vida dos cetáceos, como filopatria, competição e comportamento social (Pasanisi et al. 2024). Estudos têm demonstrado que as variáveis ambientais mais relevantes para explicar a distribuição de cetáceos variam conforme a espécie, população e a área de estudo (Azzellino et al. 2008; Cox et al. 2017). Algumas características da topografia, como profundidade, tipo de fundo, rugosidade do substrato e declividade, têm sido amplamente utilizadas em estudos sobre a distribuição de cetáceos, assim como variáveis físico-químicas, como temperatura da superfície do mar e salinidade, e proxies de alimentação, como clorofila-*a* (Redfern et al. 2006; Maglietta et al. 2023).

Dentre as regiões habitadas por essas espécies, a Margem Equatorial Brasileira (MEB) representa um ambiente único para o estudo da distribuição de cetáceos. Essa região, localizada na porção norte da América do Sul, é caracterizada por alta biodiversidade e intensa produtividade biológica, diretamente influenciada pela descarga de água doce e nutrientes do rio Amazonas e sistemas estuarinos menores (Rio Pará e Baía de São Marcos) (Soares et al. 2018; Magris et al. 2021). A pluma do Amazonas, cuja extensão pode atingir até 200 km no oceano em períodos de alta precipitação, desempenha um papel crucial na dinâmica ambiental da região, sendo modulada pela intensidade de vazão dos rios, pelos ventos e pelas marés (Varona et al. 2019; Shi e Wang 2024).

Além disso, a retroflexão da Corrente Norte do Brasil (CNB) e a formação de vórtices anticiclônicos de mesoescala, amplificam a dispersão dos nutrientes, ampliando o alcance da pluma e influenciando a biodiversidade marinha (Tosetto et al. 2022). Desse modo, a MEB, com sua variabilidade de gradientes de profundidade, mosaico de ecossistemas submarinos e influência direta da pluma do Amazonas, apresenta características únicas que podem moldar a distribuição dos cetáceos de maneira distinta. Contudo, a região também enfrenta crescente pressão antrópica devido à exploração petrolífera, à pesca industrial e artesanal, e à intensificação de atividades econômicas na costa norte brasileira (Araujo et al. 2021).

Mudanças na distribuição espacial e temporal de cetáceos já são observadas em função das atividades antropogênicas, especialmente em escalas locais e regionais (Weir et al. 2014; Azzellino et al. 2017). Entre os principais impactos, destacam-se a poluição química e física, a poluição sonora, as colisões com embarcações e a sobre-exploração dos recursos pesqueiros (Azzellino et al. 2012; Davidson et al. 2012; Johnston et al. 2015; Abrahms et al. 2019). Diante dessas pressões, torna-se essencial a definição de áreas prioritárias para a conservação das espécies. Áreas protegidas são importantes para a sobrevivência e sustentabilidade de uma espécie ou população no longo prazo, garantindo sua resiliência a eventos raros e potencialmente catastróficos (Ross et al. 2011). Por meio de estudos de priorização espacial, podem ser estabelecidas Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), que são delimitadas e geridas por meio de instrumentos legais com o objetivo de promover a conservação da natureza a longo prazo (Hoyt 2012). Além disso, as AMPs são consideradas estratégias eficazes para proteger áreas de alto valor ambiental e podem atender a diferentes objetivos, como a preservação de ecossistemas e espécies vulneráveis, a manutenção da biodiversidade, a redução do risco de extinção, à restauração da integridade e conectividade dos habitats e o aumento da produtividade pesqueira (Hoyt 2012; Maestro et al. 2019; Carlucci et al. 2021).

Neste contexto, torna-se crucial investigar como os cetáceos utilizam os habitats da MEB e quais variáveis oceanográficas e ambientais podem influenciar sua ocorrência e distribuição, visando a elaboração de planos de manejo apropriados e a identificação de áreas prioritárias para conservação. Neste trabalho buscamos responder às seguintes perguntas: (1) Quais são as espécies que ocorrem ao longo da MEB? (2) Qual a importância das variáveis ambientais na distribuição das espécies? (3) Quais são as áreas prioritárias para conservação de cetáceos na MEB?

Material e métodos

Área de estudo

A Margem Equatorial Brasileira (MEB) abrange o norte e nordeste do Brasil, situando-se na região sob influência da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). Nesta região, o efeito da ZCIT afeta o regime de chuvas do norte e nordeste do Brasil, portanto a variabilidade de vazão e extensão da pluma são afetadas por esse regime de precipitação (McGee et al. 2014; Gouveia et al. 2019). A porção ocidental da MEB recebe a influência da pluma do Rio Amazonas, cuja descarga de água doce flui paralelamente à Corrente Norte do Brasil (CNB), uma corrente intensa que transporta sal e energia térmica em direção ao Atlântico Norte, alimentando a Corrente do Golfo (Goes et al. 2005; Westen e Dijkstra 2017).

A MEB formou-se com o rifteamento e abertura do Atlântico Sul no Cretáceo Inferior (Basilone et al. 2024), originando cinco bacias sedimentares: Potiguar, Ceará, Barreirinhas, Pará-Maranhão e Foz do Amazonas. Este estudo foca nas bacias Barreirinhas, Pará-Maranhão e Foz do Amazonas, além das Zonas Econômicas Exclusivas da Guiana Francesa, Suriname, Guiana e Venezuela.

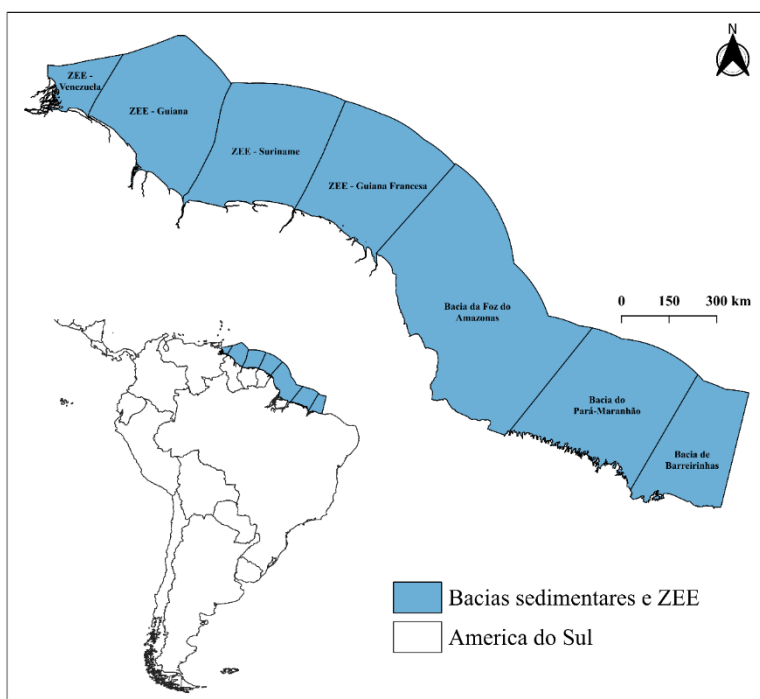


Figura 1. Área de estudo da Margem Equatorial Brasileira (MEB), destacando as bacias sedimentares e zonas econômicas exclusivas.

Espécies alvo

Para verificar quais espécies de cetáceos ocorrem na MEB, compilamos dados de ocorrência de encalhes, capturas acidentais e avistamentos para elaborar uma lista das espécies. Foram consideradas apenas espécies de cetáceos marinhos e estuarinos, divididos entre Mysticetos (baleias de cerdas bucais) e Odontocetos (golfinhos e baleias de dentes) que ocorrem na área de estudo (Fordyce 2018).

Classificamos as espécies em grupos ecológicos com base em dois critérios. O primeiro considerou a separação entre as superfamílias Mysticeti e Odontoceti. O segundo critério baseou-se na distribuição espacial dos Odontocetos, levando em conta aspectos ecológicos, especialmente a concentração de registros ao longo das bacias sedimentares (Azzellino et al. 2008; Huang et al. 2008; Tavares et al. 2019). Com isso, definimos os grupos ecológicos da seguinte forma: Mysticetos de grande porte, costeiro-estuarino, plataforma externa, plataforma intermediária e externa, plataforma externa e oceânica, e talude e oceânico.

Coleta de dados

Para montar o conjunto de dados de ocorrências das espécies, utilizamos dois métodos principais: monitoramento visual em plataforma de oportunidade e compilação de bases de dados online.

Monitoramento visual em plataforma de oportunidade

Os estudos com cetáceos são mais frequentemente realizados com espécies costeiras, devido às dificuldades logísticas de acesso às áreas mais oceânicas (Secchi et al. 2011). Logo, estudos em plataformas de oportunidade são valiosas fontes de dados de regiões pouco amostradas em oceano aberto (Secchi et al. 2011). As plataformas de oportunidade consistem em coletas de dados de cetáceos em monitoramento visual em embarcações cujo trajeto não segue um delineamento

específico para esses animais, e pode ser realizado em campanhas dedicadas a outras pesquisas que não incluem cetáceos, embarcações pesqueiras, cruzeiros turísticos ou navios comerciais (Alves et al. 2018; Sahri et al. 2020). Desse modo, muitas informações sobre esses animais vêm a partir de plataformas de oportunidade (Di Benedetto et al. 2010). Portanto, ajustamos um protocolo de observação em plataforma de oportunidade em embarcações diversas para compor o banco de dados coletados in situ.

Os monitoramentos visuais ocorreram nos anos de 2016 a 2023, a bordo de embarcações pesqueiras. Embora não haja uma regra específica para a varredura em cruzeiros do tipo "plataformas de oportunidade", definimos o esforço diário de observação como 12 horas, iniciando às 06:00 e encerrando às 18:00, enquanto havia a luz do dia. Os observadores portavam binóculos ou realizavam observação a olho nu cobrindo a proa da embarcação a 90 graus bombordo e boreste (figura 2). Durante as avistagens dos animais, eram feitos registros fotográficos, filmagens e georreferenciamento com base na posição da embarcação. Os dados foram armazenados em HD externo e processados em laboratório para certificação da identificação das espécies (Secchi et al. 2011).

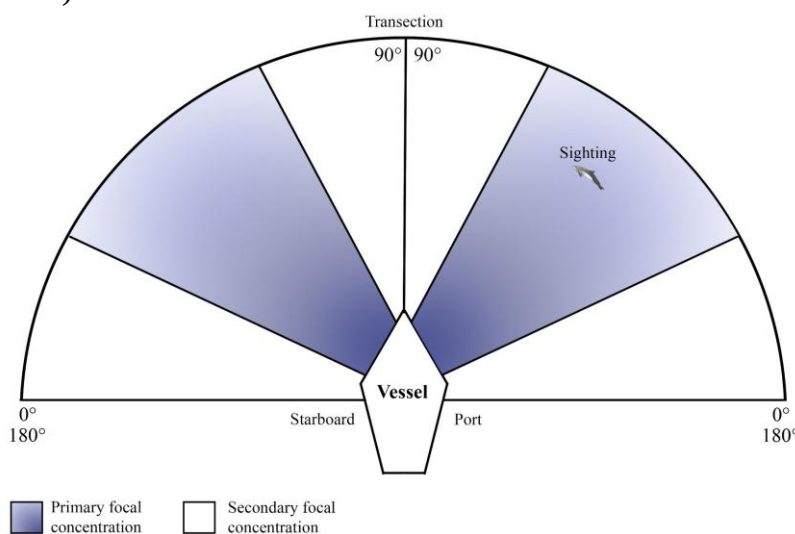


Figura 2: Desenho esquemático do protocolo de observação de cetáceos com áreas focais de observação dentro da cobertura total de 180° a partir da proa da embarcação considerando o alcance dos binóculos. **Fonte:** O autor (2025).

Bases de dados de ocorrência

As plataformas de bases de dados online utilizadas para compilar os registros de ocorrência das espécies para a MEB foram: Ocean Biodiversity Information System (<https://obis.org>) e Sistema de Apoio ao Monitoramento de Mamíferos Marinhos - SIMMAM (<http://simmam.acad.univali.br/>). Fizemos uma checagem taxonômica das espécies alvos, conferindo se houve atualizações no nome científico ou se existem sinônimas, utilizando a plataforma The Society of Marine Mammalogy (<https://marinemammalscience.org/>). Classificamos os registros como avistamentos, capturas acidentais e encalhes. Essa classificação foi necessária para separar as ocorrências no habitat natural e carcaças encontradas nas praias, pois os dados de avistamentos e capturas podem ser utilizados para a modelagem, enquanto os de encalhes contribuem para verificar a composição de espécies. Dados públicos, comumente, apresentam inconsistências tanto de erros taxonômicos quanto de georreferenciamento, tornando essencial realizar a limpeza dos dados (Goodwin et al. 2015). O primeiro procedimento de limpeza foi a eliminação de todas as ocorrências que estavam fora da área de distribuição da espécie, seguindo o polígono da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN) como referência. Em seguida, excluímos todas as ocorrências que estavam fora da área de estudo e removemos registros com identificação classificada com a confiabilidade incerta de acordo com os critérios do SIMMAM. Também eliminamos os dados com coordenadas duplicadas ou com

localização imprecisa como de registros na terra ou em cativeiro. Todos os procedimentos de limpeza foram realizados seguindo a literatura (Do Amaral et al. 2015; Velazco et al. 2019; Stephenson et al. 2020).

Modelagem de distribuição de espécies

Para avaliar a importância das variáveis ambientais nas espécies de cetáceos da MEB, ajustamos modelos de distribuição para as espécies de cetáceos que ocorrem na área da MEB. Consideramos apenas as ocorrências classificadas como avistagens e capturas acidentais por representarem áreas onde os animais ocorrem durante seu ciclo de vida (Redfern et al. 2006; McDonough 2010).

Filtragem dos dados de ocorrência

Com o intuito de minimizar os efeitos do viés amostral espacial devido áreas com visitas mais frequentes, como as áreas de pesca, criamos grades com resolução de ~1 km (30 arc-seg) e, em seguida, selecionamos aleatoriamente apenas um registro de ocorrência em cada pixel. Esse procedimento foi realizado utilizando o pacote R spThin (Aiello-Lammens et al. 2015). Para modelos com melhor desempenho, foi necessário selecionar apenas espécies que apresentam um número mínimo de 15 ocorrências únicas (Velazco et al. 2019).

Dados ambientais

Utilizamos sete variáveis ambientais (Tabela 1) obtidas a partir das plataformas Bio-Oracle (Tyberghein et al. 2012) e MARSPEC (Sbrocco e Barber 2013), com ajuste da resolução para ~1km. Para lidar com a colinearidade entre as variáveis, realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA), que transforma as variáveis originais em um novo conjunto de variáveis, chamadas de componentes principais, que são ortogonais (não colineares) entre si (Rahayu et al. 2017). Esses componentes são combinações lineares das variáveis originais, e a PCA é projetada para maximizar a variância explicada nas primeiras componentes. Para o nosso estudo, utilizamos os seis primeiros componentes principais, que explicaram 95% da variância das variáveis originais (De Marco e Nóbrega 2018), como preditores em nosso modelo. A análise foi realizada utilizando o pacote 'Stats' do R (R Core Team, 2024).

