



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

JOSÉ VICTOR CALENZANI DE OLIVEIRA MOREIRA

**POTENCIAL DISTRIBUIÇÃO DO TUBARÃO-LIMÃO,
Negaprion brevirostris (POEY, 1868), NO BRASIL**

VITÓRIA

2025

JOSÉ VICTOR CALENZANI DE OLIVEIRA MOREIRA

**POTENCIAL DISTRIBUIÇÃO DO TUBARÃO-LIMÃO,
Negaprion brevirostris (POEY, 1868), NO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Jones Santander Neto

VITÓRIA

2025

JOSÉ VICTOR CALENZANI DE OLIVEIRA MOREIRA

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

M835p Moreira, José Victor Calenzani de Oliveira, 1997-
Potencial distribuição do tubarão-limão, *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868), no Brasil / José Victor Calenzani de Oliveira Moreira. - 2025.
66 f. : il.

Orientador: Jones Santander Neto.
Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Oceanografia. 2. Elasmobrânquios. 3. Distribuição geográfica. 4. Modelos matemáticos. 5. Biodiversidade marinha - Conservação. I. Santander Neto, Jones. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 55

JOSÉ VICTOR CALENZANI DE OLIVEIRA MOREIRA



Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental UNIVERSIDADE
FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO


José Victor Calenzani de Oliveira Moreira

**POTENCIAL DISTRIBUIÇÃO DO TUBARÃO-LIMÃO, *Negaprion brevirostris* (POEY, 1868), NO
BRASIL**


Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental do Centro de Ciências Humanas e Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Aprovada em 04 de setembro de 2025.


Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **JONES SANTANDER NETO**
Data: 10/09/2025 10:55:29-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Jones Santander Neto (UFES)
Orientador e Presidente da Comissão

Documento assinado digitalmente
 **MAURICIO HOSTIM SILVA**
Data: 05/09/2025 07:31:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Maurício Hostim Silva (UFES)
Examinador Interno

Documento assinado digitalmente
 **RODRIGO RISI PEREIRA BARRETO**
Data: 10/09/2025 09:00:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Rodrigo Risi Pereira (UFES)
Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

Agradeço sempre e primeiramente a Deus, por ter me concedido forças, fé e me abençoado durante todo esse longo e árduo percurso da graduação. Agradeço também a Virgem Maria por interceder pela minha vida e cuidar de mim durante as dificuldades.

Agradeço também aos meus pais, Janaína Calenzani de Oliveira Moreira e Genilson Neres Moreira, por sempre estarem ao meu lado e me apoiarem incondicionalmente.

Estendo esses agradecimentos ao restante dos meus familiares, principalmente a minha irmã, Maria Eduarda Calenzani de Oliveira Moreira e a minha avó Bernadete Maria Calenzani por todos os conselhos e apoio.

Agradeço a Bianca Rondon, pelo companheirismo, apoio, amor e por acreditar em mim.

Quero agradecer aos Prof. Dr. Jones Santander-Neto, por acreditar no meu trabalho durante todo período de graduação, pelo suporte prestado e pela paciência em ensinar durante nossos projetos de iniciação científica.

E agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), pelo suporte financeiro, não só meu, mas de todos os bolsistas, para que sempre acredita na ciência e no fomento a pesquisa em território capixaba.

“É preciso abandonar o futuro nas mãos do Bom Deus...Nada acontece que Deus não tenha previsto desde toda a eternidade”

Santa Teresinha do Menino Jesus

RESUMO

O tubarão-limão (*Negaprion brevirostris*) é uma espécie encontrada em águas rasas e costeiras do Oceano Atlântico, desde os Estados Unidos até o sul do Brasil, comumente associada a recifes de corais, manguezais, baías e fozes de rios. No Brasil, sua ocorrência é mais frequentemente registrada em Fernando de Noronha e no Atol das Rocas. A distribuição e a abundância de uma espécie fornecem informações cruciais para sua ecologia e comportamento. O objetivo deste estudo foi investigar a distribuição espacial do tubarão-limão em áreas costeiras brasileiras. O mapa de distribuição da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) sugere que a espécie está presente em toda a costa do Brasil. Para verificar essa premissa, realizou-se uma análise cientométrica sobre o monitoramento de desembarques pesqueiros e pescarias, além de compilar novos registros. Os resultados não sustentam a ideia de uma ampla distribuição costeira, indicando que a presença da espécie é mais rara em locais além das ilhas oceânicas, onde é mais comumente observada. A utilização de Modelos de Distribuição de Espécies (SDMs) tem sido amplamente aplicada no planejamento e em medidas de conservação, avaliação de impactos de mudanças climáticas e na criação de áreas de proteção ambiental. Para este estudo, foram compilados dados de ocorrência de bases globais e da literatura científica, juntamente com sete variáveis ambientais do banco de dados Bio-ORACLE. Quatro algoritmos de SDM foram testados: MaxEnt (AUC > 0,99) e Mahalanobis (AUC ≈ 0,94) apresentaram os melhores desempenhos, enquanto Bioclim (AUC ≈ 0,88) e Domain (AUC ≈ 0,73) tiveram resultados inferiores. A modelagem final, gerada a partir média geral dos algoritmos, com valor de AUC de 0,88, foi considerada confiável. A modelagem preditiva indicou alta adequabilidade ambiental nas regiões de Fernando de Noronha e Atol das Rocas, e baixa adequabilidade nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. Esses resultados sugerem que a distribuição da espécie está subestimada nos mapas atuais e que as ilhas oceânicas são áreas prioritárias para conservação. Recomenda-se, portanto, uma revisão dos mapas de distribuição e do status de ameaça da espécie no Brasil.

Palavras-chave: Análise bibliométrica, distribuição espacial, elasmobrânquios, novos registros, SDMs, AUC.

ABSTRACT

The lemon shark (*Negaprion brevirostris*) is a species found in shallow, coastal waters of the Atlantic Ocean, ranging from the United States to southern Brazil. It is commonly associated with coral reefs, mangroves, bays, and river mouths. In Brazil, its occurrence is most frequently recorded in Fernando de Noronha and the Rocas Atoll. The distribution and abundance of a species provide crucial information for its ecology and behavior. The objective of this study was to investigate the spatial distribution of the lemon shark in Brazilian coastal areas. The distribution map from the International Union for Conservation of Nature (IUCN) suggests that the species is present along the entire coast of Brazil. To verify this premise, we conducted a scientometric analysis of fishing landing monitoring and fisheries, in addition to compiling new records. The results do not support the idea of a widespread coastal distribution, indicating that the species' presence is rarer in locations other than the oceanic islands, where it is more commonly observed. The use of Species Distribution Models (SDMs) has been widely applied in conservation planning and measures, assessing the impacts of climate change, and creating environmental protection areas. For this study, occurrence data were compiled from global databases and scientific literature, along with seven environmental variables from the Bio-ORACLE database. Four SDM algorithms were tested: MaxEnt (AUC > 0.99) and Mahalanobis (AUC \approx 0.94) performed best, while Bioclim (AUC \approx 0.88) and Domain (AUC \approx 0.73) had inferior results. The final model, generated from the overall average of the algorithms, with an AUC value of 0.88, was considered reliable. The predictive modeling indicated high environmental suitability in the regions of Fernando de Noronha and the Rocas Atoll, and low suitability in the Southeastern and Southern regions of Brazil. These results suggest that the species' distribution is underestimated in current maps and that the oceanic islands are priority areas for conservation. It is, therefore, recommended that the distribution maps and the threatened status of the species in Brazil be revised.

Keywords: AUC, Bibliometric analysis, Elasmobranchs, Fishing, New records, SDMs, Spatial distribution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação da codificação de uma área por pontos de acordo com a IUCN.	11
Figura 2	Representação da codificação de uma área por polígonos de acordo com a IUCN. ...	11
Figura 3	Litoral brasileiro dividido em oito ecorregiões marinhas e dezessete estados costeiros (AP - Amapá, PA - Pará, MA - Maranhão, PI - Piauí, CE - Ceará, RN - Rio Grande do Norte, PB - Paraíba, PE - Pernambuco, AL - Alagoas, SE - Sergipe, BA - Bahia, ES - Espírito Santo, RJ - Rio de Janeiro, SP - São Paulo, PR - Paraná, SC - Santa Catarina, e RS - Rio Grande do Sul).	19
Figura 4	Resultados encontrados para cada estado e ecorregiões através da revisão bibliográfica e levantamento de novos registros para a espécie <i>Negaprion brevirostris</i>	20
Figura 5	Novos registros de <i>Negaprion brevirostris</i> . A) Juvenis capturados no estado do Maranhão. B) Arcada do indivíduo capturado em 2010 no estado do Ceará. C e D) Registros no estado do Rio Grande do Norte em 2010 e 2017, respectivamente. E) Indivíduo capturado em Pernambuco. F) Arcada responsável por facilitar a identificação do exemplar capturado em Pernambuco.	23
Figura 6	Valores de AUC encontrados por cada método de modelagem e média geral desses modelos.	44
Figura 7	Mapas de distribuição preditiva do <i>Negaprion brevirostris</i> . A) Ao longo do Atlântico Ocidental; B) Foco no hemisfério norte (Flórida, Golfo do México e Mar do Caribe); C) Foco no hemisfério sul (toda costa brasileira).	45
Figura 8	Heatmap de densidade de distribuição do <i>Negaprion brevirostris</i> em território brasileiro.	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Códigos para registro da “Presença” de um táxon dentro de um polígono ou ocorrência pontual.	12
Tabela 2	Códigos para registro da “Origem” de um táxon dentro de um polígono ou ocorrência pontual.	13
Tabela 3	Códigos para registro da Sazonalidade de um táxon dentro de um polígono ou ocorrência pontual.	13

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1	Proof do artigo aceito para publicação.	62
---------	--	----

SUMÁRIO

I. INTRODUÇÃO.....	9
II. OBJETIVO GERAL	14
II.1. <i>Objetivos específicos</i>	14
III. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	15
CAPÍTULO I - Restrito a ilhas oceânicas e costeiras? A ausência de tubarões-limão (<i>Negaprion brevirostris</i>) ao longo da costa brasileira.....	17
1. INTRODUÇÃO	17
2. MATERIAIS E MÉTODOS	19
2.1. <i>Área de estudo</i>	19
2.2. <i>Revisão bibliográfica</i>	19
2.3. <i>Novos registros</i>	20
3. RESULTADOS	21
3.1. <i>Revisão bibliográfica</i>	21
3.2. <i>Novos registros</i>	21
4. DISCUSSÃO	23
5. CONCLUSÃO	28
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
CAPÍTULO II – Aplicação de Modelos de Distribuição de Espécies na Predição da Ocorrência do Tubarão-limão (<i>Negaprion brevirostris</i>) na Costa Brasileira	37
1. INTRODUÇÃO	37
2. METODOLOGIA	39
2.1. <i>Área de estudo</i>	39
2.2. <i>Dados de ocorrência da espécie</i>	39
2.3. <i>Dados ambientais</i>	40
2.5. <i>Construção do mapa para o Brasil</i>	42
3. RESULTADOS	43
3.1. <i>SDM</i>	43
3.2. <i>Heatmap das olhas oceânicas</i>	45
4. DISCUSSÃO	46
5. CONCLUSÃO	53
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
ANEXOS	62

I. INTRODUÇÃO

O tubarão-limão (*Negaprion brevirostris*), descrito por Poey em 1868, é uma espécie de grande porte, podendo alcançar até 340 cm de comprimento. Sua coloração é cinza-esverdeada e apresenta duas nadadeiras dorsais quase do mesmo tamanho (Agra, 2009). Essa espécie é encontrada no Oceano Atlântico Ocidental desde os Estados Unidos até o sul do Brasil, e prefere habitats em águas rasas e costeiras, como recifes de corais, manguezais, baías e áreas de desembocaduras de rios (Carlson et al., 2021; Compagno, 1984; Ebert et al., 2013).

No Brasil, especificamente no Atol das Rocas, os tubarões-limão jovens apresentam um crescimento anual de cerca de 25 cm, com os seguintes parâmetros de crescimento: comprimento máximo assintótico (L_{∞}) de 399,9 cm; taxa de crescimento (k) de 0,077; e idade de nascimento (t_0) estimada em -2,16 anos (Freitas et al., 2006). A maturidade sexual é alcançada aos 12 anos para os machos, com cerca de 225 cm, e aos 13 anos para as fêmeas, com cerca de 235 cm (Brown & Gruber, 1988). A reprodução ocorre principalmente na primavera e no verão, sendo o processo vivíparo, com o fenômeno da poliandria, onde a fêmea armazena esperma de diferentes machos, resultando em filhotes com múltiplas paternidades, o que favorece uma maior diversidade genética e adaptação a variações ambientais (Feldheim et al., 2002, 2004).

O período de gestação dura cerca de 12 meses, com fecundidade variando entre 4 e 17 embriões, e os filhotes nascem com comprimento de 50 a 60 cm (Clark & Von Schmidt, 1965; Compagno, 1984; Ebert et al., 2021). Durante os primeiros anos de vida, os tubarões-limão, embora predadores, são vulneráveis a ataques de tubarões maiores, por isso preferem habitats protegidos e rasos. Na fase adulta, a espécie ocupa o topo da cadeia alimentar, sem predadores naturais (Compagno, 1984; Ebert & Dando, 2024).

Sua alimentação é composta principalmente por peixes teleósteos, mas também inclui crustáceos, cefalópodes e outros elasmobrânquios (Cortés et al., 1990; Newman et al., 2010; Wetherbee et al., 1990). As principais ameaças à espécie incluem a captura acidental em pescarias com espinhel e redes de emalhe, que são amplamente utilizadas em áreas de sua distribuição (Carlson et al., 2021; Snelson & Williams, 1981). No Atlântico Norte, a população de *N. brevirostris* é alvo de pescarias comerciais para a venda de carne e barbatanas, que têm alto valor nos mercados internacionais. Sua pele também é valorizada para a fabricação de couro e o óleo de seu fígado é procurado (Carlson et al., 2021; Rosa et al., 2018; Rose, 1996).

Snelson & Williams (1981) registraram a captura de 10 indivíduos da espécie no sistema lagunar de Indian River, na Flórida, com comprimentos variando entre 158 e 258,10 cm. Entre 1994 e 2009, um estudo de capturas por espinhéis na costa sul dos Estados Unidos mostrou uma presença de *N. brevirostris* entre 21,6% a 46,2% das capturas, com um aumento significativo na CPUE, de 0,7 tubarões por 10.000 anzóis em 1995 para 30,9 tubarões para a mesma quantidade de anzóis em 2008. Em outro

estudo realizado na Flórida, foram capturados 314 tubarões-limão, com comprimentos variando de 130 a 293 cm, em diferentes locais, incluindo a Baía da Flórida e a Baía de Biscayne, entre 2009 e 2021 (Tinari & Hammerschlag, 2021).

No Brasil, a espécie é considerada extinta nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo devido à ausência de registros recentes (Carlson et al., 2021; Rosa et al., 2018). A destruição de habitats de mangue, frequentemente utilizados como viveiros para a espécie, devido à expansão da aquicultura de camarões, tem impactado negativamente a população de tubarões-limão (López-Angarita et al., 2016). Reduções populacionais também foram observadas no Atol das Rocas entre 1999 e 2003, o que pode ser atribuído à pesca ilegal de indivíduos grandes na região (Freitas et al., 2009).

Atualmente, *N. brevirostris* é classificado como vulnerável (VU) tanto globalmente quanto no Brasil, com base no critério de avaliação A2bcd. A redução populacional estimada é entre 30% e 49% nos últimos 50 anos (Carlson et al. 2021, Rosa et al. 2018).

Modelos de Distribuição de Espécies (Species Distribution Models – SDMs), podem ser conhecidos também como modelos de adequação de habitat ou modelos de nincho ecológico, são ferramentas que utilizam dados ambientais e de ocorrência de determinadas espécies no intuito de prever uma variável resposta, como fatores ambientais que moldam a área de ocorrência de determinada espécie, bem como a sua distribuição espacial (Araújo & Peterson 2012, Segurado & Araújo 2004, Elith & Leathwick 2009). Através de uma abordagem *Top down* os SDMs definem as condições ambientais e os recursos necessários para a sobrevivência e reprodução de uma espécie, através das sua presença geográfica e condições ambientais associadas a essa presença, dessa forma, permitindo a extrapolação desse nicho ecológico para localidade que tenham as mesmas condições e registros da espécie (Klaassen et al., 2025; Velazco et al., 2024).

Atrelado ao crescente uso dessas ferramentas, surgem os obstáculos que elas encontram para modelarem seus resultados, principalmente quando se traz para os ambientes marinhos (Klaassen et al., 2025; Melo-Merino et al., 2020). Diferente dos sistemas terrestres, os ecossistemas marinhos possuem uma dinamicidade maior, com grandes variações temporais em suas condições ambientais, esses processos podem acarretar em mudanças rápidas em locais pontuais nesses ambientes, esse tipo de intervenção se torna importante pois na maioria das vezes esses SDMs são aplicados em espécies altamente móveis e migratórias, além de baixa resolução dos dados abióticos, ausência de programas de monitoramento biológico, dados bióticos tendenciosos oriundo de atividade pesqueira (Burg-Mayer et al., 2025; Klaassen et al., 2025; Kroeker et al., 2020; Melo-Merino et al., 2020; Robinson et al., 2011; Vaughan & Ormerod, 2005).

Mesmo com essas limitações, os algoritmos utilizados para as predições de modelagem de nichos ecológicos mostram-se eficientes e apresentam resultados promissores em avaliações de impactos e gestão de biodiversidade marinha, com técnicas para aumentar a eficácia e confiabilidade desses

modelos vem sendo reportadas, como a integração de modelos, formando assim uma modelagem híbrida, com resultado final gerado por mais de um modelo, além da consideração das incertezas que podem ser geradas nas previsões e aumento no enfoque das interações bióticas (Araújo & New, 2007; Klaassen et al., 2025; Marmion et al., 2009; Soberón & Peterson, 2005).

Esses modelos tem sido usado para auxiliar as previsões de mapas de ocorrência de espécies fornecendo dados que aumentem a confiabilidade nas construções dos mesmos, auxiliando nas avaliações da Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN Red List) (Frans et al., 2022; Syfert et al., 2014). Essas mapas são constuidos com intuito de facilitar futuras ações de conservação e estudos ou planejamento de manejo de espécies através de dados de ocorrência (pontos) quando existe ou é projetada uma ocorrência histórica de um táxon (Figura 1) ou através de dados de polígonos (Figura 2) quando é presente ou projetada uma distribuição histórica de determinado táxon na área estudada (IUCN, 2024).

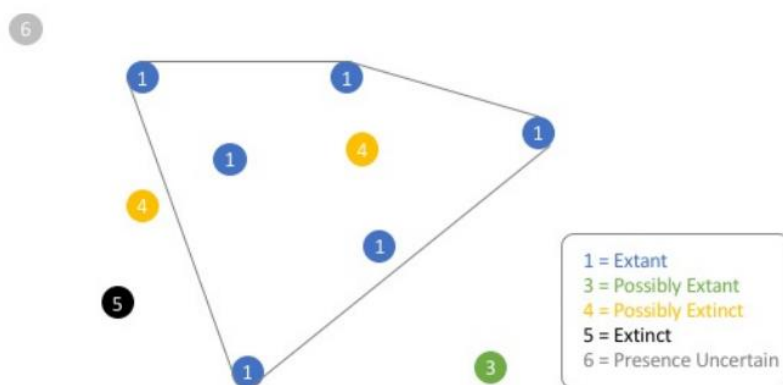


Figura 1: Representação da codificação de uma área por pontos de acordo com a IUCN. Fonte: IUCN, 2024.

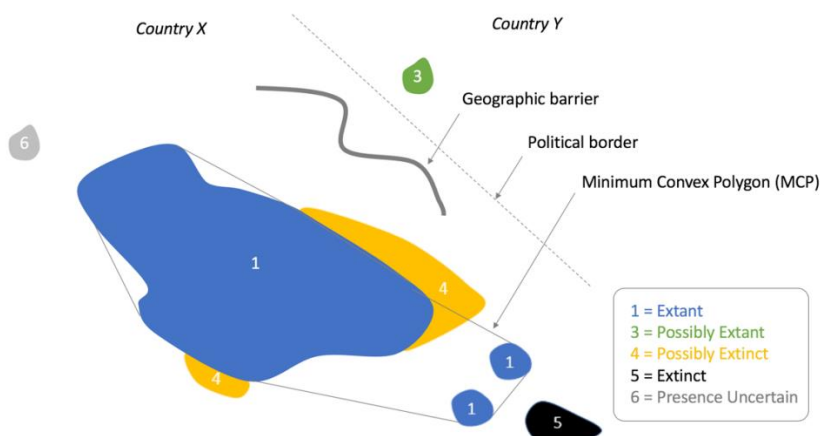


Figura 2: Representação da codificação de uma área por polígonos de acordo com a IUCN. Fonte: IUCN, 2024.

Conforme as diretrizes da IUCN Red List, a elaboração de mapas de ocorrência de espécies exige a aplicação dos códigos de presença, origem e sazonalidade, fundamentais para uma representação precisa da distribuição. O código de presença se aplica tanto a dados espaciais (pontuais e em polígonos) quanto não espaciais (Tab. 1). Os polígonos devem ser codificados segundo regras específicas: os códigos são mutuamente exclusivos, áreas com ocorrência atual podem incluir locais inferidos ou

projetados, e regiões com dúvida de ocorrência devem ser classificadas como “Extinto” ou “Possivelmente Extinto”. Para o cálculo da mapa de extensão de ocorrência (Extent of occurrence - EOO), apenas os polígonos codificados como “Existente” devem ser considerados (IUCN, 2024).

Tabela 1: Códigos para registro da “Presença” de um táxon dentro de um polígono ou ocorrência pontual.

