



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE**  
**CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**MATHEUS SOUZA FERREIRA DE BARROS**

**ANÁLISES DEMOGRÁFICAS ESTRUTURADAS INDICAM  
ESTRATÉGIAS DE MANEJO ALTERNATIVAS PARA PEQUENOS  
TUBARÕES COSTEIROS**

**MACEIÓ**  
**2022**

**MATHEUS SOUZA FERREIRA DE BARROS**

**ANÁLISES DEMOGRÁFICAS ESTRUTURADAS INDICAM  
ESTRATÉGIAS DE MANEJO ALTERNATIVAS PARA PEQUENOS  
TUBARÕES COSTEIROS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas como requisito para conclusão do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas.

**Orientador:** Vandick da Silva Batista

**MACEIÓ  
2022**

## FOLHA DE APROVAÇÃO

**MATHEUS SOUZA FERREIRA DE BARROS**

### **ANÁLISES DEMOGRÁFICAS ESTRUTURADAS INDICAM ESTRATÉGIAS DE MANEJO ALTERNATIVAS PARA PEQUENOS TUBARÕES COSTEIROS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas

**Aprovado em 20 de Janeiro de 2022.**

#### **Banca examinadora**

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** Vandick da Silva Batista  
Data: 20/01/2022 15:33:11-0300  
Verifique em <https://verificador.iti.br>

---

**Profº Vandick da Silva Batista**

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** Claudio Luis Santos Sampaio  
Data: 01/02/2022 14:49:11-0300  
Verifique em <https://verificador.iti.br>

---

**Profº Cláudio Luis Santos Sampaio**



**Profº Marcos Vinícius Carneiro Vital**

**Catálogo na fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**  
**Divisão de Tratamento Técnico**

Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

B277a Barros, Matheus Souza Ferreira.  
Análises demográficas estruturadas indicam estratégias de manejo alternativas para pequenos tubarões costeiros / Matheus Souza Ferreira de Barros. – 2022.  
44 f. : il. color.

Orientador: Vandick da Silva Batista.  
Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas: Bacharelado) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Maceió, 2022.

Bibliografia: f. 33-44.

1. Tubarão - Pesca. 2. Modelagem populacional. 3. Elasmobrânquios. I. Título.

CDU: 639.231

“Se cheguei aqui, é porque me apoiei em ombros de gigantes”  
Carl Sagan

## AGRADECIMENTOS

*Entendo que primeiramente é essencial agradecer à mim mesmo. Ao entrar na Universidade, encontrei uma estrutura precária e um sistema extremamente intrincado e ineficiente desse país que dificulta ao extremo a realização de pesquisas científicas. Ao mesmo tempo que perdi a fé nas UFs brasileiras, percebi que a melhor delas é o próprio estudante (ao menos uma parte): apesar das limitações, maximiza os recursos que tem e faz mais com menos. Foi o que procurei fazer ao longo de toda a minha trajetória nas Ciências Biológicas.*

*A minha família foi uma parte extremamente essencial no meu começo de carreira. Sem o apoio incondicional deles em todos os âmbitos, mesmo tendo escolhido um curso fora do mainstream, não teria conseguido realizar sequer um terço do que realizei. Nunca esquecerei do exemplo de amor e apoio deles. Vale destacar que tal exemplo de apoio excede estratosféricamente a vida acadêmica e foi extremamente importante em todas as áreas da minha vida.*

*Agradeço à minha namorada, Rayssa Torres, que também me ajudou e apoiou de forma incondicional, principalmente durante o advento da pandemia. Certamente, também não teria chegado onde cheguei hoje sem sua motivação e companheirismo. Sou extremamente grato pelo curso de Ciências Biológicas nos ter feito cruzar os caminhos*

*Agradeço aos meu mentores acadêmicos. Mais especificamente e em ordem cronológica, Tereza Cristina dos Santos Calado, Nidia Noemi Fabré e Vandick da Silva Batista. Eles acreditaram no meu potencial e me acolheram em seus respectivos laboratórios para que eu possa perseguir meus sonhos e absorver valiosos ensinamentos que até transparecem a vida acadêmica. Acima de tudo, viraram muito mais que meus orientadores.*

*Agradeço aos meus colegas (amigos) de laboratório (LACAR, LAEPP e LACOM) por sempre me apoiarem em tudo, companheirismo e motivação. Vocês sempre estarão em minhas memórias e se tornaram muito mais do que colegas.*

*Agradeço aos meus demais amigos, que sempre me motivaram e apoiaram nas minhas empreitadas. Não citarei nomes aqui pois o TCC ficaria com metade das páginas somente nos agradecimentos. Cada um de vocês sabe o papel que tiveram e sempre terão na minha vida!*

## RESUMO

Tubarões são frequentemente objetos de preocupação devido a características específicas que os fazem particularmente vulneráveis à pesca. Ao longo de toda a costa Brasileira, os tubarões de crescimento rápido e ciclo de vida curto *Rhizoprionodon lalandii* e *R. porosus* são amplamente explorados por pescarias artesanais, semi-artesanais e recreativas, mas não há medidas de manejo e conservação devido à ausência de estudos sobre seus níveis de exploração. Dessa forma, o presente estudo executou análises demográficas para ambas as espécies com o intuito de testar como as taxas de crescimento populacional se comportam frente a diferentes cenários de exploração, incluindo níveis específicos de mortalidade por pesca por idade. Essas populações exibem relativamente altas taxas de crescimento populacional quando não explorados, mas possuem parâmetros demográficos diferentes. Simulações para níveis de mortalidade por pesca independentes da idade demonstraram que níveis críticos de  $F$  consistiram em 0.15 e 0.13 para *R. lalandii* e *R. porosus*, respectivamente. Em contrapartida, quando restrições de tamanho máximo são simuladas para ambas as espécies, foi possível demonstrar que excluir tubarões adultos das capturas pode ter um efeito positivo, possibilitando multiplicar as pressões de pesca sem declínios populacionais. O presente estudo indica que elasmobrânquios com ciclo de vida rápido também podem se beneficiar de medidas que restringem as capturas apenas para os juvenis.

**Palavras-chave:** pesca, modelagem populacional, elasmobrânquios, conservação

## ABSTRACT

Sharks are important fishery resources around the world that have been an object of concern among managers because of specific life-history traits that makes them particularly vulnerable to high fishing pressures. Along all the Brazilian coastline, the fast-growing sharpnose sharks *Rhizoprionodon porosus* and *R. lalandii* are widely exploited, but no management measures have been implemented to date because of the absence of studies addressing their level of exploitation. Then, this study aimed to determine crucial demographic parameters of those species through matrix-based demographic analyses with the incorporation of stochasticity with Monte Carlo simulations, which allowed finding how population growth rates behave under different exploitation scenarios. Then, potential management measures such as gauntlet fisheries were tested by incorporating age-specific hypothetical levels of fishing mortality to both species. The results demonstrated that both populations exhibit positive rates of population growth when unfished, but have different demographic parameters such as generation time and reproductive values. The Monte Carlo simulations for age-independent levels of fishing mortality (no size restriction measure) demonstrated that critical levels of fishing pressure are equal to 0.13 and 0.15 for *R. porosus* and *R. lalandii*, respectively. Conversely, when the application of gauntlet management scenarios is simulated for both species, it is clear that excluding older sharks from the fisheries would have a positive effect for both fisheries and conservation, allowing increases in fishing effort of up to 0.3. This study indicates that such fast-growing sharks may also benefit from gauntlet fisheries measures, which may be considered for these species in the Brazilian coastline, particularly in the absence of comprehensive stock assessments for local stocks.

**Keywords:** fishing, population modelling, elasmobranchs, conservation

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>2. REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>11</b>
2.1. Manejo pesqueiro.....	11
2.2. Declínios em populações de Elasmobrânquios.....	12
2.3. Manejo pesqueiro de Elasmobrânquios .....	14
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>15</b>
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>16</b>
4.1. Informações básicas da história de vida .....	16
4.2. Determinação das taxas de mortalidade e sobrevivência .....	17
4.3. Análise demográfica.....	19
4.4. Cenários de manejo .....	22
<b>5. RESULTADOS .....</b>	<b>23</b>
5.1. Mortalidade natural .....	23
5.2. Crescimento populacional e variáveis demográficas.....	25
5.3. Cenários de exploração.....	27
<b>6. DISCUSSÃO.....</b>	<b>29</b>
6.1. Considerações para o manejo das espécies estudadas.....	32
<b>7. CONCLUSÃO.....</b>	<b>33</b>
<b>8. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>34</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Tubarões são importantes predadores aquáticos pertencentes à subclasse Elasmobranchii que executam diversas funções cruciais que mantêm o funcionamento de ecossistemas (CHAPMAN, 2017). Tais funções incluem, por exemplo, a manutenção de padrões de biodiversidade por efeitos cascata de ordens diversas que atenuam efeitos da competição interespecífica em níveis tróficos mais baixos e criam “hotspots” de riqueza (RASHER; HOEY; HAY, 2017; TERBORGH, 2015), ciclagem e redistribuição espaço-temporal de nutrientes essenciais para recifes de coral (WILLIAMS *et al.*, 2018) e criação/modificação de habitats (FALLOWS; GALLAGHER; HAMMERSCHLAG, 2013).

Ainda, muitas espécies de tubarões são cobiçadas ou capturadas acidentalmente por operações pesqueiras multiespecíficas em todas as principais regiões costeiras do mundo, com diminuições substanciais em capturas derivadas do aumento do esforço e menos indivíduos grandes ou maduros sendo capturados (JORDAAN; SANTOS; GROENEVELD, 2020; ROFF *et al.*, 2018). Há ainda evidências de que a quantidade de biomassa explorada no comércio internacional de barbatanas é por volta de três a quatro vezes maior do que a reportada na única base de dados disponível ao nível global (CLARKE *et al.*, 2006). Como resultado, declínios consistentes em várias populações ao redor do mundo vêm sendo previstos ou observados (LESSA; BATISTA; SANTANA, 2016; ROFF *et al.*, 2018; SANTANA; FEITOSA; LESSA, 2020; SANTANDER-NETO *et al.*, 2021), culminando em riscos de extinção locais ou globais altos, com cerca de três quartos do total de espécies de tubarões estando ameaçados em algum nível (PACOUREAU *et al.*, 2021).