Tabela 1: Variáveis ambientais utilizadas para os modelos.

Plataforma	Variáveis	Resolução original
Bio-Oracle	Velocidade das correntes	10 km
	Salinidade média	10 km
	Temperatura da superfície	10 km
	Clorofila- <i>a</i>	10 km
MARSPEC	Profundidade	1 km
	Distância da costa	1 km
	Declividade	1 km

Procedimentos de modelagem e avaliação dos modelos

As métricas utilizadas para cada algoritmo para o ajuste dos modelos possuem abordagens e incertezas distintas, o que torna a escolha de mais de um algoritmo um aspecto relevante a ser considerado, visando minimizar as incertezas de cada abordagem (Diniz-Filho et al. 2009). Nesse contexto, foram utilizados seis algoritmos para modelar a distribuição das espécies: Maximum Entropy (MaxEnt), Support Vector Machine (SVM), Random Forest (RF), Generalized Linear Model (GLM), Neural Network (NN) e Processo Gaussiano (GAU). O MaxEnt utiliza a abordagem *presença-background*, relacionando os registros de presença verdadeira com toda a extensão da área de estudo, e calcula a distribuição a partir da entropia máxima (Elith et al. 2010). Os demais algoritmos utilizam dados de ocorrência e ausência, integrando essas informações para gerar áreas ambientalmente adequadas para ocorrência das espécies (Breiman 2001; Tax e Duin 2004). No entanto, dados de ausência não estão disponíveis devido à dificuldade de obtenção. Para nortear então os algoritmos que utilizam dados de ausência, foram amostradas pseudo-ausências através do método de restrição ambiental e geográfico, na qual as pseudo-ausências são alocadas fora do intervalo de nicho climático dos táxons e afastado 50km de distância das presenças verdadeiras (Engler et al. 2004).

O particionamento dos dados foi feito com o *checkerboard*, que é um método de validação cruzada em blocos, no qual a partição é feita em pares com duas ou quatro partições de acordo com o número de ocorrências. Para diminuir a autocorrelação dos dados, todos os registros de treino e teste foram independentes, já que o método explora blocos espaciais com diferentes tamanhos de células para garantir que dados de treino e teste não sejam usados simultaneamente na mesma célula (Velazco et al. 2019). A melhor resolução é determinada por aquela que apresentar simultaneamente (i) a menor autocorrelação espacial (medido pelo índice I de Moran), (ii) a máxima similaridade ambiental (medido pela distância euclidiana), (iii) a mínima diferença de registros entre os dados de treino e teste (Desvio Padrão- SD) (Velazco et al. 2019).

Para avaliação do desempenho preditivo dos modelos, utilizamos o índice de Similaridade de Jaccard (Jaccard, 1908) e Area Under Curve (AUC) (Lobo et al. 2008) (Lobo et al. 2008). O Índice de Jaccard avalia a semelhança entre previsões e observações, sendo dependente de limiar de corte. Quanto menor o valor de similaridade, maior é a proporção de falsos positivos e falsos negativos em relação às presenças verdadeiras observadas entre os dados previstos e observados (Leroy et al. 2018). Por outro lado, o valor de AUC é um indicador independente de limiar de corte, sendo calculado a partir da curva ROC (Receiver Operating Characteristic) (Lobo et al. 2008). Valores de AUC menores ou iguais a 0.5 indicam previsões equivalentes ao acaso, valores acima de 0.5 indicam um bom desempenho do modelo, enquanto valores superiores a 0.9 são considerados previsões excelentes (Lima-Ribeiro e Filho 2012).

Por fim, realizamos um *ensemble forecasting* que é um procedimento onde geramos um modelo consenso para cada espécie através de uma combinação de todas as previsões, por meio de uma média ponderada dos algoritmos que obtiverem performance acima da média geral de todos os algoritmos, visando diminuir as incertezas de cada algoritmo (Zhu 2005). Convertemos o modelo de predição contínuo em um modelo binário-contínuo, onde a área de adequabilidade da espécie é recortada por um valor de limiar de corte obtido pelo índice de Jaccard (Zhang 2023). Todos os pixels com valores abaixo desse valor são considerados ausências e preenchidos com valor zero e os valores acima representam a variação da adequabilidade ambiental dentro da área de ocorrência do modelo (Liu et al. 2013). Todos os procedimentos de modelagem e avaliação dos modelos foram realizados utilizando o pacote “*flexsdm*” (Velazco et al. 2022) usando o R software v4.1.3 (R Core Team, 2024).

Importância das variáveis nos modelos de distribuição

Para a avaliação da contribuição das variáveis nos modelos consenso, utilizamos dois conjuntos de dados raster: (1) o modelo final referente a cada espécie modelada, no qual os valores

de cada pixel indicam a adequabilidade de ocorrência da espécie, e (2) o conjunto empilhado das variáveis ambientais (*raster stack*). Em seguida, a partir do raster de distribuição da espécie, selecionamos todos os pixels com valores de adequabilidade superiores a 0,7, considerados como indicativos de presença (Liu et al. 2013). As coordenadas geográficas correspondentes a esses pixels foram extraídas, formando uma matriz com longitude e latitude dos pontos de presença.

Com as coordenadas dos pontos de presença, os valores das variáveis ambientais nas mesmas localizações foram extraídos do conjunto raster de variáveis. Esse procedimento resultou em uma matriz onde cada linha representa um ponto de presença e cada coluna, o valor de uma variável ambiental naquele ponto (Elith et al. 2010). Para evitar problemas nas análises subsequentes, foram removidas todas as linhas com valores ausentes, garantindo que apenas pontos de presença com informações completas para todas as variáveis fossem utilizados (Little e Rubin 2019). Utilizamos os resultados da PCA que foi conduzida durante o processo de modelagem e extraímos a matriz de covariância que foi calculada, seguida pela decomposição em autovalores e autovetores, que definem a variância explicada por cada componente e sua orientação no espaço (Legendre e Legendre 2012).

Os scores dos componentes principais (projeções dos dados nos PCs) foram extraídos e combinados com os valores de presença/ausência potenciais de cada espécie. Esse procedimento resultou em um conjunto de dados que integra os dados reduzidos do PCA com a distribuição da espécie. A contribuição das variáveis para os componentes principais foi avaliada utilizando a matriz de cargas (loadings), que representa as correlações entre as variáveis originais e os PCs (Jolliffe e Cadima 2016). O quadrado das cargas foi calculado para medir a contribuição relativa de cada variável para o modelo. A importância total de cada variável foi obtida somando os quadrados das cargas ao longo dos PCs:

$$\text{Importância relativa} = \sum (\text{cargas})^2$$

Os valores de importância foram normalizados para calcular a porcentagem de contribuição relativa de cada variável em relação ao total. Com base nas porcentagens de contribuição, as variáveis foram categorizadas em classes de importância (baixa, média e alta), utilizando os quantis como critérios de separação (Legendre e Legendre 2012). Por fim, foi gerada uma tabela com a importância relativa de cada variável ambiental, sua porcentagem de contribuição e classificação. Embora todas as variáveis utilizadas nos modelos sejam consideradas importantes para explicar sua distribuição, esse procedimento destaca as três variáveis com maior poder explicativo no conjunto de variáveis utilizadas para a modelagem. Todos os procedimentos estatísticos descritos foram realizados no software R software v4.1.3 (R Core Team, 2024) utilizando os pacotes raster (Hijmans et al. 2015), dismo (Hijmans et al. 2017), randomForest (Breiman et al. 2002), e1071 (Meyer et al. 2019), mgcv (Wood e Wood 2015), MASS (Ripley et al. 2013) e FactoMineR (Lê et al. 2008).

Priorização espacial

A priorização espacial é uma ferramenta essencial no planejamento sistemático da conservação, permitindo a identificação de áreas estratégicas para a proteção da biodiversidade com base em dados espaciais (Kirkman 2013). Essa abordagem visa otimizar a alocação de esforços de conservação, garantindo a preservação eficiente de espécies e habitats (Ritchie 2011). Para implementar essa estratégia, utilizamos o software Zonation versão 5, uma ferramenta projetada para análises em larga escala voltadas à conservação e ao planejamento ambiental (Moilanen et al. 2022).

O Zonation opera com base no princípio da complementaridade, removendo iterativamente células da paisagem e gerando uma hierarquia aninhada de pixels. Esse processo prioriza a exclusão das células com menor relevância biológica, mantendo até o final aquelas que apresentam maior importância para a conservação (Moilanen et al. 2009). A importância de cada célula é definida pelo seu valor de conservação, que se refere à relevância atribuída a diferentes áreas ou elementos dentro de um ecossistema, com o objetivo de preservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (Moilanen et al. 2022). Esses valores são utilizados para orientar ações de conservação e podem ser determinados por fatores como diversidade, conectividade, raridade e representatividade (Lehtomäki

e Moilanen 2013).

O valor de conservação reflete a importância relativa de cada célula da paisagem para a conservação, sendo influenciado pela regra de priorização adotada no software (Moilanen 2007). Para representar a riqueza de espécies e identificar áreas de maior importância biológica, utilizamos o somatório dos modelos de distribuição das espécies (Da Silva et al. 2022). Neste estudo, aplicamos a Função de Benefício Aditivo (Additive Benefit Function - ABF) como regra de remoção, permitindo priorizar áreas com maior riqueza de espécies. Essa abordagem segue o princípio da complementaridade, garantindo que cada nova área protegida contribua com elementos de biodiversidade ainda não representados nas áreas já conservadas, maximizando a cobertura total da biodiversidade (Kukkala e Moilanen 2013).

O software também possibilita a atribuição de pesos às espécies-alvo de conservação, levando em consideração critérios como valor econômico, grau de raridade global ou nível de ameaça enfrentado (Moilanen 2007). Espécies com maior peso contribuem mais significativamente para o valor de conservação estimado em cada célula onde sua presença é mais relevante (Lehtomäki e Moilanen 2013). Atribuímos pesos aos táxons com base nas categorias de ameaça da IUCN (Tabela 2), priorizando espécies mais ameaçadas. Assim, espécies classificadas como criticamente ameaçadas, ameaçadas e vulneráveis receberam os maiores pesos (Da Silva et al. 2022). Além disso, para representar melhor a complexidade das relações entre o espaço adequado e a espécie, utilizamos os seguintes critérios: residentes (maior peso para espécies que são residentes), área de vida (maior peso para espécies com menor área de vida), interações com a pesca (espécies que mais interagem com a pesca têm maior peso) e proximidade aos blocos de petróleo (espécies com muitas ocorrências próximas aos blocos recebem maior peso) (Redfern et al. 2006; Ritchie 2011; Ross et al. 2011; Gutiérrez et al. 2024).

Tabela 2: Critérios para atribuição de pesos para as espécies utilizadas para priorização.

Species	Threat level	Threat value	Resident	Home range	Fisheries	Oil
<i>Balaenoptera physalus</i>	EN	10	5	2	0.5	3
<i>Globicephala macrohynchus</i>	LC	1.5	5	4	0.5	3
<i>Grampus griseus</i>	LC	1.5	5	6	0.5	3
<i>Megaptera novaeangliae</i>	NT	8	3	8	0.5	3
<i>Orcinus orca</i>	LC	1.5	1	1	0.5	1
<i>Physeter macrocephalus</i>	VU	7	5	3	0.5	3
<i>Pseudorca crassidens</i>	LC	1.5	5	5	0.5	3
<i>Sotalia guianensis</i>	VU	7	5	8	4	0.5
<i>Stenella clymene</i>	LC	1.5	5	5	1.5	2
<i>Stenella attenuata</i>	LC	1.5	5	4	1.5	2
<i>Stenella frontalis</i>	DD	1	5	5	1.5	2
<i>Stenella longirostris</i>	DD	0	5	5	1.5	2
<i>Steno bredanensis</i>	LC	1.5	5	4	1.5	1.5
<i>Tursiops truncatus</i>	DD	0	5	3	2	3

Outro aspecto relevante do Zonation é a capacidade de atribuir pesos negativos, ou seja, identificar áreas que devem ser evitadas durante a priorização (Moilanen et al. 2022). Para este estudo, consideramos como áreas evitáveis as regiões de blocos de petróleo e de pescarias artesanais e industriais. Essas atividades interagem diretamente com os cetáceos e representam potenciais riscos para esses animais. Portanto, a adoção de medidas que minimizem conflitos entre a instalação de áreas prioritárias e atividades econômicas foi essencial (Parsons et al. 2015; Pace et al. 2018; Araujo et al. 2021).

Um dos métodos fundamentais do Zonation é a utilização de uma máscara hierárquica, projetada especificamente para abordar questões relacionadas à ampliação de redes de Unidades de Conservação (UCs) (Moilanen et al. 2022). Na presente pesquisa, o ranqueamento hierárquico foi

condicionado pela rede já estabelecida de Unidades de Conservação Marinhas (Virtanen et al. 2018). A aplicação de um ranqueamento em dois níveis possibilita a identificação de áreas externas às MPAs existentes, que contribuem para ampliar a proteção de espécies e habitats de maneira equilibrada e com eficiência espacial (Jefferson et al. 2023).

Considerando todos esses aspectos, implementamos um procedimento de priorização espacial que considera: (i) múltiplas espécies, (ii) sua probabilidade estimada de ocorrência e (iii) áreas de atividade antrópica, como pesca e blocos de petróleo. Quanto maior o peso atribuído a uma espécie, maior será o valor de conservação associado às células onde ela ocorre (Moilanen 2007). Foram considerados dois cenários de priorização: (1) áreas que evitam as principais zonas de pesca dentro da região de estudo, e (2) áreas sem restrições de pesca. Esses cenários são essenciais para avaliar aspectos como a formulação de políticas públicas, os possíveis conflitos entre áreas protegidas e áreas de interesse socioeconômico, e a identificação de zonas com maior adequabilidade para a interação com cetáceos. Tais análises são fundamentais para o planejamento de medidas efetivas no contexto do gerenciamento marinho integrado (Higham et al. 2008; Cardenas et al. 2022).

Atualmente, as áreas protegidas na MEB estão majoritariamente restritas a regiões costeiras, o que não representa adequadamente espécies que habitam áreas mais distantes, como a plataforma continental e regiões oceânicas (Araujo et al. 2021). No entanto, essas regiões já são reconhecidas por sua alta importância biológica (Brasil 2018). Diante desse cenário de baixa representatividade, mas de elevada relevância ecológica, estabelecemos metas de conservação para um aumento progressivo da área protegida, considerando incrementos de 2%, 4%, 6%, 8%, 10% e 15% das áreas mais prioritárias para a riqueza de cetáceos.