Código	Presença	Definição
1	Existente	A espécie é conhecida ou muito provável de ocorrer atualmente na área, que engloba localidades com registros atuais ou recentes (últimos 20-30 anos). Os intervalos existentes devem ser considerados no cálculo de EOO. Ao mapear uma “colonização assistida” é importante notar que este intervalo deve ser tratado como Existente.
2	Provavelmente Existente	Este valor de código foi descontinuado por motivos de ambiguidade. Pode existir nos dados espaciais, mas será gradualmente eliminado.
3	Possivelmente Existente	Não há registro da espécie na área, mas a espécie pode ocorrer possivelmente, com base na distribuição de habitat potencialmente, embora a área esteja além de onde a espécie existe (ou seja, além dos limites de áreas conhecidas ou prováveis registros), e o grau de probabilidade de ocorrência da espécie é menor (por exemplo, porque a área está além de uma barreira geográfica, ou porque a área representa uma extensão considerável além de áreas de ocorrência conhecida ou provável). A identificação de áreas possivelmente existentes é útil para sinalizar áreas onde o táxon deve ser pesquisado. Possivelmente, os intervalos existentes não devem ser considerados no cálculo de EOO.
4	Possivelmente Extinto	A espécie era anteriormente conhecida ou considerada muito provável de ocorrer na área (após 1500 dC), mas é mais provável que agora seja extirpada da área porque acredita-se que a perda de habitat e/ou outras ameaças tenham extirpado a espécie, e não houve registros recentes confirmados, apesar das pesquisas. Possivelmente intervalos extintos não devem ser considerados no cálculo de EOO.
5	Extinto	A espécie era anteriormente conhecida ou considerada muito provável de ocorrer na área (após 1500 dC), mas foi confirmado que a espécie não ocorre mais porque pesquisas exaustivas falharam em produzir registros recentes, e a intensidade e o momento das ameaças poderiam plausivelmente extirpar o táxon. Intervalos extintos não devem ser considerados no cálculo de EOO.
6	Presença incerta	Existe um registro da presença da espécie na área, mas esse registro requer verificação ou é questionado devido à incerteza sobre a identidade ou autenticidade do registro,

ou a precisão da localização. Registros incertos de presença não devem ser considerados no cálculo de EOO.

Fonte: Adaptado de IUCN, 2024.

Os códigos de origem (Tab. 2), aplicáveis a dados espaciais e não espaciais, seguem diretrizes específicas: são mutuamente exclusivos e, para estimativas da EOO, devem-se utilizar apenas os códigos 1, 2 e 6 (IUCN, 2024).

Tabela 2: Códigos para registro da “Origem” de um táxon dentro de um polígono ou ocorrência pontual.

Código	Origem	Definição
1	Nativo	A espécie é/era nativa da área.
2	Reintroduzido	A espécie é/foi reintroduzida dentro de sua faixa histórica conhecida por meio de atividade humana direta ou indireta.
3	Introduzido	A espécie é/foi introduzida fora de sua faixa de distribuição histórica conhecida por meio de atividade humana direta ou indireta. Não inclui espécies sujeitas a colonização assistida. Inclui espécies movidas intencionalmente para fora de sua área nativa para desempenhar uma função ecológica específica.
4	Vagrante	A espécie é/foi registrada uma vez ou esporadicamente, mas sabe-se que não é nativa da área.
5	Origem incerta	A proveniência da espécie em uma área não é conhecida (pode ser nativa, reintroduzida ou introduzida)
6	Colonização Assistida	Espécies sujeitas a movimento intencional e liberação fora de sua área nativa para reduzir o risco de extinção do táxon.

Fonte: Adaptado de IUCN, 2024.

Já os códigos de sazonalidade (Tab. 3), também aplicáveis a ambos os tipos de dados, seguem princípios semelhantes. No código 2, o termo "Regularmente" refere-se à ocorrência em pelo menos 30% dos anos analisados; se a frequência for inferior, o código ainda pode ser utilizado, desde que acompanhado de justificativa. Em casos de alta incerteza, deve-se empregar o código de “Ocorrência sazonal incerta” (IUCN, 2024).

Tabela 3: Códigos para registro da Sazonalidade de um táxon dentro de um polígono ou ocorrência pontual.

Código	Sazonalidade	Definição
1	Residente	A espécie é/era conhecida ou considerada muito provável de ser residente durante todo o ano.
2	Época de reprodução	A espécie é/era conhecida ou considerada muito provável de ocorrer

		regularmente durante a época de reprodução e de se reproduzir e ser capaz de se reproduzir.
3	Fora da temporada de reprodução	A espécie é/era conhecida ou considerada muito provável de ocorrer regularmente durante a estação não reprodutiva. Nos contextos euro-asiático e norte-americano, isso abrange o “inverno”.
4	Passagem	A espécie é/era conhecida ou considerada muito provável de ocorrer regularmente durante um(s) período(s) relativamente curto(s) do ano na migração entre áreas reprodutivas e não reprodutivas.
5	Ocorrência sazonal incerta	A espécie está/estava presente, mas não se sabe se está presente durante parte ou todo o ano.

Fonte: Adaptado de IUCN, 2024.

II. OBJETIVO GERAL

O trabalho tem como objetivo levantar novos registros e definir nova área de distribuição do tubarão-limão, *N. brevirostris*, ao longo da região costeira do Brasil.

II.1. Objetivos específicos

- Apresentar novos registros de tubarão-limão ao longo da costa brasileira (Capítulo 1);
- Definir de forma crítica a atual distribuição espacial da espécie ao longo da costa brasileira (Capítulo 2);
- Definir um novo mapa de distribuição da espécie para o Brasil, a depender dos resultados obtidos na análise de distribuição espacial (Capítulo. 2).

III. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agra, G. (2009). *Organização social de elasmobrânquios na reserva biológica do Atol das Rocas, Brasil* [Master Dissertation, Universidade Federal de Pernambuco]. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8242>. Acessado em 24 de junho de 2024.
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(1), 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93(7), 1527–1539. <https://doi.org/10.1890/11-1930.1>
- Brown, C. A., & Gruber, S. H. (1988). Age Assessment of the Lemon Shark, *Negaprion brevirostris*, Using Tetracycline Validated Vertebral Centra. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists*, 1988(3), 747–753. <https://www.jstor.org/stable/1445397>
- Burg-Mayer, G., Freitas, R. H. A. de, Charvet, P., Laporta, M., Mas, F., Montealegre-Quijano, S., Paesch, L., Palacio, M. C., Pereyra, I., Riverón, S., Rolim, F. A., Silveira, S., Vögler, R., & Cuevas, J. M. (2025). Environmental and spatial modeling of the critically endangered sand tiger shark, *Carcharias taurus*, in the Southwest Atlantic Ocean. *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/s10641-025-01670-2>
- Carlson, J., Charvet, P., Ba, A., Bizzarro, J., Derrick, D., Espinoza, M., Doherty, P., Chartrain, E., Dia, M., Leurs, G. H. L., Metcalfe, K., Pires, J. D., Pacoureaux, N., Porriños, G., & Dulvy, N. K. (2021). *Negaprion brevirostris* (Lemon Shark). The IUCN Red List of Threatened Species. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T39380A2915472.en>. Acessado em 27 de junho de 2025.
- Clark, E., & Von Schmidt, K. (1965). Sharks of the central Gulf Coast Florida. *Bulletin of Marine Science*, 71, 13–83.
- Compagno, L. J. V. (1984). *FAO species catalogue*. United Nations Development Programme Food and Agriculture Organization.
- Cortés, E., Gruber, S. H., & Cortes, E. (1990). Diet, Feeding Habits and Estimates of Daily Ration of Young Lemon Sharks, *Negaprion brevirostris* (Poey). *Copeia*, 1990(1), 218. <https://doi.org/10.2307/1445836>
- Ebert, D. A., & Dando, M. (2024). *Field Guide to Sharks, Rays and Chimaeras of the East Coast of North America* (1st ed.). Princeton University Press.
- Ebert, D. A., Dando, M., & Fowler, S. (2021). *Sharks of the World: A Complete Guide*. (2nd ed.). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9780691210872>
- Ebert, D. A., Fowler, S., & Compagno, L. (2013). *Sharks of the World: A Fully Illustrated Guide* (1st ed.). Wild Nature Press.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Feldheim, K. A., Gruber, S. H., & Ashley, M. V. (2002). The breeding biology of lemon sharks at a tropical nursery lagoon. *The Royal Society*, 269, 1655–1661. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2051>
- Feldheim, K. A., Gruber, S. H., & Ashley, M. V. (2004). Reconstruction of parental microsatellite genotypes reveals female polyandry and philopatry in the lemon shark, *Negaprion brevirostris*. *Evolution*, 58(10), 2332–2342. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2004.tb01607.x>
- Frans, V. F., Augé, A. A., Fyfe, J., Zhang, Y., McNally, N., Edelhoff, H., Balkenhol, N., & Engler, J. O. (2022). Integrated SDM database: Enhancing the relevance and utility of species distribution models in conservation management. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(1), 243–261. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13736>
- Freitas, R. H. A., Rosa, R. S., Gruber, S. H., & Wetherbee, B. M. (2006). Early growth and juvenile population structure of lemon sharks *Negaprion brevirostris* in the Atol das Rocas Biological Reserve, off north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, 68(5), 1319–1332. <https://doi.org/10.1111/J.0022-1112.2006.00999.X>
- Freitas, R. H. A., Rosa, R. S., Wetherbee, B. M., & Gruber, S. H. (2009). Population size and survivorship for juvenile lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) on their nursery grounds at a marine protected area in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2), 205–212. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000200011>
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). (2024). *Mapping Standards and Data Quality for the IUCN Red List Spatial Data*. The IUCN Red List Of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/resources/mappingstandards>. Acessado em 07 de julho de 2025.
- Klaassen, M., Marques, T. A., Alves, F., & Fernandez, M. (2025). Trends in marine species distribution models: a review of methodological advances and future challenges. In *Ecography*. John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/ecog.07702>
- Kroeker, K. J., Bell, L. E., Donham, E. M., Hoshijima, U., Lummis, S., Toy, J. A., & Willis-Norton, E. (2020).

- Ecological change in dynamic environments: Accounting for temporal environmental variability in studies of ocean change biology. *Global Change Biology*, 26(1), 54–67. <https://doi.org/10.1111/GCB.14868>
- López-Angarita, J., Roberts, C. M., Tilley, A., Hawkins, J. P., & Cooke, R. G. (2016). Mangroves and people: Lessons from a history of use and abuse in four Latin American countries. *Forest Ecology and Management*, 368, 151–162. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.03.020>
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15(1), 59–69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>
- Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. In *Ecological Modelling* (Vol. 415). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>
- Newman, S. P., Handy, R. D., & Gruber, S. H. (2010). Diet and prey preference of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris*. *Marine Ecology Progress Series*, 398, 221–234. <https://doi.org/10.3354/MEPS08334>
- Robinson, L. M., Elith, J., Hobday, A. J., Pearson, R. G., Kendall, B. E., Possingham, H. P., & Richardson, A. J. (2011). Pushing the limits in marine species distribution modelling: Lessons from the land present challenges and opportunities. In *Global Ecology and Biogeography* (Vol. 20, Issue 6, pp. 789–802). <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00636.x>
- Rosa, R. S., Repinaldo-Filho, F. P. M., Rada, D. P., & Oliveira, P. (2018). *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868). In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes* (Vol. 6, pp. 960–962). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).
- Rose, D. A. (1996). *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes* (Vol. 1). International Union for Conservation of Nature. <https://coilink.org/20.500.12592/3850z0>. Acessado em 07 de julho de 2025.
- Segurado, P., & Araújo, M. B. (2004). An evaluation of methods for modelling species distributions. In *Journal of Biogeography* (Vol. 31). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01076.x>
- Snelson, F. F., & Williams, S. E. (1981). Notes on the occurrence, distribution, and biology of elasmobranch fishes in the Indian River lagoon system, Florida. *Estuaries*, 4(2), 110–120. <https://doi.org/10.2307/1351673>
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. In *Biodiversity Informatics* (Vol. 2). <http://dx.doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Syfert, M. M., Joppa, L., Smith, M. J., Coomes, D. A., Bachman, S. P., & Brummitt, N. A. (2014). Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. *Biological Conservation*, 177, 174–184. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2014.06.012>
- Tinari, A. M., & Hammerschlag, N. (2021). An ecological assessment of large coastal shark communities in South Florida. *Ocean & Coastal Management*, 211, 105772. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2021.105772>
- Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. (2005). The continuing challenges of testing species distribution models. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 42, Issue 4, pp. 720–730). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01052.x>
- Velasco, S. J. E., Rose, M. B., De Marco, P., Regan, H. M., & Franklin, J. (2024). How far can I extrapolate my species distribution model? Exploring shape, a novel method. *Ecography*, 2024(3), e06992. <https://doi.org/10.1111/ecog.06992>
- Wetherbee, B., Gruber, S., & Cortés, E. (1990). Diet, feeding habits and consumption in sharks, with special reference to the lemon shark, *Negaprion brevirostris*. *NOAA Technical Report, NM FS*, 90(1), 29–47.

CAPÍTULO I - RESTRITO A ILHAS OCEÂNICAS E COSTEIRAS? A AUSÊNCIA DE TUBARÕES-LIMÃO (*Negaprion brevirostris*) AO LONGO DA COSTA BRASILEIRA

1. INTRODUÇÃO

O manejo e a gestão ecológica de uma espécie necessitam fundamentalmente do conhecimento sobre a sua distribuição, modo de vida e dos fatores abióticos integrados (Rodrigues et al. 2023). Desta maneira, é possível prever ou detectar mudanças no padrão de distribuição causados por ações antrópicas, mudanças climáticas e/ou necessidade de deslocamento (Bolnick et al., 2011; Burner et al., 2021; Heino et al., 2013; Kopp et al., 2023; Krüger et al., 2018).

Informações sobre a distribuição de uma espécie embasam implementação de unidades de conservação, que por sua vez propiciam futuras ações de conservação por meio de planos de manejo das espécies (Guisan et al., 2013; IUCN, 2018; Paradinas et al., 2022) bem como outras ferramentas de gestão. Normalmente, as informações necessárias para estimativas de distribuição de espécies marinhas são obtidas a partir de dados pesqueiros (e.g. monitoramento de desembarques, observação à bordo, mapas de bordo), contudo, a obtenção de dados confiáveis para estudos de elasmobrânquios se torna difícil. Particularmente no Brasil, a dificuldade na obtenção de dados sobre a pesca de elasmobrânquios ocorre devido a generalização na categorização em vez da identificação em nível específico, resultando nos grupos “Raias/Arraias”, e “Cação” ou “Tubarão” (Bornatowski et al., 2013, 2015) e a ausência de uma estatística pesqueira a nível nacional (Gonçalves-Neto et al., 2021). Dessa forma, muitas informações sobre diversidade, capturas e produtividade pesqueira são subestimadas e geram mais lacunas que informações que possam incrementar as ferramentas de gestão e conservação das espécies (Dulvy et al., 2014; Rodrigues et al., 2023).

O tubarão-limão *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868) é uma das espécies que exemplifica este grande hiato sobre dados de pesca no Brasil. A espécie atinge 340 cm de comprimento e é facilmente distinguida pela coloração cinza-esverdeado, nadadeiras dorsais com tamanhos similares, ampla distribuição geográfica na faixa tropical do oceano Atlântico ocidental (Estados Unidos até o sul do Brasil) e habitando águas rasas em ambientes recifais, manguezais, baías fechadas e desembocaduras de rios (Carlson et al., 2021; Dulvy et al., 2014; Ebert et al., 2013, 2021). A captura dos tubarões-limão ocorrem por meio do uso de espinheis e redes de emalhe, principalmente na parte norte do oceano Atlântico ocidental, onde as embarcações pescam tanto nas áreas de ocorrência de indivíduos adultos, quanto de indivíduos juvenis e neonatos (Carlson et al., 2021; Snelson & Williams, 1981). A captura do tubarão-

limão é motivada pelo consumo de sua carne e subprodutos, tais como a valorização das suas nadadeiras nos mercados internacionais, utilização do seu tegumento nas indústrias de beneficiamento de couro/pele, e do fígado para o aproveitamento de óleo nas indústrias farmacêuticas e alimentar (Carlson et al., 2021; Rosa et al., 2018; Rose, 1996).

Ainda ao norte da distribuição natural do tubarão-limão, é possível encontrar muitos estudos que tratam da sua abundância e distribuição (Carlson et al., 2021; Kessel et al., 2013; Murchie et al., 2010), estrutura genética (Brooks et al., 2016; Feldheim et al., 2001), tamanho dos indivíduos (Carlson et al., 2021), ecologia espacial (Murchie et al., 2010); migração (Kessel et al., 2014; Kohler & Turner, 2001; Reyier et al., 2014), uso de habitat (Reyier et al., 2014; Smukall et al., 2019), áreas de berçário (Reyier et al., 2008), dinâmica populacional (White et al., 2014) e filopatria (Feldheim et al., 2014).

No Brasil, a distribuição parece estar mais associada às ilhas oceânicas, tais como Atol das Rocas (Rio Grande do Norte), arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco) e Banco de Abrolhos (Bahia), enquanto os estudos têm sido direcionados à compreensão da estrutura populacional (Freitas, 2004; Freitas et al., 2006; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010), ecologia comportamental (Agra, 2009; Garcia-Júnior, 2010; Rada, 2010), crescimento e sobrevivência (Freitas et al., 2009), abundância e padrões de movimento (Corrêa et al., 2023; Garcia-Júnior, 2010; Wetherbee et al., 2007), áreas de berçário (Garla et al., 2009), técnicas de predação e alimentação (Garla et al., 2017) e uso de habitat (Garcia-Júnior, 2010; Rada, 2010).

No entanto, os mapas de distribuição geográfica do tubarão-limão apresentada na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN Red List) (Carlson et al., 2021) e o de guia de tubarões do mundo mais atualizado (Ebert et al., 2021) indicam a sua ocorrência em toda costa americana do Oceano Atlântico ocidental, incluindo toda a extensão da plataforma continental brasileira. Além disso, a ausência de dados de ocorrência na região Sudeste do Brasil (Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo) (Ebert et al. 2021), coloca em xeque a sua distribuição natural nesta área, bem como gera especulações sobre a sua extinção local, como também foi observado em populações costeiras na costa leste da América do Norte (Ebert & Dando, 2024).

Portanto, é importante definir com precisão a distribuição espacial de espécies, pois a diferença entre uma distribuição espacial estimada e distribuição verdadeira (com ocorrência comprovada), pode comprometer as avaliações de risco, bem como influenciar negativamente nos resultados de programas de manejo e conservação. Neste contexto, este estudo tem o objetivo de analisar a presença da espécie *N. brevirostris* nas regiões costeiras do Brasil por meio de bibliometria e novos registros de ocorrência.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O presente estudo abrangeu toda extensão costeira do Brasil, desde o Amapá (2° 3' 4" N, 50° 47' 40" W) ao Rio Grande do Sul (32° 1' 60" S, 52° 5' 55" W). Para que as buscas atendessem apenas a faixa da plataforma continental brasileira, foram excluídas as regiões insulares pertencentes ao Brasil. O litoral brasileiro foi dividido em oito ecorregiões marinhas, seguindo Spalding et al. (2007) e Bucair et al. (2024) (Figura 3). As ecorregiões são definidas como áreas de composição relativamente homogênea de espécies, essas composições podem ser determinadas por presenças de ecossistemas ou características oceanográficas que sejam favoráveis as populações encontradas em cada uma dessas unidades, essas características podem ser isolamento geográfico, ressurgência, presença de nutrientes, temperatura, sedimentos, correntes, dentre outros e cada um desses variam de local para local (Spalding et al. 2007).

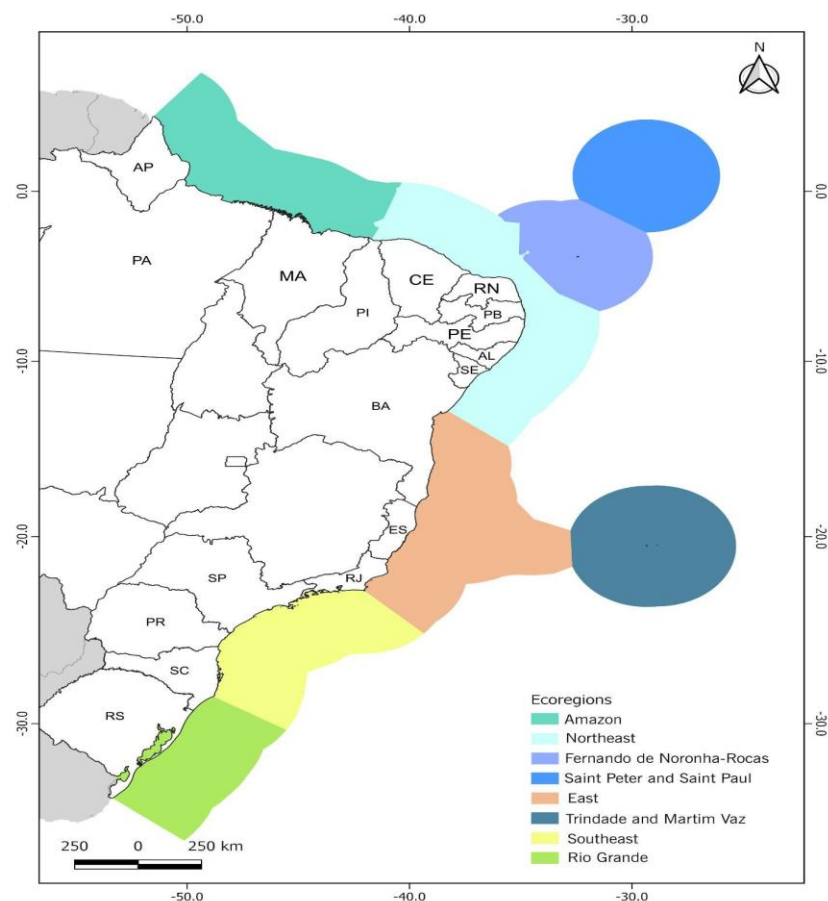


Figura 3: Litoral brasileiro dividido em oito ecorregiões marinhas e dezessete estados costeiros (AP - Amapá, PA - Pará, MA - Maranhão, PI - Piauí, CE - Ceará, RN - Rio Grande do Norte, PB - Paraíba, PE - Pernambuco, AL - Alagoas, SE - Sergipe, BA - Bahia, ES - Espírito Santo, RJ - Rio de Janeiro, SP - São Paulo, PR - Paraná, SC - Santa Catarina, e RS - Rio Grande do Sul).