A ausência de avaliações de estoques compreensivas para elasmobrânquios na grande maioria das localidades onde os mesmos são capturados frequentemente e considerados recursos pesqueiros valiosos destaca a necessidade de se utilizar ferramentas menos exaustivas para a definição de estratégias de manejo, principalmente ao se considerar o risco de declínio de diversas espécies devido à sobrepesca (BLABER *et al.*, 2009). Então, métodos que incorporam modelos demográficos estáticos baseados em Matrizes de Leslie (CASWELL, 2018) vêm se tornando progressivamente mais utilizados (CORTÉS, 1998; SIMPFENDORFER,

2004) e necessitam apenas de parâmetros básicos da história de vida e possuem a capacidade de prever como o crescimento populacional se comportará em face a diferentes estratégias de manejo (GRANT, *et al.*, 2020; SMART *et al.*, 2017).

O gênero *Rhizoprionodon* é representado por pequenas espécies de tubarões costeiros com crescimento rápido explorados por diversas operações pesqueiras ao redor do mundo devido à sua abundância (CORSSO *et al.*, 2020; LESSA, 1987; MOTTA *et al.*, 2005). Por certo, as espécies *R. porosus* e *R. lalandii* muitas vezes representam a maioria das capturas de tubarões ao longo da costa brasileira (GADIG; MOTTA; NAMORA, 2002; MOTTA *et al.*, 2005). Ainda, considerando que recursos costeiros de menor porte são geralmente associados a altíssimas abundâncias e fortes recrutamentos que conseqüentemente podem suportar grandes pescarias, não há manejo adequado para essas espécies na costa do Brasil quando comparadas a outros recursos. Apesar disso, ainda se faz necessário que haja estudos que procuram definir níveis de exploração adequados para a manutenção da estabilidade na estrutura da população e abundância (MENDONÇA *et al.*, 2013).

É evidente que elasmobrânquios possuem padrões de histórias de vida que os caracterizam como de baixa resiliência intrínseca a altos níveis de exploração quando comparados a outros recursos pesqueiros (DULVY *et al.*, 2008; PACOUREAU *et al.*, 2021). Uma das estratégias de manejo referidas como mais promissoras e robustas para o manejo sustentável das pescarias desses animais consiste na exclusão de indivíduos maiores das capturas, restringindo a pesca apenas para juvenis devido ao pressuposto de que a alta mortalidade natural nas idades mais novas pode ser “substituída” pela mortalidade por pesca (PRINCE, 2005; SMART *et al.*, 2017). Dessa maneira, o presente estudo possuiu como finalidade definir estratégias mais refinadas de manejo e conservação para *R. porosus* e *R. lalandii*, testando a hipótese de que a exclusão de indivíduos reprodutivos das capturas pode consistir em uma estratégia de manejo com potencial de manter níveis de crescimento populacional estáveis, concomitantemente a um maior esforço de pesca.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1. Manejo pesqueiro

Há relativamente pouco tempo, os oceanos eram retratados como vastos provedores de abundantes recursos, os quais poderiam ser eternamente explorados sem consequências negativas. Isso partia do errôneo pressuposto de que a humanidade não era grande o suficiente para exercer influências significativas sobre a abundância dos demais seres vivos (KING, 2013). Entretanto, após o colapso ou declínio de diversos estoques ao redor do mundo demonstrar o contrário, surge a urgência do estudo sistemático dos mesmos: a ciência pesqueira, a qual possui como foco central o estoque.

Estoques pesqueiros são unidades populacionais de animais marinhos com potencial de serem explorados comercialmente que exibem três características importantes: são renováveis, podendo aumentar em abundância através do recrutamento e crescimento e diminuir através da mortalidade; são mais produtivos do que a média de animais terrestres utilizados para a alimentação humana, sendo a sua razão entre a quantidade de biomassa produzida e a quantidade de biomassa do produtor primário cerca de duas vezes maior que na terra; possuem maior capacidade de renovação em frente à exploração (AOKI; YAMAKAWA; TAKASUKA, 2018). Entretanto, mesmo com tais características, populações exploradas comercialmente enfrentam consequências negativas da intensa pressão de pesca, as quais dificultam sua capacidade de manutenção dos níveis mínimos de reprodução e recrutamento. Como resultado, declínios consistentes em diversas populações ao redor do mundo vêm sendo observados (EDGAR; WARD; STUART-SMITH, 2018; FRIEDLANDER *et al.*, 2018; HILBORN; OVANDO, 2014; JAITEH; LONERAGAN; WARREN, 2017; ROFF *et al.*, 2018). Desse modo, o manejo pesqueiro moderno procura realizar estudos a respeito da dinâmica populacional de espécies

importantes economicamente para informar com precisão a diferentes tomadores de decisão sobre potenciais medidas que devem ser implementadas de modo a assegurar a exploração sustentável (KING, 2013).

Efetivamente, o sucesso das técnicas empregadas para informar sobre possíveis medidas regulatórias de manejo é factual: resultados recentes de (HILBORN *et al.*, 2020) demonstram que os estoques pesqueiros monitorados cientificamente, os quais correspondem a cerca de 50% das capturas globais reportadas, apresentam níveis de abundância elevados e em crescimento, concomitantemente a níveis também elevados de captura. De forma contrastante, os estoques não monitorados, que normalmente se encontram em regiões nas quais há menor incentivo governamental para a realização de pesquisas e as pescarias são menos desenvolvidas, verificaram-se níveis de exploração muito maiores e abundâncias em declínio. Sendo assim, entende-se que a universalização das ciências pesqueiras consiste na solução para a conservação dos recursos.

## **2.2. Declínios em populações de Elasmobrânquios**

Ainda com o evidente potencial do manejo pesqueiro de assegurar que as populações de importantes recursos mantenham seus níveis mínimos de reprodução e recrutamento (HILBORN *et al.*, 2020), é notório que a falta de estudos compreensivos sobre os estoques de elasmobrânquios limitou fortemente sua capacidade de recuperar-se dos declínios causados pelas intensas pressões de pesca ao redor do mundo. De fato, diversos estudos constataram que populações de tubarões demonstraram sinais claros de declínios nas últimas décadas (BAUM; MYERS, 2004; DULVY *et al.*, 2008; MOMIGLIANO; JAITEH; SPEED, 2014; ROFF *et al.*, 2018; SANTANDER-NETO *et al.*, 2021), inclusive no Brasil (LESSA; BATISTA; SANTANA, 2016; SANTANA; FEITOSA; LESSA, 2020) (Figura 1) com efeitos negativos consideráveis em ecossistemas marinhos, tais como mudanças profundas em padrões de abundância e distribuição de níveis tróficos mais baixos (FERRETTI *et al.*, 2010).



**Figura 1.** Capturas em toneladas de Elasmobrânquios no Brasil desde 1960 de acordo com a FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*). Nota-se tendência de diminuição após o pico nas décadas de 1980 e 1990, indicando possível diminuição na abundância. Fonte: FishStatJ (FAO).

Considerando que o risco de extinção é fortemente relacionado com os padrões de história de vida em animais marinhos (HUTCHINGS, 2008), os consistentes padrões de declínio de tubarões ao redor do mundo podem ser também explicados por outro fator talvez até mais importante que a intensa pressão de pesca: imensa maioria dos elasmobrânquios são caracterizados por taxas de crescimento lento, idades avançadas de maturação sexual, fecundidades muito menores do que em peixes teleósteos, portanto, baixa produtividade (FORREST; WALTERS, 2009; LIU *et al.*, 2015; SMITH; AU; SHOW, 1998), o que contribui enormemente para que tubarões sejam classificados como vulneráveis à pesca não regulada. O estudo de GARCA *et al.* (2007) constatou que as características da história de vida e padrões de utilização de hábitat são fatores determinantes no risco de extinção. Além do mais, foi verificado que, mesmo para as pequenas espécies de elasmobrânquios costeiros que normalmente crescem um pouco mais rapidamente e possuem maior produtividade, a mediana da mortalidade por pesca necessária para extinção ainda é relativamente pequena ( $F = 0.368$ ). À vista disso, os autores recomendam que a conservação não foque apenas nos grandes elasmobrânquios.

### 2.3. Manejo pesqueiro de Elasmobrânquios

Mesmo com o fato da maioria dos elasmobrânquios terem baixo valor comercial, entende-se atualmente que o impacto do colapso de seus estoques é economicamente comparável aos dos mais valiosos peixes ósseos devido à intrínseca baixa capacidade de recuperação, fazendo com os que mesmos necessitem de consideravelmente mais tempo (MUSICK *et al.*, 2011). Dessa forma, esforços internacionais para assegurar a sustentabilidade de pescarias de elasmobrânquios começaram a aparecer na década de 80 (DULVY *et al.*, 2014; BARKER, 2005; MUSICK *et al.*, 2011). Por conseguinte, a Convenção de Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas de 1994 (*Convention on International Trade of Endangered Species*) adotou uma resolução que solicitava à Organização de Alimentos e Agricultura das Nações Unidas (FAO) a revisão de informações a respeito do status global dos estoques de tubarões. A FAO, por sua vez, adotou um plano de ação para a conservação e manejo de tubarões, determinando que as nações participantes das operações pesqueiras de tubarões devem tomar atitudes quanto à sua conservação como minimizar descartes e assegurar o uso sustentável. Lamentavelmente, grande parte dos países-membros sequer enviou relatórios apropriados a respeito do estado dos estoques, dificultando enormemente que sejam definidas possíveis estratégias de manejo (IUCN, 2002; MUSICK *et al.*, 2011).