A definição dessas metas levou em conta a importância econômica da região, amplamente utilizada como rota de navegação e exportação, além de seu papel fundamental para a pesca e outras atividades antrópicas (Araujo et al. 2021). A adoção de metas conservacionistas mais baixas permite avaliar áreas críticas para as espécies, ao mesmo tempo em que minimiza conflitos com atores sociais (Carwardine et al. 2010; Laitila e Moilanen 2012; Brum et al. 2017). Esse equilíbrio é essencial para um planejamento sistemático da conservação que considere todas as esferas envolvidas, refletindo as particularidades ecológicas e socioeconômicas da região (Margules e Pressey 2000; Kirkman 2013; Brum et al. 2017).

Resultados

Espécies que ocorrem na área de estudo

A compilação de registros de campo, bancos de dados e revisão de literatura incluindo avistagens, capturas acidentais e encalhes revelou um total de 29 espécies distribuídas desde a Venezuela até o estado do Ceará localizado no nordeste do Brasil (Tabela 3). Também foram registradas as espécies *Inia geoffrensis* e *Sotalia fluviatilis* que, apesar de serem predominantemente de água doce (Silva et al. 2018), podem alcançar estuários, portanto sua ocorrência foi considerada como “ao acaso” neste estudo e não contabilizada.

Tabela 3: Compilação de registros de encalhes e avistagens das espécies de cetáceos registradas na área de estudo

Species	Number of sightings	Number of stradings	Habitat	Family
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	0	2	Marine	Balaenopteridae
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	0	5	Marine	Balaenopteridae
<i>Balaenoptera edeni</i>	0	3	Marine	Balaenopteridae
<i>Balaenoptera musculus</i>	0	1	Marine	Balaenopteridae
<i>Balaenoptera physalus</i>	16	1	Marine	Balaenopteridae
<i>Megaptera novaeangliae</i>	61	2	Marine	Balaenopteridae

<i>Balaenoptera borealis</i>	0	1	Marine	Balaenopteridae
<i>Delphinus spp.</i>	11	1	Marine	Delphinidae
<i>Feresa attenuata</i>	1	2	Marine	Delphinidae
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	62	2	Marine	Delphinidae
<i>Grampus griseus</i>	9	2	Marine	Delphinidae
<i>Lagenodelphis hosei</i>	7	2	Marine	Delphinidae
<i>Orcinus orca</i>	5	0	Marine	Delphinidae
<i>Physeter macrocephalus</i>	180	13	Marine	Delphinidae
<i>Pseudorca crassidens</i>	14	1	Marine	Delphinidae
<i>Sotalia fluviatilis</i>	0	2	Freshwater	Delphinidae
<i>Sotalia guianensis</i>	308	41	Marine	Delphinidae
<i>Stenella attenuata</i>	74	2	Marine	Delphinidae
<i>Stenella clymene</i>	15	0	Marine	Delphinidae
<i>Stenella frontalis</i>	68	0	Marine	Delphinidae
<i>Stenella longirostris</i>	109	0	Marine	Delphinidae
<i>Stenella spp.</i>	158	0	Marine	Delphinidae
<i>Steno bredanensis</i>	23	6	Marine	Delphinidae
<i>Tursiops truncatus</i>	329	6	Marine	Delphinidae
<i>Inia geoffrensis</i>	3	4	Freshwater	Iniidae
<i>Kogia sima</i>	2	2	Marine	Kogiidae
<i>Peponocephala electra</i>	19	1	Marine	Physeteridae
<i>Mesoplodon europaeus</i>	1	0	Marine	Ziphiidae
<i>Ziphius cavirostris</i>	7	0	Marine	Ziphiidae
Total	1483	102		

Entre os resultados mais expressivos, *Tursiops truncatus* foi a espécie com o maior número de avistamentos (329), seguido por *Sotalia guianensis* (308). Em contraste, as espécies com menos avistagens foram *Feresa attenuata*, *Mesoplodon europaeus* (1) e *Kogia sima* (2). Em relação aos encalhes, as espécies com maior ocorrência foram *Sotalia guianensis* (41) e *Physeter macrocephalus* (13), enquanto as espécies do gênero *Balaenopteridae*, *Delphinus sp.*, *Peponocephala electra* e *Pseudorca crassidens*, todos com apenas um registro de encalhe. Por outro lado, as espécies migratórias *Balaenoptera acutorostrata*, *Balaenoptera musculus*, *Balaenoptera bonaerensis*, *Balaenoptera borealis* e *Balaenoptera edeni* não foram avistadas, mas apresentaram registros de encalhes. Em contraste dos outros Balaenopterideos, *Megaptera novaeangliae*, apresenta números significativos tanto de avistamentos (61) quanto de encalhes (2).

Modelagem de distribuição

Após a realização de limpeza dos banco de dados, os procedimentos de modelagem foram aplicados para 14 espécies. Todos os modelos apresentaram valores médios de avaliação pelas métricas de Jaccard e AUC próximos de 1, revelando excelente desempenho preditivo (Tabela 4).

Tabela 4: Métricas de avaliação dos modelos

Espécie	Sorensen	Jaccard	TSS	AUC
<i>Balaenoptera physalus</i>	0.96	0.94	0.94	0.98
<i>Globicephala macrochynchus</i>	0.97	0.94	0.97	1
<i>Grampus griseus</i>	0.99	0.98	0.98	0.99
<i>Megaptera novaeangliae</i>	0.97	0.94	0.97	0.99
<i>Peponocephala electra</i>	0.97	0.95	0.98	0.99

<i>Physeter macrocephalus</i>	0.99	0.98	0.98	0.99
<i>Pseudorca crassidens</i>	0.95	0.91	0.94	0.98
<i>Sotalia guianensis</i>	0.99	0.99	0.99	0.99
<i>Stenella clymene</i>	0.98	0.96	0.96	0.96
<i>Stenella attenuata</i>	0.97	0.94	0.97	1
<i>Stenella frontalis</i>	0.97	0.95	0.96	0.99
<i>Stenella longirostris</i>	0.98	0.96	0.98	0.99
<i>Steno bredanensis</i>	0.95	0.9	0.94	0.99
<i>Tursiops truncatus</i>	0.98	0.96	0.98	0.99

O grupo ecológico Costeiro-estuarino engloba apenas uma espécie, a *Sotalia guianensis*. As áreas de maior adequabilidade estão concentradas na zona costeira (Figura 3), especialmente próximo de estuários e áreas de água doce adjacentes ao oceano.

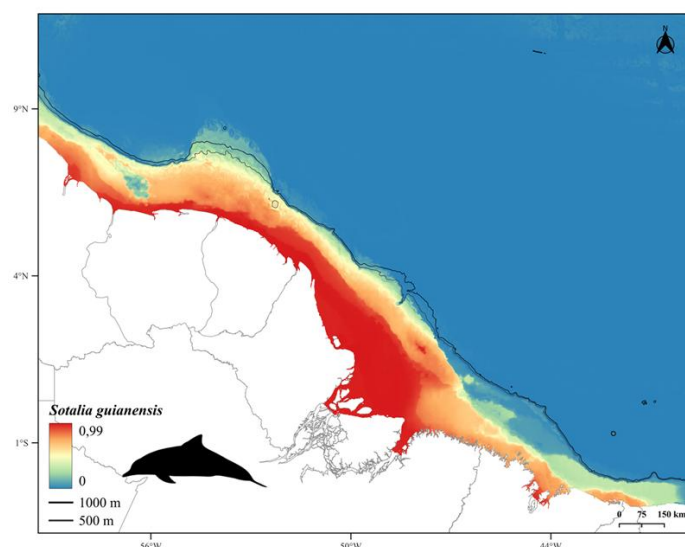


Figura 3 – Modelo de distribuição do grupo ecológico costeiro- estuarino

O grupo ecológico da Plataforma Interna e Intermediária (Figura 4) engloba as espécies *Stenella frontalis* e *Stenella clymene*, na qual podemos observar que ambos os modelos demonstram similaridades em suas áreas adequadas, mas apresentam contrastes importantes. Para *S. frontalis*, as áreas de maior adequabilidade ambiental concentram-se mais próximas à costa, especialmente no norte, ao longo do gradiente continental, enquanto *S. clymene* exibe um padrão mais homogêneo e contínuo em áreas pelágicas, distantes da costa. *S. frontalis* também possui uma área mais abrangente e de maior ocorrência do que *S. clymene*.

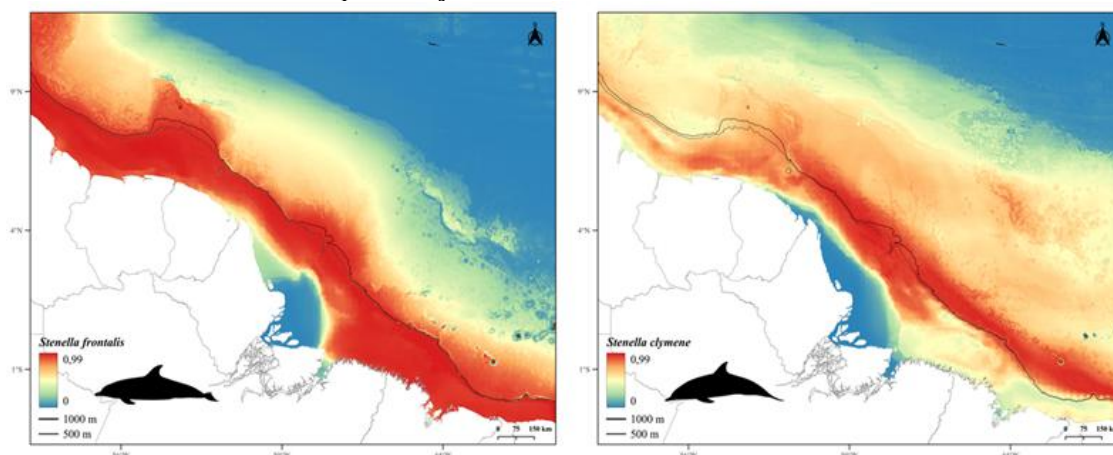


Figura 4 – Modelos de distribuição do grupo ecológico da Plataforma Interna e Intermediária

No grupo ecológico da Plataforma Externa (Figura 5), temos duas espécies: *Steno bredanensis* e *Tursiops truncatus*. Podemos observar algumas diferenças marcantes entre os modelos. No caso de *S. bredanensis*, as áreas de maior adequabilidade estão mais fragmentadas e concentradas ao longo da plataforma intermediária e externa, com pontos isolados de alta adequabilidade. Em contrapartida, *T. truncatus* apresenta uma distribuição mais ampla e contínua, com uma maior adequabilidade ambiental ao longo da plataforma continental, incluindo regiões costeiras e pelágicas próximas, excetuando a área de maior influência da Pluma do Amazonas.

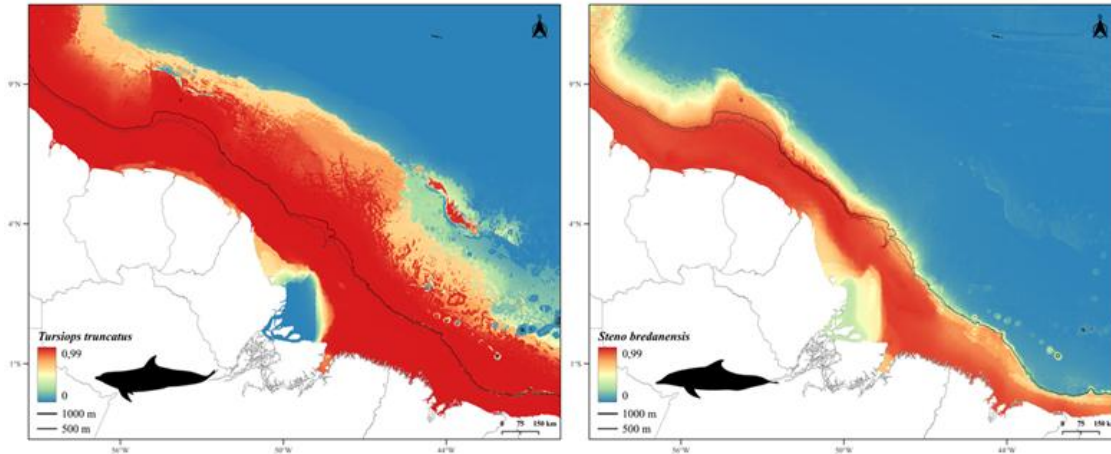


Figura 5 – Modelos de distribuição do grupo ecológico da Plataforma Externa

O grupo ecológico da Plataforma Externa e Talude (Figura 6) é composto pelas espécies *Stenella longirostris*, *Stenella attenuata* e *Grampus griseus*. *S. longirostris* exibe alta adequabilidade em áreas pelágicas próximas à plataforma externa, com uma faixa ampla e contínua ao longo do gradiente continental. Já *S. attenuata* apresenta manchas de adequabilidade também mais afora da plataforma continental, mas sem se distanciar muito em áreas oceânicas. Por outro lado, *G. griseus* destaca-se por uma distribuição mais abrangente e contínua, cobrindo tanto áreas costeiras quanto pelágicas, com grande adequação na plataforma continental.

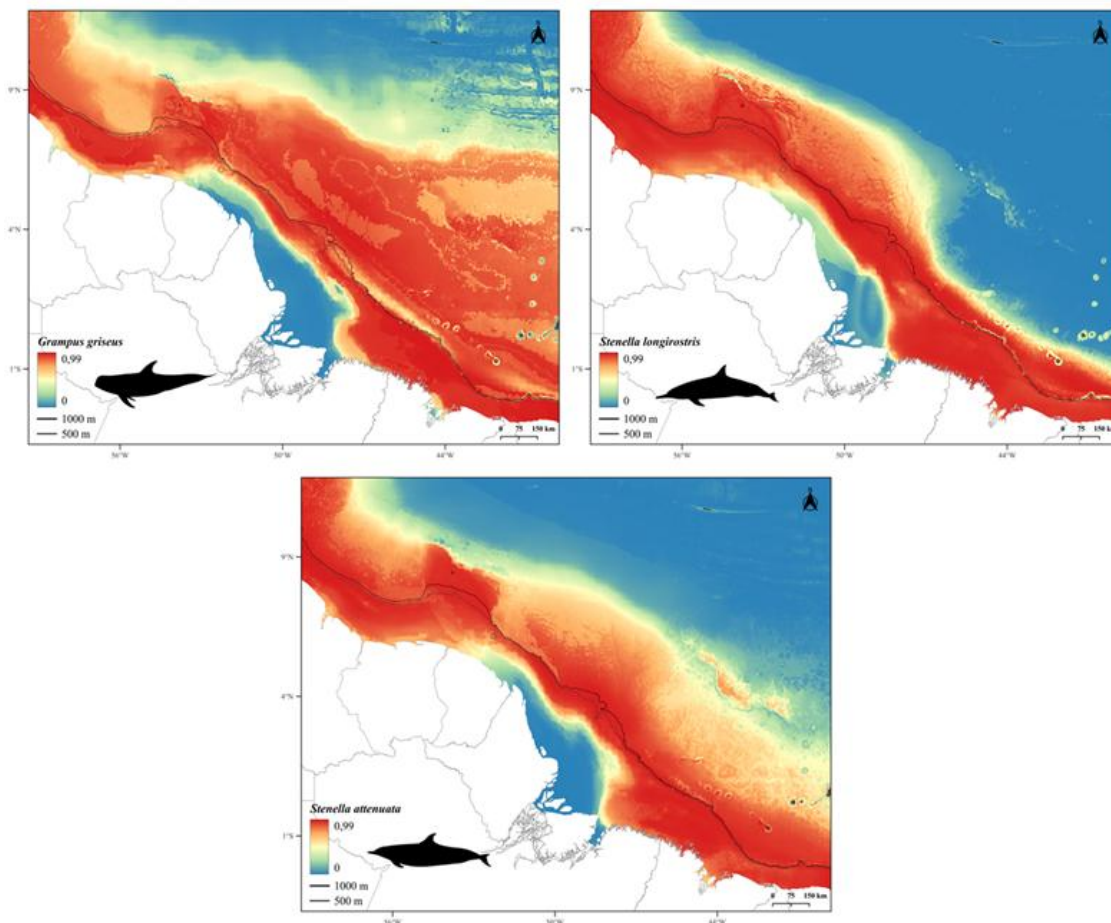


Figura 6 - Modelos de distribuição do grupo ecológico da Plataforma Externa e Talude.