2.2. Revisão bibliográfica

Para identificar a presença ou ausência do tubarão-limão na costa brasileira foi realizado um levantamento bibliográfico de artigos e documentos voltados a acompanhamento de desembarque pesqueiro, pesca e petrechos que capturam elasmobrânquios (espinhel, rede de emalhe, rede de arrasto, etc), além de pesquisas com enfoque nesta sub-classe no Brasil, com exclusão das ilhas oceânicas. A busca por artigos se deu pelas plataformas Scopus, ISI Web of Science e Google Scholar, com a utilização de palavras chaves em inglês “Fish* and Brazil and elasm* or Shark*” e em português, “Pesca* and Brasil and elasm* or tubarão*”. Também foram realizadas pesquisas na Plataforma Lattes para obtenção de documentos presentes nos currículos de pesquisadores brasileiros com trabalhos voltados ao estudos de elasmobrânquios.

As publicações encontradas foram classificadas em graus de prioridade, sendo: Prioridade 1, publicações que continham informações sobre o quantitativo de indivíduos, biomassa e Captura por Unidade de Esforço (CPUE) das pescarias e; Prioridade 2, publicações apenas com o registro da espécie no formato de inventário (checklist). Após a classificação, foi realizada uma análise da proporção de indivíduos de *N. brevirostris* nas capturas documentadas nas publicações prioridade 1.

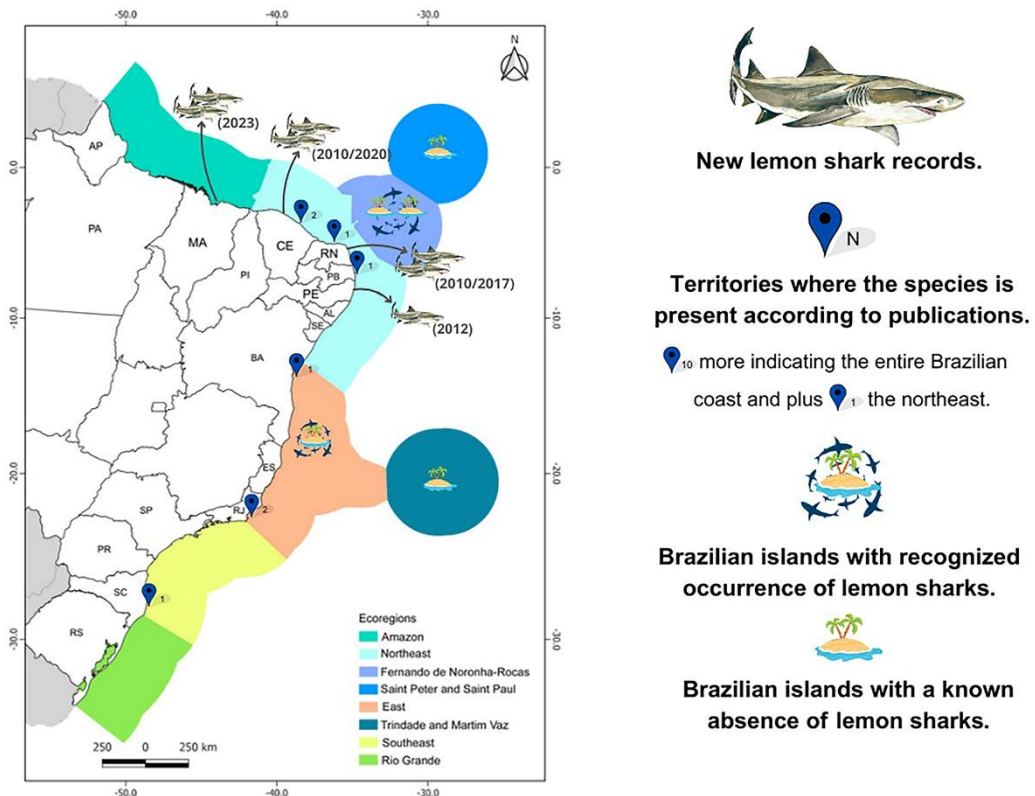


Figura 4: Resultados encontrados para cada estado e ecorregiões através da revisão bibliográfica e levantamento de novos registros para a espécie *Negaprion brevirostris*.

2.3. Novos registros

De forma integrativa foram compilados novos registros de tubarão-limão no Brasil a

partir da obtenção de exemplares completos, mandíbulas e registros fotográficos provenientes de regiões costeiras.

3. RESULTADOS

3.1. Revisão bibliográfica

O levantamento bibliográfico registrou um total de 219 publicações sobre acompanhamento sistemático de desembarque, pescarias variadas, lista de espécies, dentre outros estudos com ênfase nos elasmobrânquios. Destes, 128 publicações foram classificadas como prioridade 1, enquanto 91 publicações foram classificadas como prioridade 2. Nenhum artigo classificado como Prioridade 1, ou seja, contendo informações sobre o quantitativo de indivíduos, biomassa e CPUE das pescarias, registrou a captura de *N. brevirostris*. Nas publicações classificadas como Prioridade 2 foi observado seu registro em apenas 19 (Figura 4).

As publicações que apresentaram menção ao tubarão-limão estavam divididas em artigos de revisão bibliográfica (15) e etnotaxonomia (4). Considerando os documentos de revisões bibliográficas, há publicações baseadas em acompanhamentos de desembarque e embarque, porém sem menção à captura do tubarão-limão.

3.2. Novos registros

Os novos registros de *N. brevirostris* na região costeira do Brasil foram procedentes da pesca com redes de emalhe e espinhel de fundo. Essas capturas ocorreram em duas ecorregiões diferentes, a Amazônica onde está situado o estado do Maranhão (2 indivíduos) e na ecorregião Nordeste, onde estão localizados os estados do Ceará (2), Rio Grande do Norte (2) e Pernambuco (1). Porém, estes registros de capturas ocorreram em um intervalo temporal considerável, com o primeiro exemplar sendo capturado no Rio Grande do Norte em fevereiro de 2010 e os últimos ocorreram no Maranhão, com a captura simultânea de dois indivíduos em junho de 2023 (Figura 4).

No Maranhão, os dois indivíduos eram juvenis de sexos distintos e foram desembarcados no porto do município da Raposa no início de junho de 2023. O exemplar macho apresentou 1,965 kg de peso e 67,8 cm de comprimento total, enquanto a fêmea pesou 2,035 kg e 68,4 cm de comprimento total (Figura 5A). A captura ocorreu no município de Humberto de Campos, nas proximidades do Farol de Santana, local de domínio de estuários na borda ocidental dos Lençóis Maranhenses. De acordo com os pescadores, os tubarões-limão foram capturados por meio rede de emalhe durante a atividade da frota pesqueira artesanal. Os exemplares obtidos foram conduzidos ao Laboratório de Organismos Aquáticos da Universidade Federal do Maranhão e tombados na Coleção de Peixes da Universidade Federal

do Maranhão (CPUFMA).

No Ceará, o primeiro registro ocorreu em Fortaleza no mês de outubro de 2010, obtido no desembarque da frota de espinhel de fundo, atuante sobre as coordenadas 03°29'S/38°49'W e profundidade de 27 m. Um exemplar de 42 kg de peso com morfologia característica da espécie foi comercializado no local de desembarque, sendo devidamente identificado pela arcada dentária, através das descrições de Compagno (1984), adquirida por um dos autores (Figura 5B). O segundo registro ocorreu pela disponibilização de um vídeo (<https://www.youtube.com/watch?v=97oa7Qbn37U>) por um tratador de peixe, que mostra uma fêmea de tubarão-limão capturada com linha de mão na enseada de Mucuripe em 19 de dezembro de 2020, com aproximadamente 60 cm de comprimento total.

No Rio Grande do Norte os dois exemplares foram capturados por redes de emalhe na comunidade pesqueira artesanal de Maracajaú, na região do Parrachos de Maracajaú. O primeiro registro na região ocorreu em fevereiro de 2010, um exemplar de tubarão-limão de aproximadamente 230 cm (Figura 5C), enquanto o segundo registro consistiu em um indivíduo de aproximadamente 180 cm em outubro de 2017 (Figura 5D). A profundidade dos locais de captura não foi relatada, mas variam entre 1 a 6,60 metros e se localizam sobre as coordenadas 5° 21' 12" e 5° 25' 30" S e 35° 14' 30" e 35° 17' 12" W.

No ano de 2012, no estado do Pernambuco, foi noticiada em uma reportagem (<https://jc.ne10.uol.com.br/canal/cidades/geral/noticia/2012/11/25/tubarao-cabeça-chata-pescado-no-pontal-de-maracaípe-64720.php>;) a captura de um tubarão-cabeça-chata, nome popular da espécie *Carcharhinus leucas* no Brasil, com 250 cm de comprimento e 200 kg, capturado com rede de emalhe por um pescador artesanal. Posteriormente a mandíbula foi fotografada e, através dessas evidências, o indivíduo foi corretamente identificado como *N. brevirostris* (Figura 5E e F).



Figura 5: Novos registros de *Negaprion brevirostris*. A) Juvenis capturados no estado do Maranhão em 2023. B) Arcada do indivíduo capturado em 2010 no estado do Ceará. C e D) Registros no estado do Rio Grande do Norte em 2010 e 2017, respectivamente. E) Indivíduo capturado em Pernambuco em 2012. F) Arcada responsável por facilitar a identificação do exemplar capturado em Pernambuco.

4. DISCUSSÃO

A presença da espécie *N. brevirostris* na região costeira do Brasil é rara, uma vez que a mesma não foi identificada após uma análise crítica de artigos e documentos publicados em quase 60 anos (Martinazzo et al., 2022; Sadowsky, 1967) e que abordaram os temas de acompanhamento de desembarque, embarque e monitoramento da produção pesqueira com registro de elasmobrânquios na costa brasileira. A espécie foi registrada, em sua maioria, por listagens de fauna. Esta ausência ou raridade de registros na região costeira do Brasil era inesperada, já que os mapas de distribuição apontam a ocorrência de forma predominante na plataforma costeira (Carlson et al. 2021, Ebert et al. 2021)

Na ecorregião Amazônica, apresentam-se apenas registros históricos ao longo do curso e na boca do rio Amazonas (Bigelow & Schroeder, 1948; Dulvy et al., 2014; Starks, 1913), mesmo com registros de acompanhamento de pescarias na região (Alencar et al., 2001; Almeida & Carneiro, 1999; Almeida & Vieira, 2000; Aragão et al., 2019; Asano-Filho, 2004a, 2004b;

Asano-Filho et al., 2007; Burgos, 1976; Emerenciano, 1979; Feitosa et al., 2018; Ferrette et al., 2019; Freitas et al., 2019; Guimarães-Costa et al., 2020; Jimenez et al., 2013; Lessa, 1986; Lutz et al., 2016; Martins et al., 2021; Melo et al., 2020; Nunes et al., 2005; Rodrigues-Filho et al., 2009; Stride et al., 1992; Viana & Souza, 2019).

A ecorregião Nordeste concentra a maior parte dos registros de ocorrência de *N. brevirostris* no Brasil. Dito isto, é importante salientar que a maior parte deles refere-se a listagens de fauna em níveis estaduais e estudos realizados nas ilhas oceânicas e suas adjacências. Os estados do Piauí, Alagoas e Sergipe ainda não possuem registro da espécie. Porém, alguns estados presentes nesta ecorregião apresentam registros antigos provenientes de levantamentos de fauna como observado para o Ceará (Gadig et al., 2000; Jucá-Queiroz et al., 2008), Rio Grande do Norte e Pernambuco (Lessa et al., 1999), sendo nestes últimos, citadas as ilhas oceânicas de Atol das Rocas e Fernando de Noronha. Por fim, estudos de etnoictiologia registraram a presença de *N. brevirostris* no estado da Paraíba (Morais, 2016) e na Bahia (Barbosa-Filho et al., 2021).

No estado da Paraíba, o estudo registrou os nomes científicos apenas a partir dos nomes populares sem qualquer verificação mais aprofundada para garantir a certeza de espécies menos frequentes ou mesmo raras, bem como a diversidade de nomes populares que podem ser atribuídos a uma mesma espécie (sinonímias) ou o mesmo nome popular sendo atribuído a diferentes espécies (homonímias). Além disso, é muito possível a ocorrência da variação nominal ao longo do tempo, como o próprio processo de histórico, tais como casos de polissemia em variações diacrônicas ou de origem diatópica, comumente resultantes do regionalismo no Brasil (Coelho et al., 2022).

O estado da Bahia possui sua costa pertencente a duas ecorregiões, a Nordeste, localizada na costa norte do estado; e a ecorregião Leste, localizada na sua costa central e sul. A espécie *N. brevirostris* é registrada no banco de Abrolhos, localizado na costa sul baiana, normalmente proveniente de pescarias nos seus arredores ou de raros encontros na plataforma continental.

Dito isto, a presença de *N. brevirostris* na ecorregião Leste, que se estende do litoral sul do estado da Bahia até a costa norte do estado do Rio de Janeiro, está provavelmente relacionada a pescarias que ocorreram no norte do Espírito Santo ao sul do Banco de Abrolhos. Na costa sul do Rio de Janeiro e o estado São Paulo, pertencentes a ecorregião Sudeste, a espécie é considerada extinta devido à falta de registros recentes para estes locais (Carlson et al. 2021, Rosa et al. 2018), indicando que a ocorrência da espécie está ligada a registros históricos, ou exemplares encontrados em revisões bibliográficas, ou partes do corpo de alguns exemplares

da espécie que estejam alocados em coleções ictiológicas. Ainda, é possível que devido a característica mais tropical do tubarão limão, estes locais fossem os extremos de sua distribuição num passado e, portanto, não preferenciais da espécie onde sua abundância seria naturalmente mais baixa.

Para a região sul da ecorregião Sudeste, foram encontradas evidências da presença da espécie apenas no período Holoceno, através de vértebras e dentes encontrados em sambaquis (Burg-Mayer et al., 2022; Burg-Mayer & de Freitas, 2023). Além deste, verificamos um registro mais recente da espécie para a região em Santa Catarina (Castro, 2008), através de um estudo utilizando etnotaxonomia. Contudo, a identificação da espécie foi feita utilizando apenas o nome popular, sem verificação por imagem. O mesmo trabalho indica ainda, elevada abundância da espécie para região, o que aumenta a desconfiança visto que a nenhum trabalho voltado a acompanhamento de desembarque registrou o *N. brevirostris* (Fiedler et al., 2015; Mazzoleni & Schwingel, 2000; Occhialini & Schwingel, 2003; Perez, et al., 2009a; 2009b; Perez & Wahrlich, 2005; Pio et al., 2016; Schroeder et al., 2014; Schwingel & Mazzoleni, 2004). Segundo Burg-Mayer et al. (2022) a espécie só pôde ocorrer na região devido a oscilações que ocorreram na temperatura da água no passado, visto que o tubarão-limão possui preferência por águas quentes.

Uma preocupação que surgiu em decorrência deste levantamento específico para *N. brevirostris*, mas que se estende para outras espécies, foi em relação a estudos de etnoictiologia. É inegável o potencial dos estudos acessando o etnoconhecimento, contudo nos preocupamos com o cuidado de identificação de espécies e contextualização temporal das ocorrências. Em alguns casos observa-se a ausência de verificação mais cuidadosa da identificação da espécie e esta é feita apenas a partir de nomes populares.

Os novos registros da espécie na região costeira dos estados do Maranhão, Ceará, Rio Grande do Norte e Pernambuco podem ser considerados como os únicos comprovados fora de regiões de ilhas oceânicas no Brasil nos últimos 30 anos. Para o estado do Maranhão, é a primeira vez que a espécie é registrada, ponto que nos mostra a necessidade de aumentarmos o monitoramento da pesca artesanal do estado, para fins de atualização das espécies desembarcadas pela frota maranhense. O pequeno número de indivíduos registrados neste trabalho reforça a raridade da espécie na região costeira do Brasil, principalmente se considerarmos que estudos de acompanhamentos de desembarque pesqueiro e acompanhamentos embarcados, voltados a identificação de elasmobrânquios são amplamente conhecidos nos estados do Maranhão (Coelho et al. 2022, Lessa 1986), Ceará (Basílio, 2011; Basílio et al., 2008; Coelho et al., 2022; Gadig et al., 2000; Jucá-Queiroz et al., 2008; R. P. T.

Lessa, 1986; Santander-Neto & Faria, 2020), Rio Grande do Norte (Garcia-Júnior et al., 2015; R. P. Lessa et al., 2008; Nóbrega et al., 2019; D. M. Nunes et al., 2019; Yokota & Lessa, 2006) e Pernambuco (Afonso et al., 2014; L. C. Ferreira et al., 2013; V. Ferreira et al., 2019; Hazin et al., 2000; Niella et al., 2017) onde estes novos registros aconteceram.

Em contraponto, a espécie ocorre comumente nas ilhas oceânicas, onde parece ter uma relação de fidelidade de ocorrência, nascimento e crescimento (Agra, 2009; Corrêa et al., 2023; Freitas et al., 2006, 2009; Garla et al., 2009; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010). A presença de *N. brevirostris* nas ilhas oceânicas pode estar relacionada às características ambientais encontradas nesses locais. Os três arquipélagos possuem valores de temperaturas médias da água entre 24,5 a 27 °C e salinidade em torno de 36 a 37, presença de substratos rochosos, com ocorrência de recifes coralinos e fundos cobertos por macroalgas e fanerógamas, bem como possuem praias e piscinas de águas claras e de baixa profundidade (Agra, 2009; Garla et al., 2009; Leão & Kikuchi, 2001; Moura et al., 2013; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010; Wetherbee et al., 2007).

Juvenis de tubarão-limão são encontrados na Flórida e nas Bahamas, em ambientes similares aos das ilhas oceânicas brasileiras, indicando preferência da espécie a essas condições ambientais (Kessel et al., 2013, 2016; Murchie et al., 2010; Reyier et al., 2014; Tinari & Hammerschlag, 2021). Dito isto, os habitats que correspondem à distribuição de *N. brevirostris* ao norte do atlântico são semelhantes aos encontrados nas ilhas oceânicas brasileiras, porém diferem devido à especulação imobiliária que têm gerado a degradação ambiental, tais como aumento de descarga de esgotos, supressão do mangues e urbanização costeira, além disso também houve aumento das práticas de maricultura (Dote-Sá et al., 2013; Ferreira & Lacerda, 2016; Moschetto et al., 2021). Com isso, muitas áreas de distribuição da espécie podem ter sido afetadas, principalmente a partir da segunda guerra mundial, gerando consequências para a viabilidade populacional do tubarão-limão. Há indícios atualmente de que impactos ambientais têm reduzido a população do tubarão-limão na Flórida e adjacências, sítio de grande importância por ser considerado área berçário (Ebert & Dando 2024).

Os novos registros esparsos geograficamente e temporalmente ao longo da costa nordeste brasileira podem ser justificados devido aos recifes inconsolidados ainda presentes na plataforma da Costa Semi Árida do nordeste, interligando os Sistema Recifal Amazônico e o Sistema Recifal Oriental Brasileiro, que englobam as ecorregiões Amazônica e Nordeste, dois complexos recifais do leste da América do Sul (Carneiro et al., 2022). Apesar da existência desse tipo de habitat dar suporte para a ocorrência de *N. brevirostris*, a sua degradação juntamente com algumas características preferenciais da espécie pode não ser suficiente para o

estabelecimento de populações na região costeira.

Nos estados do Maranhão, onde houve este primeiro registro apenas recentemente, e no estado Ceará onde a espécie foi registrada duas vezes em um longo intervalo de tempo, não é possível observar a presença de ambientes similares aos encontrados nas ilhas oceânicas. Por outro lado, nos estados do Rio Grande do Norte (Parrachos de Maracajaú) e Pernambuco (Maracaípe), locais de registros da espécie no presente trabalho, é possível observar ambientes recifais de águas rasas emersos e submersos, com presença de fundos fanerógamos e fundo arenoso (Bastos et al., 2011; Costa, 2011), muito similar ao ambiente descrito para a costa da Flórida e para as ilhas das Bahamas e ilhas brasileira. Embora não se tenha indícios de que este habitat esteja abrigando alguma população da espécie na região costeira dada a raridade dos registros, muito provavelmente em função da degradação de habitat, esforço de pesca e os processos históricos de colonização da costa brasileira.

Considerando os aspectos mencionados, sugerimos duas hipóteses para os registros feitos na região costeira do Brasil: (1) Estes exemplares são espécimes remanescentes de uma população de tubarões-limão presentes na região costeira, sobrepujando todos os efeitos antrópicos desde a colonização do Brasil e; (2) Estes registros são de animais vagantes que saíram das ilhas oceânicas, talvez a procura de novos habitats com maior disponibilidade de alimentos, outros locais de forrageamento ou mesmo refúgio de uma pressão de pesca nesses ambientes insulares. Dada a histórica ausência de registros em acompanhamentos de desembarque ao longo da costa, principalmente nas últimas décadas, acredita-se que a segunda hipótese seja a mais provável para estes novos registros esparsos geograficamente e cronologicamente. Na tentativa de prospectar novos habitats, os tubarões-limão buscam a plataforma continental, mas antes de se estabelecerem como populações, são capturados pelas embarcações costeiras destas localidades, sejam como exemplares adultos ou juvenis.

Dada esta raridade de registros, mas considerando que é possível que estes tubarões-limão sejam encontrados na região costeira do Brasil, segundo o guia de categorias e critérios da IUCN (IUCN, 2024), poderíamos considerar a espécie como Possivelmente Existente, o que acarretaria na revisão do mapa de extensão de ocorrência (EOO) da espécie, excluindo os registros na região costeira do Brasil pois, neste caso, não deveria ser considerado no cálculo de EOO. Nas próximas avaliações, deveria ser feita uma referência ao mapa de distribuição de ocorrência histórica e ajustes de área de ocupação da espécie desconsiderando a existência da espécie na região costeira do Brasil.

Para a situação de ocorrência atual, a espécie deveria ser considerada “Existente” apenas nas ilhas oceânicas brasileiras, locais que de fato abrigam a espécie em diversas fases

de sua vida (Freitas, 2004; Freitas et al., 2006; Garla et al., 2009; Rada, 2010) e onde a mesma apresenta um alto grau de fidelidade a estes locais (Freitas et al. 2006, Garla et al. 2009). Esta revisão no mapa de distribuição da espécie pode, inclusive, abrir a possibilidade de reclassificação de status populacional através de outros critérios para o sudoeste do Oceano Atlântico. Considerando que no Brasil, a população possui tendência de declínio (Carlson et al., 2021; ICMBio, 2016; Rosa et al., 2018), a possibilidade de enquadramento em outro critério de acordo com IUCN pode levar a categorização em outro nível de ameaça.