Dessarte, considerando a crônica ausência de avaliações dos estados dos estoques de tubarões ao redor do mundo, diversas estratégias de manejo baseadas em análises mais simplistas e reducionistas emergiram, com a proposta de endereçar de forma eficaz a carência de dados a respeito de elasmobrânquios. Embora consideravelmente contraintuitiva (PRINCE, 2005), uma das estratégias mais importantes consiste em concentrar as capturas em indivíduos juvenis. Por exemplo, (SIMPENDORFER, 1999) defende que uma das formas possíveis de exploração de espécies com ciclo de vida longo é de capturar apenas as classes de idade mais novas, o que possibilitaria a manutenção dos estoques por meio da promoção da sobrevivência dos indivíduos mais velhos.

### 3. Objetivos

- Obter parâmetros demográficos básicos das espécies *R. lalandii* e *R. porosus*
- Testar diferentes estratégias de manejo para as espécies, incluindo a restrição da captura de indivíduos adultos

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Informações básicas da história de vida

O presente estudo será baseado em parâmetros da história de vida extraídos da literatura (Tabela 1), os quais consistirão na base para os elementos das matrizes de Leslie nas análises posteriores. A idade de primeira reprodução foi calculada como o somatório da idade de primeira maturação com o tempo de gestação, arredondada para o maior valor mais próximo (SMART *et al.*, 2017). Ainda, para *R. porosus*, a fecundidade será estimada por meio da equação que relaciona tal parâmetro com o comprimento total dos indivíduos obtidos de (MATTOS *et al.*, 2001), a qual será convertida para uma relação idade x fecundidade utilizando os parâmetros de von Bertalanffy. Os parâmetros da equação de von Bertalanffy retirados do estudo de (CORSSO *et al.*, 2020) correspondem a amostras recentes de pescarias multiespecíficas com rede de emalhar no litoral do estado de São Paulo, Brasil, correspondendo à Ecorregião Marinha do Sudeste do Brasil segundo (SPALDING *et al.*, 2007).

**Tabela 1.** Parâmetros básicos de ambas as espécies e medidas de variabilidade obtidos da literatura. K denota a taxa de crescimento de acordo com a equação de von Bertalanffy,  $L_{\infty}$  o comprimento assintótico,  $t_0$  a idade teórica quando o comprimento é igual a zero,  $L_{50}$  o tamanho médio de primeira maturação e  $A_{50}$  a idade média de primeira maturação

Parâmetro	<i>R. porosus</i>			<i>R. lalandii</i>		
	Valor	SD	Referência	Valor	SD	Referência
K	0.31	0.004	(CORSSO <i>et al.</i> , 2020)	0.67	0.0023	(CORSSO <i>et al.</i> , 2020)
$L_{\infty}$	1165	0.43	(CORSSO <i>et al.</i> , 2020)	791	0.25	(CORSSO <i>et al.</i> , 2020)
$t_0$	-1.75	-	(CORSSO <i>et al.</i> , 2020)	-1.37	-	(CORSSO <i>et al.</i> , 2020)
$L_{50}$	850	-	(MATTOS <i>et al.</i> , 2001)	682	-	(MOTTA <i>et al.</i> , 2007)
$A_{50}$	2.73	-	Calculado	1.59	-	Calculado
Longevidade	11 anos	0.067	Calculado	10	0.084	Calculado
Fecundidade média	5.43	0.94	Calculado	3.3	0.91	(MOTTA <i>et al.</i> , 2007)
Período de gestação	1 ano	-	(MATTOS <i>et al.</i> , 2001)	1 ano	-	(MOTTA <i>et al.</i> , 2007)
Idade de 1 <sup>a</sup> reprodução	4 anos	-	Calculado	3 anos	-	Calculado

#### 4.1. Determinação das taxas de mortalidade e sobrevivência

A taxa de mortalidade natural será estimada para ambas as espécies por diversos métodos empíricos dependentes (CHEN; WATANABE, 1989a; THEN, Amy Y. *et al.*, 2015) e independentes da idade (PAULY, 1980):

O método por (CHEN; WATANABE, 1989b) produz estimativas dependentes da idade, baseado no pressuposto de que a mortalidade natural é normalmente mais alta nas classes de idade mais novas e mais velhas, produzindo um formato de “banheira”. Para tal, duas equações são produzidas para o cálculo da mortalidade em diferentes momentos da história de vida (antes e após a idade de primeira maturação):

$$M_t = \frac{k}{1 - e^{-k(t-t_0)}} \quad t < t_m$$

$$M_t = \frac{k}{a_0 + a_1(t - t_m) + a_2(t - t_m)^2} \quad t > t_m$$

onde

$$t_m = -\frac{1}{k} * LN(1 - exp^{kt_0}) + t_0$$

$$a_0 = 1 - exp^{-k(t_m-t_0)}$$

$$a_1 = k * exp^{-k(t_m-t_0)}$$

$$a_2 = -\frac{1}{2} * k^2 exp^{-k(t_m-t_0)}$$

onde  $t_m$  = idade de primeira maturação e  $K$ ,  $L^\infty$  e  $t_0$  são parâmetros da curva de crescimento de von Bertalanffy

O método de (PAULY, 1980) utiliza a seguinte fórmula:

$$LN(M) = -0.0066 - 0.279 * LN(L_{\infty}) + 0.6743 * LN(K) + 0.4634 * LN(T)$$

onde  $L^\infty$  é o comprimento assintótico,  $K$  a taxa de crescimento de von Bertalanffy e  $T$  a temperatura média do local de estudo.

A equação empírica de (HOENIG, 1983) se baseia na relação intrínseca entre mortalidade e longevidade, tendo o pressuposto de que maiores idades máximas implicam em menores taxas de mortalidade, é definida pela seguinte equação:

$$LN(M) = 1.44 - 0.982 * LN(t_{max})$$

onde  $K$  é a taxa de crescimento de von Bertalanffy e  $t_{max}$  é a idade máxima.

A equação atualizada de PAULY (1983), formulada por (THEN *et al.*, 2015) e recomendada por alto poder preditivo, é definida pela seguinte fórmula:

$$M = (4.118 * K^{0.73}) * (L_{\infty}^{-0.333})$$

Finalmente, a longevidade ( $t_{max}$ ) será obtida por meio do inverso da equação de von Bertalanffy (KING, 2013):

$$t_{max} = \left( t - \frac{1}{k} \right) * LN \left( 1 - \frac{L_0}{0.05 * L_{\infty}} \right)$$

onde  $t_{max}$  é o tempo médio necessário para a espécie atingir cerca de 95% do comprimento assintótico,  $K$ ,  $L_{\infty}$  e  $L_0$  são parâmetros da curva de crescimento de von Bertalanffy que consistem na taxa de crescimento, comprimento assintótico e tamanho estimado ao nascimento, respectivamente.

#### 4.2. Análise demográfica

Será utilizado o pacote do R “popbio”(GARCIA, 1988) (STUBBEN; MILLIGAN; NANTEL, 2020) para executar um modelo matricial de Leslie estruturado por idade, sendo o mesmo de apenas um sexo (fêmeas). Tal modelo utiliza os valores previamente obtidos de fertilidade e sobrevivência por classe de idade para estimar parâmetros importantes que descrevem a dinâmica populacional (ROCKWOOD,2015). Para *R. porosus*, a fecundidade será obtida pela equação adaptada de (MATTOS *et al.*, 2001). Para *R. lalandii*, será considerado o pressuposto de que todas as classes de idade após a primeira maturação produzem prole do mesmo tamanho (“*knife edge maturity*”) devido à ausência de dados a respeito da fecundidade em função da idade ou tamanho. Então, a fertilidade, que é diferente de fecundidade por considerar a contribuição reprodutiva relativa à sobrevivência de determinada classe de idade, é definida pela multiplicação da sobrevivência da classe de idade específica pela fecundidade (CASWELL, 2018; SMART *et al.*, 2017). Abase para as matrizes de Leslie é a seguinte equação:

$$N_{t+1} = AN_t$$

onde  $N$  é um vetor que descreve a composição de idade da população no tempo  $t$  e  $A$  é a matriz de transição.

Logo, a matriz de transição é definida como:

$$A = \begin{matrix} & f_0 & f_1 & \dots & f_t \\ S_1 & 0 & 0 & & 0 \\ 0 & \dots & S_t & & 0 \end{matrix}$$

onde  $f$  é a fertilidade e  $S_t$  a sobrevivência para cada idade

A partir da matriz, calcula-se a taxa reprodutiva ( $R_0$ ), definida como o número médio de prole capaz de reproduzir (fêmeas) que cada indivíduo gera durante sua vida, pela seguinte equação:

$$R_0 = \int_{t_{mat}}^{t_{max}} l_t m_t$$

A matriz de Leslie também permite calcular o tempo de geração ( $G$ ), definido como a quantidade média de tempo entre o nascimento de um indivíduo e sua prole (ou idade de primeira maturação + tempo de gestação), definido pela seguinte equação:

$$G = \int_{t_{mat}}^{t_{max}} t \exp^{-LN(\lambda)t} l_t m_t$$

Subsequentemente, calcula-se a taxa intrínseca de crescimento populacional ( $r$ ) por meio da equação  $r = LN(R_0)/G$ . Populações com  $r = 0$  encontram-se estáveis,  $r < 0$  declinando e  $r > 0$  crescendo. Finalmente, a taxa anual de crescimento populacional ( $\lambda$ ) é calculada como  $\lambda = \exp(r)$ , onde  $\lambda > 1$  descreve uma população em crescimento,  $\lambda = 1$  descreve uma população estável e  $\lambda < 1$ , uma população em declínio (ROCKWOOD, 2015).

Será executada uma análise de elasticidade para determinar a influência de mudanças proporcionais em elementos específicos da matriz de Leslie no primeiro autovalor da mesma. Mais especificamente, tal método permite identificar as idades nas quais mudanças em seus respectivos parâmetros como sobrevivência ou fertilidade impactarão com maior magnitude na taxa anual de crescimento

populacional (DE KROON *et al.*, 1986; HEPPELL; CASWELL; CROWDER, 2000). Para isso, a seguinte equação é utilizada:

$$e_{ij} = \frac{a_{ij}}{\lambda} * \frac{v_i w_j}{\lambda w, v}$$

onde  $a_{ij}$  é o elemento matricial que se encontra na linha  $i$  e coluna  $j$ ,  $v_i$  é o valor reprodutivo por idade  $i$ ,  $w$  = autovetor da matriz que representa a distribuição estável de idade. Elasticidades são aditivas, sendo seu somatório = 1.