No grupo ecológico do Talude e Oceânico (Figura 7) composto por quatro espécies (*Physeter macrocephalus*, *Peponocephala electra*, *Pseudorca crassidens* e *Globicephala macrorhynchus*), observa-se uma distribuição distinta entre as espécies, com *P. electra*, *P. crassidens* e *G. macrorhynchus* apresentando padrões similares de maior probabilidade de ocorrência na região do talude continental e áreas adjacentes. Já o *P. macrocephalus* apresenta um padrão mais abrangente, com alta adequabilidade a partir da quebra da plataforma continental e talude.

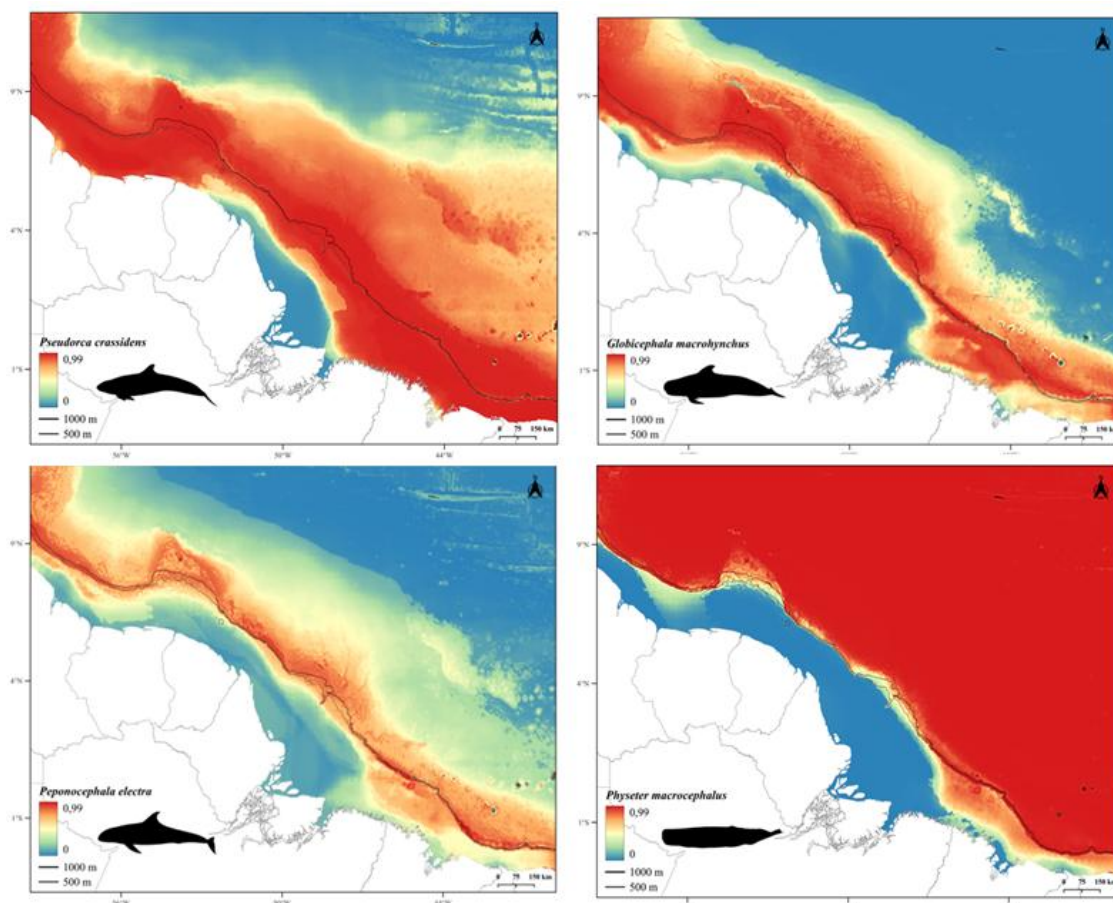


Figura 7 – Modelos de distribuição das espécies correspondentes ao grupo ecológico Talude e Oceânico

Por fim, o grupo ecológico de Mysticetos de Grande Porte (figura 8) que é composto por *Megaptera novaeangliae* e *Balaenoptera physalus*. *B. physalus* apresenta alta adequabilidade em águas mais profundas, mas em regiões de plataforma continental mais curtas, possuindo adequabilidade mais próxima da costa. Por outro lado, *M. novaeangliae* apresenta adequabilidade mais restrita a plataforma externa e talude continental.

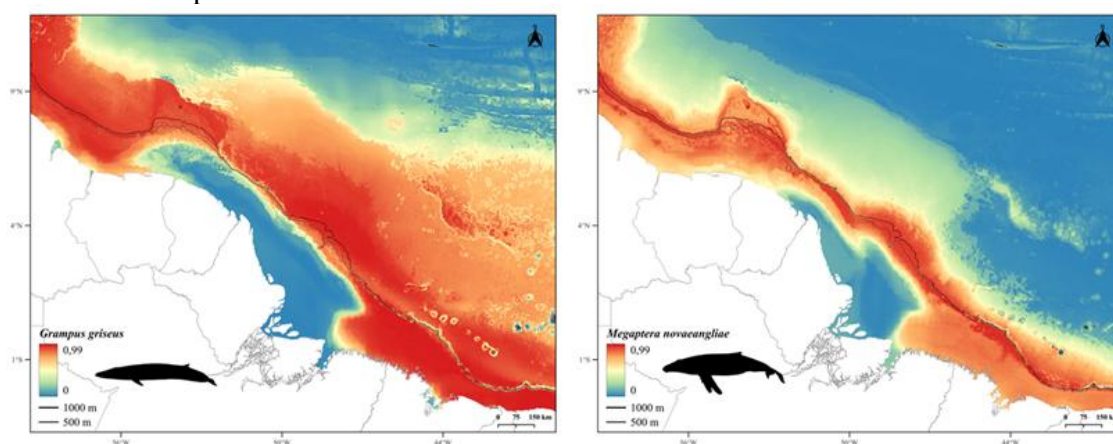


Figura 8 – Modelos de distribuição do grupo ecológico de Mysticetos de grande porte

Influência das variáveis nos modelos de distribuição

Dentre as variáveis selecionadas, a declividade foi a que apresentou maior importância em um contexto geral, seguida por velocidade das correntes e clorofila (Tabela 5).

Tabela 5 – Grau de importância das três variáveis mais importantes dos modelos finais para cada espécie de cetáceo. VELCOR = velocidade da corrente; DEC = declividade; PSU = unidade prática de salinidade; CLORO = cloforila-a; TSM = temperatura da superfície do mar; DISTC = distância da costa.

Species	Variable	Importance	Variable	Importance	Variable	Importance	Ecological group
<i>Sotalia guianensis</i>	TSM	0.97	CLORO	0.97	VELCOR	0.96	Coastal - estuarine
<i>Stenella clymene</i>	VELCOR	0.99	DEC	0.99	TSM	0.95	Inner and intermediate shelf
<i>Stenella frontalis</i>	DEC	0.99	CLORO	0.96	VELCOR	0.94	
<i>Steno bredanensis</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.97	CLORO	0.96	Outer shelf
<i>Tursiops truncatus</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.98	CLORO	0.94	
<i>Grampus griseus</i>	DEC	0.99	PSU	0.96	VELCOR	0.96	Outer shelf and slope
<i>Stenella attenuata</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.99	TSM	0.94	
<i>Stenella longirostris</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.96	CLORO	0.94	
<i>Globicephala macrohynchus</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.99	CLORO	0.95	Slope and oceanic
<i>Peponocephala electra</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.98	DISTC	0.95	
<i>Physeter macrocephalus</i>	DEC	0.99	VELCOR	0.96	CLORO	0.96	
<i>Pseudorca crassidens</i>	DEC	0.99	DISTC	0.94	PSU	0.94	
<i>Balaenoptera physalus</i>	VELCOR	0.98	DEC	0.98	PSU	0.95	Large mysticetes
<i>Megaptera novaeangliae</i>	DEC	0.99	CLORO	0.98	TSM	0.93	

No grupo costeiro-estuarino, representado por *Sotalia guianensis*, a temperatura da superfície do mar, a concentração de clorofila e a velocidade da corrente foram as variáveis mais importantes. Já na plataforma externa, onde se encontram *Steno bredanensis* e *Tursiops truncatus*, a profundidade foi a variável mais influente, seguida por velocidade da corrente e clorofila (Tabela 4).

Na plataforma interna e intermediária, onde ocorrem *Stenella clymene* e *Stenella frontalis*, as variáveis mais relevantes foram a velocidade da corrente e a profundidade. Espécies que ocupam a plataforma externa e o talude, como *Grampus griseus*, *Stenella attenuata* e *Stenella longirostris*, foram mais influenciadas pela profundidade, seguida pela velocidade da corrente, concentração de clorofila e salinidade (Tabela 4).

No ambiente oceânico profundo, que abriga espécies como *Globicephala macrorhynchus*, *Peponocephala electra*, *Physeter macrocephalus* e *Pseudorca crassidens*, as variáveis predominantes foram a profundidade e a distância da costa. Por fim, os grandes mysticetos, como *Balaenoptera physalus* e *Megaptera novaeangliae*, tiveram sua distribuição fortemente influenciada pela profundidade (DEC), velocidade da corrente e concentração de clorofila (Tabela 4).

Priorização espacial

As áreas prioritárias em cada cenário estão distribuídas entre a plataforma continental e pouco além do talude em ambos os cenários de priorização. No primeiro cenário, as áreas de pesca foram tratadas como zonas de exclusão ou restrição. Já no segundo, essas áreas foram incluídas como zonas passíveis de serem priorizadas (Figura 9). Uma análise mais ampla mostra que, em ambos os cenários, as áreas protegidas (AMPs) existentes possuem uma representatividade extremamente baixa, cobrindo apenas 1,09% do total das áreas mais prioritárias. Ao analisar os dois cenários, com restrições as áreas de pesca e sem restrições, notamos variações entre as representatividades médias dos grupos ecológicos (Tabela 5).

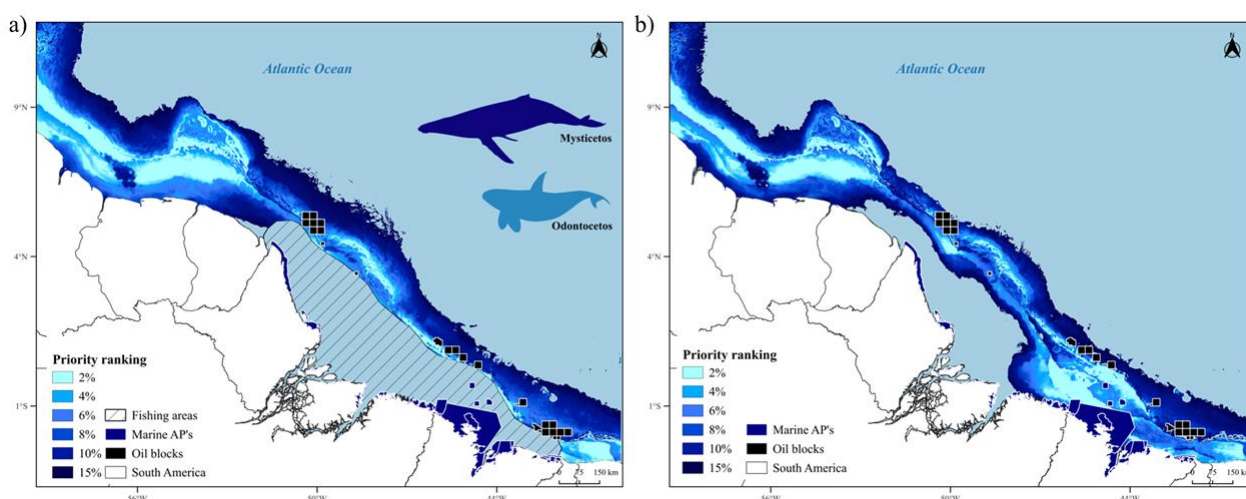


Figura 9: Cenários de priorização espacial, em a) o cenário que não possui restrições de alocação das áreas prioritárias e em b) o cenário onde são evitadas as áreas de pesca.

Tabela 5: Representatividade por grupo ecológico evitando a área de pesca e sem restrições de área. Em mask layer temos a representatividade de cada grupo ecológico, nos valores seguintes os incrementos e os respectivos valores de representatividade para os aumentos de áreas prioritárias.

Avoiding fishing area	Mask layer	2%	4%	6%	8%	10%	15%
Coastal - estuarine	5.8%	14.3%	22.5%	29.1%	35.4%	38.3%	42.7%
Inner and intermediate shelf	1.9%	8.9%	15.9%	22.9%	29.7%	36.4%	51.5%
Outer shelf	3.2%	12.6%	21.8%	30.6%	38.3%	44.7%	57.0%
Outer shelf and slope	2.1%	9.3%	16.5%	23.6%	30.4%	37.1%	52.7%
Slope and oceanic	1.4%	6.9%	12.3%	17.5%	22.6%	28.1%	41.8%
Large mysticetes	2.6%	12.3%	21.6%	30.8%	39.5%	48.0%	61.5%
No restrictions	Mask layer	2%	4%	6%	8%	10%	15%
Coastal - estuarine	5.8%	14.8%	24.1%	31.7%	38.6%	45.8%	51.3%
Inner and intermediate shelf	1.9%	8.8%	15.8%	22.7%	29.6%	36.5%	43.2%
Outer shelf	3.2%	12.7%	22.0%	31.2%	40.2%	48.3%	55.4%
Outer shelf and slope	2.1%	9.4%	16.6%	23.8%	30.9%	37.8%	44.6%
Slope and oceanic	1.4%	6.9%	12.3%	17.6%	22.8%	27.8%	32.9%
Large mysticetes	2.6%	12.3%	21.7%	31.0%	40.1%	48.9%	57.4%

Quando evitamos áreas de pesca, a representatividade média aumenta de forma consistente com o incremento das metas de conservação (2% a 15%) para todos os grupos (Tabela 5). Além disso, é notável que para o grupo ecológico Slope and oceanic com apenas uma meta de 2%, já observamos um aumento expressivo em representatividade. Além dele, o grupo coastal – estuarine apresentou maior ganho de representatividade em metas mais baixas. Isso demonstra que é possível integrar habitats representativos mesmo diante de restrições, embora com variações entre os grupos. Espécies de habitats costeiros e estuarinos, por exemplo, alcançam maior representatividade em metas mais baixas, enquanto grupos oceânicos e de plataforma externa necessitam de metas mais altas. Na estratégia sem restrição de áreas, a representatividade cresce, sendo que todos os valores de representatividades são maiores do que a representatividade que evita áreas de pesca.