Considerando as hipóteses apresentadas, seria importante realizar uma análise genética para fins de comparação entre populações costeiras e das ilhas oceânicas brasileiras, tal como foi realizado com o tubarão-lixia *Ginglymostoma cirratum* (Karl et al., 2012). Caso não seja semelhante, a possibilidade dos indivíduos capturados na região costeira serem animais vagantes que exploram a plataforma continental, se tornaria ainda mais embasada.

Outros estudos necessários para o entendimento dos tipos de habitats usados por *N. brevirostris*, devem direcionar seus esforços para a dinâmica populacional e acompanhar as taxas de crescimento ou declínio populacional nesses mesmos locais ao longo do tempo e promover maior fidedignidade nos dados de ocorrência para aprimoração da distribuição por meio de modelos de distribuição (e.g. Species Distribution Models) e permitindo maior acurácia de identificar os reais locais de uso e habitats.

5. CONCLUSÃO

A partir dos dados levantados e registrados neste estudo é possível afirmar que a presença da espécie *N. brevirostris* na região costeira do Brasil é extremamente rara. Apesar de ser rara atualmente, não é possível afirmar o que causou o desaparecimento da espécie na plataforma continental brasileira ou mesmo se a espécie nunca foi abundante nesta região. Dessa maneira, é fundamental revisar o mapa de distribuição da espécie de *N. brevirostris* na porção sul do Atlântico.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, A. S., Andrade, H. A., & Hazin, F. H. V. (2014). Structure and dynamics of the shark assemblage off Recife, Northeastern Brazil. *PLoS ONE*, 9(7).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102369>
- Agra, G. (2009). *Organização social de elasmobrânquios na reserva biológica do Atol das Rocas, Brasil* [Master Dissertation, Universidade Federal de Pernambuco].
<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8242>. Acessado em 24 de junho de 2024.
- Alencar, C. A. G. de, Santana, J. V. M., & Oliveira, G. G. (2001). Descrição da pesca de tubarões com espinhel de fundo na região norte do Brasil, durante 1996 e 1997. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 34, 143–149. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/54404>. Acessado em 24 de junho de 2024.
- Almeida, Z. S. de, & Carneiro, M. C. (1999). Levantamento e ocorrência de Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal no litoral do Maranhão. *Boletim SBEEL*, 4(10), 122–135.
- Almeida, Z. S., & Vieira, H. da C. P. (2000). Distribuição e Abundância de Elasmobrânquios no Litoral Maranhense, Brasil. *Pesquisa Em Foco*, 8(11), 89–104.
- Aragão, G. M. de O., Oliveira, G. P. de, Kotas, J. E., & Spach, H. L. (2019). O conhecimento ecológico local dos pescadores artesanais sobre os elasmobrânquios marinho-costeiros na APA do delta do Parnaíba, Nordeste do Brasil. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 52(1), 34–49.
<http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/51247>. Acessado em 24 de junho de 2021.
- Asano-Filho, M., Holanda, F. C. A. F., & Oliveira, G. B. de. (2004a). Estimação da biomassa dos recursos demersais na Plataforma Continental da Região Norte do Brasil. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 37, 53–62. <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/54160>. Acessado em 25 de junho de 2024.
- Asano-Filho, M., Holanda, F. C. A. F., Santos, F. J. da S., Lucena, F., & Pantaleão, G. de S. L. (2004b). A short note on the catch composition and weight-length relationship of tunas, billfishes and sharks of north Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 52(4), 249–253.
<https://doi.org/10.1590/S1679-87592004000300008>
- Asano-Filho, M., Santos, F. J. da S., & Holanda, F. C. A. F. (2007). Composição da fauna nas pescarias realizadas com espinhel pelágico na costa norte do Brasil durante a execução do Projeto Protuna. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 40(1), 58–64.
<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/53891>. Acessado em 25 de junho de 2024.
- Barbosa-Filho, M. L. V., Ramires, M., Mourão, J. D. S., Rosa, R. D. S., Alves, R. R. D. N., & Costa-Neto, E. M. (2021). Ethnotaxonomy of Sharks by Expert Fishers from South Bahia, Brazil: Implications for Fisheries Management and Conservation. *Ethnobiology and Conservation*, 10, 1–12. <https://doi.org/10.15451/ec2021-08-10.02-1-12>
- Basílio, T. H. (2011). *Caracterização da pesca de tubarões e raias desembarcadas em Camocim: principal porto pesqueiro do Ceará* [Master Dissertation, Universidade Federal do Ceará].
<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/1567>. Acessado em 28 de junho de 2024.
- Basílio, T. H., Faria, V. V., & Furtado-Neto, M. A. de A. (2008). Elasmobranch fauna of the Curu River estuary, Ceará State, Brazil. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 41(2), 65–72.
- Bastos, R. B., Feitosa, F. A. do N., Koenig, M. L., Machado, R. C. de A., & Muniz, K. (2011). Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): Produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 15(1), 1–10. <https://doi.org/10.14210/BJAST.V15N1.P1-10>
- Bigelow, H. B., & Schroeder, W. C. (1948). *Fishes of the western North Atlantic - Part 1: Sharks* (A. E. Parr, Ed.; Vol. 1). Sears Foundation For Marine Research.
- Bolnick, D. I., Amarasekare, P., Araújo, M. S., Bürger, R., Levine, J. M., Novak, M., Rudolf, V. H. W., Schreiber, S. J., Urban, M. C., & Vasseur, D. A. (2011). Why intraspecific trait variation matters in community ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(4), 183–192.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.01.009>
- Bornatowski, H., Braga, R. R., Kalinowski, C., & Vitule, J. R. S. (2015). “Buying a Pig in a Poke”: The Problem of Elasmobranch Meat Consumption in Southern Brazil. *Ethnobiology Letters*, 6(1), 196–202. <https://doi.org/10.14237/eb1.6.1.2015.451>
- Bornatowski, H., Braga, R. R., & Simões Vitule, J. R. (2013). Shark mislabeling threatens biodiversity. *Science*, 340(6135), 923. <https://doi.org/10.1126/science.340.6135.923-a>

- Brooks, J. L., Guttridge, T. L., Franks, B. R., Grubbs, R. D., Chapman, D. D., Gruber, S. H., Dibattista, J. D., & Feldheim, K. A. (2016). Using genetic inference to re-evaluate the minimum longevity of the lemon shark *Negaprion brevirostris*. *Journal of Fish Biology*, 88(5), 2067–2074. <https://doi.org/10.1111/jfb.12943>
- Bucair, N., Mendonça, S., Santos, P. R. S., Chelotti, L. D., Santander-Neto, J., Nunes, J. L. S., Charvet, P., Sampaio, C. L. S., Rincon, G., Gadig, O. B. F., Dias, J. F., & Francini-Filho, R. B. (2024). Occurrence, distribution and threats to mobulid rays in Brazil: A review and updated database. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 34(6). <https://doi.org/10.1002/aqc.4203>
- Burg-Mayer, G., & de Freitas, R. H. A. (2023). Archaeological sharks: changes in the trophic ecology between late Holocene and modern shark communities in South Brazil. *Marine Biology*, 170(8). <https://doi.org/10.1007/s00227-023-04252-x>
- Burg-Mayer, G., de Souza, E. C. S., Gilson, S. P., & de Freitas, R. H. A. (2022). South Brazil pre-colonial sharks: Insights into biodiversity and species distributions. *Journal of Fish Biology*, 100(3), 811–819. <https://doi.org/10.1111/JFB.14998>
- Burgos, P. F. de O. (1976). *Pesquisas dos recursos pesqueiros da plataforma continental maranhense*.
- Burner, R. C., Stephan, J. G., Drag, L., Birkemoe, T., Muller, J., Snäll, T., Ovaskainen, O., Potterf, M., Siitonen, J., Skarpaas, O., Doerfler, I., Gossner, M. M., Schall, P., Weisser, W. W., & Sverdrup-Thygeson, A. (2021). Traits mediate niches and co-occurrences of forest beetles in ways that differ among bioclimatic regions. *Journal of Biogeography*, 48(12), 3145–3157. <https://doi.org/10.1111/jbi.14272>
- Carlson, J., Charvet, P., Ba, A., Bizzarro, J., Derrick, D., Espinoza, M., Doherty, P., Chartrain, E., Dia, M., Leurs, G. H. L., Metcalfe, K., Pires, J. D., Pacoureaux, N., Porriños, G., & Dulvy, N. K. (2021). *Negaprion brevirostris* (Lemon Shark). The IUCN Red List of Threatened Species. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T39380A2915472.en>. Acessado em 27 de junho de 2025.
- Carneiro, P. B. M., Neto, A. R. X., Jucá-Queiroz, B., Teixeira, C. E. P., Feitosa, C. V., Barroso, C. X., Matthews-Cascon, H., De Moraes, J. O., Freitas, J. E. P., Santander-Neto, J., De Araújo, J. T., Monteiro, L. H. U., Pinheiro, L. S., Braga, M. D. A., Cordeiro, R. T. S., Rossi, S., Bejarano, S., Salani, S., Garcia, T. M., ... Soares, M. O. (2022). Interconnected marine habitats form a single continental-scale reef system in South America. *Scientific Reports*, 12, 17359. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21341-x>
- Castro, A. G. S. (2008). *O uso de recursos naturais e os desafios para a conservação da biodiversidade marinha: mudanças e conflitos em uma comunidade pesqueira na Ilha de Santa Catarina, Brasil*. [Phd Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <http://hdl.handle.net/10183/17332>. Acessado em 27 de junho de 2024
- Coelho, K. K. F., Rincon, G., Bandeira, A. M., Barbosa-Filho, M. L. V., Wosnick, N., De Brito, R. M. S., Nunes, A. R. O. P., & Nunes, J. L. S. (2022). Society of Ethnobiology Fisher Ethnotaxonomy for Elasmobranchs Captured Along the Brazilian Amazon Coast. *Ethnobiology Letters*, 13(1), 79–99. <https://doi.org/10.14237/ebl.13.1.2022.1819>
- Compagno, L. J. V. . (1984). *FAO species catalogue*. United Nations Development Programme Food and Agriculture Organization.
- Corrêa, A. L. T., Vêras, D. P., & Dias, J. F. (2023). New data on abundance of lemon shark *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868) at Lama Bay, Rocas Atoll, Brazil. *Ocean and Coastal Research*, 71. <https://doi.org/10.1590/2675-2824071.22089altc>
- Costa, T. L. de A. (2011). *Projeto raia de fogo: aspectos populacionais da raia de fogo (*Dasyatis mariana* Gomes, Rosa & Gadig, 2000) e pesca de elasmobrânquios no complexo recifal do Parracho de Maracajaú* [Master Dissertation, Universidade Federal do Rio Grande do Norte]. <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/12496>. Acessado em 03 de maio de 2024.
- Dote-Sá, T., Sousa, R. R. De, Régis, Í., Branco Rocha, C., Lima, G. C. De, & Farias Costa, F. H. (2013). Brackish Shrimp Farming in Northeastern Brazil: The Environmental and Socio-Economic Impacts and Sustainability. *Natural Resources*, 2013(08), 538–550. <https://doi.org/10.4236/NR.2013.48065>
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N. K., Fordham, S. V., Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A.,

- Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. J. V., Ebert, D. A., Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., ... White, W. T. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *ELife*, 2014(3). <https://doi.org/10.7554/ELIFE.00590>
- Ebert, D. A., & Dando, M. (2024). *Field Guide to Sharks, Rays and Chimaeras of the East Coast of North America* (1st ed.). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9780691249025>
- Ebert, D. A., Dando, M., & Fowler, S. (2021). *Sharks of the World: A Complete Guide*. (2nd ed.). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9780691210872>
- Ebert, D. A., Fowler, S., & Compagno, L. (2013). *Sharks of the World: A Fully Illustrated Guide* (1st ed.). Wild Nature Press.
- Emerenciano, I. A. A. (1979). *A pesca no Maranhão: realidade e perspectiva*. Universidade Federal do Maranhão, Grupo de Planejamento Acadêmico.
- Feitosa, L. M., Martins, A. P. B., Giarrizzo, T., MacEdo, W., Monteiro, I. L., Gemaque, R., Nunes, J. L. S., Gomes, F., Schneider, H., Sampaio, I., Souza, R., Sales, J. B., Rodrigues-Filho, L. F., Tchaicka, L., & Carvalho-Costa, L. F. (2018). DNA-based identification reveals illegal trade of threatened shark species in a global elasmobranch conservation hotspot. *Scientific Reports* 2018 8:1, 8(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21683-5>
- Feldheim, K. A., Gruber, S. H., & Ashley, M. V. (2001). Population genetic structure of the lemon shark (*Negaprion brevirostris*) in the western Atlantic: DNA microsatellite variation. *Molecular Ecology*, 10(2), 295–303. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01182.x>
- Feldheim, K. A., Gruber, S. H., Dibattista, J. D., Babcock, E. A., Kessel, S. T., Hendry, A. P., Pikitch, E. K., Ashley, M. V., & Chapman, D. D. (2014). Two decades of genetic profiling yields first evidence of natal philopatry and long-term fidelity to parturition sites in sharks. *Molecular Ecology*, 23(1), 110–117. <https://doi.org/10.1111/MEC.12583>
- Ferreira, A. C., & Lacerda, L. D. (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, 125, 38–46. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2016.03.011>
- Ferreira, L. C., Afonso, A. S., Castilho, P. C., & Hazin, F. H. V. (2013). Habitat use of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, off Recife, Northeast Brazil: A combined survey with longline and acoustic telemetry. *Environmental Biology of Fishes*, 96(6), 735–745. <https://doi.org/10.1007/s10641-012-0067-5>
- Ferreira, V., Le Loc, F., Ménard, F., Frédou, T., & Frédou, F. (2019). Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. *Scientia Marina*, 83(2). <https://doi.org/10.3989/scimar.04855.25A>
- Ferrette, B. L. da S., Domingues, R. R., Ussami, L. H. F., Moraes, L., Magalhães, C. de O., de Amorim, A. F., Hilsdorf, A. W. S., Oliveira, C., Foresti, F., & Mendonça, F. F. (2019). DNA-based species identification of shark finning seizures in Southwest Atlantic: implications for wildlife trade surveillance and law enforcement. *Biodiversity and Conservation*, 28(14), 4007–4025. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01862-0>
- Fiedler, F. N., Sales, G., Giffoni, B. B., Port, D., Sant'Ana, R., Barreto, A. S., & Schwingel, P. R. (2015). Spatio-temporal distribution and target species of longline fisheries off Southeastern/Southern Brazil between 2000 and 2011. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(4), 407–422. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015090706304>
- Freitas, R. H. de. (2004). *Estrutura e tamanho populacional, sobrevivência e crescimento de jovens de tubarão-limão, Negaprion brevirostris (Elasmobranchii: Carcharhinidae) no Atol das Rocas–RN, Brasil* [Master Dissertation]. Universidade Federal da Paraíba.
- Freitas, L. M., Cintra, I. H. A., Ribeiro, F. C. P., Klautau, A. G. C. de M., & Paes, E. T. (2019). Rendimento e distribuição de pescarias de arrasto de fundo para peixes diversos na Costa Norte do Brasil. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 52(1), 108–123. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/54719>. Acessado em 27 de junho de 2024.
- Freitas, R. H. A., Rosa, R. S., Gruber, S. H., & Wetherbee, B. M. (2006). Early growth and juvenile population structure of lemon sharks *Negaprion brevirostris* in the Atol das Rocas Biological Reserve, off north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, 68(5), 1319–1332. <https://doi.org/10.1111/J.0022-1112.2006.00999.X>
- Freitas, R. H. A., Rosa, R. S., Wetherbee, B. M., & Gruber, S. H. (2009). Population size and survivorship for juvenile lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) on their nursery grounds at a

- marine protected area in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2), 205–212. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000200011>
- Gadig, O. F., Bezerra, M. A., Feitosa, R. D., & Furtado-Neto, M. A. A. (2000). Ictiofauna marinha do estado do Ceará, Brasil: I. Elasmobranchi. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 33, 127–132.
- Garcia-Júnior, J. (2010). *Distribuição espacial, formação de grupos, uso do hábitat e ecologia comportamental de jovens de tubarão limão, Negaprion brevirostris (poey 1868), no arquipélago de Fernando de Noronha* [PhD Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Norte]. <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/17211>. Acessado em 30 de junho de 2024.
- Garcia-Júnior, J., Nóbrega, M. F., & Lins Oliveira, J. E. (2015). Coastal fishes of Rio Grande do Norte, northeastern Brazil, with new records. *Check List*, 11(3). <https://doi.org/10.15560/11.3.1659>
- Garla, R. C., Gadig, O. B. F., Garcia Junior, J., Veras, L. B., & Garrone-Neto, D. (2017). Hunting tactics of the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, in shallow waters of an oceanic insular area in the western equatorial Atlantic. *Neotropical Ichthyology*, 15(1). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160119>
- Garla, R. C., Garcia, J., Veras, L. B., & Lopes, N. P. (2009). Fernando de Noronha as an insular nursery area for lemon sharks, *Negaprion brevirostris*, and nurse sharks, *Ginglymostoma cirratum*, in the equatorial western Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records*, 2. <https://doi.org/10.1017/s1755267209000670>
- Gonçalves-Neto, J. B., Goyanna, F. A. de A., Feitosa, C. V., & Soares, M. O. (2021). A sleeping giant: the historically neglected Brazilian fishing sector. *Ocean and Coastal Management*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105699>
- Guimarães-Costa, A., Machado, F. S., Reis-Filho, J. A., Andrade, M., Araújo, R. G., Corrêa, E. M. R., Sampaio, I., & Giarrizzo, T. (2020). DNA Barcoding for the Assessment of the Taxonomy and Conservation Status of the Fish Bycatch of the Northern Brazilian Shrimp Trawl Fishery. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.566021>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Hazin, F. H. V., Wanderley Júnior, J. A. de M., & Mattos, S. M. G. de. (2000). Distribuição e abundância relativa de tubarões no litoral do estado de Pernambuco, Brasil. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 33(2), 33–42. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/54448>. Acessado em 10 de junho de 2024.
- Heino, J., Schmera, D., & Eros, T. (2013). A macroecological perspective of trait patterns in stream communities. *Freshwater Biology*, 58(8), 1539–1555. <https://doi.org/10.1111/fwb.12164>
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). (2016). *Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010–2012*.
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). (2018). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. The IUCN Red List Of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Acessado em 15 de junho de 2024.
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). (2024). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. The IUCN Red List Of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Acessado em 7 de julho de 2025.
- Jimenez, E. A., Asano-Filho, M., & Frédon, F. L. (2013). Fish bycatch of the laulao catfish *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) trawl fishery in the Amazon Estuary. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(2), 129–140.
- Jucá-Queiroz, B., Santander-Neto, J., Medeiros, R. S. De, Nascimento, F. C. P., Furtado-Neto, M. A. de A., Faria, V. V., & Rincon, G. (2008). Peixes cartilaginosos (Classe Chondrichthyes) do Estado do Ceará, Brasil, Atlântico Equatorial Ocidental-uma atualização. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 41(2), 73–81. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/53694>. Acessado em 20 de agosto de 2024.