Considerando a inerente incerteza na estimação de parâmetros populacionais, a modelagem populacional deve incorporar estimativas de variabilidade dos mesmos. Uma das soluções mais utilizadas é realizar simulações de Monte Carlo, que permitem a incorporação dos intervalos de confiança previamente obtidos e efeitos da estocasticidade (variações aleatórias nos parâmetros populacionais devido à variações nas condições ambientais ou na estimação dos parâmetros) por meio da repetição da mesma análise milhares de vezes com variação nos dados de entrada de acordo com medidas de variabilidade como desvio padrão ou intervalos de confiança (BEERKIRCHER, 2003; COELHO; ALPIZAR-JARA; ERZINI, 2015; CORTÉS, 2002; SMART *et al.*, 2017). Isto posto, os intervalos de confiança e valores médios para os parâmetros de von Bertalanffy e fecundidade previamente obtidos serão utilizados. A mortalidade natural será variada por duas formas: (1) distribuições normais para cada estimador de acordo com médias e desvios-padrão obtidos por meio da variação nos parâmetros requeridos por cada estimador; (2) distribuições discretas de probabilidade, com probabilidades de seleção para o modelo iguais entre estimadores (OLIVEIRA *et al.*, 2021). Então, simulações de Monte Carlo com 10.000 repetições incorporando os intervalos de confiança de cada parâmetro de entrada serão executadas para gerar variabilidade nas variáveis demográficas por meio do algoritmo para o software R modificado no presente estudo, disponível originalmente por meio da plataforma aberta de compartilhamento de códigos “GitHub” por SMART (2017).

### 4.3. Cenários de manejo

Dois cenários serão testados para ambas as espécies, de forma a comparar como se comporta a taxa anual de crescimento populacional: o Cenário 1 considera que a pressão de pesca atua de forma constante entre as classes de tamanho, enquanto o Cenário 2 simula uma medida de manejo na qual apenas os indivíduos juvenis são capturados (idade de última captura) (PRINCE, 2005; SMART *et al.*, 2017, 2020).

O cenário de exclusão dos indivíduos reprodutores de acordo com (PRINCE, 2005) será testado para ambas as espécies através de simulações com diferentes idades de última captura. Mais especificamente, serão executadas simulações de Monte Carlo com 10.000 repetições para cada idade de última captura e diferentes níveis de mortalidade de pesca ( $F = 0.1, 0.2, 0.3$ ), procurando definir a taxa anual de crescimento em cada cenário. Para tal,  $F$  foi incorporado nos valores de sobrevivência de forma que a mortalidade total seja o valor selecionado de  $M + F$ . Então, o nível de mortalidade por pesca limítrofe ( $F_{max}$ ) (que produz uma população estável, tal que  $\lambda = 1$ ) será calculado iterativamente ao aumentar  $F$  até que a taxa anual de crescimento populacional se iguale a 1. Dessa forma, a estratégia de manejo em questão será considerada vantajosa caso seja possível manter maiores níveis de exploração sem potenciais declínios populacionais (SMART *et al.*, 2017).

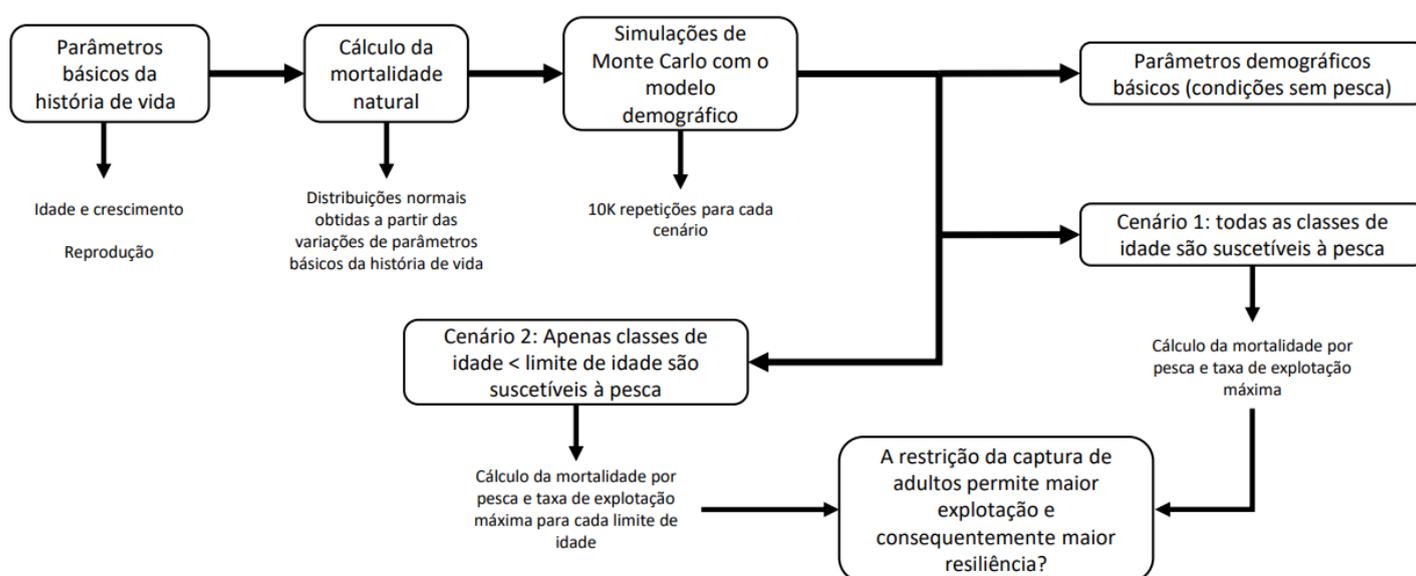
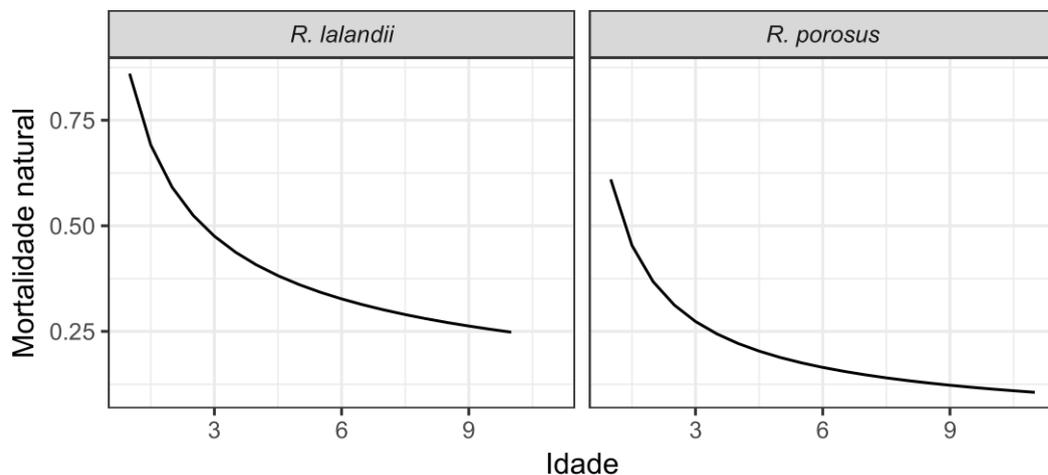