Discussão

No presente estudo, realizamos um levantamento das espécies de cetáceos que ocorrem na MEB, avaliando suas distribuições e a importância das variáveis ambientais nessas distribuições.

Como resultado, foi elaborada a maior checklist de cetáceos para esta área de estudo até o momento, totalizando 29 espécies. Também observamos que, dentre as variáveis selecionadas, a declividade foi a que apresentou maior importância em um contexto geral, seguida por velocidade das correntes e clorofila. As áreas mais prioritárias para conservação de cetáceos por abrigar maior riqueza, foram principalmente entre a plataforma externa e o talude nos dois cenários de priorização.

A compilação de estratégias para o levantamento de dados sobre avistagens e encalhes de cetáceos, integrando informações in situ, bancos de dados (Cabral e Barreto 2022; OBIS 2024) e estudos anteriores (Siciliano et al. 2008; De Boer 2015; Costa et al. 2017; De Boer et al. 2023), resultou no maior checklist de espécies já registrado para a região, reforçando sua relevância para a compreensão da riqueza e diversidade de cetáceos na área (Pikesley et al. 2012; Covelo et al. 2016). Embora resultados semelhantes tenham sido observados em estudos que abrangem do nordeste do Brasil ao Caribe (Costa et al. 2017), a setorização proposta por esses autores revelou menos espécies registradas na mesma área de estudo. Dentre as principais contribuições deste trabalho, destacam-se os registros inéditos e mais recentes de *Ziphius cavirostris* e *Mesoplodon europaeus* (De Boer 2015; De Boer et al. 2023), ampliando o conhecimento sobre a ocorrência dessas espécies na região.

Além disso, foram documentados 102 encalhes ao longo de 20 anos, um número considerado baixo dada a extensão da área (Norman et al. 2012; Hamilton 2018). Esse resultado pode ser atribuído a fatores como topografia, ventos, correntes marítimas, marés (Peltier et al. 2019) e o regime de macromarés, que dificultam a detecção de carcaças de pequeno e médio porte (Moore et al. 2020; Santos et al. 2023). A presença de espécies como *Balaenopteridae*, *Ziphius cavirostris* e *Mesoplodon europaeus* sugere que a área pode funcionar como um corredor migratório e habitat relevante para a conservação. No entanto, a ausência de registros de animais vivos ressalta a necessidade de investigações de longo prazo para compreender a dinâmica ecológica dessas espécies na região (Costa et al. 2017).

Distribuição e importância das variáveis

O grupo ecológico costeiro-estuarino, ao qual *Sotalia guianensis* pertence, tem distribuição tipicamente restrita a zonas costeiras, mas na MEB (Margem Equatorial Brasileira) apresenta um padrão singular, dispersando-se amplamente ao longo da pluma fluvial do rio Amazonas, diferentemente de outras populações costeiras no Brasil e no mundo (Flores et al. 2018). Apesar dessa expansão, a adequabilidade do habitat diminui com o aumento da distância da costa, refletindo os hábitos costeiros da espécie.

S. guianensis é especializada em águas rasas (10-50 m), frequentemente associadas a manguezais e estuários, sendo mais comum em profundidades de até 10 metros (Wedekin et al. 2010; Tardin et al. 2020; Ribeiro-Campos et al. 2021). A pluma do rio Amazonas, com sua intensa descarga de água doce, introduziu uma nova configuração ambiental, permitindo a expansão da distribuição. A ausência de registros de outras espécies de cetáceos na região sugere que a pluma atua como barreira física, favorecendo *S. guianensis* pela alta produtividade, disponibilidade de recursos alimentares e ausência de competidores, permitindo sua ocorrência em áreas com até 100 metros de profundidade (Tosetto et al. 2022).

As variáveis mais importantes para a distribuição da espécie são a temperatura da superfície do mar, a concentração de clorofila e a velocidade das correntes superficiais, indicando sua dependência por ambientes dinâmicos e produtivos (Tardin et al. 2020). A temperatura mais elevada da pluma do Amazonas, comparada à Corrente Norte do Brasil, e a alta concentração de clorofila-a, refletem a importância de habitats ricos em nutrientes, como estuários e áreas costeiras influenciadas por descargas fluviais (Goes et al. 2014; Fernández-Nóvoa et al. 2021). A velocidade das correntes também é crucial, pois influencia a dispersão de nutrientes e a disponibilidade de presas, sustentando a cadeia alimentar da espécie (Nikiema et al. 2007).

No grupo ecológico da plataforma intermediária e média, as espécies *Stenella clymene* e *Stenella frontalis* apresentam padrões de distribuição contrastantes. Ambas as espécies dependem da declividade e da velocidade das correntes para sua distribuição, fatores que influenciam a

disponibilidade de alimentos e as condições ambientais, como águas com baixa turbidez e pouca variação nos parâmetros físicos (Moreno et al. 2005; Tynan et al. 2005; Tolimieri e Levin 2006; Ballance 2018). No entanto, *S. clymene* ocorre em águas entre 20 e 28°C com baixa variabilidade térmica (Moreno et al., 2005), enquanto em nossos resultados é observado sua ocorrência na faixa térmica de 26 a 27,5°C. Isso explica sua ocorrência em áreas mais distantes da pluma onde as temperaturas são mais variáveis (Varona et al. 2019). Por outro lado, a *S. frontalis* é reconhecida por seu uso generalista do habitat, ocorrendo em uma ampla faixa de profundidades ao longo da plataforma continental até a quebra do talude (Hill et al. 2024). Além disso, para esta espécie a clorofila-a, um indicador chave da produtividade primária, é crucial para predizer sua distribuição, especialmente em uma região altamente produtiva como a MEB pois é um proxy indicador de disponibilidade de presas (Goes et al. 2014; Do Amaral et al. 2015; Ramírez-León et al. 2021). Essas diferenças evidenciam estratégias alimentares e de uso de habitat distintas entre as espécies (Azzellino et al. 2008; Arcangeli et al. 2017).

No grupo ecológico da plataforma externa, *Tursiops truncatus* e *Steno bredanensis* apresentaram as mesmas variáveis com maior poder explicativo: declividade, velocidade das correntes e clorofila-a. *T. truncatus* ocupa uma área mais ampla, abrangendo desde regiões próximas à costa até além do talude, demonstrando elevada tolerância a diferentes condições ambientais. Essa ampla distribuição é especialmente influenciada por processos de circulação oceânica que promovem a dispersão de nutrientes em larga escala (Goes et al. 2005). Estudos anteriores com essa espécie encontraram diferentes variáveis como sendo as de maior importância para distribuição dessa espécie (Becker et al. 2019; Stephenson et al. 2020; Ramírez-León et al. 2021). O contraste entre esses resultados e o presente estudo evidencia que, embora *T. truncatus* seja uma espécie cosmopolita, apresenta especializações locais e regionais com preferências ecológicas distintas. Em contraste, *S. bredanensis* apresenta uma distribuição mais restrita, concentrada na área da plataforma continental. Esse aspecto revela que a declividade, dentro da plataforma sendo bastante suave, é uma variável relevante para distribuição de *S. bredanensis*. Resultados semelhantes foram encontrados em populações costeiras monitoradas no Sul do Brasil (Carvalho et al. 2021).

No grupo da Plataforma Externa e Talude, a declividade foi a variável mais relevante para todas as espécies analisadas. Entretanto, encontramos importâncias distintas em relação a outras variáveis ambientais. Para *Grampus griseus*, além da declividade, a salinidade e velocidade das correntes foram determinantes, refletindo sua associação com áreas de talude continental e cânions submarinos, onde a topografia acentuada e a ressurgência de nutrientes favorecem a disponibilidade de presas (Azzellino et al. 2008; Jefferson et al. 2014; Lambert et al. 2014; Weigel et al. 2014). Já para *Stenella attenuata*, encontramos uma maior influência da velocidade das correntes e temperatura, além da declividade, indicando sua preferência por águas tropicais e subtropicais, onde a termorregulação e a produtividade biológica são favoráveis (Ballance 2018; Becker et al. 2019). Por sua vez, *Stenella longirostris* foi mais influenciada pela concentração de clorofila, sugerindo uma ligação com áreas de alta produtividade primária, como regiões costeiras e próximas a ilhas oceânicas (Baird et al. 2008; Thorne et al. 2012).

As espécies de talude e oceânicas, demonstram forte dependência de fatores topográficos, como a declividade, associando-se a áreas de talude continental, cânions submarinos e outras regiões com topografia acentuada, que concentram presas como cefalópodes e peixes pelágicos devido à maior disponibilidade de nutrientes e complexidade ambiental (Yen et al. 2004; Lambert et al. 2014). A velocidade das correntes também se destaca como uma variável importante, influenciando a distribuição de presas e criando zonas de convergência que facilitam a alimentação desses predadores (Mannocci et al. 2014; Ballance 2018).

A concentração de clorofila foi relevante para *G. macrochynchus* e *P. macrocephalus*, indicando associação com áreas de alta produtividade primária, como zonas de ressurgência, onde a disponibilidade de presas é maior (Jaquet 2006; Baird et al. 2008). Para *P. electra* e *P. crassidens*, a distância da costa foi uma variável importante, reforçando seu caráter oceânico e preferência por águas afastadas da plataforma continental (Fernandez et al. 2021). Além disso, *P. crassidens* mostrou preferência por áreas com salinidade específica, possivelmente associada a zonas de convergência ou

divergência de correntes (Baird et al. 2008; Mannocci et al. 2014). Essas similaridades e diferenças nas variáveis ambientais, como declividade, velocidade das correntes, clorofila, distância da costa e salinidade, evidenciam a partição de nicho entre as espécies, reduzindo a competição e permitindo coexistência em áreas sobrepostas (Torres 2017; Giménez et al. 2018).

Dentro do grupo ecológico de Mysticetos de Grande Porte, foram encontrados padrões contrastantes nas variáveis para ambas as espécies. A baleia-fin (*B. physalus*) é uma espécie majoritariamente oceânica, o que justifica a previsão nos modelos de adequabilidade maior em áreas a partir do talude continental (Aguilar e García-Vernet 2018). Estudos anteriores indicam que a população de baleias-fin do Mar do Norte é mais associada águas profundas, mais produtivas e quentes próximas ao talude onde existe maior inclinação do leito, corroborando com os resultados deste estudo (Aguilar e García-Vernet 2018; Duengen et al. 2022). A espécie está fortemente associada a áreas com dinâmicas oceânicas específicas, possivelmente devido à eficiência energética durante o deslocamento e à maior velocidade da corrente Norte do Brasil sobre o talude (Goes et al. 2014; Aguilar e García-Vernet 2018). Além disso, a salinidade também se destaca como uma variável importante, o que é corroborado, pelo modelo, uma vez que a espécie evita as áreas de alta influência da pluma do Amazonas. Por outro lado, *M. novaeangliae* tem sua distribuição mais concentrada sobre a área do talude, influenciada também pelas correntes e a declividade. Sua presença na costa norte é, possivelmente, devido a recuperação habitats dada a moratória de proibição à caça de baleias, o que levou ao aumento de suas populações (Rossi-Santos et al. 2008; Gonçalves et al. 2018; Martins et al. 2022).

Priorização de áreas

As áreas identificadas com ranking de 2% a 6% como mais prioritárias, tanto no cenário de evitação da pesca quanto no cenário sem restrições, concentraram-se principalmente entre a Plataforma Externa e o Talude Continental. Essa região é reconhecida por abrigar uma elevada riqueza de espécies, atribuída à abundância de recursos alimentares e aos processos de circulação oceânica que favorecem a produtividade primária e a biomassa de presas (Araujo et al. 2021; Tosetto et al. 2022). Esse padrão é consistente com estudos que também destacaram a importância dessas regiões para a conservação de peixes marinhos (Hartoko et al. 2014).

No entanto, no cenário onde não há restrição, observa-se na porção sudeste do mapa, uma alta prioridade no entorno de uma Área Marinha Protegida (AMP). Isso reforça a importância ecológica desta região, mesmo na plataforma interna, corroborando estudos anteriores (Goes et al. 2014; Tosetto et al. 2022). Por outro lado, ao comparar os dois cenários analisados, nota-se que, no cenário que evita áreas de pesca, as regiões mais afastadas da plataforma são priorizadas. Já no cenário sem restrições de pesca, as espécies da plataforma intermediária, interna e costeira ganham maior representatividade, especialmente no entorno das AMPs no estado do Maranhão, que abrangem uma parcela significativa da região costeira. Essas nuances evidenciam a necessidade de medidas que equilibrem a ampliação das AMPs com os interesses dos atores sociais que dependem dessas áreas para subsistência (Ritchie 2011; Gutiérrez et al. 2024).

No modelo que evita áreas de pesca, observa-se que as áreas prioritárias são distribuídas em regiões com menor sobreposição com zonas de pesca. Essa abordagem é eficaz para minimizar conflitos com as atividades pesqueiras, mas concentra as áreas de alta prioridade em locais que frequentemente coincidem com blocos de exploração de petróleo (Ritchie 2011). Tal configuração revela um claro trade-off entre a redução de impactos sobre o setor pesqueiro e a necessidade de evitar conflitos com outras atividades econômicas, como a indústria petrolífera (Uhre e Leknes 2017). Além disso, essa abordagem pode limitar a eficiência do planejamento em termos de conectividade e distribuição espacial dos habitats (Lopes et al. 2015). Ainda assim, o modelo reflete uma preocupação em reduzir custos socioeconômicos associados à implementação das áreas prioritárias.

Por outro lado, no modelo em que as áreas de pesca não são evitadas, as zonas de alta prioridade estão mais amplamente distribuídas, abrangendo regiões tanto dentro quanto fora das zonas de pesca. Essa maior liberdade na seleção das áreas permite que o modelo alcance as metas de

conservação com maior eficiência biológica (Ritchie 2011). No entanto, ao incluir as áreas de pesca como zonas prioritárias, há um aumento potencial nos conflitos com o setor pesqueiro, comprometendo a viabilidade política e econômica da implementação (Alves et al. 2012; Zappes et al. 2013). Em contraste, essa abordagem também resulta em uma menor concentração de prioridade nas áreas próximas aos blocos de petróleo, o que pode reduzir conflitos com essa indústria (Monaco et al. 2016).