- Karl, S. A., Castro, A. L. F., & Garla, R. C. (2012). Population genetics of the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) in the western Atlantic. *Marine Biology*, 159(3), 489–498. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1828-y>
- Kessel, S. T., Chapman, D. D., Franks, B. R., Gedamke, T., Gruber, S. H., Newman, J. M., White, E. R., & Perkins, R. G. (2014). Predictable temperature-regulated residency, movement and migration in a large, highly mobile marine predator (*Negaprion brevirostris*). *Marine Ecology Progress Series*, 514, 175–190. <https://doi.org/10.3354/meps10966>
- Kessel, S. T., Gruber, S. H., Gledhill, K. S., Bond, M. E., & Perkins, R. G. (2013). Aerial Survey as a Tool to Estimate Abundance and Describe Distribution of a Carcharhinid Species, the Lemon Shark, *Negaprion brevirostris*. *Journal of Marine Biology*, 2013, 1–10. <https://doi.org/10.1155/2013/597383>
- Kessel, S. T., Hansell, A. C., Gruber, S. H., Guttridge, T. L., Hussey, N. E., & Perkins, R. G. (2016). Three decades of longlining in Bimini, Bahamas, reveals long-term trends in lemon shark *Negaprion brevirostris* (Carcharhinidae) catch per unit effort. *Journal of Fish Biology*, 88(6), 2144–2156. <https://doi.org/10.1111/jfb.12987>
- Kohler, N. E., & Turner, P. A. (2001). Shark tagging: a review of conventional methods and studies. *Environmental Biology of Fishes*, 60, 191–223. <https://doi.org/10.1023/A:1007679303082>
- Kopp, D. A., Stoddard, J. L., Hill, R. A., Doyle, J. M., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., & Paulsen, S. G. (2023). Joint species distribution models reveal taxon-specific sensitivities to potential anthropogenic alteration. *Freshwater Science*, 42(3), 268–284. <https://doi.org/10.1086/726283>
- Krüger, L., Ramos, J. A., Xavier, J. C., Grémillet, D., González-Solís, J., Petry, M. V., Phillips, R. A., Wanless, R. M., & Paiva, V. H. (2018). Projected distributions of Southern Ocean albatrosses, petrels and fisheries as a consequence of climatic change. *Ecography*, 41(1), 195–208. <https://doi.org/10.1111/ecog.02590>
- Leão, Z. M. A. N., & Kikuchi, R. K. P. (2001). The Abrolhos Reefs of Brazil. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, 83–96. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_7
- Lessa, R. P., Barreto, R. R., Quaggio, A. L. C., Valença, L. R., Santana, F., Yokota, L., & Gianetti, M. D. (2008). Levantamento das espécies de elasmobrânquios capturados por aparelhos-de-pesca que atuam no berçário de Caiçara do Norte (RN). *Arquivos de Ciências Do Mar*, 41(2), 58–64.
- Lessa, R. P. T. (1986). Levantamento faunístico dos elasmobrânquios (Pisces, Chondrichthyes) do litoral ocidental do estado do Maranhão, Brasil. *Boletim Do Laboratório de Hidrobiologia*, 7(1). <https://doi.org/10.18764/>
- Lessa, R. P. T., Santana, F. M., Rincon, G., Gadig, O. B. F., & El-Deir, A. C. A. (1999). *Biodiversidade de elasmobrânquios do Brasil*. Ministério do Meio Ambiente.
- Lutz, Í. A. de F., Lima, W. M. G. de, Gonçalves-Filho, I. A., Cintra, I. H. A., & Silva, B. B. da. (2016). Produção pesqueira desembarcada em um estuário do norte do Brasil (Bragança, Pará). *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*, 4(2), 125–136. <https://doi.org/10.2312/ACTAFISH.2016.4.2.125-136>
- Martinazzo, G. M., Giaretta, E. P., Bornatowski, H., Abilhoa, V., & Freitas, M. (2022). A look at the unknown: Potential impact of marine recreational fishing on threatened species in the Southern Atlantic Ocean. *Ocean and Coastal Management*, 218. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106044>
- Martins, T., Santana, P., Lutz, Í., da Silva, R., Guimarães-Costa, A., Vallinoto, M., Sampaio, I., & Evangelista-Gomes, G. (2021). Intensive Commercialization of Endangered Sharks and Rays (Elasmobranchii) Along the Coastal Amazon as Revealed by DNA Barcode. *Frontiers in Marine Science*, 8, 769908. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.769908>
- Mazzoleni, R., & Schwingel, P. R. (2000). Elasmobranch species landed in Itajaí harbor, southern Brazil. *Notas Técnicas FACIMAR*, 3, 111–118. <https://www.researchgate.net/publication/49616653>. Acessado em 20 de agosto de 2024.
- Melo, F. de O., Freitas, L. M., Valério, V. H. da S., Menezes, L. H. do R., & Holanda, F. C. A. F. (2020). Description of artisanal fishery and structure of the diversity of fishes landing in the Municipality of Augusto Correa-Pará. *Research, Society and Development*, 9(10), e9559109502–e9559109502. <https://doi.org/10.33448/RSD-V9I10.9502>
- Morais, D. M. D. (2016). *Composição de desembarque, conhecimento tradicional e risco de extinção: a captura de elasmobrânquios do estado da Paraíba, Brasil*. [Master Dissertation, Universidade

- de Lisboa].
- Moschetto, F. A., Ribeiro, R. B., & De Freitas, D. M. (2021). Urban expansion, regeneration and socioenvironmental vulnerability in a mangrove ecosystem at the southeast coastal of São Paulo, Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 200. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105418>
- Moura, R. L., Secchin, N. A., Amado-Filho, G. M., Francini-Filho, R. B., Freitas, M. O., Minte-Vera, C. V., Teixeira, J. B., Thompson, F. L., Dutra, G. F., Sumida, P. Y. G., Guth, A. Z., Lopes, R. M., & Bastos, A. C. (2013). Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. *Continental Shelf Research*, 70, 109–117. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2013.04.036>
- Murchie, K. J., Schwager, E., Cooke, S. J., Danylchuk, A. J., Danylchuk, S. E., Goldberg, T. L., Suski, C. D., Philipp, D. P., Murchie, K. J., Schwager, E., Cooke, S. J., Danylchuk, A. J., Danylchuk, S. E., Goldberg, T. L., Suski, C. D., & Philipp, D. P. (2010). Spatial ecology of juvenile lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) in tidal creeks and coastal waters of Eleuthera, The Bahamas. *Environ Biol Fish*, 89, 95–104. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9693-y>
- Niella, Y. V., Hazin, F. H. V., & Afonso, A. S. (2017). Detecting Multispecific Patterns in the Catch Composition of a Fisheries-Independent Longline Survey. *Marine and Coastal Fisheries*, 9(1), 388–395. <https://doi.org/10.1080/19425120.2017.1347115>
- Nóbrega, M. F., Garcia-Júnior, J., Rufener, M. C., & Oliveira, J. E. L. (2019). Demersal fishes of the northeast Brazilian continental shelf: Spatial patterns and their temporal variation. *Regional Studies in Marine Science*, 27. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100534>
- Nunes, D. M., Hazin, F. H. V., Branco-Nunes, I. S. L., Hazin, H., Pacheco, J. C., Afonso, A. S., Mourato, B. L., & Carvalho, F. C. (2019). Survivorship of species caught in a longline tuna fishery in the western equatorial Atlantic Ocean. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 47(5), 798–807. <https://doi.org/10.3856/vol47-issue5-fulltext-9>
- Nunes, J. L. S., Almeida, Z. D. S. De, & Piorski, N. M. (2005). Raias capturadas pela pesca artesanal em águas rasas do Maranhão-Brasil. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 38(1–2), 48–54. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/54023>. Acessado em 22 de agosto de 2024.
- Occhialini, D. S., & Schwingel, P. R. (2003). Composição e variação espaço-temporal da captura da frota de traineiras entre 1997 e 1999 no porto de Itajaí, SC. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 7(1), 11–22. <https://doi.org/10.14210/BJAST.V7N1.P11-22>
- Oliveira, P. G. V., Oliveira, D. S. de, Pinheiro, P. B., Hazin, F. H. V., Carvalho, F. C., Veras, D. P., & Silva, M. B. (2011). Population Structure and Growth of Young Lemon Shark, *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868), at the Atol das Rocas Biological Reserve, Brazil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 389–395. <https://doi.org/10.5894/rgci236>
- Paradinas, I., Giménez, J., Conesa, D., López-Quílez, A., & Pennino, M. G. (2022). Evidence for spatiotemporal shift in demersal fishery management priority areas in the western Mediterranean. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(10), 1641–1654. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0327>
- Perez, J. A. A., Pezzuto, P. R., Wahrlich, R., & de Souza Soares, A. L. (2009a). Deep water fisheries in Brazil: history, status and perspectives. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 37(3), 513–542. <https://doi.org/10.3856/vol37-issue3-fulltext-18>
- Perez, J. A. A., & Wahrlich, R. (2005). A bycatch assessment of the gillnet monkfish *Lophius gastrophysus* fishery off southern Brazil. *Fisheries Research*, 72(1), 81–95. <https://doi.org/10.1016/J.FISHRES.2004.10.011>
- Perez, J. A. A., Wahrlich, R., & Pezzuto, P. R. (2009b). Chartered Trawling on the Brazilian Slope. *Marine Fisheries Review*, 71(2), 24–36. <https://aquadocs.org/handle/1834/26304>
- Pio, V. M., Pezzuto, P. R., & Wahrlich, R. (2016). Only two fisheries? Characteristics of the industrial bottom gillnet fisheries in southeastern and southern Brazil and their implications for management. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(5), 882–897. <https://doi.org/10.3856/VOL44-ISSUE5-FULLTEXT-2>
- Rada, D. de P. (2010). *Interações sociais, uso do habitat e estrutura populacional do tubarão limão, Negaprion brevirostris (poey, 1868), no arquipélago de Fernando de Noronha (PE)* [Master Dissertation, Universidade Federal da Paraíba]. <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/tede/8220>. Acessado em 17 de julho de 2024.
- Reyier, E. A., Adams, D. H., & Lowers, R. H. (2008). First evidence of a high density nursery ground

- for the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, near Cape Canaveral, Florida. *Florida Scientist*, 71(2), 134–148. <http://www.jstor.org/stable/24321581>
- Reyier, E. A., Franks, B. R., Chapman, D. D., Scheidt, D. M., Stolen, E. D., & Gruber, S. H. (2014). Regional-Scale Migrations and Habitat Use of Juvenile Lemon Sharks (*Negaprion brevirostris*) in the US South Atlantic. *PLOS ONE*, 9(2), e88470. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0088470>
- Rodrigues, L. dos S., Daudt, N. W., Cardoso, L. G., Kinas, P. G., Conesa, D., & Pennino, M. G. (2023). Species distribution modelling in the Southwestern Atlantic Ocean: A systematic review and trends. *Ecological Modelling*, 486. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110514>
- Rodrigues-Filho, L. F. da S., Rocha, T. C. da, Rêgo, P. S. do, Schneider, H., Sampaio, I., & Vallinoto, M. (2009). Identification and phylogenetic inferences on stocks of sharks affected by the fishing industry off the Northern coast of Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, 32(2), 405–413. <https://doi.org/10.1590/S1415-47572009005000039>
- Rosa, R. S., Repinaldo-Filho, F. P., M., Rada, D. P., & Oliveira, P. (2018). *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868). In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes* (Vol. 6, pp. 960–962). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).
- Rose, D. A. (1996). *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes* (Vol. 1). International Union for Conservation of Nature. <https://coilink.org/20.500.12592/3850z0>. Acessado em 07 de julho de 2025.
- Sadowsky, V. (1967). Selachier aus dem Litoral von Sao Paulo, Brasilien. *Beitrag Zur Neotropischen Fauna*, 5(2), 71–88. <https://doi.org/10.1080/01650526709360398>
- Santander-Neto, J., & Faria, V. V. (2020). Sharks and rays caught by a small-scale fisheries in the western equatorial Atlantic. *Journal of Applied Ichthyology*, 36(6), 830–833. <https://doi.org/10.1111/JAI.14103>
- Schroeder, R., Pio, V. M., Bail, G. C., Lopes, F. R. de A., & Wahrlich, R. (2014). Análise espaço-temporal da composição da captura da pesca com emalhe de fundo no Sudeste/Sul do Brasil. *Boletim Do Instituto de Pesca*, 40(3), 323–353. <https://institutodepesca.org/index.php/bip/article/view/1045>. Acessado em 07 de julho de 2024.
- Schwengel, P. R., & Mazzoleni, R. C. (2004). Aspectos da biologia das espécies capturadas por espinhel pelágico na costa sul do Brasil no inverno de 2001. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 8(1), 75–82. <https://doi.org/10.14210/BJAST.V8N1.P75-82>
- Smukall, M. J., Kessel, S. T., Franks, B. R., Feldheim, K. A., Guttridge, T. L., & Gruber, S. H. (2019). No apparent negative tagging effects after 13 years at liberty for lemon shark, *Negaprion brevirostris* implanted with acoustic transmitter. *Journal of Fish Biology*, 94(1), 173–177. <https://doi.org/10.1111/JFB.13856>
- Snelson, F. F., & Williams, S. E. (1981). Notes on the occurrence, distribution, and biology of elasmobranch fishes in the Indian River lagoon system, Florida. *Estuaries*, 4(2), 110–120. <https://doi.org/10.2307/1351673>
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M., Halpern, B. S., Jorge, M. A., Lombana, A., Lourie, S. A., Martin, K. D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C. A., & Robertson, J. (2007). Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience*, 57(7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>
- Starks, E. C. (1913). The fishes of the Stanford expedition to Brazil. In *The fishes of the Stanford expedition to Brazil, by Edwin Chapin Starks with fifteen plates* (Vol. 1). The University. <https://doi.org/10.5962/BHL.TITLE.13885>
- Stride, R. K., Batista, V. da S., & Raposo, L. A. B. (1992). *Pesca experimental de tubarao com redes de emalhar no litoral maranhense* (Vol. 1). Editora da Universidade Federal do Maranhão.
- Tinari, A. M., & Hammerschlag, N. (2021). An ecological assessment of large coastal shark communities in South Florida. *Ocean & Coastal Management*, 211, 105772. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2021.105772>
- Viana, J. da S., & Souza, R. F. C. (2019). A pesca artesanal com espinhel de fundo na Plataforma Continental Amazônica. *Arquivos de Ciências Do Mar*, 52(1), 21–33. <https://doi.org/10.32360/acmar.v51i2.33408>
- Wetherbee, B. M., Gruber, S. H., & Rosa, R. S. (2007). Movement patterns of juvenile lemon sharks

- Negaprion brevirostris* within Atol das Rocas, Brazil: A nursery characterized by tidal extremes. *Marine Ecology Progress Series*, 343, 283–293. <https://doi.org/10.3354/meps06920>
- White, E. R., Nagy, J. D., & Gruber, S. H. (2014). Modeling the population dynamics of lemon sharks. *Biology Direct*, 9(23). <https://doi.org/10.1186/1745-6150-9-23>
- Yokota, L., & Lessa, R. P. (2006). A nursery area for sharks and rays in Northeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 75(3), 349–360. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-0038-9>

CAPÍTULO II – APLICAÇÃO DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES NA PREDIÇÃO DA OCORRÊNCIA DO TUBARÃO-LIMÃO (*Negaprion brevirostris*) NA COSTA BRASILEIRA

1. INTRODUÇÃO

Compreender a distribuição espacial das espécies e os fatores ambientais que moldam suas áreas de ocorrência é um dos principais desafios encontrados pelos cientistas que trabalham com ecologia e biologia da conservação (Rodrigues et al., 2023). Nas últimas décadas, os Modelos de Distribuição de Espécies (Species Distribution Models – SDMs) surgiram como ferramentas de auxílio para enfrentar esse desafio, propondo métodos de prever a ocorrência de espécies através de base de variáveis ambientais e registros de ocorrência (Elith & Leathwick, 2009; Guisan & Zimmermann, 2000; Miller, 2010).

Os SDMs vêm sendo amplamente utilizados para orientar o planejamento e medidas de manejo para conservação, avaliar impactos causados pelas mudanças climáticas sobre as espécies e criação de áreas de proteção ambiental, principalmente quando nos deparamos com situações em que é preciso avaliar espécies que sofrem com perda de biodiversidade e escassez de dados disponíveis. Nessas ocasiões os SDMs oferecem uma abordagem que permite sintetizar as poucas informações disponíveis e direciona para a priorização de ações que podem ser eficazes para esta determinada espécie. (Guisan et al., 2013; Guisan & Thuiller, 2005; Jiménez-Valverde et al., 2011).

Apesar da crescente popularidade dessa ferramenta nos estudos em ambientes marinhos ser reconhecido nas últimas décadas, a mesma ainda encontra obstáculos (Klaassen et al., 2025; Melo-Merino et al., 2020). Ao contrário dos sistemas terrestres, os ecossistemas marinhos são caracterizados por apresentar gradientes ambientais dinâmicos, baixa resolução dos dados abióticos, ausência de programas de monitoramento biológico, dados bióticos tendenciosos oriundo de atividade pesqueira, a elevada mobilidade das espécies marinhas, pois estas encontraram poucas barreiras ambientais que impeçam as suas locomoções (Burg-Mayer et al., 2023; Klaassen et al., 2025; Robinson et al., 2011; Vaughan & Ormerod, 2005). Esses desafios são ainda mais relevantes no caso de táxons com baixa disponibilidade de dados, como os elasmobrânquios, cujas populações frequentemente sofrem com a sobrepesca (Feitosa et al., 2020; Mason et al., 2019). Tais dificuldades ressaltam a importância de integrar fontes de dados

complementares, dados de telemetria e sensoriamento remoto oceanográfico, aos SDMs para gerar previsões ecologicamente relevantes (Mason et al., 2019).

Apesar dessas limitações, os SDMs vêm se mostrando promissores em avaliações de impactos e gestão de biodiversidade marinha, sendo aplicados em estudos com espécies invasoras, onde os modelos mapeiam as áreas de risco, identificam dispersões e orientam as ações de manejos cabíveis (Lowen et al., 2016; Lyons et al., 2020; Pratt et al., 2022). Além disso, alguns caminhos vêm sendo apontados para aumentar a acurácia desses modelos quando empregado a ambientes marinhos, como por exemplo a integração de dados ecológicos com modelos híbridos e a consideração de incertezas e interações bióticas (Araújo & New, 2007; Klaassen et al., 2025; Marmion et al., 2009; Soberón & Peterson, 2005).

Outra ferramenta que pode ser utilizada para auxiliar a modelagem de distribuição de espécies (SDM) é a Estimativa de Densidade por Kernel (Kernel Density Estimation – KDE), este se trata de um método estatístico não paramétrico utilizado para estimar a distribuição espacial de ponto de ocorrência a partir de dados geográficos contínuos (Silverman, 2018). Esse instrumento permite representar a intensidade de ocorrência de espécie em uma superfície suavizada, identificando áreas de maior concentração e padrões espaciais, fornecendo assim, informações que podem refletir preferências ecológicas ou uso de habitat (Fieberg, 2007; Kenchington et al., 2014, 2020; Worton, 1989). A KDE vem se mostrando útil em estudos ecológicos e de conservação marinha na descrição de distribuição potencial de organismos móveis, como peixes ósseos e elasmobrânquios, principalmente quando associada a dados de presença e esforço amostral (Seaman & Powell, 1996; Kie et al., 2010). As estimativas de densidade espacial produzidas pela KDE, fornece uma representação robusta da ocupação do espaço geográfico, podendo subsidiar as análises feitas por métodos de modelagem de distribuição de espécies, identificando hotspots de interesse para conservação ou manejo, validando e apoiando às áreas de concentração, complementando a avaliação de precisão e extrapolação do SDM e as delimitações de habitat (Beazley et al., 2017).

O tubarão-limão (*Negaprion brevirostris* Poey, 1868) apresenta ampla distribuição no Atlântico Ocidental, desde a Flórida até o sul do Brasil, ocupando ambientes costeiros rasos como recifes, estuários e manguezais (Carlson et al., 2021; Dulvy et al., 2014; Ebert et al., 2021; Ebert & Dando, 2024). Reconhecido pela coloração cinza-esverdeada e nadadeiras dorsais semelhantes, pode atingir até 3,4 m de comprimento e é explorado principalmente pelo comércio de nadadeiras (Carlson et al., 2021; Rose, 1996). Enquanto em regiões do norte sua

ecologia, genética, filopatria e dinâmica populacional têm sido amplamente estudadas (Brooks et al., 2016; Feldheim et al., 2001; Kessel et al., 2014; Smukall et al., 2019; White et al., 2014), no Brasil a espécie parece restrita as regiões insulares, onde estudos abordam estrutura populacional, ecologia comportamental, crescimento, abundância e uso de áreas de berçário (Agra, 2009; Corrêa et al., 2023; Freitas, 2004; Freitas et al., 2009; Garcia-Júnior, 2010; Garla et al., 2009; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010; Wetherbee et al., 2007). Contudo, a ausência de registros históricos na plataforma continental brasileira contrasta com os mapas de distribuição da IUCN e levanta dúvidas sobre sua ocorrência natural, incluindo a possibilidade de extinção local semelhante à documentada no leste dos Estados Unidos (Calenzani et al., 2025; Carlson et al., 2021; Ebert & Dando, 2024).

Diante dessas lacunas de conhecimento e da importância ecológica da espécie e visto que dados reais sobre a presença de *N. brevirostris* na costa brasileira são escassos (Calenzani et al., 2025), este capítulo tem por objetivo (1) definir de forma crítica a atual distribuição espacial da espécie ao longo da costa brasileira; e (2) definir um novo mapa de distribuição da espécie para o Brasil, a depender dos resultados obtidos na análise de distribuição espacial.

2. METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

Este estudo abrangeu toda a extensão da plataforma continental brasileira, incluindo ambientes insulares oceânicos e costeiros. A delimitação espacial foi realizada com base nos registros conhecidos de *N. brevirostris* e em áreas de possível ocorrência, considerando a plataforma continental e zonas estuarinas.

2.2. Dados de ocorrência da espécie

Foi empregada uma abordagem metodológica multifacetada para definir os locais com maiores probabilidades de ocorrência do *N. brevirostris*. Foram utilizados dados de ocorrência para a construção dos SDMs e realizar as análises de adequabilidade ambiental. Esses dados foram obtidos através de bancos de dados globais de ocorrência, especificamente o Global Biological Information Facility (GBIF), o Ocean Biogeographic Information System (OBIS) e o FishNet2 (<http://fishnet2.net/aboutFishNet.html>). Além destes, foram também coletadas ocorrências conhecidas na literatura. Para estes, foram estabelecidos pontos baseados em coordenadas geográficas gerais das áreas de coleta de estudos publicados com mapas das áreas

amostradas e trabalhos que buscaram compilar registros da espécie e de pescarias que atuam sobre elasmobrânquios no Brasil.

Para verificações das coordenadas geográficas seguiu-se a metodologia descrita por Feitosa et al (2020), com a exclusão de coordenadas fora das bacias oceanográficas que compõem a distribuição global da espécie e fora do Oceano Atlântico Ocidental, bem como foi desconsiderada a presença de espécimes depositados em museus e de estudos realizados com métodos não confiáveis de identificação.

2.3. Dados ambientais

Os dados ambientais utilizados para a construção dos modelos empregados neste estudo foram retirados do banco de dados on-line Bio-ORACLE, com resolução espacial de 5 minutos de arco de latitude. Os dados ambientais utilizados para a construção dos modelos empregados neste estudo foram retirados do banco de dados on-line Bio-ORACLE, com resolução espacial de 5 minutos de arco de latitude (Assis et al., 2018; Tyberghein et al., 2012). Foram selecionadas 11 variáveis ambientais que possuem importância biológica significativa na distribuição espacial de *N. brevirostris*, sendo elas (1) temperatura média na superfície; (2) salinidade média na superfície; (3) oxigênio dissolvido médio na superfície; (4) produtividade primária média na superfície; (5) profundidade média da camada misturada; (6) cobertura média por nuvens; (7) batimetria média; (8) temperatura média bentônica; (9) salinidade média bentônica; (10) oxigênio dissolvido médio bentônico e (11) produtividade primária média.

As variáveis de temperatura e salinidade podem ser consideradas como variáveis determinantes na regulação fisiológica e delimitação de nichos para elasmobrânquios (Guttridge et al., 2012; Kessel et al., 2014; Simpfendorfer et al., 2011; Speed et al., 2010). O oxigênio dissolvido também pode ser considerado uma variável determinante na distribuição de espécies marinhas, pois desempenha um papel crucial na escolha de habitats, especialmente em ambientes sujeitos a hipóxia ou baixos níveis de oxigênio (Heithaus et al., 2009). A produtividade primária e a profundidade da camada de mistura inferem sobre disponibilidade trófica e ressurgências, fatores que influenciam na distribuição de predadores de topo (Queiroz et al., 2016). A cobertura de nuvens foi incluída por influenciar a visibilidade e o comportamento de aproximação dos tubarões em suas presas (Azevedo et al., 2022). A batimetria foi incluída por refletir preferências da espécie, que geralmente é encontrada associada a zonas rasas, recifes e áreas de berçário (Wetherbee et al., 2007). As variáveis bentônicas foram incluídas pois

complementam a dimensão vertical do modelo, permitindo que o mesmo capture os gradientes ambientais próximos ao substrato, permitindo assim, que o SDM abranja todos as variáveis fundamentais para uma espécie que utiliza tanto habitats demersais quanto pelágicos rasos (Assis et al., 2018).