Figura 2. Infográfico representando o passo-a-passo da metodologia

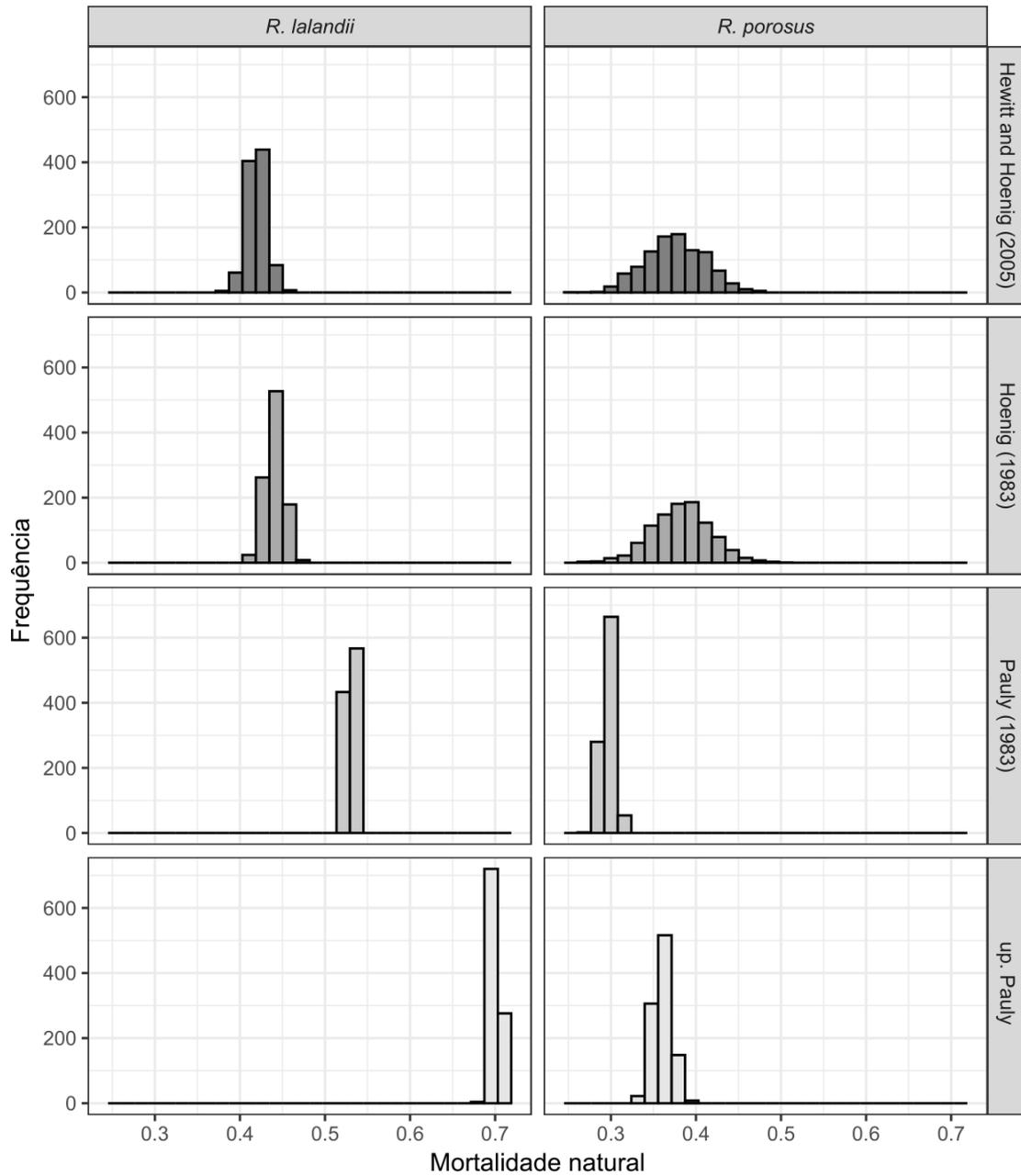
## 5. RESULTADOS

### 5.1. Mortalidade natural

Os diferentes estimadores de mortalidade natural para ambas as espécies produziram valores ligeiramente semelhantes. O método dependente da idade de CHEN & WANTANABE (1989) detectou altos valores para as classes de idade mais novas, com diminuições significativas após a idade de primeira maturação e valores discretamente maiores nas idades mais avançadas, evidenciando senescência. No entanto, o formato de “banheira” não foi produzido devido aos valores muito maiores nos primeiros anos de vida (Figura 3). Os demais métodos independentes da idade produziram valores semelhantes à mediana do estimador dependente da idade (Figura 4).



**Figura 3.** Taxas de mortalidade natural por classes de idade para *R. porosus* (a) e *R. lalandii* (b).

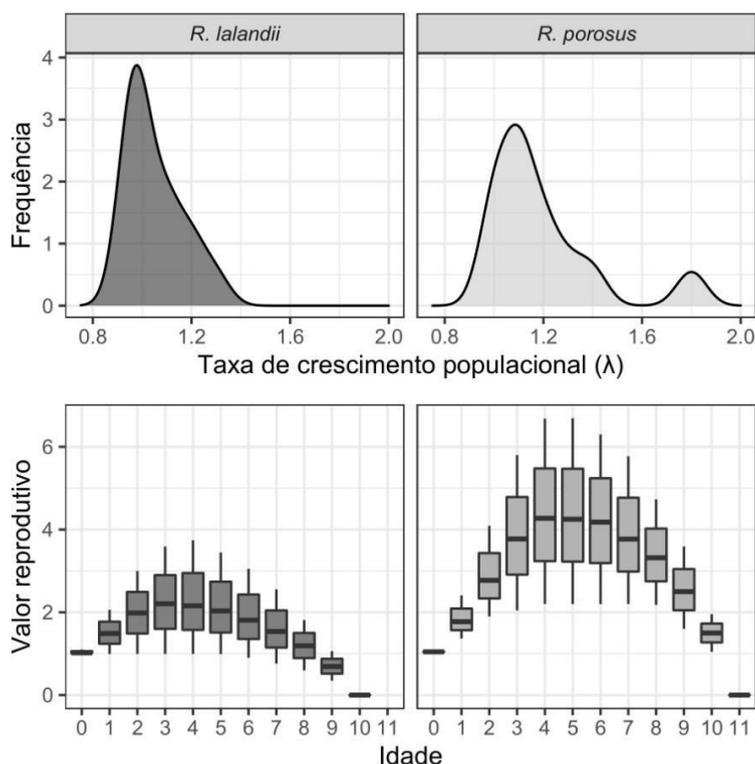


**Figura 4.** Distribuições normais para diferentes estimadores de mortalidade natural de acordo com médias e desvios-padrão para cada espécie.

## 5.2. Crescimento populacional e variáveis demográficas

Para populações em condições de dinâmica natural (sem atividade pesqueira), nota-se valores semelhantes de parâmetros demográficos para ambas as espécies gerados pelas simulações de Monte Carlo. A taxa anual de crescimento populacional ( $\lambda$ ) possuiu média de 1.14 ( $\pm 0.161$ ) e de 1.11 ( $\pm 0.086$ ), enquanto o tempo geracional exibiu valores de 5.12 ( $\pm 2.15$ ) e 4.8 ( $\pm 1.74$ ) e a prole por fêmea 5.3 ( $\pm 1.8$ ) e 2.5 ( $\pm 0.93$ ) para *R. porosus* e *R. lalandii*, respectivamente. Observa-se, entretanto, que o tempo geracional e a prole por fêmea exibiram distribuições de probabilidade bimodais para ambas as espécies.

Ainda, a distribuição estável de idades e seus respectivos valores demonstraram que *R. porosus* possui valores mais elevados de sobrevivência nos primeiros anos de idade quando comparado a *R. lalandii*. No entanto, o mesmo chega às maiores classes de idade com menor proporção da população. Pelos valores reprodutivos por idade, como esperado, constata-se que os mesmos atingem picos razoavelmente perto das idades de primeira reprodução, definida como o somatório da idade de primeira maturação e tempo gestacional (Figura 5).



**Figura 5.** Taxas de crescimento populacional e valores reprodutivos por idade para *R. porosus* e *R. lalandii*

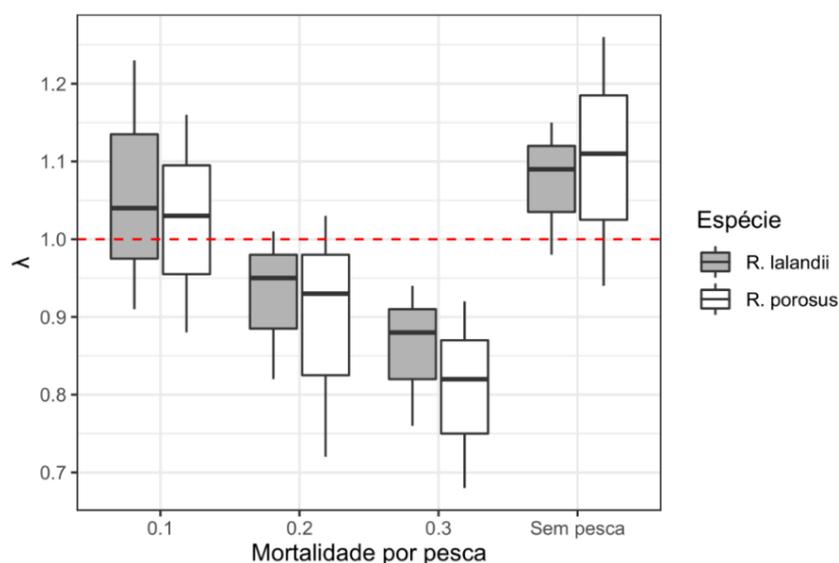
Os valores de elasticidades diferiram consideravelmente entre ambas as espécies. Para *R. porosus*, a sobrevivência de juvenis possuiu maior influência na taxa anual de crescimento populacional, enquanto para *R. lalandii*, a sobrevivência de adultos possui a maior influência proporcional. No entanto, nota-se que a fertilidade exibiu valores semelhantes para ambas as espécies, embora ligeiramente maior para *R. lalandii* (Tabela 2).

**Tabela 2.** Valores de elasticidades e seus respectivos intervalos de confiança para ambas as espécies

Variável	<i>R. porosus</i>		<i>R. lalandii</i>	
	Média	I.C. 95%	Média	I.C. 95%
Sobrevivência de juvenis	0.51	0.46 – 0.58	0.34	0.28 – 0.39
Sobrevivência de adultos	0.27	0.23 – 0.31	0.41	0.37- 0.45
Fertilidade	0.22	0.11 – 0.31	0.25	0.16 – 0.35

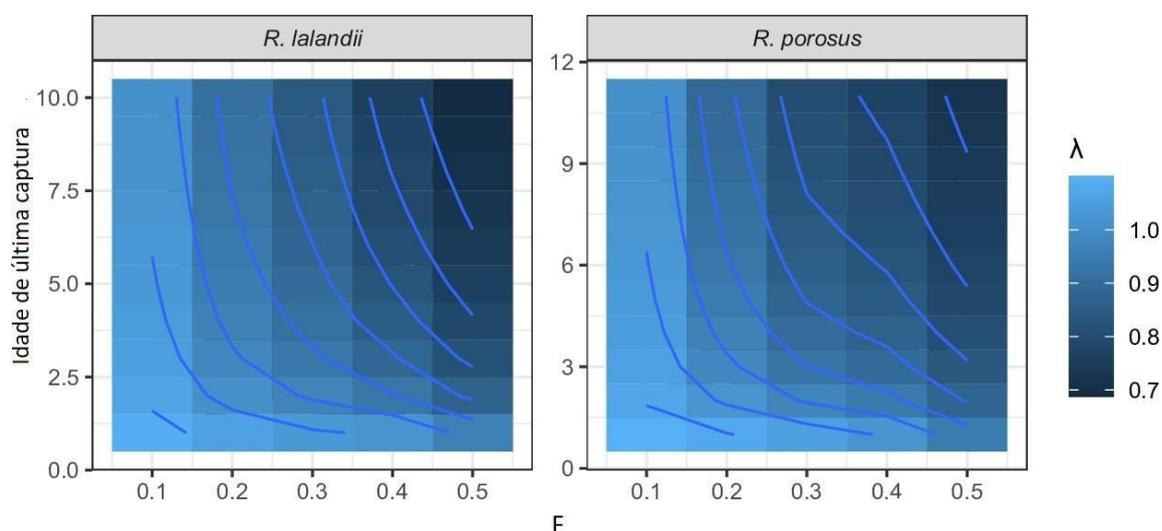
### 5.3. Cenários de exploração

Para o cenário no qual a mortalidade de pesca é aplicada de forma homogênea para toda a população (sem regulações que limitam tamanhos de captura), o modelo demonstrou que os níveis críticos de  $F$  para manter populações estáveis são iguais a 0.13 e 0.16 para *R. porosus* e *R. lalandii*, respectivamente. Pois, quando  $F = 0.1$ , o crescimento populacional ainda se mostra positivo, com aumentos de menos de 5% ao ano para ambas as espécies. Entretanto, quando a mortalidade por pesca é aumentada para 0.2, a taxa anual de crescimento populacional já indica potenciais declínios em torno de 7.5% e 5% para *R. porosus* e *R. lalandii*, respectivamente. Similarmente, uma mortalidade por pesca igual a 0.3 entrega valores de  $\lambda$  de 0.82 para *R. porosus* e 0.87 para *R. lalandii* (Figura 6).