As AMPs são ferramentas essenciais para a conservação da biodiversidade marinha e a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Estudos demonstram que essas áreas podem aumentar a biomassa de espécies em até 446% e a diversidade de peixes em 20%, contribuindo significativamente para a recuperação de ecossistemas degradados (Lester et al. 2009). Além disso, as AMPs protegem habitats críticos, como recifes de coral e manguezais, que são vitais para a reprodução e alimentação de diversas espécies, incluindo cetáceos (Gronrud-Colvert et al. 2021). Para esses mamíferos marinhos, as AMPs oferecem refúgios seguros contra ameaças como poluição sonora, colisões com embarcações e pesca incidental, além de garantir a disponibilidade de presas e a integridade de rotas migratórias (Hoyt 2012).

A implementação de AMPs também gera benefícios socioeconômicos, como o aumento da renda de comunidades costeiras por meio do turismo de observação de baleias e golfinhos, atividade que depende diretamente da saúde dos ecossistemas marinhos (Ban et al. 2019). Portanto, a expansão e a gestão eficaz dessas áreas são fundamentais para garantir a resiliência dos oceanos e a conservação de espécies emblemáticas, como os cetáceos, frente às mudanças climáticas e à sobre-exploração de recursos marinhos.

No entanto, a pesca e a exploração de petróleo representam duas das atividades humanas que mais impactam negativamente a biodiversidade marinha e os cetáceos. A pesca industrial, especialmente a de arrasto, destrói habitats bentônicos e reduz a disponibilidade de presas, afetando toda a cadeia alimentar marinha (Vázquez-Rowe 2020). Além disso, a pesca incidental é uma das principais ameaças aos cetáceos, com milhares de golfinhos e baleias capturados acidentalmente em redes de pesca a cada ano (Read et al. 2006). A exploração de petróleo, por sua vez, gera impactos diretos e indiretos, como derramamentos de óleo, que contaminam ecossistemas e afetam a saúde de espécies marinhas, incluindo cetáceos (Peterson et al. 2003). A poluição sonora associada à prospecção sísmica interfere na comunicação, navegação e alimentação desses animais, podendo levar a desorientação e encalhes (Weilgart 2007). Essas atividades, combinadas com outras pressões antropogênicas, comprometem a resiliência dos ecossistemas marinhos e colocam em risco a sobrevivência de espécies já ameaçadas, como várias populações de baleias e golfinhos.

Diante desse cenário, marcado pela intensa exploração de petróleo e pela atividade pesqueira desordenada na região, a implementação de medidas de proteção para a biodiversidade marinha torna-se vital (Hoyt 2012; Hiscock 2014). A expansão e a gestão eficiente das AMPs, aliadas a políticas que integrem os interesses das comunidades locais, são passos essenciais para garantir a conservação dos ecossistemas marinhos e a sustentabilidade dos recursos oceânicos. Nossos resultados corroboram com os estudos de Araujo et al., 2021 e a Portaria MMA Nº 463, de 18 de dezembro de 2018 (Brasil 2018) que ressaltam a alta importância biológica dentro da MEB, especialmente pela diversidade, conectividade de habitat e importância reprodutiva para muitas espécies marinhas de interesse ecológico e comercial.

Conclusões

O presente trabalho compila o maior número de espécies de cetáceos entre o Brasil e a Guiana, com um total de 29 espécies em encalhes, ocorrências e capturas acidentais, reforçando que o número de espécies pode ser ainda maior. Além disso, as particularidades e as lacunas de amostragem e estudos com cetáceos na área destacam que, apesar da conectividade e processos ambientais singulares, pouco se entende sobre aspectos populacionais dos cetáceos nesta região mais central do Oceano Atlântico.

A distribuição das espécies de cetáceos na Margem Equatorial Brasileira (MEB) é marcada por padrões únicos, especialmente para *Sotalia guianensis*, que se expande ao longo da pluma fluvial do rio Amazonas, beneficiando-se da alta produtividade e da ausência de competidores, em contraste com outras populações costeiras. A variável que melhor explicou a distribuição da maioria das espécies de cetáceos foi a declividade, um aspecto relacionado com a grande extensão da plataforma continental em quase toda a MEB

As áreas prioritárias para conservação concentram-se na Plataforma Externa e no Talude Continental, regiões ricas em biodiversidade devido à alta produtividade primária. A comparação entre cenários com e sem restrições de pesca revela trade-offs: evitar áreas de pesca reduz conflitos com pescadores, mas aumenta sobreposição com blocos de petróleo, enquanto incluir áreas de pesca amplia a eficiência biológica da conservação, mas eleva conflitos socioeconômicos. As Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) são essenciais para proteger habitats críticos, recuperar ecossistemas e oferecer refúgios para cetáceos, além de gerar benefícios como o turismo. No entanto, ameaças como pesca industrial e exploração de petróleo exigem medidas urgentes para equilibrar conservação e atividades econômicas, garantindo a sustentabilidade dos ecossistemas marinhos na Margem Equatorial Brasileira (MEB).

Referências

- Abrahms, B. et al. 2019. Dynamic ensemble models to predict distributions and anthropogenic risk exposure for highly mobile species. Beger, M. org. *Diversity and Distributions* 25(8), p. 1182–1193. doi: 10.1111/ddi.12940.
- Acevedo, A.G. 2009. Habitat Use. Em: *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, p. 524–529. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123735539001231> [Acesso em: 18 janeiro 2025].
- Acevedo, R., Oviedo, L., Silva, N. e Bermudez-Villapol, L. 2008. A note on the spatial and temporal distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) off Venezuela, Southeastern Caribbean. *J. Cetacean Res. Manage.* 10(1), p. 73–79. doi: 10.47536/jcrm.v10i1.662.
- Agbayani, S., Fortune, S.M.E. e Trites, A.W. 2020. Growth and development of North Pacific gray whales (*Eschrichtius robustus*). Hohn, A. org. *Journal of Mammalogy* 101(3), p. 742–754. doi: 10.1093/jmammal/gyaa028.
- Aguilar, A. e García-Vernet, R. 2018. Fin Whale. Em: *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, p. 368–371. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B978012804327100128X> [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- Aiello-Lammens, M.E., Boria, R.A., Radosavljevic, A., Vilela, B. e Anderson, R.P. 2015. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography* 38(5), p. 541–545. doi: 10.1111/ecog.01132.
- d’Almeida, K.S., De Souza, M.F.F., De Castro, N.O., Vilela, P.C., Leggieri, R.F., Fernandes, R.F. e Cardoso, R.D.A. 2019. Exploratory Potential of the Brazilian Equatorial Margin. Em: *Day 3 Thu, October 31, 2019*. Rio de Janeiro, Brazil: OTC, p. D031S038R006. Disponível em: <https://onepetro.org/OTCBRASIL/proceedings/19OTCB/3-19OTCB/Rio%20de%20Janeiro,%20Brazil/181542> [Acesso em: 12 agosto 2024].
- Alves, F., Ferreira, R., Fernandes, M., Halicka, Z., Dias, L. e Dinis, A. 2018. Analysis of occurrence patterns and biological factors of cetaceans based on long-term and fine-scale data from platforms of opportunity: Madeira Island as a case study. *Marine Ecology* 39(2), p. e12499. doi: 10.1111/maec.12499.

- Alves, L.C.P.D.S., Zappes, C.A. e Andriolo, A. 2012. Conflicts between river dolphins (Cetacea: Odontoceti) and fisheries in the Central Amazon: a path toward tragedy? *Zoologia (Curitiba)* 29(5), p. 420–429. doi: 10.1590/S1984-46702012000500005.
- Anderson, R., Herrera, M., Ilangakoon, A., Koya, K., Moazzam, M., Mustika, P. e Sutaria, D. 2020. Cetacean bycatch in Indian Ocean tuna gillnet fisheries. *Endangered Species Research* 41, p. 39–53. doi: 10.3354/esr01008.
- Antichi, S., Jaramillo-Legorreta, A.M., Urbán R., J., Martínez-Aguilar, S. e Vilorio-Gómora, L. 2022. Small Vessel Impact on the Whistle Parameters of Two Ecotypes of Common Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) in La Paz Bay, Mexico. *Diversity* 14(9), p. 712. doi: 10.3390/d14090712.
- Araujo, L.S. et al. 2021. Growing industrialization and poor conservation planning challenge natural resources' management in the Amazon Shelf off Brazil. *Marine Policy* 128, p. 104465. doi: 10.1016/j.marpol.2021.104465.
- Arcangeli, A., Campana, I. e Bologna, M.A. 2017. Influence of seasonality on cetacean diversity, abundance, distribution and habitat use in the western Mediterranean Sea: Implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27(5), p. 995–1010. doi: 10.1002/aqc.2758.
- Azzellino, A., Airoidi, S., Lanfredi, C., Podestà, M. e Zanardelli, M. 2017. Cetacean response to environmental and anthropogenic drivers of change: Results of a 25-year distribution study in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 146, p. 104–117. doi: 10.1016/j.dsr2.2017.02.004.
- Azzellino, A., Gaspari, S., Airoidi, S. e Nani, B. 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 55(3), p. 296–323. doi: 10.1016/j.dsr.2007.11.006.
- Azzellino, A., Panigada, S., Lanfredi, C., Zanardelli, M., Airoidi, S. e Notarbartolo Di Sciara, G. 2012. Predictive habitat models for managing marine areas: Spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea). *Ocean & Coastal Management* 67, p. 63–74. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2012.05.024.
- Baird, R.W., Webster, D.L., Mahaffy, S.D., McSweeney, D.J., Schorr, G.S. e Ligon, A.D. 2008. Site fidelity and association patterns in a deep-water dolphin: Rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. *Marine Mammal Science* 24(3), p. 535–553. doi: 10.1111/j.1748-7692.2008.00201.x.
- Ballance, L.T. 2018. Cetacean Ecology. Em: *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, p. 172–180. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B978012804327100087X> [Acesso em: 27 fevereiro 2025].
- Ban, N.C. et al. 2019. Well-being outcomes of marine protected areas. *Nature Sustainability* 2(6), p. 524–532. doi: 10.1038/s41893-019-0306-2.
- Basilone, L., Roberts, G.G., Maia de Almeida, N., Fernandes, V.M., De Souza, A.C.B., Alves, D.P.V. e Jovane, L. 2024. Cretaceous to Recent tectono-sedimentary history and subsidence of the Barreirinhas, Ceará and Potiguar Basins, Brazilian Equatorial Margin. *Basin Research* 36(1), p. e12810. doi: 10.1111/bre.12810.
- Becker, E.A., Forney, K.A., Redfern, J.V., Barlow, J., Jacox, M.G., Roberts, J.J. e Palacios, D.M. 2019. Predicting cetacean abundance and distribution in a changing climate. Beger, M. org. *Diversity and Distributions* 25(4), p. 626–643. doi: 10.1111/ddi.12867.
- Brasil. 2018. *Portaria MMA Nº 463, de 18 de dezembro de 2018*.

- Breiman, L. 2001. Random Forest. *Machine Learning* 45(1), p. 5–32. doi: 10.1023/A:1010933404324.
- Breiman, L., Cutler, A., Liaw, A. e Wiener, M. 2002. Randomforest: Breiman and Cutlers random forests for classification and regression. *CRAN: Contributed Packages*. Disponível em: <https://cir.nii.ac.jp/crid/1360021394466310400> [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- Brum, F.T. et al. 2017. Global priorities for conservation across multiple dimensions of mammalian diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(29), p. 7641–7646. doi: 10.1073/pnas.1706461114.
- Cabral, A. e Barreto, A.S. 2022. SIMMAM 3.0 – Updating the Toolbox for the Conservation of Marine Mammals. Disponível em: <http://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/2022.03.14.484333> [Acesso em: 20 janeiro 2025].
- Cardenas, S.M.M., Cohen, M.C.L., Ruiz, D.P.C., Souza, A.V., Gomez-Neita, Juan.S., Pessenda, L.C.R. e Culligan, N. 2022. Death and Regeneration of an Amazonian Mangrove Forest by Anthropic and Natural Forces. *Remote Sensing* 14(24), p. 6197. doi: 10.3390/rs14246197.
- Carlucci, R., Manea, E., Ricci, P., Cipriano, G., Fanizza, C., Maglietta, R. e Gissi, E. 2021. Managing multiple pressures for cetaceans' conservation with an Ecosystem-Based Marine Spatial Planning approach. *Journal of Environmental Management* 287, p. 112240. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112240.
- Carvalho, R.R. et al. 2021. Shallow-water habitat use and population parameters of rough-toothed dolphins, *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828) in southeastern Brazil. *Marine Mammal Science* 37(2), p. 717–732. doi: 10.1111/mms.12762.
- Carwardine, J., Wilson, K.A., Hajkowicz, S.A., Smith, R.J., Klein, C.J., Watts, M. e Possingham, H.P. 2010. Conservation Planning when Costs Are Uncertain. *Conservation Biology* 24(6), p. 1529–1537. doi: 10.1111/j.1523-1739.2010.01535.x.
- Costa, A.F., Siciliano, S., Emin-Lima, R., Martins, B.M.L., Sousa, M.E.M., Giarrizzo, T. e Silva Júnior, J.D.S.E. 2017. Stranding survey as a framework to investigate rare cetacean records of the north and north-eastern Brazilian coasts. *ZooKeys* 688, p. 111–134. doi: 10.3897/zookeys.688.12636.
- Covelo, P., Martínez-Cedeira, J.A., Llavona, Á., Díaz, J.I. e López, A. 2016. Strandings of Beaked Whales (Ziphiidae) in Galicia (NW Spain) between 1990 and 2013. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 96(4), p. 925–931. doi: 10.1017/S002531541500048X.
- Cox, S.L. et al. 2017. Temporal patterns in habitat use by small cetaceans at an oceanographically dynamic marine renewable energy test site in the Celtic Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 141, p. 178–190. doi: 10.1016/j.dsr2.2016.07.001.
- Cubero-Pardo, P. 2007. Environmental factors governing the distribution of the bottlenose (*Tursiops truncatus*) and the spotted dolphin (*Stenella attenuata*) in Golfo Dulce, South Pacific, off Costa Rica. *Latin American Journal of Aquatic Research* 35(2), p. 15–23.
- Da Silva, L.B., Oliveira, G.L., Frederico, R.G., Loyola, R., Zacarias, D., Ribeiro, B.R. e Mendes-Oliveira, A.C. 2022. How future climate change and deforestation can drastically affect the species of monkeys endemic to the eastern Amazon, and priorities for conservation. *Biodiversity and Conservation* 31(3), p. 971–988. doi: 10.1007/s10531-022-02373-1.
- Da Silveira, I.C.A., Brown, W.S. e Flierl, G.R. 2000. Dynamics of the North Brazil Current retroflexion region from the Western Tropical Atlantic Experiment observations. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 105(C12), p. 28559–28583. doi: 10.1029/2000JC900129.