2.4. Modelagem de distribuição

Para esse estudo foram empregados algoritmos BIOCLIM, Domain, Distância Mahalanobis e MaxEnt, considerados amplamente utilizados para produzir distintas modelagens de nicho ecológico. Estes modelos baseiam-se apenas em dados de presença da espécie (Aguilar et al., 2016; Elith & Leathwick, 2009) e suas combinações em um único modelo aumenta a credibilidade dos resultados comparado com SDMs com apenas um único algoritmo, visto que cada algoritmo estabelece pesos diferentes para cada variável (Araújo & New, 2007). Isso acontece, pois apenas as áreas projetadas em congruência entre os 4 modelos são retidas ao final do processamento dos dados, diminuindo assim as incertezas e maximizando o uso dos resultados para fins de conservação (Araújo & New, 2007; Diniz-Filho et al., 2009).

O BIOCLIM avalia a adequação de envelopes climáticos, contrastando os valores preditores presentes nas células com os percentis de distribuição dos valores nas localizações onde a espécie já foi registrada (Booth et al., 2014; Busby, 1991), considerando cada variável de forma independente, assumindo que a presença da espécie está condicionada a limites específicos desses fatores, não levando em conta interações entre as variáveis, o que pode limitar seu desempenho em ambientes complexos (Booth, 2018).

Já os algoritmos Domain e Mahalanobis estimam os nichos ecológicos com base em distâncias ambientais. O modelo Domain calcula a similaridade ambiental entre pontos de ocorrência e locais de previsão através da distância de Gower (Aguilar et al., 2016; Carpenter et al., 1993). Os cálculos com o algoritmo mahal são baseados na Distância Mahalanobis que avalia o grau de similaridade entre os ambientes de ocorrência e outros locais, ajustando as estimativas com base na correlação entre variáveis (De Maesschalck et al., 2000; Ghorbani, 2019). Para a calibração dos modelos, foram aplicadas as funções bioclim, para o modelo Bioclim, domain, para o modelo Domain e mahal para o modelo Distância Mahalanobis, todas estas pertencentes ao pacote dismo (Hijmans et al., 2017) do software R.

O MaxEnt (Maximum Entropy) essencialmente busca traçar a distribuição de maior entropia possível, utilizando dados de presença e dados de background como base para estimar o nicho da espécie, criando uma distribuição probabilística aleatória para depois comparar o resultado do modelo com essa distribuição, e com isso calcular as probabilidades de ocorrência da espécie, sempre em conformidade com as características ambientais presentes nos locais onde a espécie foi registrada (Elith et al., 2011; Kaky et al., 2020; Phillips et al., 2006; Phillips & Schapire, 2004). Para utilizá-lo, este foi calculado com a função `maxent`, que também pertence ao pacote `dismo`.

Seguindo a metodologia proposta por Feitosa et al (2020), todos os algoritmos foram alimentados com base em dados ambientais e de registros de ocorrência da espécie. Para o MaxEnt coordenadas foram distribuídas aleatoriamente nas células dentro da área de distribuição do modelo onde a espécie não foi registrada para serem usadas como base comparativa do algoritmo. Em todos os modelos, os dados foram separados em dados para treinar os modelos e dados para testar o modelo, num percentual de 75% e 25%, respectivamente. Foi efetuada a validação cruzada em todos 4 algoritmos usados, de modo que o processo de divisão foi repetido 20 vezes para cada um deles. Todos os modelos foram construídos e avaliados para a costa atlântica do continente americano. Para a avaliação dos modelos, utilizou-se a *area under the curve* (AUC) do *receiver operating characteristic plot* (ROC), sendo essa uma métrica independente de limite e variando de 0 a 1, para serem consideráveis aceitáveis, os valores de AUC dos modelos deveriam ser superiores a 0,7 (Elith et al., 2006).

Foi aplicada para todos os resultados dos modelos uma previsão conjunta, levando em conta que a combinação de diferentes resultados utilizando modelos e métodos distintos, nos fornecem uma robustez e seguridade maior quando comparada a análise de modelo único, por isso é aconselhado que essa metodologia seja usada sempre que possível.

2.5. Construção do mapa para o Brasil

As ocorrências de *N. brevirostris* foram compiladas em planilha contendo informações de latitude, longitude, número de registros, local e ilha em que foram coletados. As análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2024), utilizando os pacotes `tidyverse` (Wickham, 2019), `sf` (Pebesma, 2018; Pebesma & Bivand, 2023), `ggplot2` (Wickham, 2016), `ggspatial` (Dunnington, 2023), `ggrepel` (Slowikowski, 2024), `ks` (Duong, 2025), `MASS`

(Venables & Ripley, 2002), *rnaturalearth* (Massicotte & South, 2025), *rnaturalearthdata* (South et al., 2024) e *marmap* (Pante et al., 2023). As coordenadas foram padronizadas quanto à formatação numérica (substituição de caracteres incompatíveis, conversão decimal e correção de sinais), remoção de registros inválidos e agregação de pontos coincidentes ponderados pelo número amostral. A área do estudo foi delimitada entre -55° e -25° de longitude e entre -25° e $+5^{\circ}$ de latitude, no sistema de referência WGS84 (EPSG:4326).

A densidade espacial foi estimada por kernel density estimation (KDE) bivariada com núcleo Gaussiano ponderado, utilizando a matriz de banda obtida pelo método plug-in (*ks::Hpi*), ajustada por fator de encolhimento (0,80). Para os locais com poucos registros (≤ 4), foram aplicados métodos alternativos (*MASS::kde2d*). Os resultados foram normalizados entre 0 e 1, para realce visual foi aplicada máscara de baixa densidade e transformação gama (0,62).

Camadas de referência incluíram costa (*rnaturalearth*), batimetria NOAA/ETOPO1 (*marmap*), isolinhas a -200 , -1000 e -2000 m e rótulos geográficos com *ggrepel*. A coloração foi baseada na paleta YlOrBr modificada, afim de destacar as áreas de maior intensidade. Dessa maneira o resultado final de ser interpretado como intensidade relativa de ocorrência, não sendo representando a probabilidade absoluta de presença.

3. RESULTADOS

3.1. SDM

A avaliação dos modelos de distribuição se deu através dos valores da *area under the curve* (AUC) do *receiver operating characteristic plot* (ROC) representados em um boxplot, este inclui os valores encontrados em todos os quatro algoritmos utilizados, além de um boxplot adicional representando a média geral dos modelos (Figura 6).

Dentre eles o MaxEnt apresentou o melhor desempenho, com valores de AUC altos, em sua maioria superiores a 0,99, além de uma demonstrar uma grande robustez e confiabilidade nas predições geradas, devido à baixa dispersão de valores. Pode-se dizer o mesmo da distância Mahalanobis, que também apresentou AUCs de valores elevados, com média superior a 0.93. O modelo Bioclim apresentou valores de AUC com média em torno de 0.88, podendo ser observado um leve aumento na dispersão, quando comparada com os modelos anteriores, mas embora apresente resultados mais instáveis, os resultados mostram-se satisfatórios. Já o modelo Domain foi o que apresentou a menor mediana de AUC e a maior variabilidade nos resultados,

demonstrando um resultado inferior aos demais modelos, com valores em torno de 0.73 de média.

Esses resultados evidenciam a superioridade do MaxEnt e da Distância Mahalanobis para o conjunto de dados analisado, porém incluir o quinto boxplot com a média geral dos modelos, nos permite avaliar o desempenho agregado de todos os métodos empregados. Isto se mostrou eficiente, pois resultou em uma média geral estável ($AUC \approx 0.88$) (Figura 6), o que sugere que apesar de alguns modelos terem sido mais robustos e confiáveis que outros, a avaliação conjunta destes suaviza variações extremas e fornece previsões equilibradas e concisas.

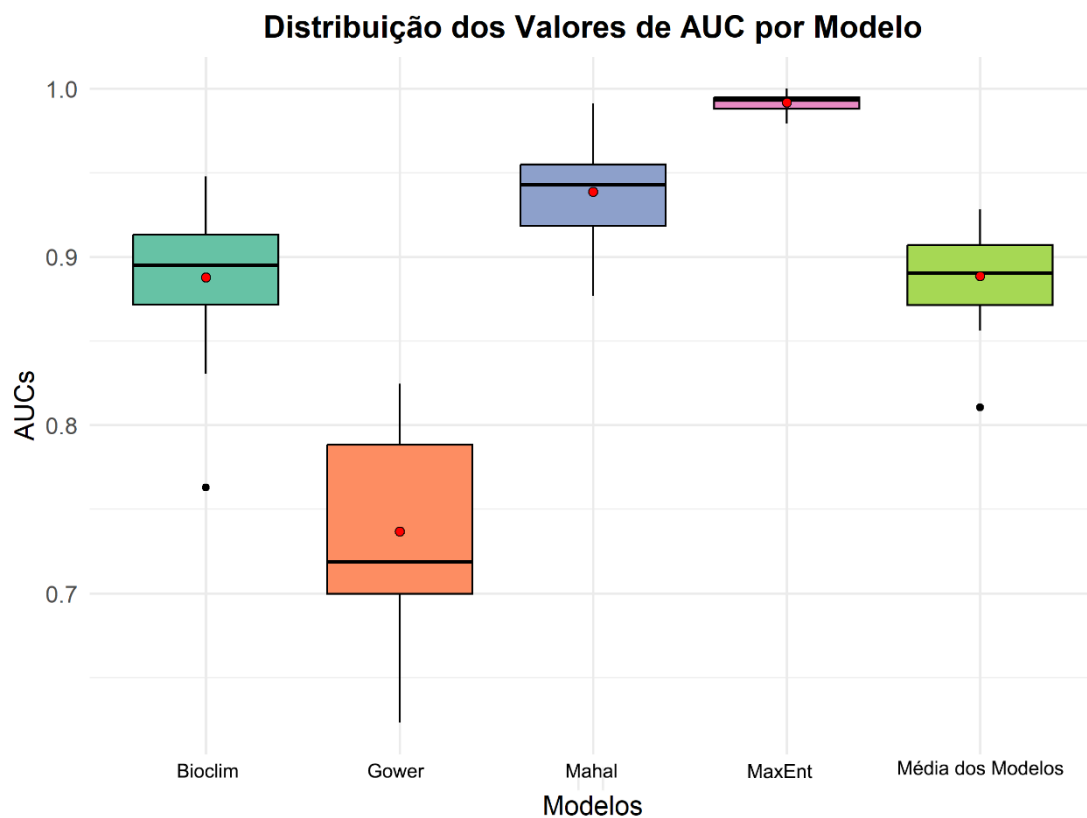


Figura 6: Valores de AUC encontrados por cada método de modelagem e média geral desses modelos.

Analisando os dados de ocorrência obtidos através das pesquisas em literatura e nos bancos de dados GBIF, OBIS, SGC e FishNet2, foram encontrados registros da espécie para 11 países (Figura 7A). Através da predição dos modelos de distribuição, o hemisfério norte se mostrou como uma área de maior probabilidade de ocorrência do *N. brevirostris*, particularmente na Flórida, na região do Golfo do México e grande parte do Mar do Caribe. Todas essas regiões apresentaram uma adequabilidade ambiental maior que 0,75, assim como

o norte e nordeste do Brasil, com destaque para as regiões costeiras próximas aos estados do Pará, Maranhão, Piauí e sul da Bahia (Figura 7B e C). O oposto foi observado para a região Sudeste e Sul do Brasil (adequabilidade < 50%), enquanto a visibilidade da adequabilidade ambiental para as áreas das regiões de ilhas oceânicas fora prejudicada devido a escala necessária para a construção do mapa. Esses resultados indicam que a espécie apresenta uma distribuição potencial associada a áreas costeiras, tropicais e subtropicais sendo influenciada por fatores ambientais como temperatura da superfície do mar, salinidade e profundidade.

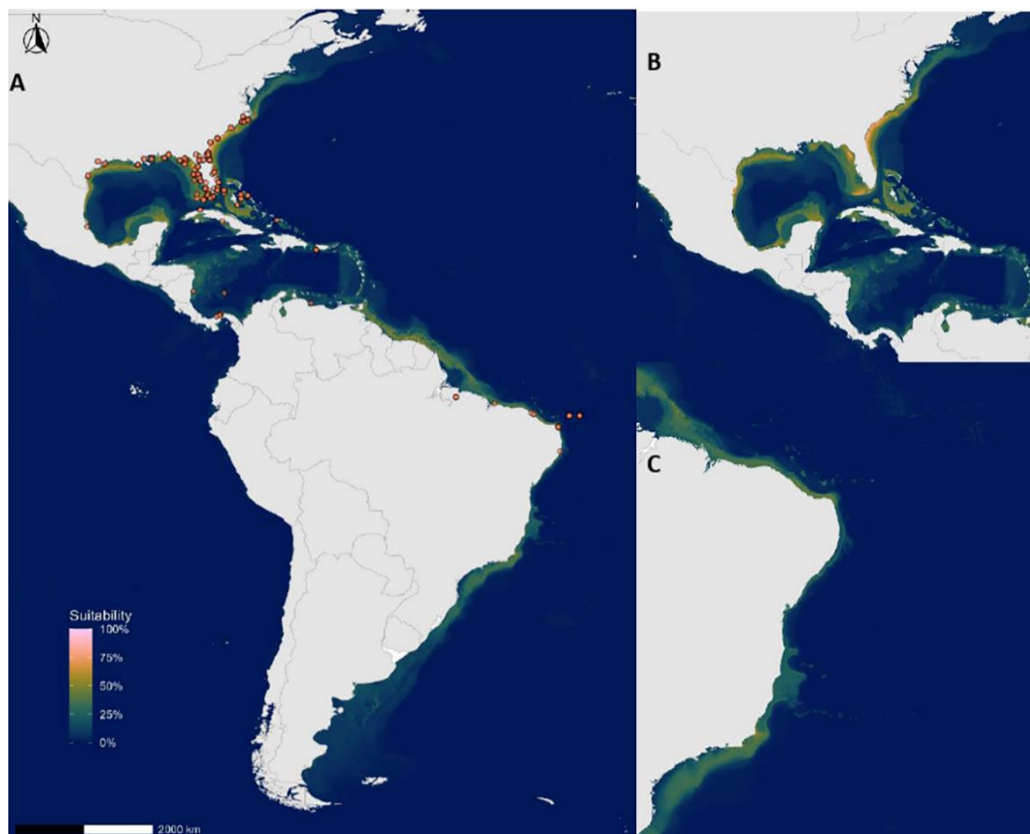


Figura 7: Mapas de distribuição preditiva do *Negaprion brevirostris*. a) Ao longo do Atlântico Ocidental; b) Foco no hemisfério norte (Flórida, Golfo do México e Mar do Caribe); c) Foco no hemisfério sul (toda costa brasileira).

3.2. Heatmap das ilhas oceânicas

O Heatmap gerado a partir das ocorrências georreferenciadas e número de indivíduos amostrados através de coleta e censos visuais de *N. brevirostris* nas ilhas oceânicas brasileiras demonstra uma grande densidade de registros no Arquipélago de Fernando de Noronha e no Atol das Rocas (Figura 8). A estimativa de densidade de kernel (KDE) indicou hotspots de densidade relativa com valores visivelmente maiores nessas regiões quando comparamos com uma análise ampliada da região costeira do Brasil. Assim como nos mapas gerados pelos modelos de distribuição, demonstra registros esparsos ou inexistentes nas regiões Sudeste e Sul, e um

agregamento maior na região nordeste (Figura 8). A observação dos dois mapas em conjunto demonstra uma forte ligação entre a distribuição da espécie e os ambientes insulares.

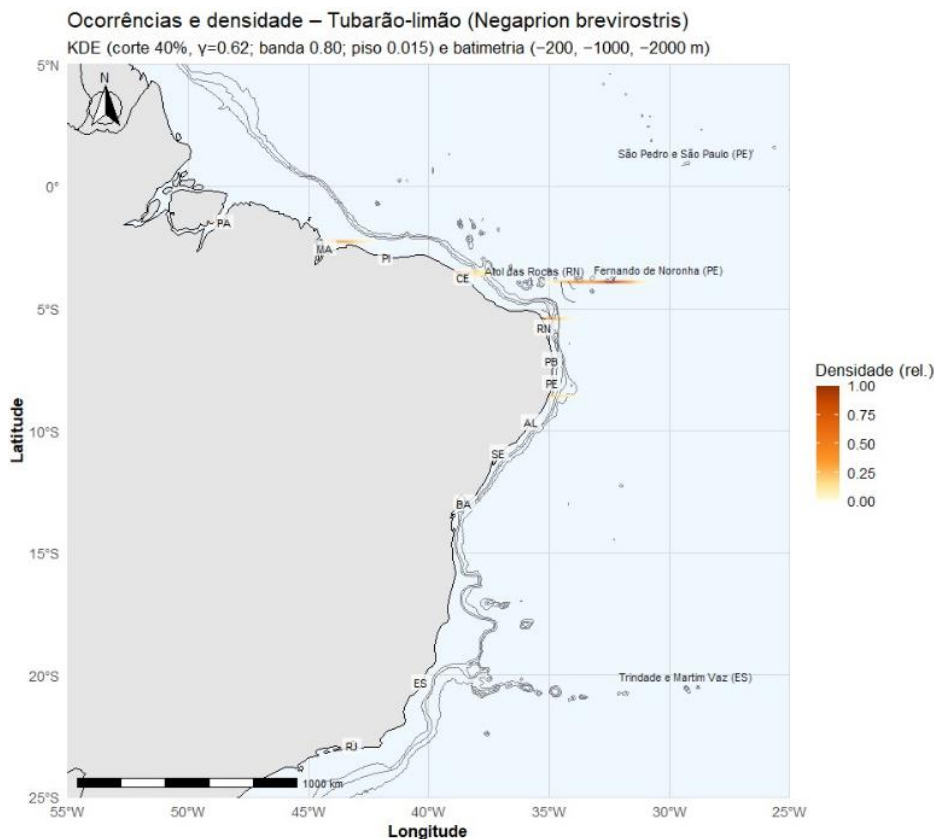


Figura 8: Heatmap de densidade de registros do *Negaprion brevirostris* em território brasileiro

4. DISCUSSÃO

O uso de modelos de distribuição de espécies se mostra muito eficaz na avaliação espécies com registros escassos na literatura e em bancos de dados (Feitosa et al., 2020; Mason et al., 2019). Essa escassez é observada para o *N. brevirostris* no Brasil (Calenzani et al., 2025). Contudo, essa realidade não é exclusiva apenas para essa espécie. De forma geral, a coleta de dados e a identificação de elasmobrânquios no país são historicamente comprometidas por carências estruturais nos mecanismos de obtenção de dados e monitoramento pesqueiro, favorecendo erros taxonômicos e a utilização de denominações genéricas, como o termo popular “Cação”, que agrupa indiscriminadamente diversas espécies (Bornatowski et al., 2013, 2015; Gonçalves-Neto et al., 2021).

Os resultados encontrados a partir da avaliação dos valores de AUC (Figura 7) indicam diferenças visíveis dentre os algoritmos utilizados na construção da modelagem de distribuição do *N. brevirostris*. O MaxEnt obteve os melhores resultados, evidenciando ser um modelo

robusto e com alta capacidade preditiva. Elith et al. (2011) descreveu esse modelo e ao fazê-lo, mostrou sua robustez estatística e sua capacidade de apresentar melhor desempenho na predição quando comparado com outros modelos que utilizam apenas dados de presença. O MaxEnt também apresentou resultados significativamente melhores de valores de AUC quando comparado ao método de modelagem GARP (Algoritmo Genético para Predição de Conjunto de Regras), além de saída de dados mais contínua, com resolução mais fina e melhor integração de dados, o que resulta numa previsão mais detalhada e precisa, tornando esses resultados significativamente melhores (Phillips et al., 2006).

Este padrão de superioridade do MaxEnt também foi observado em outras espécies de elasmobrânquios, como tubarão martelo (*Sphyrna mokarran*) (AUC \approx 0,87), tubarão cabeça-chata (*Carcharhinus leucas*) (AUC \approx 0,95), tubarão tigre (*Galeocerdo curvier*) (AUC \approx 0,95), tornando o modelo eficiente na identificação de áreas de distribuição dessas espécies, sendo capaz de auxiliar na predição de locais onde essas espécies poderiam estar vulneráveis a pressão pesqueira (Calich et al., 2018). MaxEnt também foi utilizado para modelar a distribuição do tubarão mangona (*Carcharias taurus*) no Atlântico Sul, apresentando altos valores médio de AUC (\approx 0,91), refletindo em uma alta confiabilidade na previsão de ocorrência e adequabilidade ambiental (Burg-Mayer et al., 2025). O mesmo foi encontrado para o tubarão baleia (*Rhincodon typus*) no Golfo do México, onde MaxEnt demonstrou grande capacidade preditiva, prevendo locais de presença e de áreas com alta adequabilidade para a espécie, principalmente durante o ano de 2008 (AUC \approx 0,80) (McKinney et al., 2012).

O modelo baseado em Distância Mahalanobis (mahal), apesar de apresentar uma média de AUC menor que os resultados encontrados no modelo MaxEnt, também podemos considerar como tendo um desempenho confiável (Duan et al., 2014). Farber & Kadmon (2003) classificam o método mahal como eficaz na descrição de envelopes climáticos, muitas vezes superando modelos de similaridade mais simples. Em comparação de seis diferentes métodos (mahal, Random Forrest (RF), MaxEnt, Support Vector Machine (SVM), Domain e Bioclim), a Distância Mahalanobis apresentou valor de AUC superior a Domain e Bioclim, considerados modelos tradicionais (\approx 0,97), além de menor variabilidade nos resultados, refletindo em previsões mais estáveis em relação aos outros dois modelos, ficando atrás apenas dos modelos considerados de alta performance (Duan et al. 2014). A Distância Mahalanobis também foi na modelagem ecológica dos tubarões rabo-fino (*Carcharhinus porosus*) (AUC \approx 0,87) e tubarão baleia, para identificação de áreas potencialmente adequadas para essas espécies e apresentou

uma boa combinação de desempenho e interpretabilidade dos resultados, sobretudo quando as variáveis ambientais apresentam boas correlações (Báez et al., 2019; Feitosa et al., 2020), pois permite modelar áreas adequadas ambientalmente mesmo com registros limitados.