**Figura 6.** Medianas, quartis e desvios-padrão das taxas anuais de crescimento populacional para ambas as espécies sobre diferentes níveis de exploração, considerando que  $F$  é constante para toda a população. A linha vermelha pontilhada representa o nível no qual as populações se encontram em estabilidade

No cenário no qual a mortalidade de pesca apenas atinge classes de idade mais novas, se observa que a captura de indivíduos juvenis e a consequente exclusão dos reprodutivos das capturas permite um aumento significativo no esforço sem impactar de forma negativa no crescimento populacional. Mais especificamente, nota-se que a exclusão de indivíduos  $> 2.5$  e  $> 2$  anos para *R. porosus* e *R. lalandii*, respectivamente, permite que a mortalidade de pesca aumente para perto de 0.3 sem diminuir a taxa anual de crescimento populacional para níveis que causem declínios (Figura 7).



**Figura 7.** Relações entre a mortalidade por pesca (F), idade de última captura (IUC) e taxa anual de crescimento populacional ( $\lambda$ ) (representada pelo degradê).

## 6. DISCUSSÃO

Análises demográficas demonstram ser ferramentas importantes na modelagem de populações estruturadas por idade, possibilitando estimar produtividade e consequências potenciais de diferentes estratégias de manejo frente à típica ausência de dados compreensivos de captura de pescarias carentes de dados (CHEN; YUAN, 2006; CORTÉS, 1999, 1998, 2002; OLIVEIRA *et al.*, 2021; SMART *et al.*, 2017). O presente estudo demonstrou que o pressuposto de que todos os tubarões costeiros possuem alta produtividade e podem, portanto, suportar altas pressões de pesca deve ser desafiado. Mais especificamente, as simulações demográficas demonstraram que potenciais declínios populacionais (> 10 e 15% para *R. lalandii* e *R. porosus*) podem ocorrer mesmo em níveis relativamente baixos de pressão pesqueira não regulada. Todavia, também foi demonstrado que restringir as capturas apenas para juvenis de até um ano pode ser considerada uma potencial estratégia de manejo, possibilitando elevar a mortalidade por pesca sem que hajam declínios populacionais.

As estimativas de mortalidade natural relativamente altas calculadas no presente estudo para ambas as espécies são esperadas para tubarões com ciclo de vida e crescimento rápidos. As curvas no formato de decaimento exponencial geradas pelo estimador de (CHEN; WATANABE, 1989) geraram valores de  $M$  perto de 1 e 0.5 para *R. lalandii* e *R. porosus* no primeiro ano, mas declinando rapidamente, refletem as taxas de crescimento relativamente rápidas de ambas as espécies, que transicionam rapidamente para classes de tamanho maiores (BENSON *et al.*, 2018; JØRGENSEN; HOLT, 2013). Efetivamente, tubarões mais velhos e maiores apresentam menores taxas de mortalidade natural devido à menores riscos de predação (KNIP; HEUPEL; SIMPFENDORFER, 2012). Os demais estimadores de mortalidade geraram valores razoavelmente semelhantes às medianas dos valores estimados pela equação dependente da idade. No entanto, como exceção, o estimador atualizado de Pauly (THEN *et al.*, 2015) produziu um valor excepcionalmente alto para *R. lalandii*. Portanto, esse estimador foi removido, seguindo as diretrizes de (SMART *et al.*, 2017). Maiores variâncias nas taxas de mortalidade natural para *R. porosus* devem ser atribuídas aos maiores

intervalos de confiança nos parâmetros de história de vida utilizados (consultar Tabela 1).

Baseando-se nas informações de história de vida e outros estudos publicados com análise demográfica, os parâmetros populacionais e demográficos obtidos no presente estudo se encontram na faixa esperada para o tipo de elasmobrânquio estudado. Mais especificamente, os valores da taxa finita de crescimento populacional ( $\lambda$ ) para o cenário sem pressão pesqueira em ambas as espécies são semelhantes aos obtidos nos estudos de CORTÉS (1995) e MÁRQUEZ-FARIAS & LEONARDO CASTILLO-GENIZ (1998), destacando que até esses tubarões costeiros de crescimento rápido podem ser razoavelmente vulneráveis à pesca não manejada. Ainda assim, também se deve reconhecer que o crescimento populacional dessas espécies é consideravelmente mais rápido quando comparados aos de outros Elasmobrânquios como *Carchahinus* spp. (BEERKIRCHER, 2003; GRANT *et al.*, 2018; SANTANA; DUARTE-NETO; LESSA, 2009; SANTANDER-NETO *et al.*, 2021; SMART *et al.*, 2017), tubarões-martelo (GRANT, Michael I. *et al.*, 2020) e outros tubarões com histórias de vida mais “longas” (DREW *et al.*, 2015; LESSA; BATISTA; SANTANA, 2016; LIU *et al.*, 2015; POWTER *et al.*, 2008).

Os resultados das simulações com pressões pesqueiras homogêneas (quando a mortalidade por pesca é presumida como igual entre todas as classes de idade) destacam que as espécies estudadas também são vulneráveis à pesca, com as populações de *R. lalandii* e *R. porosus* começando a declinar com cerca de 0.15 e 0.13, respectivamente. Apesar de serem valores consideravelmente maiores do que os níveis críticos de mortalidade por pesca que pode ser exercido em outros tubarões mais longevos (GRANT *et al.*, 2018; SANTANA; DUARTE-NETO; LESSA, 2009; SMART *et al.*, 2017, 2020) ainda se tratam de pressões de pesca pequenas. Diversos exemplos da literatura destacam que grande maioria das populações de tubarões não conseguem suportar altas ou até moderadas taxas de mortalidade por pesca na ausência de medidas de manejo que busca preservar os estágios mais sensíveis (BOOTH; FOULIS; SMALE, 2011; HISANO; CONNOLLY; ROBBINS, 2011; SMART *et al.*, 2017; TSAI *et al.*, 2014). Em adição, capturas indiscriminadas ainda podem causar sobrepesca de recrutamento (quando o estoque reprodutor é severamente reduzido e os recrutamentos subsequentes falham) porque espécies placentárias e vivíparas com baixa fecundidade apresentam forte dependência entre o tamanho do estoque reprodutor e recrutamentos. Portanto, reduzir a quantidade de

adultos em populações de elasmobrânquios pode causar declínios populacionais (TAYLOR et al., 2013).

Distintivamente do cenário onde a pressão de pesca é aplicada de forma homogênea, a aplicação de um limite máximo de captura (LMC) nas simulações para apenas tubarões mais novos que um ano (YOY) permitiu multiplicar as mortalidades por pesca sem causar declínios populacionais. Tais resultados correspondem com os de SMART *et al.*, 2017, que analisaram a demografia de dois tubarões do gênero *Carcharhinus* e resultados para diferentes cenários de manejo e exploração. Os autores concluíram que, diferentemente do cenário em que a pressão pesqueira afeta toda a população, restringir a captura apenas para neonatos também permite que maior esforço pesqueiro seja aplicado sem prejudicar as taxas de crescimento populacional. Similarmente, (GRANT et al., 2020), ao analisar a aplicação de LMCs na pescaria do tubarão-foice *Carcharhinus falciformis*, também concluiu que capturar apenas juvenis/neonatos consistem em uma alternativa viável para manter maiores pressões de pesca de forma sustentável. Tais estratégias vêm do conceito de “*gauntlet fisheries*”, que emergiu como uma ferramenta de manejo para a exploração de espécies longevas e se baseia no pressuposto de que os adultos sobreviventes podem repor os juvenis capturados (PRINCE, 2005). No entanto, o presente estudo demonstra, similarmente, que tal estratégia também pode ser aplicada no manejo de espécies de tubarões com histórias de vida mais “rápidas”. Os resultados aqui apresentados também estão em coerência com os de GALLUCCI; TAYLOR & ERZINI (2011). Os autores demonstraram que, muito embora a sobrevivência de juvenis seja um dos parâmetros mais importantes na regulação e manutenção das taxas de crescimento populacional, o valor reprodutivo de neonatos possuiu uma influência proporcional muito menor. Similarmente, tal parâmetro foi semelhante no presente estudo (Figura 4). Isso indica, portanto, que potenciais estratégias de manejo baseadas na adoção de LMCs devem indicar uma faixa relativamente restrita de tamanhos legais.