- Davidson, A.D. et al. 2012. Drivers and hotspots of extinction risk in marine mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(9), p. 3395–3400. doi: 10.1073/pnas.1121469109.
- De Boer, M.N. 2015. Cetaceans observed in Suriname and adjacent waters. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 10(1), p. 2–19. doi: 10.5597/lajam00189.
- De Boer, M.N., Van Den Bergh, M., Pool, M. e Willems, T. 2023. First records of *Mesoplodon europaeus* (Gervais, 1855), Gervais's Beaked Whale (Cetacea, Ziphiidae, Mesoplodon), and other beaked whales in Suriname, South America. *Check List* 19(2), p. 209–214. doi: 10.15560/19.2.209.
- De Marco, P. e Nóbrega, C.C. 2018. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. Bosso, L. org. *PLOS ONE* 13(9), p. e0202403. doi: 10.1371/journal.pone.0202403.
- Di Benedetto, A.P., Siciliano, S. e Ramos, R.M.A. 2010. Cetáceos: introdução a biologia ea metodologia básica para o desenvolvimento de estudos. *Escola Nacional de Saúde Pública/Fiocruz, Rio de Janeiro, Brasília*.
- Diniz-Filho, J.A.F., Mauricio Bini, L., Fernando Rangel, T., Loyola, R.D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. e Araújo, M.B. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32(6), p. 897–906. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x.
- Do Amaral, K.B., Alvares, D.J., Heinzemann, L., Borges-Martins, M., Siciliano, S. e Moreno, I.B. 2015. Ecological niche modeling of *Stenella dolphins* (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 472, p. 166–179. doi: 10.1016/j.jembe.2015.07.013.
- Duengen, D., Burkhardt, E. e El-Gabbas, A. 2022. Fin whale (*Balaenoptera physalus*) distribution modeling on their Nordic and Barents Seas feeding grounds. *Marine Mammal Science* 38(4), p. 1583–1608. doi: 10.1111/mms.12943.
- Elith, J., Kearney, M. e Phillips, S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution* 1(4), p. 330–342. doi: 10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x.
- Engler, R., Guisan, A. e Rechsteiner, L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology* 41(2), p. 263–274. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00881.x.
- Estes, J.A., Heithaus, M., McCauley, D.J., Rasher, D.B. e Worm, B. 2016. Megafaunal Impacts on Structure and Function of Ocean Ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources* 41(1), p. 83–116. doi: 10.1146/annurev-environ-110615-085622.
- Fernandez, M. et al. 2021. Modeling Fine-Scale Cetaceans' Distributions in Oceanic Islands: Madeira Archipelago as a Case Study. *Frontiers in Marine Science* 8, p. 688248. doi: 10.3389/fmars.2021.688248.
- Fernández-Nóvoa, D., Costoya, X., deCastro, M. e Gómez-Gesteira, M. 2021. Influence of the mightiest rivers worldwide on coastal sea surface temperature warming. *Science of The Total Environment* 768, p. 144915. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144915.
- Flores, P.A.C., Da Silva, V.M.F. e Fettuccia, D.D.C. 2018. Tucuxi and Guiana Dolphins. Em: *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, p. 1024–1027. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128043271002648> [Acesso em: 25 fevereiro 2025].

- Fordyce, R.E. 2018. Cetacean Evolution. Em: *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, p. 180–185. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128043271000881> [Acesso em: 27 fevereiro 2025].
- Giménez, J. et al. 2018. Living apart together: Niche partitioning among Alboran Sea cetaceans. *Ecological Indicators* 95, p. 32–40. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.07.020.
- Goes, J.I. et al. 2014. Influence of the Amazon River discharge on the biogeography of phytoplankton communities in the western tropical north Atlantic. *Progress in Oceanography* 120, p. 29–40. doi: 10.1016/j.pocean.2013.07.010.
- Goes, M., Molinari, R., Da Silveira, I. e Wainer, I. 2005. Retroflections of the North Brazil Current during February 2002. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 52(4), p. 647–667. doi: 10.1016/j.dsr.2004.10.010.
- Gonçalves, M.I.C., Sousa-Lima, R.S.D., Teixeira, N.N., Carvalho, G.H., Danilewicz, D. e Baumgarten, J.E. 2018. Movement patterns of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) reoccupying a Brazilian breeding ground. *Biota Neotropica* 18(4). Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032018000400210&lng=en&tlng=en [Acesso em: 25 fevereiro 2025].
- Goodwin, Z.A., Harris, D.J., Filer, D., Wood, J.R. e Scotland, R.W. 2015. Widespread mistaken identity in tropical plant collections. *Current biology* 25(22), p. R1066–R1067.
- Gordon, C. 2018. *Anthropogenic Noise and Cetacean Interactions in the 21st Century: A Contemporary Review of the Impacts of Environmental Noise Pollution on Cetacean Ecologies*. Portland State University. Disponível em: <https://archives.pdx.edu/ds/psu/25533> [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- Gouveia, N.A., Gherardi, D.F.M. e Aragão, L.E.O.C. 2019. The Role of the Amazon River Plume on the Intensification of the Hydrological Cycle. *Geophysical Research Letters* 46(21), p. 12221–12229. doi: 10.1029/2019GL084302.
- Gorud-Colvert, K. et al. 2021. The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science* 373(6560), p. eabf0861. doi: 10.1126/science.abf0861.
- Gutiérrez, E., Letelier, L., Santos-Carvallo, M., Barilari, F., Gutiérrez, L., Pérez-Álvarez, M.J. e Sepúlveda, M. 2024. Zoning proposal for a marine protected area in Chile: A conservation tool for large cetaceans. *Ocean & Coastal Management* 248, p. 106975. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2023.106975.
- Hamilton, L.J. 2018. Large mass strandings of selected odontocete species: statistics, locations, and relation to earth processes. *Journal of Cetacean Research & Management* 19. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/L-Hamilton/publication/330651469_Large_Mass_Strandings_Of_Selected_Odontocete_Species_Statistics_Locations_And_Relation_To_Earth_Processes_Journal_of_Cetacean_Research_and_Management_19_57-78_Link_httpsarchiveiwcint-r7931/links/624627885e2f8c7a034ee86e/Large-Mass-Strandings-Of-Selected-Odontocete-Species-Statistics-Locations-And-Relation-To-Earth-Processes-Journal-of-Cetacean-Research-and-Management-19-57-78-Link-https-archiveiwcint-r7931.pdf [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- Hartoko, A., Kumalasari, I. e Anggoro, S. 2014. Toward a new paradigm of ecosystem and endemic organism based on spatial zonation for taka bonerate marine protected area. *International Journal of Marine and Aquatic Resource Conservation and Co-existence* 1(1), p. 39–49.
- Higham, J.E.S., Bejder, L. e Lusseau, D. 2008. An integrated and adaptive management model to address the long-term sustainability of tourist interactions with cetaceans. *Environmental Conservation* 35(04), p. 294. doi: 10.1017/S0376892908005249.

- Hijmans, R.J. et al. 2015. Package 'raster'. *R package* 734, p. 473.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J. e Hijmans, M.R.J. 2017. Package 'dismo'. *Circles* 9(1), p. 1–68.
- Hill, B.A., Herzing, D.L. e Bono, J.M. 2024. Effects of emigration on home range and behavior of Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*). *Academia Biology*. Disponível em: https://www.academia.edu/117227773/Effects_of_emigration_on_home_range_and_behavior_of_Atlantic_spotted_dolphins_Stenella_frontalis_ [Acesso em: 23 janeiro 2025].
- Hiscock, K. 2014. *Marine biodiversity conservation: A practical approach*. Routledge. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9781315857640/marine-biodiversity-conservation-keith-hiscock> [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- Hoyt, E. 2012. *Marine Protected Areas for Whales Dolphins and Porpoises*. 0 ed. Routledge. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/9781136561481> [Acesso em: 19 janeiro 2025].
- Huang, S.-L., Ni, I.-H. e Chou, L.-S. 2008. Correlations in cetacean life history traits. *The Raffles Bulletin of Zoology* 19, p. 285–292.
- Jaquet, N. 2006. A SIMPLE PHOTOGRAMMETRIC TECHNIQUE TO MEASURE SPERM WHALES AT SEA. *Marine Mammal Science* 22(4), p. 862–879. doi: 10.1111/j.1748-7692.2006.00060.x.
- Jefferson, T., Hillman, J.R. e Lundquist, C.J. 2023. Prioritising multiple objectives in marine spatial planning for Aotearoa New Zealand. *Ocean & Coastal Management* 246, p. 106886. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2023.106886.
- Jefferson, T.A., Weir, C.R., Anderson, R.C., Ballance, L.T., Kenney, R.D. e Kiszka, J.J. 2014. Global distribution of Risso's dolphin *Grampus griseus*: a review and critical evaluation. *Mammal Review* 44(1), p. 56–68. doi: 10.1111/mam.12008.
- Johnston, A. et al. 2015. Abundance models improve spatial and temporal prioritization of conservation resources. *Ecological Applications* 25(7), p. 1749–1756. doi: 10.1890/14-1826.1.
- Jolliffe, I.T. e Cadima, J. 2016. Principal component analysis: a review and recent developments. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 374(2065), p. 20150202. doi: 10.1098/rsta.2015.0202.
- Jovane, L. et al. 2024. Mesophotic Hardground Revealed by Multidisciplinary Cruise on the Brazilian Equatorial Margin. *Minerals* 14(7), p. 702. doi: 10.3390/min14070702.
- Kirkman, H. 2013. Choosing boundaries to marine protected areas and zoning the MPAs for restricted use and management. *Ocean & Coastal Management* 81, p. 38–48. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2012.07.017.
- Kukkala, A.S. e Moilanen, A. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews* 88(2), p. 443–464. doi: 10.1111/brv.12008.
- Laitila, J. e Moilanen, A. 2012. Use of many low-level conservation targets reduces high-level conservation performance. *Ecological Modelling* 247, p. 40–47. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.08.010.
- Lambert, C., Mannocci, L., Lehodey, P. e Ridoux, V. 2014. Predicting Cetacean Habitats from Their Energetic Needs and the Distribution of Their Prey in Two Contrasted Tropical Regions. Tsikliras, A. C. org. *PLOs ONE* 9(8), p. e105958. doi: 10.1371/journal.pone.0105958.

- Lavery, T.J., Roudnew, B., Seymour, J., Mitchell, J.G., Smetacek, V. e Nicol, S. 2014. Whales sustain fisheries: Blue whales stimulate primary production in the Southern Ocean. *Marine Mammal Science* 30(3), p. 888–904. doi: 10.1111/mms.12108.
- Lê, S., Josse, J. e Husson, F. 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software* 25, p. 1–18.
- Leduc, R. 2009. Biogeography. Em: *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, p. 112–115. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123735539000316> [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- Legendre, P. e Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*. 3d English edition. Amsterdam: Elsevier.
- Lehtomäki, J. e Moilanen, A. 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software* 47, p. 128–137. doi: 10.1016/j.envsoft.2013.05.001.
- Leroy, B., Delsol, R., Hugueny, B., Meynard, C.N., Barhoumi, C., Barbet-Massin, M. e Bellard, C. 2018. Without quality presence–absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography* 45(9), p. 1994–2002. doi: 10.1111/jbi.13402.
- Lester, S. et al. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384, p. 33–46. doi: 10.3354/meps08029.
- Lima-Ribeiro, M. de S. e Filho, J.A.F.D. 2012. Modelando a distribuição geográfica das espécies no passado: uma abordagem promissora em paleoecologia. *Revista Brasileira de Paleontologia* 15(3), p. 371–385.
- Little, R. e Rubin, D. 2019. *Statistical Analysis with Missing Data, Third Edition*. 1º ed. Wiley. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/9781119482260> [Acesso em: 12 janeiro 2025].
- Liu, C., White, M. e Newell, G. 2013. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. Pearson, R. org. *Journal of Biogeography* 40(4), p. 778–789. doi: 10.1111/jbi.12058.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A. e Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17(2), p. 145–151. doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x.
- Lopes, P.F.M., Pacheco, S., Clauzet, M., Silvano, R.A.M. e Begossi, A. 2015. Fisheries, tourism, and marine protected areas: Conflicting or synergistic interactions? *Ecosystem Services* 16, p. 333–340. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.12.003.
- Maestro, M., Pérez-Cayeyro, M.L., Chica-Ruiz, J.A. e Reyes, H. 2019. Marine protected areas in the 21st century: Current situation and trends. *Ocean & Coastal Management* 171, p. 28–36. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2019.01.008.
- Maglietta, R. et al. 2023. Environmental variables and machine learning models to predict cetacean abundance in the Central-eastern Mediterranean Sea. *Scientific Reports* 13(1), p. 2600. doi: 10.1038/s41598-023-29681-y.
- Magris, R.A. et al. 2021. A blueprint for securing Brazil’s marine biodiversity and supporting the achievement of global conservation goals. Beger, M. org. *Diversity and Distributions* 27(2), p. 198–215. doi: 10.1111/ddi.13183.
- Mannocci, L. et al. 2014. Predicting cetacean and seabird habitats across a productivity gradient in the South Pacific gyre. *Progress in Oceanography* 120, p. 383–398. doi: 10.1016/j.pocean.2013.11.005.