As performances para Bioclim e Domain foram inferiores à MaxEnt e mahal. O modelo Bioclim, apesar de ser considerado um modelo simples e por isso ser amplamente utilizado (Booth, 2018) apresentou maior variabilidade e dispersão de dados na acurácia do valor médio de AUC ($\approx 0,88$) quando comparado aos modelos que apresentaram os melhores resultados. Resultados similares também foram observados por Elith et al. (2006), onde o Bioclim também ofereceu previsões menos precisas que MaxEnt. De maneira consistente, foram comparados MaxEnt, Bioclim, Domain e Distância Mahalanobis para o tubarão rabo-fino no Atlântico Sudoeste e demonstrou-se que o Bioclim apresentou uma boa média de AUC ($\approx 0,84$), embora inferior ao MaxEnt e ao mahal (Feitosa et al., 2020). Essa variação pode ser explicada pelo método de análise do Bioclim, onde uma de suas principais limitações na previsão da distribuição das espécies incluem sua dependência apenas de parâmetros climáticos, levando em alguns casos a ignorar fatores de habitat não climáticos, como disponibilidade de habitat, uso da terra ou requisitos ecológicos específico (Busby, 1991).

O método com a performance menos satisfatória foi o Domain (Gower), sendo o que menos contribuiu para a modelagem da amostra. Quando comparado com outros modelos de distribuição de espécie, este modelo também demonstrou resultados inferiores a modelos considerados mais complexos (MaxEnt, RF, SVM e mahal) e foi similar ao modelo considerado mais simples (Bioclim) (Duan et al., 2014). Este modelo foi empregado para predição de presença do tubarão baleia e apresentou um valor de AUC considerado bom ($\approx 0,77$), mas ainda assim inferior aos valores que resultaram de análises de modelos mais complexas (e.g MaxEnt) (Baéz et al., 2019).

Ao considerar a média geral de todos os modelos, encontramos uma média considerada confiável, metodologia essa conhecida como *ensemble modeling*. Esse tipo de abordagem sugere que apesar de serem encontradas diferenças nos valores quando consideramos os resultados separadamente, ao utilizar todos esses métodos de forma unificada, reduzimos o impacto das incertezas específicas de cada modelo, fornecendo previsões de distribuição mais equilibradas, aproveitando a força coletiva de múltiplos modelos (Araújo & New, 2007; Diniz-Filho et al., 2009; Feitosa et al., 2020). Aliado a isso, existem fatores que favorecem o desenvolvimento de SDMs mais precisos no ambiente marinho, como a integração de diferentes

escalas espaciais e temporais, além e novas abordagens para lidar com a complexidade tridimensional do oceano, o que nos permitiria contribuir de forma mais precisa e eficaz na gestão e sustentabilidade dos recursos marinhos (Klaassen et al., 2025; Marmion et al., 2009).

A probabilidade de ocorrência da espécie *N. brevirostris* foi muito maior nas regiões insulares, como Fernando de Noronha e Atol das Rocas, do que ao longo da plataforma continental brasileira, como demonstram as figuras 7A e 7C, onde as únicas regiões costeiras que apresentaram probabilidade maior que 0,75 foram as costas dos estados do Pará, Maranhão, Piauí e sul da Bahia, este último podendo ser explicado pela localização da ilha costeira de Abrolhos, que pode apresentar regiões com habitats semelhantes aos encontrados nas regiões insulares (Fernando de Noronha e Atol das Rocas) (Calenzani et al., 2025; Pinheiro et al., 2018). Tais informações corroboram com o encontrado para a espécie em que fora das regiões das ilhas oceânicas, a ocorrência é esporádica geograficamente e temporalmente (Calenzani et al., 2025). Essa presença maior em regiões de plataforma continental é comum na Flórida e Mar do Caribe (Figura 7B), onde essa espécie é amplamente encontrada em estuários e praias de águas rasas e claras (Carlson et al., 2021; Dulvy et al., 2014; Ebert et al., 2013, 2021), no entanto essa realidade não foi evidenciada no Brasil.

Essas informações são mais uma vez confirmadas ao analisarmos o mapa de calor (Figura 8) gerado através da compilação de localizações georreferenciadas e número de indivíduos amostrados através de coleta e censos visuais da espécie no Brasil. As áreas com maior densidade de registros confirmada estão concentradas na região da ilha de Fernando de Noronha e em menor número em Atol das Rocas. Essa diferença na quantidade de registros se dá pelo fato de Fernando de Noronha ser uma região insular de mais fácil acesso, não invalidando os registros confirmados em Atol das Rocas, onde diversas pesquisas já foram conduzidas, confirmando o local com um habitat da espécie (Agra, 2009; Corrêa et al., 2023; Freitas et al., 2006, 2009; Garla et al., 2009; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010). Esses resultados sugerem que essas ilhas funcionam como locais preferenciais ou áreas de uso recorrente da espécie, provavelmente devido a condições ambientais que favorecem a presença da espécie, como de recifes, oferta alimentar e locais que funcionam como abrigo para juvenis e adultos (Agra, 2009; Garla et al., 2009; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010; Wetherbee et al., 2007).

Além de fornecer habitat, as ilhas de Fernando de Noronha e o Atol das Rocas têm sua importância potencializada por medidas de proteção à pesca implementadas nessas áreas. Fernando de Noronha possuiu cerca de 70% de sua zona costeira protegidas das atividades

pesqueiras desde 1987, com a criação de uma Área de Proteção Marinha. Essa medida se tornou fundamental para conservação das espécies presentes, principalmente com a proibição de atividades pesqueiras no entorno do arquipélago (Pinheiro et al., 2024). Bem como Atol das Rocas, estabelecido como Reserva Biológica e tendo seu acesso restrito por leis ambientais brasileiras (Wetherbee et al., 2007). Esses fatos fazem das regiões insulares brasileiras, locais que favorecem a presença desses indivíduos, dentro da zona protegida em comparação com áreas externas, devido à menor pressão de pesca e maior disponibilidade de habitats seguros (Garla et al., 2006; Wetherbee et al., 2007). Essas regiões insulares são conhecidas por abrigarem diversas espécies de elasmobrânquios, sendo importantes áreas ecológicas, que fazem parte de todo o ciclo de vida de algumas delas (Garcia-Júnior, 2010; Garla et al., 2009, 2017; Schmid et al., 2020).

A presença do *N. brevirostris* é conhecida em locais que possuem áreas recifais, baías costeiras de águas rasas e quentes, essas características são encontradas tanto nos locais de registros do Atlântico Norte, quanto nas regiões insulares do Brasil (Garla et al., 2009; Kessel et al., 2013, 2016; Murchie et al., 2010; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010; Reyier et al., 2014; Tinari & Hammerschlag, 2021; Wetherbee et al., 2007). O padrão observado no mapa pode refletir a fidelidade a esses habitats, principalmente em locais onde a pressão pesqueira e a perturbação antrópica são relativamente menores devido à proteção legal e ao isolamento geográfico. Nota-se a partir dos mapas, que alguns locais presentes na plataforma continental brasileira apresentam características favoráveis à presença do *N. brevirostris* (Calenzani et al., 2025). No entanto, diferentemente das regiões insulares, onde há proteção legal que inibem atividades capazes de causar prejuízos as essas populações, na região costeira não existe essa mesma garantia. Nessas possíveis áreas de distribuição da espécie são utilizadas por frotas pesqueiras, estruturas de maricultura, além de sofrerem com degradação ambiental (Calenzani et al., 2025).

De modo geral os resultados obtidos são reflexos da biologia da espécie, visto que os modelos tem a função de prever locais ou grandes áreas onde existe a probabilidade de ocorrência das espécies. A preferência do tubarão rabo-fino por locais com águas turvas, fez com que a predição de ocorrência refletisse sua preferência por regiões costeiras com essas características, atrelando sua distribuição a regiões com presença de estuários (Feitosa et al., 2020). O mesmo é observado quando a análise é feita para espécies que possuem hábitos diferente uma das outras, como o caso do tubarão martelo e do tubarão tigre, onde os modelos

precisaram ser alinhados aos seus comportamentos migratórios, diferente do que tubarão cabeça-chata, que não possui tendência migratórias e sim costeiras (Calich et al., 2018). De mesmo modo, as escolhas pelas variáveis ambientais para predição da distribuição o *N. brevirostris* precisaram então estar em sintonia com a biologia da espécie.

A utilização da metodologia de Kernel Density Estimation (KDE) na construção do mapa, nos proporciona identificar os hotspots de ocorrência da espécie, além de auxiliar na priorização de áreas para futuras implementações de unidades de conservação e monitoramento (Getz et al., 2007; Worton, 1989). Porém, por se tratar de um mapa que refletem padrões de densidade de registros, esses mapas devem ser interpretados com cautela, pois ele não infere sobre a densidade de registros real da espécie naquela região, além de ser influenciado pelo esforço amostral aplicado na região em que está sendo aplicado e nos dados disponíveis sobre a mesma (Elith & Leathwick, 2009).

Apesar dos mapas atuais de distribuição da espécie *N. brevirostris* apresentados pela Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN Red List) (Carlson et al. 2021), guia de tubarões do mundo mais atualizado (Ebert et al., 2021) e pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2016; Rosa et al., 2018) apontarem sua distribuição ao longo de toda costa da costa americana banhada pelo Oceano Atlântico, os resultados expostos até o momento contradizem tais informações. Os resultados encontrados pelo mapa de probabilidade de distribuição gerado a partir da predição proposta pelo conjunto de algoritmos (Figura 7B e C) sugerem que os locais mais adequados para distribuição do *N. brevirostris* estão localizados nos estados do Pará, Maranhão, Piauí e sul da Bahia, podendo haver presença dessa espécie também na região sudeste, esse fato por si só contradiz os atuais mapas de distribuição da espécie para o território brasileiro (Carlson et al., 2021; Ebert et al., 2021; Rosa et al., 2018). Atrelado a isso, a ausência de registros recentes da espécie para a região costeira do Brasil, levanta uma suspeita sobre a distribuição predefinida através dos antigos mapas (Calenzani et al., 2025) e até mesmo sobre os resultados encontrados pelos algoritmos utilizados. A extrapolação da predição de ocorrência para a região sudeste pode ser dada pelo fato da ilha costeira de Abrolhos estar localizada no extremo sul da Bahia e os déficits que ainda existem sobre esses algoritmos terem extrapolados os dados das variáveis ambientais para essa região.

Apesar dos atuais mapas de distribuição contemplarem toda extensão da costa americana do Oceano Atlântico como área de distribuição da espécie, são escassos os registros

que confirmam essa presença ao longo da plataforma continental brasileira (Calenzani et al., 2025), diferente do que foi encontrado nas regiões insulares, onde a espécie é registrada desde as fases iniciais de sua vida até maturidade sexual (Agra, 2009; Corrêa et al., 2023; Freitas, 2004; Freitas et al., 2006, 2009; Garcia-Júnior, 2010; Garla et al., 2006, 2009, 2017, 2022; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010; Schmid et al., 2020; Wetherbee et al., 2007). As informações compiladas até o momento colocam em dúvida a real distribuição da espécie ao longo do território brasileiro. Dito isto, é importante que esses mapas sejam reanalisados, melhorando a qualidade, transparência e reprodutibilidade nos dados utilizados nas avaliações da Lista Vermelha da IUCN, pois existe uma deficiência na documentação, atualidade e acessibilidade das informações que são utilizadas nas atuais avaliações de risco (Hughes et al., 2024). Dessa forma, sugerimos que seja feito um levantamento de presenças históricas da espécie nesses locais, com posterior ajuste dos mapas conforme os dados mais recentes de distribuição da espécie, levando em consideração o que é indicado pelos códigos de presença determinados pela IUCN Red List (Existente, Possivelmente existente, Possivelmente extinto, Extinto, Ocorrência incerta) e uma revisão do mapa de extensão de ocorrência (EOO) (IUCN 2024). Sendo assim, para a situação atual, acredita-se que a espécie deveria ser considerada “Existente” apenas nas regiões insulares, pois são os únicos locais em que indivíduos são registrados em diversas fases de vida, sendo também um local onde a espécie aparenta ter um alto grau de fidelidade (Freitas, 2004; Freitas et al., 2006; Garla et al., 2009; Rada, 2010) e “Possivelmente existente” nos pontos de provável ocorrência segundo os resultados dos SDMs, tendo em vista os poucos registros costeiros levantados (Calenzani et al 2025) e os que eventualmente forem registrados em caso de seguirem o padrão esporádico temporalmente e geograficamente.

Atualmente o *N. brevirostris* está sob status de ameaça global definido como “Vulnerável (VU)” pela IUCN Red List (Carlson et al., 2021), além de apresentar o mesmo status para o Brasil (ICMBio, 2016; Rosa et al., 2018), ambos pelo critério “A” (A2bcd, para a IUCN e A4bcd) que indica redução do tamanho populacional da espécie com declínios estimados de 30 a 49% (Carlson et al., 2021; IUCN, 2024; Rosa et al., 2018). Após sugestões indicadas anteriormente, como o cálculo de EOO para o Brasil para os locais onde de fato a mesma seja considerada “Existente”, é possível que surja uma nova forma de classificação de status de ameaça, sob o critério “B” (Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínios ou flutuações), na forma de B1 (extensão de ocorrência) e/ou B2 (área de ocupação) (IUCN, 2024).

A classificação sob o critério B pode levar ao enquadramento da espécie sob os status de ameaça “Em Perigo (EN)” no critério B2ab (i, ii e iv), devido ocupação de uma área menor que 500 Km² (B2), com menos de cinco locais de Existência no Brasil (a); e apresentar um contínuo declínio observado, estimado, inferido ou projetado em (b): (i) extensão de ocorrência, devido às projeções de extinção em diversos estados do país (Carlson et al., 2021; Ebert et al., 2021; Rosa et al., 2018); (ii) área de ocupação, devido aos raros registros da espécie na plataforma continental brasileira (Calenzani et al., 2025); (iv) número de localizações condicionadas à ameaça ou subpopulações, devido à redução destes em regiões como o Atol das Rocas que geraram declínio no tamanho populacional de jovens ao longo dos anos (Freitas et al., 2009).

Estudos voltados a comparações genéticas de populações (ex: população de Atol das Rocas x população de Fernando de Noronha x espécimes capturados na plataforma continental) podem retornar dados positivos no entendimento sobre o uso desses espaços pelo *N. brevirostris*, como já foi realizado para o tubarão-lixia *Ginglymostoma cirratum* (Karl et al., 2012). Estudos que trabalhem com telemetria também podem ser uma das chaves para identificarmos a fidelidade dos indivíduos dessa espécie com essas regiões insulares, além poder nos dar as respostas sobre como, ou o que levou a alguns espécimes serem registrados na plataforma continental dos estados do nordeste brasileiro (Calenzani et al., 2025).

5. CONCLUSÃO

Os dados expostos neste trabalho deixam evidente que o tubarão limão, *N. brevirostris*, é uma espécie que possui uma pequena probabilidade de ocorrência na plataforma continental brasileira, mas que utilizam regiões insulares em todas as fases de vida como habitats ideais por associar as condições ambientais com reduzida influência de frotas pesqueiras, o que não ocorre na plataforma continental (Agra, 2009; Calenzani et al., 2025; Corrêa et al., 2023; Freitas, 2004; Freitas et al., 2006, 2009; Garcia-Júnior, 2010; Garla et al., 2006, 2009, 2017, 2022; Oliveira et al., 2011; Rada, 2010; Schmid et al., 2020; Wetherbee et al., 2007). Arelado a isso, os mapas construídos propõem a revisão e possível alteração dos atuais mapas de distribuição desta espécie para o território brasileiro e, levando em consideração os critérios e cálculos de EOO (IUCN, 2024), podem abrir a possibilidade de classificação da espécie sob outro critério de ameaça de acordo com a IUCN. Assim ao integrar teoria ecológica, ferramentas geoespaciais e registros de ocorrência disponíveis, este trabalho contribui para uma melhor compreensão dessa espécie e oferece subsídios para avaliações de risco e conservação da espécie.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agra, G. (2009). *Organização social de elasmobrânquios na reserva biológica do Atol das Rocas, Brasil* [Master Dissertation, Universidade Federal de Pernambuco]. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/8242>. Acessado em 24 de junho de 2024.
- Aguilar, G., Waqa-Sakiti, H., & Winder, L. (2016). Using predicted locations and an ensemble approach to address sparse data sets for species distribution modelling: Long-horned beetles (Cerambycidae) of the Fiji Islands. In *Snowwhite* (Issue May). Unitec ePress. <https://hdl.handle.net/10652/3618>
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(1), 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Assis, J., Tyberghein, L., Bosch, S., Verbruggen, H., Serrão, E. A., & De Clerck, O. (2018). Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 27(3), 277–284. <https://doi.org/10.1111/geb.12693>
- Azevedo, O. M., Correia, A. M., Micarelli, P., Reiner, F. R., Rijllo, G., Giglio, G., & Sperone, E. (2022). Sex Differences in the Individual Behaviour of Bait-Attracted White Sharks (*Carcharodon carcharias*, Linnaeus, 1758) Are Linked to Different Environmental Factors in South Africa. *Biology*, 11(12), 1735. <https://doi.org/10.3390/biology11121735>
- Báez, J. C., Márcia Barbosa, A., Pascual, P., Lourdes Ramos, M., Abascal, F., & José Báez, C. C. (2019). Ensemble modeling of the potential distribution of the whale shark in the Atlantic Ocean. *Ecology and Evolution*, 00(1), 1–10. <https://doi.org/10.1002/ece3.5884>
- Beazley, L., Kenchington, E., & Lirette, C. (2017). Species Distribution Modelling and Kernel Density Analysis of Benthic Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) and Other Benthic Fauna in the Maritimes Region. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 3204, 159.
- Booth, T. H. (2018). Why understanding the pioneering and continuing contributions of BIOCLIM to species distribution modelling is important. In *Austral Ecology* (Vol. 43, Issue 8, pp. 852–860). Blackwell Publishing. <https://doi.org/10.1111/aec.12628>
- Booth, T. H., Nix, H. A., Busby, J. R., & Hutchinson, M. F. (2014). Bioclim: The first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MaxEnt studies. In *Diversity and Distributions* (Vol. 20, Issue 1, pp. 1–9). <https://doi.org/10.1111/ddi.12144>
- Bornatowski, H., Braga, R. R., Kalinowski, C., & Vitule, J. R. S. (2015). “Buying a Pig in a Poke”: The Problem of Elasmobranch Meat Consumption in Southern Brazil. *Ethnobiology Letters*, 6(1), 196–202. <https://doi.org/10.14237/eb1.6.1.2015.451>
- Bornatowski, H., Braga, R. R., & Simões Vitule, J. R. (2013). Shark mislabeling threatens biodiversity. *Science*, 340(6135), 923. <https://doi.org/10.1126/science.340.6135.923-a>
- Brooks, J. L., Guttridge, T. L., Franks, B. R., Grubbs, R. D., Chapman, D. D., Gruber, S. H., Dibattista, J. D., & Feldheim, K. A. (2016). Using genetic inference to re-evaluate the minimum longevity of the lemon shark *Negaprion brevirostris*. *Journal of Fish Biology*, 88(5), 2067–2074. <https://doi.org/10.1111/jfb.12943>
- Burg-Mayer, G., & de Freitas, R. H. A. (2023). Archaeological sharks: changes in the trophic ecology between late Holocene and modern shark communities in South Brazil. *Marine Biology*, 170(8). <https://doi.org/10.1007/s00227-023-04252-x>
- Burg-Mayer, G., Freitas, R. H. A. de, Charvet, P., Laporta, M., Mas, F., Montealegre-Quijano, S., Paesch, L., Palacio, M. C., Pereyra, I., Riverón, S., Rolim, F. A., Silveira, S., Vögler, R., & Cuevas, J. M. (2025). Environmental and spatial modeling of the critically endangered sand tiger shark, *Carcharias taurus*, in the Southwest Atlantic Ocean. *Environmental Biology of Fishes*. <https://doi.org/10.1007/s10641-025-01670-2>
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. *Plant Protection Quarterly*, 6(1), 2.
- Calenzani, J. V., Nunes, J. L. S., Costa, T. L. de A., Jucá-Queiroz, B., & Santander-Neto, J. (2025). Restricted to oceanic and coastal islands? The absence of lemon sharks

- (*Negaprion brevirostris*) along the Brazilian coast. *Neotropical Ichthyology*, 23(3). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2024-0123>
- Calich, H., Estevanez, M., & Hammerschlag, N. (2018). Overlap between highly suitable habitats and longline gear management areas reveals vulnerable and protected regions for highly migratory sharks. *Marine Ecology Progress Series*, 602, 183–195. <https://doi.org/10.3354/meps12671>
- Carlson, J., Charvet, P., Ba, A., Bizzarro, J., Derrick, D., Espinoza, M., Doherty, P., Chartrain, E., Dia, M., Leurs, G. H. L., Metcalfe, K., Pires, J. D., Pacoureau, N., Porriños, G., & Dulvy, N. K. (2021). *Negaprion brevirostris* (Lemon Shark). The IUCN Red List of Threatened Species. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T39380A2915472.en>. Acessado em 27 de junho de 2025.
- Carpenter, G., Gillison, A. N., & Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 2). <https://doi.org/10.1007/BF00051966>
- Corrêa, A. L. T., Vêras, D. P., & Dias, J. F. (2023). New data on abundance of lemon shark *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868) at Lama Bay, Rocas Atoll, Brazil. *Ocean and Coastal Research*, 71. <https://doi.org/10.1590/2675-2824071.22089altc>
- De Maesschalck, R., Jouan-Rimbaud, D., & Massart, D. L. (2000). The Mahalanobis distance. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 50(1), 1–18. [https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(99\)00047-7](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(99)00047-7)
- Diniz-Filho, J. A. F., Mauricio Bini, L., Fernando Rangel, T., Loyola, R. D., Hof, C., Nogués-Bravo, D., & Araújo, M. B. (2009). Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32(6), 897–906. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2009.06196.X>
- Duan, R.-Y., Kong, X.-Q., Huang, M.-Y., Fan, W.-Y., & Wang, Z.-G. (2014). The predictive performance and stability of six species distribution models. *PLoS ONE*, 9(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112764>
- Dulvy, N. K., Fowler, S. L., Musick, J. A., Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Harrison, L. R., Carlson, J. K., Davidson, L. N. K., Fordham, S. V., Francis, M. P., Pollock, C. M., Simpfendorfer, C. A., Burgess, G. H., Carpenter, K. E., Compagno, L. J. V., Ebert, D. A., Gibson, C., Heupel, M. R., Livingstone, S. R., ... White, W. T. (2014). Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. *ELife*, 2014(3). <https://doi.org/10.7554/ELIFE.00590>
- Dunnington, D. (2023). ggspatial: Spatial Data Framework for ggplot2. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ggspatial>
- Duong, T. (2025). ks: Kernel Smoothing. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ks>
- Ebert, D. A., & Dando, M. (2024). *Field Guide to Sharks, Rays and Chimaeras of the East Coast of North America* (1st ed.). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9780691249025>
- Ebert, D. A., Dando, M., & Fowler, S. (2021). *Sharks of the World: A Complete Guide*. (2nd ed.). Princeton University Press. <https://doi.org/10.1515/9780691210872>
- Ebert, D. A., Fowler, S., & Compagno, L. (2013). *Sharks of the World: A Fully Illustrated Guide* (1st ed.). Wild Nature Press.
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., ... E. Zimmermann, N. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43–57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>