## 6.1. Considerações para o manejo das espécies estudadas

O manejo de pescarias de tubarões multiespecíficas ainda é causador de problemáticas substanciais devido à falta de informações a respeito de diversos aspectos biológicos das espécies capturadas. Ainda assim, considerando que *R. lalandii* e *R. porosus* ocupam muito mais do que metade da captura de tubarões na costa do Brasil (FIGUEIREDO; MENEZES, 2015; GADIG; MOTTA; NAMORA, 2002; MOTTA *et al.*, 2005), estratégias de manejo e conservação focadas nessas espécies ainda devem ser consideradas mesmo com a pobreza de dados a respeito de outras espécies. Não obstante, outras espécies frequentemente capturadas com *Rhizoprionodon* spp. Como o ameaçado tubarão-martelo *Sphyrna lewini*, os vulneráveis *Carcharhinus falciformes*, *C. obscurus* e *C. porosus*, além de *Squatina guggenheim* (BERNARDO *et al.*, 2020; DA SILVA FERRETTE *et al.*, 2019) ainda podem se beneficiar da aplicação de LMCs.

As espécies investigadas no presente estudo são também alvos significativos de pescarias recreativas (MATTOS *et al.*, 2001), significativamente pouco consideradas no que tange à impactos potenciais nas estruturas dos estoques, biodiversidade e imposição de estresse individual (GALLAGHER; COOKE; HAMMERSCHLAG, 2016; JEROME *et al.*, 2018; LLORET *et al.*, 2020; WEBER *et al.*, 2021). Contudo, essas pescarias ainda são muito pouco monitoradas quando comparadas com operações comerciais (BRACCINI *et al.*, 2021; FREIRE *et al.*, 2020). No entanto, há evidências do impacto desse tipo de prática em populações de tubarões ao redor do mundo, tais como alta mortalidade após soltura e captura indiscriminada de fêmeas grávidas (KYNE; FEUTRY, 2017; LYNCH; SUTTON; SIMPFENDORFER, 2010; VEIGA *et al.*, 2010). Deve ser recomendando, então, que mais pesquisas de âmbito regional a respeito dos aspectos do comportamento humano relacionado à pesca recreativa e atitudes a respeito da necessidade de conservação e proteção de tubarões e raias sejam realizadas. Isso permitiria que as comunidades científicas e agentes de manejo locais desenvolvessem estratégias de comunicação adaptadas e mais efetivas com o intuito de aumentar o cumprimento com potenciais regras de manejo.

## 7. CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que, apesar de serem significativamente mais produtivos que outros elasmobrânquios mais longevos, os tubarões costeiros *R. Lalandii* e *R. Porosus* também são vulneráveis a níveis moderados de pressão de pesca na ausência de medidas de manejo que visam limitar o tamanho das capturas. Em contraste, também foi demonstrado que a mortalidade por pesca pode ser muito aumentada de forma sustentável caso haja a implementação de limites máximos de captura (LMCs), demonstrando que outras estratégias além de fechamentos sazonais e espaciais podem ser aplicadas para tubarões com histórias de vida mais “rápidas”. Dessa forma, considerando a profunda e estrutural pobreza de dados de monitoramento e avaliações de estoque para essas espécies no Brasil e a recente mudança em seus status de conservação (CARLSON *et al.*, 2021; POLLON *et al.*, 2020), é recomendável a possibilidade de implementar LMCs para neonatos dessas espécies ao longo da costa brasileira como uma medida precaucionária.

## 8. REFERÊNCIAS

- BAUM, J. K.; MYERS, R. A. Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. **Ecology Letters**, v. 7, n. 2, p. 135–145, 2004.
- BEERKIRCHER, L. A Monte Carlo demographic analysis of the silky shark: implications of gear selectivity. **Fishery Bulletin**, v. 10, p. 168–174, 2003.
- BENSON, J. F. *et al.* Juvenile survival, competing risks, and spatial variation in mortality risk of a marine apex predator. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 6, p. 2888–2897, 2018.
- BERNARDO, C. *et al.* The label “Caçãõ” is a shark or a ray and can be a threatened species! Elasmobranch trade in Southern Brazil unveiled by DNA barcoding. **Marine Policy**, v. 116, p. 103920, 2020.
- BLABER, S. J. M. *et al.* Elasmobranchs in southern Indonesian fisheries: the fisheries, the status of the stocks and management options. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 19, n. 3, p. 367–391, 2009.
- BRACCINI, M. *et al.* Recreational harvest of sharks and rays in Western Australia is only a minor component of the total harvest. **Sustainability**, v. 13, n. 11, p. 6215, 2021.
- CASHION, M. S.; BAILLY, N.; PAULY, D. Official catch data underrepresent shark and ray taxa caught in Mediterranean and Black Sea fisheries. **Marine Policy**, v. 105, p. 1–9, 2019.
- CASWELL, H. Matrix population models : construction, analysis, and interpretation. **Sinauer Associates Inc.** 2018.
- CHAPMAN, B. Shark Attacks: Myths, Misunderstandings and Human Fear. **CSIRO Publishing**, 2017.

CHAPMAN, B. Shark Attacks: Myths, Misunderstandings and Human Fear. **CSIRO Publishing**, 2017.

CHEN, S.; WATANABE, S. Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. **Nippon Suisan Gakkaishi**, v. 55, n. 2, p. 205–208, 1989.

CHEN, P; YUAN, W. Demographic analysis based on the growth parameter of sharks. **Fisheries Research**, v. 78, n. 2–3, p. 374–379, 2006.

CLARKE, S. C. *et al.* Global estimates of shark catches using trade records from commercial markets. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1115–1126, 2006.

COELHO, R.; ALPIZAR-JARA, R.; ERZINI, K. Demography of a deep- sea lantern shark (*Etmopterus spinax*) caught in trawl fisheries of the Northeastern Atlantic: Application of Leslie matrices with incorporated uncertainties. **Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, v. 115, p. 64–72, 2015.

CORSSO, J. T. *et al.* Age and growth of two sharpnose shark species (*Rhizoprionodon lalandii* and *R. porosus*) in subtropical waters of the south-western Atlantic. **Marine and Freshwater Research**, v. 72, n. 3, p. 398–410, 2020.

CORTÉS, E. A. Stochastic stage-based population model of the sandbar shark in the Western North Atlantic. **American Fisheries Society**, 1999.

CORTÉS, E. A. Demographic analysis as an aid in shark stock assessment and management. **Fisheries Research**, v. 39, n. 2, p. 199–208, 1998.

CORTÉS, E. Demographic analysis of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the Gulf of Mexico. **Oceanographic Literature Review**, 1995.

CORTÉS, E. Incorporating uncertainty into demographic modeling: application to shark populations and their conservation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, 2002.

DA SILVA F., *et al.* DNA-based species identification of shark finning seizures in Southwest Atlantic: implications for wildlife tradesurveillance and law enforcement. **Biodiversity and Conservation** 2019 **28:14**, v. 28, n. 14, p. 4007–4025, 2019.

DE KROON, H. *et al.* Elasticity: The relative contribution of demographic parameters to population growth rate. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1427–1431, 1986.

DREW, M. *et al.* Age, growth and maturity of the pelagic thresher *Alopias pelagicus* and the scalloped hammerhead *Sphyrna lewini*. **Journal of Fish Biology**, v. 86, n. 1, p. 333–354, 2015.

DULVY, N. K. *et al.* Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. **eLife**, v. 3, 2014.

DULVY, N. K. *et al.* You can swim but you can't hide: the global status and conservation of oceanic pelagic sharks and rays. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 5, p. 459–482, 2008.

EDGAR, G. J.; W., T. J.; STUART-SMITH, R. D. Rapid declines across Australian fishery stocks indicate global sustainability targets will not be achieved without an expanded network of 'no-fishing' reserves. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 28, n. 6, p. 1337– 1350, 2018.

FALLOWS, C.; GALLAGHER, A. J.; HAMMERSCHLAG, N. White sharks (*Carcharodon carcharias*) scavenging on whales and its potential role in further shaping the ecology of an apex predator. **PLOS ONE**, v. 8, n. 4, p. e60797, 2013.

MÁRQUEZ-FARIAS, F. J.; CASTILLO-GENIZ, J. Fishery biology and demography of the Atlantic sharpnose shark, *Rhizoprionodon terraenovae*, in the southern Gulf of Mexico. **Fisheries Research**, v. 39, n. 2, p. 183–198, 1998.

FERRETTI, Francesco *et al.* Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. **Ecology Letters**, v. 13, n. 8, p. 1055–1071, 2010.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, Naércio A. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. 2015.

FORREST, R.E.; WALTERS, C. Estimating thresholds to optimal harvest rate for long-lived, low-fecundity sharks accounting for selectivity and density dependence in recruitment. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 66, n. 12, p. 2062–2080, 2009.

FREIRE, K. *et al.* Estimating Global Catches of Marine Recreational Fisheries. **Frontiers in Marine Science**. v. 10, p. 12, 2020.

FRIEDLANDER, A. M. *et al.* Human-induced gradients of reef fish declines in the Hawaiian Archipelago viewed through the lens of traditional management boundaries. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 28, n. 1, p. 146–157, 2018.

GADIG, O. B.; MOTTA, F. S.; NAMORA, R. C. Projeto Cação - A study on small coastal sharks in São Paulo, southeast Brazil. *In:* , 2002. **Proceedings of the International Conference on Sustainable Management of Coastal Ecosystem**. 2002. p. 239–246.

GALLAGHER, A. J.; COOKE, S. J.; HAMMERSCHLAG, N. Risk perceptions and conservation ethics among recreational anglers targeting threatened sharks in the subtropical Atlantic. **Endangered Species Research**, v. 29, n. 1, p. 81–93, 2016.

GALLUCCI, V. F; TAYLOR, I. G; ERZINI, K. Conservation and management of exploited shark populations based on reproductive value. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 4, p. 931–942, 2011.

GARCA, V. B; LUCIFORA, L. O; MYERS, R. A. The importance of habitat and life history to extinction risk in sharks, skates, rays and chimaeras. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 275, n. 1630, p. 83–89, 2007.

GRANT, M. I. *et al.* Life history characteristics of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the central west Pacific. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 4, p. 562–573, 2018.

GRANT, M. I. *et al.* Intraspecific demography of the silky shark (*Carcharhinus falciformis*): implications for fisheries management. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 1, p. 241–255, 2020.