- Margules, C.R. e Pressey, R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405(6783), p. 243–253. doi: 10.1038/35012251.
- Martínez-Minaya, J., Cameletti, M., Conesa, D. e Pennino, M.G. 2018. Species distribution modeling: a statistical review with focus in spatio-temporal issues. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 32(11), p. 3227–3244. doi: 10.1007/s00477-018-1548-7.
- Martins, L.G., Silva, M.D., Souza, A.F., Duarte, C.P., Lopes, K.C. e Silva, B.C.D. 2022. Distribuição espacial de avistamentos de baleias jubarte *Megaptera novaeangliae* (Borowski: 1781) (Cetacea: Balaenopteridae) na zona costeira do Brasil. *Research, Society and Development* 11(10), p. e109111032463. doi: 10.33448/rsd-v11i10.32463.
- McDonough, K.P. 2010. Encyclopedia of marine mammals. *CHOICE: Current Reviews for Academic Libraries* 47(11), p. 2075–2076.
- McGee, D., Donohoe, A., Marshall, J. e Ferreira, D. 2014. Changes in ITCZ location and cross-equatorial heat transport at the Last Glacial Maximum, Heinrich Stadial 1, and the mid-Holocene. *Earth and Planetary Science Letters* 390, p. 69–79. doi: 10.1016/j.epsl.2013.12.043.
- Meyer, D. et al. 2019. Package ‘e1071’. *The R Journal*, p. 1–67.
- Middel, H. e Verones, F. 2017. Making Marine Noise Pollution Impacts Heard: The Case of Cetaceans in the North Sea within Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability* 9(7), p. 1138. doi: 10.3390/su9071138.
- Moilanen, A. 2007. Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation* 134(4), p. 571–579. doi: 10.1016/j.biocon.2006.09.008.
- Moilanen, A., Kohonen, I., Lehtinen, P., Jalkanen, J., Virtanen, E. e Kujala, H. 2022. Zonation.
- Moilanen, A., Kujala, H. e Leathwick, J.R. 2009. The Zonation framework and software for conservation prioritization. *Spatial conservation prioritization* 135, p. 196–210.
- Monaco, C., Ibáñez, J.M., Carrión, F. e Tringali, L.M. 2016. Cetacean behavioral responses to noise exposure generated by seismic surveys: how to mitigate better? *Annals of Geophysics* 59(4), p. 12. doi: 10.4401/ag-7089.
- Moore, M.J., Mitchell, G.H., Rowles, T.K. e Early, G. 2020. Dead Cetacean? Beach, Bloat, Float, Sink. *Frontiers in Marine Science* 7, p. 333. doi: 10.3389/fmars.2020.00333.
- Moreno, I., Zerbini, A., Danilewicz, D., De Oliveira Sa, S., Simões-Lopes, P., Lailson-Brito, J. e Azevedo, A. 2005. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 300, p. 229–240. doi: 10.3354/meps300229.
- Nikiema, O., Devenon, J.-L. e Baklouti, M. 2007. Numerical modeling of the Amazon River plume. *Continental Shelf Research* 27(7), p. 873–899. doi: 10.1016/j.csr.2006.12.004.
- Norman, S.A. et al. 2012. The application of GIS and spatiotemporal analyses to investigations of unusual marine mammal strandings and mortality events. *Marine Mammal Science* 28(3). Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1748-7692.2011.00507.x> [Acesso em: 28 fevereiro 2025].
- OBIS. 2024. Ocean Biodiversity Information System. Disponível em: <https://obis.org/>.
- Pace, D.S. et al. 2018. Habitat suitability modeling in different sperm whale social groups. *The Journal of Wildlife Management* 82(5), p. 1062–1073. doi: 10.1002/jwmg.21453.

- Parsons, E.C.M. et al. 2015. Key research questions of global importance for cetacean conservation. *Endangered Species Research* 27(2), p. 113–118.
- Pasanisi, E., Pace, D.S., Orasi, A., Vitale, M. e Arcangeli, A. 2024. A global systematic review of species distribution modelling approaches for cetaceans and sea turtles. *Ecological Informatics* 82, p. 102700. doi: 10.1016/j.ecoinf.2024.102700.
- Peltier, H. et al. 2019. Monitoring of Marine Mammal Strandings Along French Coasts Reveals the Importance of Ship Strikes on Large Cetaceans: A Challenge for the European Marine Strategy Framework Directive. *Frontiers in Marine Science* 6, p. 486. doi: 10.3389/fmars.2019.00486.
- Perrin, W.F., Thieleking, J.L., Walker, W.A., Archer, F.I. e Robertson, K.M. 2011. Common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in California waters: Cranial differentiation of coastal and offshore ecotypes. *Marine Mammal Science* 27(4), p. 769–792. doi: 10.1111/j.1748-7692.2010.00442.x.
- Peterson, C.H., Rice, S.D., Short, J.W., Esler, D., Bodkin, J.L., Ballachey, B.E. e Irons, D.B. 2003. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. *Science* 302(5653), p. 2082–2086. doi: 10.1126/science.1084282.
- Pikesley, S.K., Witt, M.J., Hardy, T., Loveridge, J., Loveridge, J., Williams, R. e Godley, B.J. 2012. Cetacean sightings and strandings: evidence for spatial and temporal trends? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92(8), p. 1809–1820. doi: 10.1017/S0025315411000464.
- Quaggiotto, M.-M. et al. 2022. Past, present and future of the ecosystem services provided by cetacean carcasses. *Ecosystem Services* 54, p. 101406. doi: 10.1016/j.ecoser.2022.101406.
- Rahayu, S., Sugiarto, T., Madu, L., Holiawati, H. e Subagyo, A. 2017. Application of Principal Component Analysis (PCA) to Reduce Multicollinearity Exchange Rate Currency of Some Countries in Asia Period 2004-2014. *International Journal of Educational Methodology* 3(2), p. 75–83. doi: 10.12973/ijem.3.2.75.
- Ramírez-León, M.R., García-Aguilar, M.C., Romo-Curiel, A.E., Ramírez-Mendoza, Z., Fajardo-Yamamoto, A. e Sosa-Nishizaki, O. 2021. Habitat suitability of cetaceans in the Gulf of Mexico using an ecological niche modeling approach. *PeerJ* 9, p. e10834. doi: 10.7717/peerj.10834.
- Read, A.J., Drinker, P. e Northridge, S. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology* 20(1), p. 163–169. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00338.x.
- Redfern, J. et al. 2006. Techniques for cetacean habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series* 310, p. 271–295. doi: 10.3354/meps310271.
- Ribeiro-Campos, A. et al. 2021. Habitat use by the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetartiodactyla: Delphinidae) in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 44, p. 101778. doi: 10.1016/j.rsma.2021.101778.
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D.M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D. e Ripley, M.B. 2013. Package ‘mass’. *Cran r* 538(113–120), p. 822.
- Ritchie, H. 2011. Ocean Zoning — Making Marine Management More Effective. *Journal of Environmental Policy & Planning* 13(3), p. 317–319. doi: 10.1080/1523908X.2011.603196.
- Roman, J. et al. 2014. Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12(7), p. 377–385. doi: 10.1890/130220.
- Ross, P.S. et al. 2011. Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Marine Policy* 35(4), p. 483–488. doi: 10.1016/j.marpol.2010.11.004.

- Rossi-Santos, M.R., Neto, E.S., Baracho, C.G., Cipolotti, S.R., Marcovaldi, E. e Engel, M.H. 2008. Occurrence and distribution of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the north coast of the State of Bahia, Brazil, 2000–2006. *ICES Journal of Marine Science* 65(4), p. 667–673. doi: 10.1093/icesjms/fsn034.
- Sahri, A., Mustika, P.L.K., Purwanto, P., Murk, A.J. e Scheidat, M. 2020. Using Cost-Effective Surveys From Platforms of Opportunity to Assess Cetacean Occurrence Patterns for Marine Park Management in the Heart of the Coral Triangle. *Frontiers in Marine Science* 7, p. 569936. doi: 10.3389/fmars.2020.569936.
- Santos, T., Venekey, V. e Petracco, M. 2023. Do recreational activities affect macrofauna distribution pattern in Amazonian macrotidal sandy beaches? *Marine Pollution Bulletin* 197, p. 115716. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115716.
- Sbrocco, E.J. e Barber, P.H. 2013. MARSPEC: ocean climate layers for marine spatial ecology: Ecological Archives E094-086. *Ecology* 94(4), p. 979–979. doi: 10.1890/12-1358.1.
- Secchi, E.R., Di Tullio, J. e Fruet, P.F. 2011. Cetáceos. Em: *Estudos Oceanográficos: do instrumental ao prático*. 1º ed Pelotas: Editora Textos, p. 462.
- Shi, W. e Wang, M. 2024. Monitoring the Amazon River plume from satellite observations. *GIScience & Remote Sensing* 61(1), p. 2416725. doi: 10.1080/15481603.2024.2416725.
- Siciliano, S. et al. 2008. Revisão do conhecimento sobre os mamíferos aquáticos da costa norte do Brasil. Disponível em: <https://repositorio.museu-goeldi.br/handle/mgoeldi/229> [Acesso em: 20 janeiro 2025].
- Silva, A.C.D., Araújo, M. e Bourlès, B. 2005. Variação sazonal da estrutura de massas de água na plataforma continental do Amazonas e área oceânica adjacente. *Revista Brasileira de Geofísica* 23(2), p. 145–157. doi: 10.1590/S0102-261X2005000200004.
- Silva, V.M.F.D., Freitas, C.E.C., Dias, R.L. e Martin, A.R. 2018. Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. Li, S. org. *PLOS ONE* 13(5), p. e0191304. doi: 10.1371/journal.pone.0191304.
- Soares, M.D.O., Davis, M., De Paiva, C.C. e De Macêdo Carneiro, P.B. 2018. Mesophotic ecosystems: coral and fish assemblages in a tropical marginal reef (northeastern Brazil). *Marine Biodiversity* 48(3), p. 1631–1636. doi: 10.1007/s12526-016-0615-x.
- Stephenson, F. et al. 2020. Modelling the spatial distribution of cetaceans in New Zealand waters. Sarmento Cabral, J. org. *Diversity and Distributions* 26(4), p. 495–516. doi: 10.1111/ddi.13035.
- Sumida, P.Y.G. et al. 2016. Deep-sea whale fall fauna from the Atlantic resembles that of the Pacific Ocean. *Scientific Reports* 6(1), p. 22139. doi: 10.1038/srep22139.
- Takola, E. e Schielzeth, H. 2022. Hutchinson’s ecological niche for individuals. *Biology & Philosophy* 37(4), p. 25. doi: 10.1007/s10539-022-09849-y.
- Tardin, R.H., Maciel, I.S., Espécie, M.A., Melo-Santos, G., Simão, S.M. e Alves, M.A.S. 2020. Modelling habitat use by the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, in south-eastern Brazil: Effects of environmental and anthropogenic variables, and the adequacy of current management measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30(4), p. 775–786. doi: 10.1002/aqc.3290.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Acevedo-Trejos, E. e Merico, A. 2019. Traits Shared by Marine Megafauna and Their Relationships With Ecosystem Functions and Services. *Frontiers in Marine Science* 6, p. 262. doi: 10.3389/fmars.2019.00262.

- Tax, D.M.J. e Duin, R.P.W. 2004. Support Vector Data Description. *Machine Learning* 54(1), p. 45–66. doi: 10.1023/B:MACH.0000008084.60811.49.
- Thorne, L.H. et al. 2012. Predictive Modeling of Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) Resting Habitat in the Main Hawaiian Islands. Fahlman, A. org. *PLoS ONE* 7(8), p. e43167. doi: 10.1371/journal.pone.0043167.
- Tolimieri, N. e Levin, P.S. 2006. Assemblage Structure of Eastern Pacific Groundfishes on the U.S. Continental Slope in Relation to Physical and Environmental Variables. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(2), p. 317–332. doi: 10.1577/T05-092.1.
- Torres, L.G. 2017. A sense of scale: Foraging cetaceans' use of scale-dependent multimodal sensory systems. *Marine Mammal Science* 33(4), p. 1170–1193. doi: 10.1111/mms.12426.
- Tosetto, E.G., Bertrand, A., Neumann-Leitão, S. e Nogueira Júnior, M. 2022. The Amazon River plume, a barrier to animal dispersal in the Western Tropical Atlantic. *Scientific Reports* 12(1), p. 537. doi: 10.1038/s41598-021-04165-z.
- Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., Troupin, C., Mineur, F. e De Clerck, O. 2012. Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography* 21(2), p. 272–281. doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x.
- Tynan, C.T., Ainley, D.G., Barth, J.A., Cowles, T.J., Pierce, S.D. e Spear, L.B. 2005. Cetacean distributions relative to ocean processes in the northern California Current System. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 52(1–2), p. 145–167. doi: 10.1016/j.dsr2.2004.09.024.
- Uhre, A.N. e Leknes, E. 2017. When the oil and fishing industries live side by side. *Marine Policy* 75, p. 108–115. doi: 10.1016/j.marpol.2016.11.001.
- Varona, H.L., Veleda, D., Silva, M., Cintra, M. e Araujo, M. 2019. Amazon River plume influence on Western Tropical Atlantic dynamic variability. *Dynamics of Atmospheres and Oceans* 85, p. 1–15. doi: 10.1016/j.dynatmoce.2018.10.002.
- Vázquez-Rowe, I. 2020. A fine kettle of fish: the fishing industry and environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 13, p. 1–5. doi: 10.1016/j.coesh.2019.08.004.
- Velazco, S.J.E., Rose, M.B., De Andrade, A.F.A., Minoli, I. e Franklin, J. 2022. flexsdm: An r package for supporting a comprehensive and flexible species distribution modelling workflow. *Methods in Ecology and Evolution* 13(8), p. 1661–1669. doi: 10.1111/2041-210X.13874.
- Velazco, S.J.E., Villalobos, F., Galvão, F. e De Marco Júnior, P. 2019. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. Serra-Diaz, J. org. *Diversity and Distributions* 25(4), p. 660–673. doi: 10.1111/ddi.12886.
- Virtanen, E.A., Viitasalo, M., Lappalainen, J. e Moilanen, A. 2018. Evaluation, Gap Analysis, and Potential Expansion of the Finnish Marine Protected Area Network. *Frontiers in Marine Science* 5, p. 402. doi: 10.3389/fmars.2018.00402.
- Wedekin, L.L., Daura-Jorge, F.G. e Simões-Lopes, P.C. 2010. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(8), p. 1561–1570. doi: 10.1017/S0025315410001414.
- Weigel, J. et al. 2014. Marine protected areas and fisheries: bridging the divide. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(S2), p. 199–215. doi: 10.1002/aqc.2514.

- Weilgart, L.S. 2007. The impacts of anthropogenic ocean noise on cetaceans and implications for management. *Canadian Journal of Zoology* 85(11), p. 1091–1116. doi: 10.1139/Z07-101.
- Weir, C.R. et al. 2014. Clymene dolphins (*Stenella clymene*) in the eastern tropical Atlantic: distribution, group size, and pigmentation pattern. *Journal of Mammalogy* 95(6), p. 1289–1298. doi: 10.1644/14-MAMM-A-115.
- Westen, R.M.V. e Dijkstra, H.A. 2017. Southern Ocean Origin of Multidecadal Variability in the North Brazil Current. *Geophysical Research Letters* 44(20). Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/2017GL074815> [Acesso em: 30 agosto 2024].
- Wood, S. e Wood, M.S. 2015. Package ‘mgcv’. *R package version* 1(29), p. 729.
- Yen, P.P.W., Sydeman, W.J. e Hyrenbach, K.D. 2004. Marine bird and cetacean associations with bathymetric habitats and shallow-water topographies: implications for trophic transfer and conservation. *Journal of Marine Systems* 50(1–2), p. 79–99. doi: 10.1016/j.jmarsys.2003.09.015.
- Zappes, C.A., Da Silva, C.V., Pontalti, M., Lauriano Danielski, M. e Di Benedetto, A.P.M. 2013. The conflict between the southern right whale and coastal fisheries on the southern coast of Brazil. *Marine Policy* 38, p. 428–437. doi: 10.1016/j.marpol.2012.07.003.
- Zhang, J. 2023. Efficiency Analysis of Jaccard Similarity in Probabilistic Distribution Model. *Academic Journal of Computing & Information Science* 6(2). Disponível em: <https://francispress.com/papers/9339> [Acesso em: 27 fevereiro 2025].
- Zhu, Y. 2005. Ensemble forecast: A new approach to uncertainty and predictability. *Advances in Atmospheric Sciences* 22(6), p. 781–788. doi: 10.1007/BF02918678.