- Erran Seaman, D., & Powell, R. A. (1996). An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, 77(7), 2075–2085. <https://doi.org/10.2307/2265701>
- Farber, O., & Kadmon, R. (2003). Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling*, 160(1–2), 115–130. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00327-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00327-7)
- Feitosa, L. M., Martins, L. P., de Souza Junior, L. A., & Lessa, R. P. (2020). Potential distribution and population trends of the smalltail shark *Carcharhinus porosus* inferred from species distribution models and historical catch data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(5), 882–891. <https://doi.org/10.1002/aqc.3293>
- Feldheim, K. A., Gruber, S. H., & Ashley, M. V. (2001). Population genetic structure of the lemon shark (*Negaprion brevirostris*) in the western Atlantic: DNA microsatellite variation. *Molecular Ecology*, 10(2), 295–303. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01182.x>
- Fieberg, J. (2007). Kernel density estimators of home range: Smoothing and the autocorrelation red herring. *Ecology*, 88(4), 1059–1066. <https://doi.org/10.1890/06-0930>
- Freitas, R. H. de. (2004). *Estrutura e tamanho populacional, sobrevivência e crescimento de jovens de tubarão-limão, Negaprion brevirostris (Elasmobranchii: Carcharhinidae) no Atol das Rocas–RN, Brasil* [Master Dissertation]. Universidade Federal da Paraíba.
- Freitas, R. H. A., Rosa, R. S., Gruber, S. H., & Wetherbee, B. M. (2006). Early growth and juvenile population structure of lemon sharks *Negaprion brevirostris* in the Atol das Rocas Biological Reserve, off north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, 68(5), 1319–1332. <https://doi.org/10.1111/J.0022-1112.2006.00999.X>
- Freitas, R. H. A., Rosa, R. S., Wetherbee, B. M., & Gruber, S. H. (2009). Population size and survivorship for juvenile lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) on their nursery grounds at a marine protected area in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2), 205–212. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000200011>
- Garcia-Júnior, J. (2010). *Distribuição espacial, formação de grupos, uso do hábitat e ecologia comportamental de jovens de tubarão limão, Negaprion brevirostris (poey 1868), no arquipélago de Fernando de Noronha* [PhD Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Norte]. <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/17211>. Acessado em 24 de junho de 2024.
- Garla, R. C., Chapman, D. D., Shivji, M. S., Wetherbee, B. M., & Amorim, A. F. (2006). Habitat of juvenile Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezi*, at two oceanic insular marine protected areas in the southwestern Atlantic Ocean: Fernando de Noronha Archipelago and Atol das Rocas, Brazil. *Fisheries Research*, 81(2–3), 236–241. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.07.003>
- Garla, R. C., Gadig, O. B. F., Garcia Junior, J., Veras, L. B., & Garrone-Neto, D. (2017). Hunting tactics of the lemon shark, *Negaprion brevirostris*, in shallow waters of an oceanic insular area in the western equatorial Atlantic. *Neotropical Ichthyology*, 15(1). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160119>
- Garla, R. C., Garcia, J., Veras, L. B., & Lopes, N. P. (2009). Fernando de Noronha as an insular nursery area for lemon sharks, *Negaprion brevirostris*, and nurse sharks, *Ginglymostoma cirratum*, in the equatorial western Atlantic Ocean. *Marine Biodiversity Records*, 2. <https://doi.org/10.1017/s1755267209000670>
- Garla, R. C., Veras, L. B., & Garrone-Neto, D. (2022). Mating behavior of the lemon shark, *Negaprion brevirostris* (Carcharhiniformes: Carcharhinidae), as revealed by citizen science in the Equatorial Atlantic Ocean. *Revista de Biologia Tropical*, 70(1), 702–712. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.2022.49675>
- Getz, W. M., Fortmann-Roe, S., Cross, P. C., Lyons, A. J., Ryan, S. J., & Wilmsers, C. C. (2007). LoCoH: Nonparametric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. *PLOS ONE*, 2(2), e207. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000207>

- Ghorbani, H. (2019). Mahalanobis distance and its application for detecting multivariate outliers. *Facta Universitatis, Series: Mathematics and Informatics*, 583. <https://doi.org/10.22190/fumi1903583g>
- Gonçalves-Neto, J. B., Goyanna, F. A. de A., Feitosa, C. V., & Soares, M. O. (2021). A sleeping giant: the historically neglected Brazilian fishing sector. *Ocean and Coastal Management*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105699>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. In *Ecology Letters* (Vol. 8, Issue 9, pp. 993–1009). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., ... Buckley, Y. M. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12), 1424–1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. In *Ecological Modelling* (Vol. 135). www.elsevier.com/locate/ecolmodel
- Guttridge, T. L., Gruber, S. H., Franks, B. R., Kessel, S. T., Gledhill, K. S., Uphill, J., Krause, J., & Sims, D. W. (2012). Deep danger: intra-specific predation risk influences habitat use and aggregation formation of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris*. *Marine Ecology Progress Series*, 445, 279–291. <https://doi.org/10.3354/meps09423>
- Heithaus, M. R., Delius, B. K., Wirsing, A. J., & Dunphy-Daly, M. M. (2009). Physical factors influencing the distribution of a top predator in a subtropical oligotrophic estuary. *Limnology and Oceanography*, 54(2), 472–482. <https://doi.org/10.4319/LO.2009.54.2.0472>
- Hijmans, R. J., Phillips, S. J., Leathwick, J. R., & Elith, J. (2017). *Dismo: Species distribution modeling*. R package version 1.1-4. <https://cran.r-project.org/package=dismo>. Acessado em 7 de julho de 2025.
- Hughes, A., Orr, M. C., Palacio, R. D., Xuan, Y., & Qiao, H. (2024). A dire need for better standards of data quality, transparency, and reproducibility in IUCN RedList assessments. *Ecology and Evolutionary Biology*. <https://doi.org/10.32942/X2KK7D>
- ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). (2016). *Avaliação do risco de extinção dos elasmobrânquios e quimeras no Brasil: 2010–2012*.
- IUCN (International Union for the Conservation of Nature). (2024). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. The IUCN Red List Of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Acessado em 7 de julho de 2025.
- Jiménez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragón, P., & Lobo, J. M. (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*, 13(12), 2785–2797. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9963-4>
- Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A., & Gilbert, F. (2020). A comparison between Ensemble and MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian medicinal plants. *Ecological Informatics*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101150>
- Karl, S. A., Castro, A. L. F., & Garla, R. C. (2012). Population genetics of the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) in the western Atlantic. *Marine Biology*, 159(3), 489–498. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1828-y>
- Kenchington, E., Lirette, C., Murillo, F. J., Downie, A.-L., Kenny, A., Koen-Alonso, M., Cuadrado, S., & Munro, H. (2020). Kernel Density Analysis and Mapping of Ecosystem Functions in the NAFO Regulatory Area. *Centro Oceanográfico de Vigo*. <https://doi.org/10.1111/ddi.13026>
- Kenchington, E., Murillo, F. J., Lirette, C., Sacau, M., Koen-Alonso, M., Kenny, A., Ollerhead, N., Wareham, V., & Beazley, L. (2014). Kernel density surface modelling as a means to identify significant concentrations of vulnerable marine ecosystem

- indicators. *PLoS ONE*, 9(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109365>
- Kessel, S. T., Chapman, D. D., Franks, B. R., Gedamke, T., Gruber, S. H., Newman, J. M., White, E. R., & Perkins, R. G. (2014). Predictable temperature-regulated residency, movement and migration in a large, highly mobile marine predator (*Negaprion brevirostris*). *Marine Ecology Progress Series*, 514, 175–190. <https://doi.org/10.3354/meps10966>
- Kessel, S. T., Gruber, S. H., Gledhill, K. S., Bond, M. E., & Perkins, R. G. (2013). Aerial Survey as a Tool to Estimate Abundance and Describe Distribution of a Carcharhinid Species, the Lemon Shark, *Negaprion brevirostris*. *Journal of Marine Biology*, 2013, 1–10. <https://doi.org/10.1155/2013/597383>
- Kessel, S. T., Hansell, A. C., Gruber, S. H., Guttridge, T. L., Hussey, N. E., & Perkins, R. G. (2016). Three decades of longlining in Bimini, Bahamas, reveals long-term trends in lemon shark *Negaprion brevirostris* (Carcharhinidae) catch per unit effort. *Journal of Fish Biology*, 88(6), 2144–2156. <https://doi.org/10.1111/jfb.12987>
- Kie, J. G., Matthiopoulos, J., Fieberg, J., Powell, R. A., Cagnacci, F., Mitchell, M. S., Gaillard, J. M., & Moorcroft, P. R. (2010). The home-range concept: Are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1550), 2221–2231. <https://doi.org/10.1098/RSTB.2010.0093>
- Klaassen, M., Marques, T. A., Alves, F., & Fernandez, M. (2025). Trends in marine species distribution models: a review of methodological advances and future challenges. In *Ecography*. John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/ecog.07702>
- Lowen, J. B., McKindsey, C. W., Therriault, T. W., & DiBacco, C. (2016). Effects of spatial resolution on predicting the distribution of aquatic invasive species in nearshore marine environments. *Marine Ecology Progress Series*, 556, 17–30. <https://doi.org/10.3354/MEPS11765>
- Lyons, D. A., Lowen, J. B., Therriault, T. W., Brickman, D., Guo, L., Moore, A. M., Peña, M. A., Wang, Z., & DiBacco, C. (2020). Identifying marine invasion hotspots using stacked species distribution models. *Biological Invasions*, 22(11), 3403–3423. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02332-3>
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15(1), 59–69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>
- Mason, J. G., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., Brodie, S., Bograd, S. J., Crowder, L. B., & Hazen, E. L. (2019). Convergence of fishers' knowledge with a species distribution model in a Peruvian shark fishery. *Conservation Science and Practice*, 1(4). <https://doi.org/10.1111/csp2.13>
- Massicotte, P. & South, A. (2025). *rnatuarearth*: World Map Data from Natural Earth. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.rnatuarearth>
- McKinney, J. A., Hoffmayer, E. R., Wu, W., Fulford, R., & Hendon, J. M. (2012). Feeding habitat of the whale shark *Rhincodon typus* in the northern Gulf of Mexico determined using species distribution modelling. *Marine Ecology Progress Series*, 458, 199–211. <https://doi.org/10.3354/meps09777>
- Melo-Merino, S. M., Reyes-Bonilla, H., & Lira-Noriega, A. (2020). Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. In *Ecological Modelling* (Vol. 415). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>
- Miller, J. (2010). Species distribution modeling. In *Geography Compass* (Vol. 4, Issue 6, pp. 490–509). <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>
- Murchie, K. J., Schwager, E., Cooke, S. J., Danylchuk, A. J., Danylchuk, S. E., Goldberg, T. L., Suski, C. D., Philipp, D. P., Murchie, K. J., Schwager, E., Cooke, S. J., Danylchuk, A. J., Danylchuk, S. E., Goldberg, T. L., Suski, C. D., & Philipp, D. P. (2010). Spatial ecology of juvenile lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) in tidal creeks and coastal waters of Eleuthera, The Bahamas. *Environ Biol Fish*, 89, 95–104.

- <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9693-y>
- Oliveira, P. G. V., Oliveira, D. S. de, Pinheiro, P. B., Hazin, F. H. V., Carvalho, F. C., Veras, D. P., & Silva, M. B. (2011). Population Structure and Growth of Young Lemon Shark, *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868), at the Atol das Rocas Biological Reserve, Brazil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 389–395. <https://doi.org/10.5894/rgci236>
- Pante, E., Simon-Bouhet, B., & Irissou, J. (2023). marmap: Import, Plot and Analyze Bathymetric and Topographic Data. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.marmap>
- Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*. <https://digitalcommons.unl.edu/r-journal/626>
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). Spatial Data Science: With Applications in R. Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9780429459016>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). *Maximum entropy modeling of species geographic distributions* (Elsevier, Ed.; Vol. 6, Issues 2–3, pp. 231–252). Ecological Modelling. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Phillips, S. J., & Schapire, R. E. (2004). *A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling*.
- Pinheiro, H. T., Luiz, O. J., Rocha, L. A., Wohak, K., & Francini-Filho, R. B. (2024). Beyond fear: a new paradigm to manage shark recovery in Brazilian marine protected areas. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(1), 12–14. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.01.007>
- Pinheiro, H. T., Rocha, L. A., Macieira, R. M., Carvalho-Filho, A., Anderson, A. B., Bender, M. G., Di Dario, F., Ferreira, C. E. L., Figueiredo-Filho, J., Francini-Filho, R., Gasparini, J. L., Joyeux, J. C., Luiz, O. J., Mincarone, M. M., Moura, R. L., Nunes, J. de A. C. C., Quimbayo, J. P., Rosa, R. S., Sampaio, C. L. S., ... Floeter, S. R. (2018). South-western Atlantic reef fishes: Zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the Atlantic Ocean. *Diversity and Distributions*, 24(7), 951–965. <https://doi.org/10.1111/DDI.12729>
- Pratt, C. J., Denley, D., & Metaxas, A. (2022). Selection of predictor variables for species distribution models: a case study with an invasive marine bryozoan. In *Oecologia* (Vol. 198, Issue 2, pp. 319–336). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05110-1>
- Queiroz, N., Humphries, N. E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F. P., Scales, K. L., Miller, P. I., Sousa, L. L., Seabra, R., & Sims, D. W. (2016). Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(6), 1582–1587. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1510090113/-DCSUPPLEMENTAL>
- R Core Team (2025). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. Acessado em 7 de julho de 2025.
- Rada, D. de P. (2010). *Interações sociais, uso do habitat e estrutura populacional do tubarão limão, Negaprion brevirostris (poey, 1868), no arquipélago de Fernando de Noronha (PE)* [Master Dissertation, Universidade Federal da Paraíba]. <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/tede/8220>. Acessado em 17 de julho de 2024.
- Reyier, E. A., Franks, B. R., Chapman, D. D., Scheidt, D. M., Stolen, E. D., & Gruber, S. H. (2014). Regional-Scale Migrations and Habitat Use of Juvenile Lemon Sharks (*Negaprion brevirostris*) in the US South Atlantic. *PLOS ONE*, 9(2), e88470. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0088470>
- Robinson, L. M., Elith, J., Hobday, A. J., Pearson, R. G., Kendall, B. E., Possingham, H. P., & Richardson, A. J. (2011). Pushing the limits in marine species distribution modelling: Lessons from the land present challenges and opportunities. In *Global Ecology and Biogeography* (Vol. 20, Issue 6, pp. 789–802). <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00636.x>
- Rodrigues, L. dos S., Daudt, N. W., Cardoso, L. G., Kinas, P. G., Conesa, D., & Pennino, M. G. (2023). Species distribution modelling in the Southwestern Atlantic Ocean: A

- systematic review and trends. *Ecological Modelling*, 486.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110514>
- Rosa, R. , S., Repinaldo-Filho, F. , P. , M., Rada, D. , P., & Oliveira, P. (2018). *Negaprion brevirostris* (Poey, 1868). In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes* (Vol. 6, pp. 960–962). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).
- Rose, D. A. (1996). *An overview of world trade in sharks and other cartilaginous fishes* (Vol. 1). International Union for Conservation of Nature.
<https://policycommons.net/artifacts/1373118/an-overview-of-world-trade-in-sharks-and-other-cartilaginous-fishes/>
- Schmid, K., da Silva, F. R. M., Dos Santos, B. J. V., Bezerra, N. P. A., Garla, R. C., & Giarrizzo, T. (2020). First fish fauna assessment in the fernando de noronha archipelago with bruvus: Species catalog with underwater imagery. *Biota Neotropica*, 20(4), 1–13. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1014>
- Slowikowski, K. (2024). ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2'. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.ggrepel>
- South, A., Michael, S., & Massicotte, P. (2024). rnaturalearthdata: World Vector Map Data from Natural Earth Used in 'rnaturalearth'.
<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.rnaturalearthdata>
- Silverman, B. W. (2018). Density estimation: For statistics and data analysis. *Density Estimation: For Statistics and Data Analysis*, 1–175.
<https://doi.org/10.1201/9781315140919>
- Simpfendorfer, C. A., Heupel, M. R., White, W. T., & Dulvy, N. K. (2011). The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: a synthesis. *Marine and Freshwater Research*, 62(6), 518–527.
<https://doi.org/10.1071/MF11086>
- Smukall, M. J., Kessel, S. T., Franks, B. R., Feldheim, K. A., Guttridge, T. L., & Gruber, S. H. (2019). No apparent negative tagging effects after 13 years at liberty for lemon shark, *Negaprion brevirostris* implanted with acoustic transmitter. *Journal of Fish Biology*, 94(1), 173–177. <https://doi.org/10.1111/JFB.13856>
- Soberón, J., & Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. In *Biodiversity Informatics* (Vol. 2).
<https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>
- Speed, C. W., Field, I. C., Meekan, M. G., & Bradshaw, C. J. A. (2010). Complexities of coastal shark movements and their implications for management. *Marine Ecology Progress Series*, 408, 275–293. <https://doi.org/10.3354/MEPS08581>
- Tinari, A. M., & Hammerschlag, N. (2021). An ecological assessment of large coastal shark communities in South Florida. *Ocean & Coastal Management*, 211, 105772.
<https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2021.105772>
- Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., Troupin, C., Mineur, F., & De Clerck, O. (2012). Bio-ORACLE: A global environmental dataset for marine species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 272–281.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00656.x>
- Vaughan, I. P., & Ormerod, S. J. (2005). The continuing challenges of testing species distribution models. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 42, Issue 4, pp. 720–730).
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01052.x>
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemond, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., & Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686.
<https://doi.org/10.21105/joss.01686>

- Wetherbee, B. M., Gruber, S. H., & Rosa, R. S. (2007). Movement patterns of juvenile lemon sharks *Negaprion brevirostris* within Atol das Rocas, Brazil: A nursery characterized by tidal extremes. *Marine Ecology Progress Series*, 343, 283–293. <https://doi.org/10.3354/meps06920>
- White, E. R., Nagy, J. D., & Gruber, S. H. (2014). Modeling the population dynamics of lemon sharks. *Biology Direct*, 9(23). <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/1745-6150-9-23>
- Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70(1), 164–168. <https://doi.org/10.2307/1938423>

ANEXOS

Anexo 1. Artigo publicado na revista Neotropical Ichthyology.

Neotropical Ichthyology

Original article

<https://doi.org/10.1590/1982-0224-2024-0123>

Restricted to oceanic and coastal islands? The absence of lemon sharks (*Negaprion brevirostris*) along the Brazilian coast

 José Victor Calenzani^{1,2},  Jorge Luiz Silva Nunes³,
 Tiego Luiz de Araújo Costa⁴,  Bruno Jucá-Queiroz⁵ and
 Jones Santander-Neto²

Correspondence:
José Victor Calenzani
josevictorcalenzani@gmail.com

Submitted November 14, 2024

Accepted May 27, 2025

Epub September 8, 2025

Associate Editor  Jennifer Wyffels
 Section Editor  Toby Daly-Engel
 Editor-in-chief  Carla Pavanelli

The lemon shark (*Negaprion brevirostris*) is distributed throughout shallow coastal Atlantic Ocean waters, from the United States to southern Brazil, occurring in reefs, mangroves, bays and river mouths. Although the species distribution map provided by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN) records the presence of lemon sharks along the entire Brazilian coast, its occurrence is not as common as the map assumes. Knowledge concerning the spatial distribution and abundance of a given species over time is essential to understand its ecology and life habits. In this sense, this study aimed to assess lemon shark occurrence in coastal Brazilian regions, by carrying out a scientometric analysis of Brazilian fisheries landing monitoring efforts, occurrence records and fisheries. New records for the Brazilian coastal region were also obtained. The results indicate the absence of lemon shark species in fisheries along the Brazilian coast, with no evidence to corroborate its given distribution pattern along the Brazilian coastal region, also noting that occurrence in areas other than the island environments of the northeast region is rare. This information is essential for the species assessment process within the scope of the IUCN, as well as for the establishment of management and recovery measures.

Keywords: Bibliometric analysis, Elasmobranchs, Fishing, New records, Spatial distribution.

Online version ISSN 1982-0224

Print version ISSN 1679-6225

Neotrop. Ichthyol.

vol. 23, no. 3, Maringá 2025

¹ Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAM), Universidade Federal do Espírito, Campus Goiabeiras, Avenida Fernando Ferrari, 514, Goiabeiras, 29075-910 Vitória, ES, Brazil. (JVC) josevictorcalenzani@gmail.com (corresponding author).

² Instituto Federal do Espírito Santo, Campus Piúma, Rua Augusto Costa de Oliveira, 660, Praia Doce, 29285-000 Piúma, ES, Brazil. (JSN) jones.santander@ifes.edu.br.

³ Laboratório de Organismos Aquáticos, Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, Avenida dos Portugueses, 1966, Cidade Universitária Dom Delgado, 65080-805 São Luís, MA, Brazil. (JLSN) jorge.nunes@ufma.br.

⁴ Laboratório do Oceano, Departamento de Ecologia, Centro de Biotecnologias, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Avenida Senador Salgado Filho, 3000, 59077-000 Natal, RN, Brazil. (TLAC) tiego@biomar@gmail.com.

⁵ SOD Construções e Geotecnia, Rua do Sol, 300, Aleixo, 69060-084 Manaus, AM, Brazil. (BJQ) sodgeotecnia@gmail.com.