HEPPELL, S.; CASWELL, H.; CROWDER, L. B. Life Histories and Elasticity Patterns: Perturbation Analysis for Species with Minimal Demographic Data. **Ecology**, v. 81, n. 3, p. 654, 2000.

HILBORN, R. *et al.* Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 4, p. 2218–2224, 2020.

HILBORN, R.; OVANDO, Daniel. Reflections on the success of traditional fisheries management. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 5, p. 1040–1046, 2014.

HOENIG, J. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. **Fishery Bulletin - National Oceanic and Atmospheric Administration**, p. 898–903, 1983.

HUTCHINGS, J. A. Life Histories of Fish. **Handbook of Fish Biology and Fisheries**, v. 1, p. 149–174, 2008.

IUCN. **The role of cities in the conservation and management of sharks**. 2002.

JAITEH, V. F.; LONERAGAN, N. R.; WARREN, C. The end of shark finning? Impacts of declining catches and fin demand on coastal community livelihoods. **Marine Policy**, v. 82, p. 224–233, 2017.

JEROME, J. M. *et al.* Integrating reflexes with physiological measures to evaluate coastal shark stress response to capture. **ICES Journal of Marine Science**, v. 75, n. 2, p. 796–804, 2018.

JORDAAN, G. L.; SANTOS, J.; GROENEVELD, J. C. Shark discards in selective and mixed-species pelagic longline fisheries. **PLOS ONE**, v. 15, n. 8, p. e0238595, 2020.

JØRGENSEN, C.; HOLT, R. E. Natural mortality: Its ecology, how it shapes fish life histories, and why it may be increased by fishing. **Journal of Sea Research**, v. 75, p. 8–18, 2013.

KING, M. Fisheries biology, assessment and management: Second edition. **Wiley-Blackwell Publishing**, 2013.

KNIP, D. M.; HEUPEL, M. R.; SIMPFENDORFER, C. A. Mortality rates for two shark species occupying a shared coastal environment. **Fisheries Research**, v. 125–126, p. 184–189, 2012.

KYNE, P. M.; FEUTRY, P. Recreational fishing impacts on threatened river sharks: A potential conservation issue. **Ecological Management & Restoration**, v. 18, n. 3, p. 209–213, 2017.

LESSA, R. P. Premières observations sur la biologie reproductive de *Rhizoprionodon lalandei* (Valenciennes 1839) (Pisces, Chondrichthyes) de la côte Nord du Brésil Maranhão. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 48, n. 4, p. 721–730, 1987.

LESSA, R.; BATISTA, V. S.; SANTANA, F. M. Close to extinction? The collapse of the endemic daggnose shark (*Isogomphodon oxyrinchus*) off Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 7, p. 70–81, 2016.

LIU, K. M. *et al.* Estimating finite rate of population increase for sharks based on vital parameters. **PLoS ONE**, v. 10, n. 11, 2015.

LLORET, J. *et al.* Recreational and small-scale fisheries may pose a threat to vulnerable species in coastal and offshore waters of the western Mediterranean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 6, p. 2255–2264, 2020.

LYNCH, A. J.; SUTTON, S. G.; SIMPFENDORFER, C. A. Implications of recreational fishing for elasmobranch conservation in the Great Barrier Reef Marine Park. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 20, n. 3, p. 312–318, 2010.

MACEDO, M. M.; SOUSA, M. F.; BATISTA, V. S. Latitudinal disparity in the reproductive cycle of sharpnose shark, *Rhizoprionodon lalandii* (Elasmobranchii: Carcharhinidae), in Atlantic waters off South America. **Zoologia (Curitiba)**, v. 29, n. 5, p. 413–419, 2012.

MATTOS, S. M. G. *et al.* Reproductive biology of the Caribbean sharpnose shark, *Rhizoprionodon porosus*, from northern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 52, n. 5, p. 745–752, 2001.

MEDINA, E; TAVARES, R. ; POSADA, J. M. Resultados preliminares sobre la edad y crecimiento del cazón playón, *Rhizoprionodon porosus* (Poey, 1861), en la región Nororiental de Venezuela, v. 62. **Conference of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**. 2010.

MENDONÇA, F. F. *et al.* Diversity and genetic population structure of the Brazilian sharpnose shark *Rhizoprionodon lalandii*. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 23, n. 6, p. 850–857, 2013.

BARKER, M. J.; Schluessel, V. Managing global shark fisheries: suggestions for prioritizing management strategies. **Aquat Conserv Mar Freshwat Ecosyst**, v. 15, n. 4, p. 325–347, 2005.

MOMIGLIANO, P.; JAITEH, V. F.; SPEED, C. Predators in danger: shark conservation and management in Australia, New Zealand and their neighbours. **Austral Ark: The State of Wildlife in Australia and New Zealand**, p. 467–491, 2014.

MOTTA, F. S. *et al.* Reproductive biology of the Brazilian sharpnose shark (*Rhizoprionodon lalandii*) from southeastern Brazil. **ICES Journal of Marine Science**, v. 64, n. 9, p. 1829–1835, 2007.

MOTTA, F. S. *et al.* Size and sex compositions, length–weight relationship, and occurrence of the Brazilian sharpnose shark, *Rhizoprionodon lalandii*, caught by artisanal fishery from southeastern Brazil. **Fisheries Research**, v. 74, n. 1–3, p. 116–126, 2005a.

MUSICK, J. A. *et al.* Management of sharks and their relatives (Elasmobranchii). **Fisheries**, v. 25, n. 3, p. 9-13, 2011.

OLIVEIRA, C. D. L. *et al.* Demographic analysis reveals a population decline of the Longnose stingray *Hypanus guttatus* in Northeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 41, p. 101554, 2021.

PACOUREAU, N. *et al.* Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. **Nature 2021 589:7843**, v. 589, n. 7843, p. 567–571, 2021.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **ICES Journal of Marine Science**, v. 39, n. 2, p. 175–192, 1980.

POWTER, D. M. *et al.* Demographic analysis of the Port Jackson shark *Heterodontus portusjacksoni* in the coastal waters of eastern Australia. **Marine and Freshwater Research**, v. 59, n. 5, p. 444–455, 2008.

PRINCE, J. D. Gauntlet fisheries for elasmobranchs - The secret of sustainable shark fisheries. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science**, v. 35, p. 407–416, 2005.

RASHER, D. B.; HOEY, A. S.; HAY, M. E. Cascading predator effects in a Fijian coral reef ecosystem. **Scientific Reports 2017 7:1**, v. 7, n. 1, p. 1– 10, 2017.

ROCKWOOD, L. **Introduction to Population Ecology**. 2015. ISSN 1442-9985.v. 31

ROFF, G. *et al.* Decline of coastal apex shark populations over the past half century. **Communications Biology 2018 1:1**, v. 1, n. 1, p. 1–11, 2018.

SANTANA, F. M.; DUARTE-NETO, P.; LESSA, R. Demographic analysis of the night shark (*Carcharhinus signatus*, Poey, 1868) in the equatorial Southwestern Atlantic Ocean. **Fisheries Research**, v. 100, n. 3, p. 210–214, 2009.

SANTANA, F. M.; FEITOSA, L. M.; LESSA, R. P. From plentiful to critically endangered: Demographic evidence of the artisanal fisheries impact on the smalltail shark (*Carcharhinus porosus*) from Northern Brazil. **PLOS ONE**, v. 15, n. 8, p. e0236146, 2020.

SANTANDER-NETO, J. *et al.* Age, growth and demography of the silky shark *Carcharhinus falciformis* from the southwestern Atlantic. **Endangered Species Research**, v. 45, p. 237–249, 2021.

SIMPFENDORFER, C. A. Demographic Analysis of the Dusky Shark Fishery in Southwestern Australia. 1999. **American Fisheries Society Symposium**. 1999. p. 149–160.

SIMPFENDORFER, C. A. Demographic models: life tables, matrix models and rebound potential. *In*: Management Techniques For Elasmobranch Fisheries. 2004. p. 187–204.

SMART, J. *et al.* Can multi-species shark longline fisheries be managed sustainably using size limits? Theoretically, yes. Realistically, no. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 9, p. 1847–1860, 2020.

SMART, J. Leslie matrix model for sharks incorporating stochasticity using Monte Carlo Simulations. **GitHub**. 2017. Disponível em: <https://gist.github.com/jonathansmart/34054b7ab43512b9ce6fe210ed08d9ec>.

SMART, J. *et al.* Stochastic demographic analyses of the silvertip shark (*Carcharhinus albimarginatus*) and the common blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) from the Indo-Pacific. **Fisheries Research**, v. 191, p. 95–107, 2017.

SMITH, S. E.; AU, D. W.; SHOW, C. Intrinsic rebound potentials of 26 species of Pacific sharks. **Marine and Freshwater Research**, v. 49, n. 7, p. 663–678, 1998.

SPALDING, M. D. *et al.* Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. **BioScience**, v. 57, n. 7, p. 573–583, 2007.

STUBBEN, C.; MILLIGAN, B.; NANTEL, P. Package popbio. **The Comprehensive R Archive Network**. 2020. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/popbio/index.html>.

TAYLOR, I. G. *et al.* A stock–recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark - ScienceDirect. **Fisheries Research**, v. 142, p. 15–21, 2013.

TERBORGH, J. W. Toward a trophic theory of species diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 37, p. 11415–11422, 2015.

THEN, A. Y. *et al.* Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. **ICES Journal of Marine Science**, v. 72, n. 1, p. 82–92, 2015.

VEIGA, P. *et al.* Quantifying recreational shore angling catch and harvest in southern Portugal (north-east Atlantic Ocean): Implications for conservation and integrated fisheries management. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2216–2237, 2011.

WEBER, D. N. *et al.* Insights into the origin and magnitude of capture and handling-related stress in a coastal elasmobranch *Carcharhinus limbatus*. **ICES Journal of Marine Science**, v. 78, n. 3, p. 910–921, 2021.

WILLIAMS, J. J. *et al.* Mobile marine predators: an understudied source of nutrients to coral reefs in an unfished atoll. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1875, 2018.